

Rapport

Projectnummer: 367108
Referentienummer: Rapport
Datum: 05-09-2019

Effecten van bouwmethode verdiepte ligging A27 / A12 Ring Utrecht op beschermde natuurwaarden

Definitief

Opdrachtgever:
Rijkswaterstaat Midden-Nederland
Griffioenlaan 2
3526 LA UTRECHT

Verantwoording

Titel	Effecten van bouwmethode verdiepte ligging A27 / A12 Ring Utrecht op beschermde natuurwaarden
Subtitel	
Projectnummer	367108
Referentienummer	Rapport
Revisie	Definitief
Datum	05-09-2019
Auteur	René van Dijk
E-mailadres	rene.vandijk@sweco.nl
Gecontroleerd door	Mark Grutters
Goedgekeurd door	Maarten Mouissie

Inhoudsopgave

1	Inleiding	4
1.1	Achtergrond en aanleiding.....	4
1.2	Onderzoeksgebied en methode	4
1.2.1	Literatuuronderzoek verstoring bouwactiviteit	5
1.2.2	Inventarisatie aanwezigheid verstoringsgevoelige soorten met bureau- en veldonderzoek..	6
2	Mogelijke effecten van verstoring door bouwactiviteiten	6
2.1	Effecten van verstoring	6
2.2	Mogelijke significantie van effecten van verstoring	8
2.3	Verstoring door geluid	8
	<i>Samenvatting</i>	8
2.3.1	Maskeren van communicatie	10
2.3.2	Fysiologische effecten.....	11
2.3.3	Schrik- of vluchtreacties	11
2.3.4	Verstoring van niet-vogels.....	11
2.4	Visuele verstoring	13
	<i>Samenvatting</i>	13
2.5	Trillingen	16
	<i>Samenvatting</i>	16
2.6	Gewenning en aanpassingen	17
3	Effecten op (potentieel) aanwezige beschermde soorten	19
3.1	Vogels.....	19
3.2	Grondgebonden zoogdieren	25
3.3	Vleermuizen	27
3.4	Amfibieën	29
3.5	Vissen	30
3.6	Reptielen.....	30
3.7	Ongewervelden.....	31
4	Mitigerende maatregelen	31
4.1	Algemeen.....	32
4.2	Vogels	32
4.3	Vleermuizen	32
4.4	Reptielen.....	33
5	Conclusies	33
6	Referenties	34

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en aanleiding

Op de A27 / A12 Ring Utrecht komt veel regionaal en doorgaand verkeer samen. Daarmee zijn er problemen in de vorm van files, geluidsoverlast en luchtkwaliteit ontstaan. Om de capaciteit op de A27 / A12 Ring Utrecht te verhogen is Rijkswaterstaat voornemens conform het Tracébesluit de A27 ter hoogte van de verdiepte ligging bij Amelisweerd verbreden. Vanwege de verdiepte ligging is er op deze locatie een folieconstructie aangelegd om het grondwater te kunnen keren. Daarmee worden er specifieke eisen aan de bouwmethode gesteld, wat inhoudt dat er diepwanden om de folie zullen worden geplaatst om ervoor te zorgen dat grondwater toch gekeerd blijft mocht de folie beschadigd worden bij de bouwactiviteiten. Om de diepwanden aan te leggen zullen er met freesmachines sleuven van 70 m diep worden gemaakt.

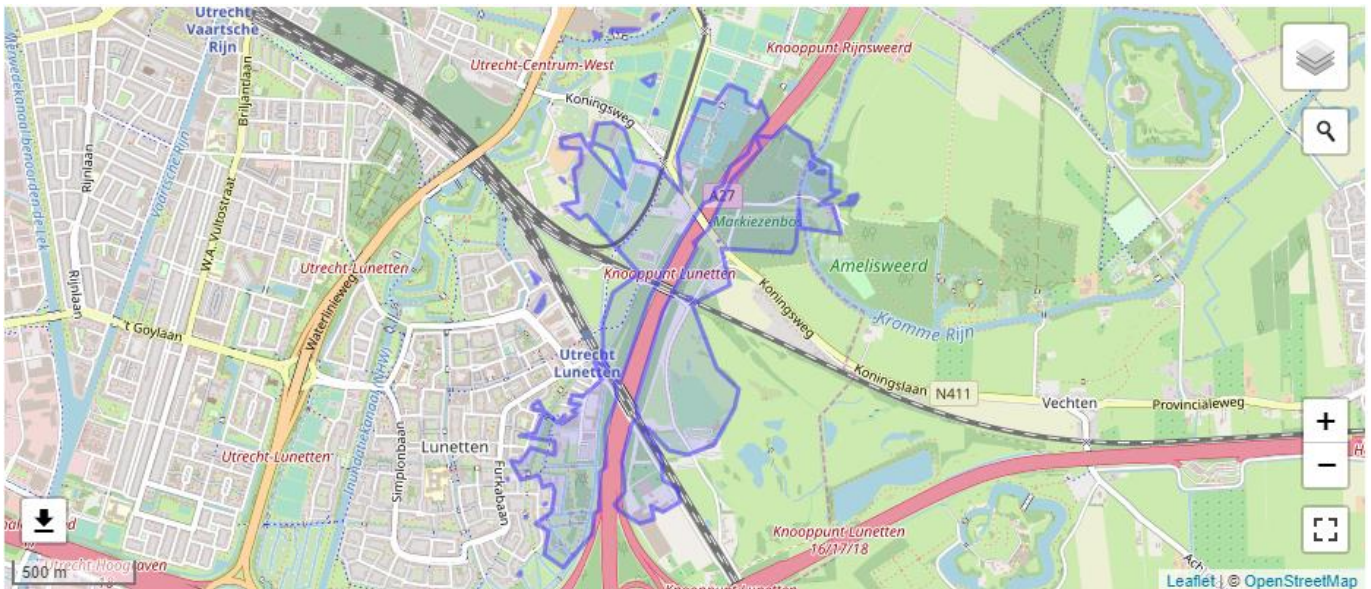
Het aanleggen van de diepwanden zal gepaard gaan met een aanzienlijke geluidproductie: het geluidvermogen van de freesmachines bedraagt 103 dB(A) (van Lieshout 2019). Er wordt er daarbij van uitgegaan dat gedurende circa 88 weken maximaal vier freesmachines in het gebied actief zullen zijn. Deze machines zullen dan continu (24 uur per dag, zeven dagen per week) in werking zijn. Daarnaast zal er in deze periode met vrachtwagens materiaal aan en af worden gevoerd (naar verwachting 87 vrachtwagens per dag), welke waarschijnlijk vanuit Bunnik over de Koningsweg of vanuit Utrecht over de Laan van Maarschalkerweerd zullen gaan rijden.

De bescherming van wilde dieren in Nederland is vastgelegd in de Habitat- en Vogelrichtlijn, zoals geïmplementeerd in artikel 3.1 (Vogelrichtlijn) en artikel 3.5 (Habitatrichtlijn) van de Wet natuurbescherming. Verstoring van dieren kan leiden tot overtreding van de Wet natuurbescherming als dit van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding (Svl) van de soort. Daarnaast kan verstoring leiden tot (tijdelijke) aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden van het Natuurnetwerk Nederland (NNN). In dit rapport zullen we beoordelen of hiervan sprake is en zullen we de mogelijk effecten van verstoring door de bouwactiviteiten, geluid, trillingen en visuele verstoring op de natuurwaarden in de omgeving, onder andere het landgoed Amelisweerd en het gebied Maarschalkerweerd, in kaart brengen.

1.2 Onderzoeksgebied en methode

De effecten van de bouwmethode op de natuurwaarden in de omgeving van Ring Utrecht zijn onderzocht voor het gebied en in kaart gebracht door het akoestisch onderzoek van Royal Haskoning DHV (van Lieshout 2019). Dit betreft het areaal met een buitenste grens van een 1 dB toename in geluid waarbij het bouwgeluid tijdens de bouwperiode gecumuleerd is met dat van het weg- en spoorverkeer (figuur 1.1). Door cumulatie kan een versterkend effect optreden, waarbij verstoring in combinatie met de andere bronnen drempelwaarden van verstoring kan overschrijden. Om de mogelijke effecten van geluid op broedvogels te beoordelen, wordt vaak uitgegaan van de richtlijn om als drempelwaarde een gemiddeld geluidsniveau van 42 dB(A) te gebruiken voor vogels in gesloten vegetaties en 47 dB(A) voor vogels van het open landschap zoals weidevogels (Reijnen, Veenbaas, and Foppen 1992). Bij geluidsniveaus boven deze drempelwaardes wordt er van uit gegaan dat er mogelijk negatieve effecten op populatiedichtheden en broedsucces worden veroorzaakt. Echter, binnen het onderzoeksgebied ligt het huidige geluidsniveau (gemiddeld over dag en nacht L_{den}) grotendeels tussen de 60 en 70 dB en nergens onder de 55 dB¹.

¹ <https://www.atlasleefomgeving.nl/kaarten>



Figuur 1.1 Kaart van het onderzoeksgebied. Het onderzoeksgebied betreft het areaal waarbinnen er een 1 dB toename aan geluid op zal treden ten gevolge van de bouwactiviteiten, hier aangegeven als het gebied binnen de blauwe belijning.

Het is daarom onwaarschijnlijk dat geluid veroorzaakt door de bouwactiviteiten in cumulatie met weg- en treinverkeer van onder de 55 dB verstoring zal veroorzaken, zodat de drempelwaarden op basis van Reijnen et al. (1992) niet direct op het onderzoeksgebied van toepassing zullen zijn. Op welk niveau er daadwerkelijk verstoring door geluid op zal treden is moeilijk in te schatten, maar de grenswaarden waarboven verstoring door geluid is vastgesteld, in ieder geval bij vogels, liggen veelal dichtbij het achtergrondniveau. Dit geeft aan dat in ieder geval sommige soorten zeer gevoelig kunnen zijn voor een geringe toename in verstoring door geluid (Kleijn 2008). Daarom gaan we er in dit rapport van uit dat verstoring kan plaats vinden bij een toename in geluidsverstoring van 1 dB, op basis waarvan de afbakening van het onderzoeksgebied is bepaald.

De mogelijke effecten van verstoring door geluid, trillingen en visuele verstoring zijn onderzocht voor potentieel gevoelige fauna (broedvogels, zoogdieren, amfibieën, vissen, reptielen en ongewervelden). Vooral van broedvogels is bekend dat geluidverstoring over grote afstand tot vermindering van broedvogelaantallen en broedsucces kan leiden. Op kortere afstanden kunnen ook vleermuizen en amfibieën verstoord worden en ook zoogdieren die nabij de A27 rusten en/of foerageren zouden door de bouwactiviteiten verstoord kunnen worden. Mogelijke effecten van verstoring van fauna tijdens de bouwfase van de verdiepte ligging A27 bij Amelisweerd hebben we beschreven en getoetst aan de beschermingskaders van de Wet natuurbescherming en het NNN. We hebben onderzocht of de effecten zijn te mitigeren met tijdelijke bronmaatregelen. Waar dit niet mogelijk is, zal voor significante effecten een ontheffing Wet natuurbescherming nodig zijn en/of zullen er compenserende maatregelen genomen moeten worden. We sluiten daarbij aan bij het mitigatie- en compensatieplan Ring Utrecht (Mouissie 2016).

1.2.1 Literatuuronderzoek verstoring bouwactiviteit

In eerste instantie hebben we een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluid, trillingen en visuele verstoring op verschillende diergroepen die mogelijk binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied kunnen voorkomen. Daarbij hebben we met name gebruik gemaakt van de internationale wetenschappelijke literatuur, maar ook van

professionele rapporten geproduceerd door bijvoorbeeld overheidsinstanties, adviesbureaus of kennisinstellingen. Relevante literatuur is opgezocht met behulp van de zoekmachines Google, GoogleScholar en PubMed, waarin op termen als ‘disturbance’, ‘noise’, ‘light’, ‘vibration’ en ‘construction’ en de Nederlandse equivalenten is gezocht. Op basis van de literatuurstudie zijn de versturende factoren die relevant zijn voor de geplande bouwactiviteiten en de gevoeligheid van verschillende diergroepen geïdentificeerd.

1.2.2 Inventarisatie aanwezigheid verstoringgevoelige soorten met bureau- en veldonderzoek

De aanwezigheid binnen het onderzoeksgebied van wettelijk beschermde soorten (Wet natuurbescherming) en provinciale aandachtsoorten (vanwege aanwezigheid van NNN) die mogelijk gevoelig zijn voor verstoring tijdens de bouwactiviteiten hebben we aan de hand van bureau- en veldonderzoek in kaart gebracht. Gezien de uitvoering van de bouwactiviteiten gedurende 80 weken gaat het daarbij om soorten die in de verschillende jaargetijden in het werkgebied voorkomen, inclusief bijvoorbeeld broedvogels en overwinteraars.

Bureauonderzoek: Welke soorten en soortgroepen voorkomen binnen het door de bouwactiviteiten verstoorte gebied is vastgesteld op basis van recente informatie uit de rapportages van het natuuronderzoek MER/OTB Ring Utrecht en het natuur- en areaalonderzoek TB Ring Utrecht. Daarnaast hebben we gebruik gemaakt van gegevens over het voorkomen van soorten binnen het onderzoeksgebied in de NDFF (periode 2014-2019) en online beschikbare en door RWS aangeleverde inventarisatierapporten uit het onderzoeksgebied.

Veldonderzoek: Om de gegevens te interpreteren en actualiseren hebben we één ronde van veldbezoeken uitgevoerd, waarbij het gehele onderzoeksgebied is bezocht, buiten de TB-grenzen. Omdat in 2018 nog onderzoek is uitgevoerd naar voorkomen van beschermde soorten binnen de TB-grenzen zijn we er van uit gegaan dat dit gebied voldoende is onderzocht. We hebben het onderzoeksgebied gecontroleerd op aanwezigheid en potentie voor broedvogels en potentie voor vleermuizen en grondgebonden zoogdieren, zoals das en boomarter. Dit zijn de naar verwachting meest verstoringgevoelige soorten waarvan het voorkomen nabij het plangebied bekend is. We hebben ook op potentie voor andere beschermde fauna, zoals amfibieën en reptielen, gelet. Het veldonderzoek is zodanig uitgevoerd dat dit bruikbaar is als volwaardige ronde van een broedvogelinventarisatie. Alle waarnemingen hebben we geregistreerd in de mobiele app van WrnPro.

2 Mogelijke effecten van verstoring door bouwactiviteiten

2.1 **Effecten van verstoring**

Onder verstoring kan in het algemeen een reactie in gedrag of conditie worden verstaan die het gevolg is van een bepaalde activiteit en het voorkomen, de soortenrijkdom, het gedrag, de voortplanting en/of de kans op overleving negatief beïnvloedt. Geluid, licht en trillingen kunnen dergelijke effecten van verstoring veroorzaken in verschillende taxa, waaronder vogels, zoogdieren, amfibieën, vissen, reptielen en insecten (Lucas, de Carvalho, and Grilo 2017, Slabbekoorn et al. 2018). Bij verstoring kunnen de volgende gradaties van een respons worden onderscheiden:

- fysiologie (bijvoorbeeld verhoogde hartslag, stresshormoonproductie);
- communicatie;
- alert gedrag; en
- vluchten of mijden.

Omdat de eerste drie responstypen in het algemeen minder eenvoudig waarneembaar zijn, is verstoringsonderzoek meestal gericht op waarnemingen van vluchtgedrag. Desalniettemin kunnen effecten op communicatie, alert gedrag of fysiologie ook consequenties met zich meedragen die zich vertalen in negatieve effecten op het voortplantingssucces van een individu dan wel op de populatie. Uit onderzoek blijkt verder dat verstoringsevoeligheid sterk soortafhankelijk is, maar dat er ook binnen een soort duidelijke verschillen kunnen bestaan tussen individuen.

Of verstoring ecologisch relevant is, waaronder we hier een effect op populatieniveau verstaan, wordt in essentie bepaald door de vraag of deze van invloed is op de overleving of voortplanting van een individu. Dieren worden onder natuurlijke omstandigheden ook blootgesteld aan allerlei vormen van verstoring, zoals het verdedigen van een territorium, het vluchten voor predatoren of een voorbijkomende wandelaar. Dieren hebben daarom van nature een zekere verstoringbuffer, waarbinnen geen sprake zal zijn van ecologisch relevante effecten op het niveau van het individu.

De ecologische relevantie van verstoring is onder meer afhankelijk van de periode waarin verstoring optreedt. Terwijl verstoring tijdens foerageren buiten het broedseizoen relatief eenvoudig gecompenseerd kan worden door uit te wijken naar een alternatief foerageergebied, kan verstoring tijdens het broedseizoen sneller leiden tot negatieve effecten. Vooral verstoring vroeg in het broedseizoen, tijdens de balts, de nestbouwfase of de eileg, kan er toe leiden dat een poging tot voortplanting wordt afgebroken. Mogelijk kan er ook dan uitgeweken worden, maar vanwege onder andere competitie voor de beste locaties kunnen er negatieve effecten optreden op het broedsucces en kunnen individuen verhinderd worden in de mogelijkheden tot voortplanting. Met name voor relatief kort levende soorten, zoals zangvogels, kan dit significante effecten hebben op het voortplantingssucces van een individu en, afhankelijk van de schaal van verstoring, de levensvatbaarheid van een populatie. De mate van verstoring in een latere fase van de broedperiode, bijvoorbeeld tijdens het uitbroeden van eieren of het voeren van jongen, verschilt tussen soorten. Veel vogels zullen de nakomelingen echter niet snel verlaten. Dit kan er toe leiden dat de vogels bij verstoring niet lijken uit te wijken, zodat de verstoring wellicht beperkt lijkt. Echter, minder eenvoudig waarneembare effecten van verstoring, zoals verhoogde fysiologische stressniveaus, kunnen relevante effecten hebben op broedgedrag, foerageerefficiëntie of predatierisico, waardoor ouders voor langere periodes van het nest blijven bijvoorbeeld. Op deze manier kan verstoring ook tijdens de latere fase van de broedperiode het broedsucces negatief beïnvloeden.

Bij het beoordelen van verstoring is het dan ook van belang er rekening mee te houden dat het feit dat vogels en andere dieren ergens voorkomen niet betekent dat er daar geen verstoring is. Hoge dichtheden laten zich daarbij ook niet altijd vertalen in een hoge fitness (Johnson and Temple 1986), terwijl lage dichtheden niet noodzakelijk wijzen op verstoring. In territoria waar er geluidsverstoring optreedt zou het voortplantingssucces relatief laag kunnen liggen vanwege bijvoorbeeld verstoord communicatie waardoor het lastiger is om partners aan te trekken of territoria te verdedigen (Foppen and Reijnen 1994). Dergelijke effecten zijn aangetoond voor verschillende zangvogels, waaronder ovenvogels *Seiurus aurocapilla* (Habib, Bayne, and Boutin 2007), roodkeelsialias *Sialia sialis* (Kight, Saha, and Swaddle 2012) en rietgorzen *Emberiza schoeniclus* (Gross, Pasinelli, and Kunc 2010). Ook zou een verhoogd niveau van fysiologische stress in verstoord gebied een succesvolle voortplanting negatief kunnen beïnvloeden (Ortega 2012, Kight and Swaddle 2011). Hoewel de fauna van het onderzoeksgebied deels gewend zal zijn aan verstoring door verkeer en

recreatie, kan een verdere toename in verstoring ten gevolge van de bouwactiviteiten dergelijke effecten van verstoring potentieel versterken.

2.2 Mogelijke significantie van effecten van verstoring

Het wel of niet optreden van significante effecten is in eerste instantie afhankelijk van de directe of indirecte effecten op populatieniveau. Indien er sprake is van effecten op de populatieniveau, dan is de significantie hiervan afhankelijk van de Svl van de betreffende soort. Als de verstoring van wezenlijke invloed is op de Svl van de soort dan kan dat leiden tot overtreding van de Wet natuurbescherming. Verstoring kan ook leiden tot (tijdelijke) aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden van het NNN. De mogelijke significantie van effecten zal in dit kader op zowel regionaal als op landelijk niveau moeten worden bepaald, waarbij niet alleen de aanwezigheid van een soort relevant is, maar ook het (potentiele) leefgebied.

2.3 Verstoring door geluid

Samenvatting

Voor wat betreft effecten van geluid op vogels bestaat er inmiddels een aanzienlijke hoeveelheid onderzoek dat op verschillende effecten van geluidsverstoring duidt. Geluidsverstoring kan bij vogels communicatie verstoren en leiden tot fysiologische stress, verminderde voortplanting en een veranderde samenstelling van soorten. De mate van verstoring door geluid hangt samen met de wijze van communicatie en de frequentie waarop het geluid gecommuniceerd wordt en daarmee het risico op maskering daarvan door de geluidsverstoring. Met name zangvogels, waarvoor vocale communicatie van groot belang is, zijn derhalve gevoelig voor verstoring. Daarnaast zijn met name vogels die op lagere frequenties communiceren (< 4 kHz) gevoelig voor verstoring. Dit betreft vaak de wat grotere zangvogels, zoals lijsters. Vogels waarvoor vocale communicatie minder van belang is, waaronder bijvoorbeeld roofvogels en watervogels, zijn naar verwachting minder gevoelig voor geluidsverstoring. Hoewel vogels zich in ieder geval deels kunnen aanpassen aan geluid, is het tot op heden niet duidelijk in hoeverre dergelijke aanpassingen daadwerkelijk de verstoring mitigeren. Versturende effecten van geluid op soorten waarvan bekend is dat deze zich aan geluid aan kunnen passen, zijn dan ook niet op voorhand uit te sluiten.

Voor zoogdieren lijkt er weinig bewijs te bestaan dat geluid negatieve effecten veroorzaakt. Mogelijk komt dat deels door een gebrek aan onderzoek, maar het onderzoek dat wel is uitgevoerd wijst op een beperkte gevoeligheid voor geluidsverstoring. Voor vleermuizen, echter, kan geluid efficiënt foerageren bemoeilijken, effecten van habitatfragmentatie versterken, rust op verblijfplaatsen verstoren en voortplantingssucces verminderen. Ook kunnen vleermuizen vanwege randeffecten geluidsverstoord gebied mijden. Deze effecten kunnen daarmee leiden tot een veranderde soortensamenstelling, maar spelen over het algemeen slechts over relatief korte afstand, tot maximaal ongeveer 100 m vanaf de geluidsbron.

Ook voor amfibieën kan verstoring door geluid leiden tot gereduceerde aantallen en soortenrijkdom. Voor kikkers en padden is vocale communicatie met name in de context van voortplanting van belang. Verstoring daarvan kan daarom leiden tot negatieve effecten op het voortplantingssucces. Voor salamanders lijkt er echter geen bewijs te bestaan dat ze door geluid verstoord worden. Waar amfibieën zich onder water bevinden zijn effecten van geluid geproduceerd boven water uit te sluiten, omdat het geluid grotendeels door het wateroppervlak wordt gereflecteerd. Om dezelfde reden is de versturende werking van geluid geproduceerd boven water op vissen zeer beperkt.

Over het algemeen bestaat er echter voldoende overtuigend en experimenteel bewijs dat geluid een verstoringseffect kan hebben op vogels en andere dieren, en direct kan leiden tot veranderingen in gedrag en soortensamenstelling.

Geluidsverstoring bij het aanleggen van de diepwanden zal met name gegenereerd worden door de freesmachines. Deze (punt)bron produceert een geluidvermogen van rond de 100 dB(A) (van Lieshout 2019). Het geluid daarvan, tezamen met overig bouwlawaai, heeft de begrenzing van het onderzoeksgebied bepaald. Daarnaast zullen de vrachtwagens die door het onderzoeksgebied zullen rijden om materiaal aan en af te voeren het nodige geluid produceren. Op 15 m afstand produceren ook de vrachtwagens (tot een snelheid van 35 km/uur) rond de 100 dB(A) (Granneman et al. 2013, van Lieshout 2019). Bij het bouwlawaai veroorzaakt bij de werkzaamheden voor het project Ring Utrecht gaat het dan ook met name om continu (of langdurig) geluid veroorzaakt door freesactiviteiten (het plaatsen van de diepwand zelf veroorzaakt weinig geluid en trillingen) en het verkeer, waaronder het bouwverkeer. Mogelijke effecten van impuls geluid op natuur, zoals die bijvoorbeeld op kunnen treden bij heikwerkzaamheden, zullen daarom in dit rapport niet in detail worden behandeld. Hoewel eventuele impuls geluiden schrik- en/of vluchtreacties kunnen veroorzaken, zijn vogels bovendien relatief minder gevoelig voor impuls geluiden dan voor continue geluidsverstoring (Ortega 2012).

Geluid wordt uitgedrukt in decibels (dB). Veel onderzoek naar geluidbelasting en -verstoring, waaronder het overgrote deel van het onderzoek naar geluidsverstoring van vogels, maakt gebruik van de voor de gevoeligheid van het menselijk oor gewogen dB(A)-waardes. Zeer lage frequenties krijgen daarbij een relatief lage weging, terwijl de voor het menselijk oor goed hoorbare frequenties een hogere weging krijgen. Hoewel de geluidsgevoeligheid van sommige dieren grofweg overeen zal komen met dat voor mensen, is dat natuurlijk lang niet altijd het geval. Op soortniveau kan naar de frequentie van communicatie gekeken worden om in te kunnen schatten over welk frequentiebereik een soort het meest gevoelig is voor geluid. Op deze frequenties zal geluid verstoring werken vanwege frequentieoverlap en daarmee maskering van communicatie door geluidsverstoring. Over dit onderwerp is een aanzienlijke hoeveelheid wetenschappelijke literatuur gepubliceerd. Verder geldt dat de gevoeligheid voor maskering van geluid door ruis gemiddeld ongeveer 6 dB(A) minder is bij mensen dan bij vogels. Dat betekent dat maskerende effecten van geluid relatief groot zijn voor vogels, maar dat verstoringseffecten veroorzaakt door impuls geluiden leidend tot bijvoorbeeld een schrikreactie voor vogels vergeleken met mensen relatief klein zijn (Ortega 2012).

Effecten van geluid op dieren kunnen bestaan uit veranderingen in gedrag, waarbij onder continue geluidsverstoring akoestische signalen van predatoren of soortgenoten minder goed kunnen worden waargenomen. Een belangrijke en wijdverspreide bron van continue geluidsverstoring zijn wegen. Wegen hebben, onder andere vanwege verstoring door geluid, voor veel vogelsoorten een negatief effect op populatiedichtheden (Reijnen and Foppen 2006, Reijnen et al. 1995, Reijnen, Foppen, and Meeuwsen 1996, Rheindt 2003, Polak et al. 2013, Ware et al. 2015, Forman, Reineking, and Hersperger 2002). Ook andere geluidsbronnen kunnen een verstoringseffect hebben op dieren. Een studie in de Verenigde Staten vond bijvoorbeeld een negatieve correlatie tussen het aantal soorten vogels langs rivieroeveren en het geluidsniveau van door mensen veroorzaakt achtergrondgeluid vanuit woonwijken, winkelcentra en industriegebieden (Stone 2000). Het geluid geproduceerd door olie- en gascompressieinstallaties in Canada (70 – 90 dB(A)) beïnvloedde de populatiesamenstelling van ovenvogels, zodat er relatief veel eerstejaars broedende vogels voorkwamen en relatief veel onsuccesvolle paarvorming plaatsvond nabij de installaties ten opzichte van locaties waar deze bron van geluidsverstoring afwezig was (Habib, Bayne, and Boutin 2007). Ook voor andere zangvogels is gevonden dat deze lawaaiige installaties een negatief effect hadden op populatiedichtheden, zodat nabij de installaties de dichtheden 1.5 keer lager waren dan op rustige locaties en dat de broeddichtheid voor een derde van de onderzochte soorten negatief beïnvloed werd

(Bayne, Habib, and Boutin 2008). Een onderzoek waarin is gekeken naar de effecten van verstoring door heien op watervogels in noord Engeland, en dus een effect van impulsgeluiden, vond dat er onder de 50 dB(A) geen effect waarneembaar was; een grenswaarde die grofweg overeen lijkt te komen met dat voor continu geluid (Garniel et al. 2007, Ortega 2012). Tussen de 50 en 70 dB(A) bestond de verstoring uit gedragsmatige veranderingen (zoals alarmroepen of verandering van foerageerpositie). Boven de 70 dB(A) verplaatsten individuen zich binnen de zone waar geluidsverstoring plaatsvond en boven de 85 dB(A) verplaatsten individuen zich tot daarbuiten (Cutts, Phelps, and Burdon 2009).

De mate waarin geluid verstoring kan veroorzaken en de drempelwaardes waarboven dat gebeurt zal tussen soorten en soortgroepen verschillen (Kleijn 2008, Garniel et al. 2007). De drempelwaardes zoals die momenteel zijn vastgesteld, veelal op basis van de studies door Reijnen et al., lopen uiteen van ongeveer 30 tot 60 dB(A) (Kleijn 2008). Voor de zangvogel fitis *Phylloscopus trochilus* is de drempelwaarde vastgesteld tussen de 31 en 40 dB(A) (Reijnen et al. 1995). Dat zou echter betekenen dat de fitis vrijwel overal in Nederland verstoord wordt door geluid (het gemiddelde natuurlijke achtergrondniveau in Nederland ligt op 40 dB(A) (Kleijn 2008)). Dat lijkt niet waarschijnlijk. Deels zullen de vastgestelde grenswaardes dan ook een artefact zijn van de toepaste rekenmethodes en de gedateerdheid van de gebruikte data en deels zal gewinning een rol kunnen spelen waardoor de mate van verstoring beperkt wordt. Daarnaast zal de mate van verstoring ook samenhangen met een groot aantal factoren, die per locatie kunnen verschillen. Intensiteit van het geluid, het type geluid (weg of fabriek, impuls of continu) en de akoestische omgeving (windrichting, aan- of afwezigheid van geluidsabsorberende of -weerkaatsende oppervlaktes), bijvoorbeeld, zullen de mate van verstoring beïnvloeden (Barber, Crooks, and Fristrup 2010). Soortspecifieke variatie zal verder samenhangen met de wijze waarop en de mate waarin gebruik wordt gemaakt van geluid om te communiceren of te foerageren, waarbij de drempelwaarde samenhangt met de frequentie waarop communicatie plaatsvindt ten opzichte van dat van het verstorende geluid. Voor watervogels of roofvogels is vocale communicatie bijvoorbeeld van minder belang dan voor zangvogels. In tegenstelling tot veel andere soorten is er voor roofvogels dan ook in een vergelijkende studie geen relatie gevonden tussen populatiedichtheid en afstand vanaf een weg (Benítez-López, Alkemade, and Verweij 2010). Voor andere soortgroepen dan vogels zijn geen grenswaardes voor geluidsverstoring bekend (Kleijn 2008).

2.3.1 Maskeren van communicatie

Geluidsverstoring kan verschillende vormen aannemen. Ten eerste kan het leiden tot het maskeren van communicatie tussen individuen binnen een soort en deels ook communicatie tussen soorten. Maskerende effecten treden op bij continue geluidsverstoring en kunnen binnen soorten leiden tot minder succesvolle paarvorming en voortplanting (Rheindt 2003, Catchpole and Slater 2008, Halfwerk, Holleman, et al. 2011). Communicatie kan ook verstoord worden door afleiding, zodat organismen meer kwetsbaar raken voor predatie (Yim-Hol Chan et al. 2010, Templeton, Zollinger, and Brumm 2016, Grade and Sieving 2016), of door een toename in waakzaamheid, zoals aangetoond in vinken *Fringilla coelebs*, wat een indirect, negatief gevolg kan hebben op reproductief succes via een afname in foerageertijd (Quinn et al. 2006). Voor effecten tussen soorten kan gedacht worden aan de interactie tussen predator en prooi of aan het maskeren van alarmroepen waarmee verschillende soorten elkaar kunnen waarschuwen voor gevaar.

De mate waarin maskering van communicatie een probleem vormt, verschilt echter tussen soorten en hangt, onder andere, samen met de wijze van communicatie (vocaal of visueel, bijvoorbeeld) en de geluidsfrequentie waarop gecommuniceerd wordt. Soorten die op een hogere frequentie (>4 kHz) communiceren ondervinden bijvoorbeeld minder interferentie van verkeersgeluid (Rheindt 2003). Voor verschillende taxa, waaronder vogels, amfibieën,

vissen en zeezoogdieren is echter aangetoond dat maskering van geluid negatieve effecten kan hebben (Kleijn 2008).

Uit een studie naar 30 verschillende soorten in de Verenigde Staten, bestaande uit zowel zang- als niet-zangvogels en zowel 'stadsvogels' als 'niet-stadsvogels', is naar voren gekomen dat vogels die op lage frequenties communiceren, veelal grotere vogels, geluidsverstoorte gebieden mijden, terwijl kleinere zangvogels minder last zouden kunnen ondervinden van akoestische interferentie (Francis, Ortega, and Cruz 2011). Bovendien lijken kleinere vogels beter in staat tot aanpassing. De geluidsverstoring in deze studie werd veroorzaakt door gascompressors, waarvan het frequentiebereik tussen de 1 en 3 kHz vergelijkbaar is met dat van bijvoorbeeld verkeersgeluid. Andere effecten, zoals visuele verstoring, vegetatiesamenstelling en een verminderde detectiekans van vogels door waarnemers, konden in deze studie worden uitgesloten, zodat het aangetoonde effect van een verminderd broedsucces en veranderde soortensamenstelling zeer waarschijnlijk door geluid is veroorzaakt.

2.3.2 Fysiologische effecten

Naast verstoring van communicatie kunnen er bij geluidsverstoring ook fysiologische veranderingen optreden als gevolg van stress, welke de gezondheid of voortplanting kunnen beïnvloeden. Bij extreme geluidsbelasting kan schade aan het gehoor worden veroorzaakt (Kleijn 2008). Fysiologische effecten van stress of schade aan gehoor door geluidsverstoring zijn vastgesteld bij een brede variatie aan soorten (Chang and Merzenich 2003, Ortega 2012). Verhoogde waarden van een stresshormoon onder geluidsverstoring vanaf een weg zijn bijvoorbeeld waargenomen bij mannetjes van de waaierhoen *Centrocercus urophasianus* op een gezamenlijke baltsplaats (een 'lek') (Blickley et al. 2012) en voor de gevlekte bosuil *Strix occidentalis* (Hayward et al. 2011). Effecten op populaties zijn onbekend, maar wel kan verwacht worden dat voortplantingssucces, door bijvoorbeeld minder efficiënt foerageren of broeden, negatief beïnvloed wordt. Eieren zouden bijvoorbeeld onderkoeld kunnen worden doordat oudivogels vanwege stress langer van het nest af blijven of doordat de doorbloeding van de broedvlek, en daarmee de warmteafgifte aan de eieren of jongen, verminderd effectief is. Ook kunnen deze fysiologische effecten er toe leiden dat het geluidsverstoorte gebied door de dieren gemeden wordt en dus mogelijk tot lagere broeddichtheden en/of een veranderde soortensamenstelling.

2.3.3 Schrik- of vluchtreacties

Bij impulsgeluiden, zoals bijvoorbeeld bij heien, spelen deels andere effecten een rol. Impulsgeluiden kunnen schrik- of vluchtreacties veroorzaken. Ook hier bestaan er aanzienlijke verschillen tussen soorten in de mate waarin reacties worden veroorzaakt. Schrik- of vluchtreacties zijn met name vastgesteld voor vogels. Wat de variatie aan gevoeligheid voor impulsgeluiden veroorzaakt is onduidelijk (Kleijn 2008). Wel kan er gewenning optreden bij herhaalde, en vooral bij voorspelbare, blootstelling aan impulsgeluiden. Effecten van impulsgeluiden op populaties zijn onbekend (Kleijn 2008).

2.3.4 Verstoring van niet-vogels

Consequenties van geluidshinder lijken taxonomisch breed verspreid. Ook onder water, bijvoorbeeld, zijn er effecten van biotische en abiotische geluiden vastgesteld op de overleving en voortplanting van verschillende organismen (Slabbekoorn et al. 2010, van Opzeeland et al. 2007). Geluid veroorzaakt door bouwwerkzaamheden hebben veelal een piek die onder 1 kHz ligt en ligt daarmee binnen het geluidwaarnemingsvermogen van de meeste vissen (Richardson et al. 1995). Geluid wordt ook door vissen gebruikt voor communicatie bij voortplanting en territoriaal gedrag. Hoewel er over communicatie door

geluid bij vissen steeds meer bekend wordt, is het aantal studies naar effecten van geluidsverstoring bij vissen nog beperkt. Mogelijk zijn er negatieve effecten op gedrag en fysiologie, maar effecten op voortplanting en overleving lijken vooralsnog beperkt (Kleijn 2008, Slabbekoorn et al. 2010, Bruintjes and Radford 2014, Graham and Cooke 2008). Bovendien wordt geluid van boven water door het wateroppervlak weerkaatst, zodat effecten van verstoring door geluid van boven water op fauna onder water, waaronder vissen, veelal te verwaarlozen zijn.

De literatuur over effecten van geluid op zoogdieren is beperkt en wordt gedomineerd door studies aan zeezoogdieren (Kleijn 2008). Wel toonde een studie in Noord-Amerika aan dat de dichtheden van de witvoetmuis *Peromyscus leucopus* en Oostelijke wangzakeekhoorn *Tamias striatus* niet negatief gerelateerd waren aan geluid vanaf wegen (McGregor, Bender, and Fahrig 2008). Ook leek er in een woestijn in Utah (Verenigde Staten) geen relatie te bestaan tussen de afstand van een weg en de populatiedichtheid en soortensamenstelling van kleine zoogdieren. De dichtheid voor sommige soorten lag zelfs hoger nabij een weg (Bissonette and Rosa 2009). Verder vertoonden grondeekhoorns *Spermophilus beecheyi* in de VS een verhoogde mate van alertheid nabij lawaaige windturbines vergeleken met gebieden zonder windturbines (Rabin, Coss, and Owings 2006) en is het gebruik van wildpassages onder wegen voor sommige soorten gerelateerd aan de mate van geluidsbelasting (Clevenger, Chruszcz, and Gunson 2001), terwijl er voor andere soorten, waaronder marterachtigen, geen effect werd gevonden. Voor de bever *Castor fiber* geeft een rapport van het RVO aan dat er buiten de periode met jongen geen verstoring optreedt door trillingen en geluid van heien op 70 m afstand van een burcht (RVO 2014). Hoewel de soort ten tijde van het grootbrengen van de jongen mogelijk gevoeliger is voor geluidsverstoring dan daarbuiten, is de bever naar verwachting dus weinig gevoelig voor geluidsverstoring. Voor zwarte beren *Ursus americanus* is echter aangetoond dat het geluid van een drone op circa 20 m afstand leidt tot een fysiologische reactie in de vorm van een verhoogde hartslag (Ditmer et al. 2015). Over het algemeen echter bestaat er weinig of geen bewijs in de wetenschappelijke literatuur dat geluidsverstoring een belangrijke rol speelt voor zoogdieren. Dit heeft mogelijk meer met een gebrek aan onderzoek te maken dan dat dergelijke effecten kunnen worden uitgesloten. Effecten als afleiding, stress en maskering van geluid, zoals dat van predatoren of prooi, zoals aangetoond in verschillende studies aan vogels, zouden voor zoogdieren ook een rol kunnen spelen. Bewijs daarvoor ontbreekt echter grotendeels.

Vocale communicatie, en daarmee potentieel geluidsverstoring, speelt ook een belangrijke rol in vleermuizen. Geluidsverstoring kan het voor vleermuizen moeilijker maken om prooien te lokaliseren door het geluid van vleugelbewegingen of vocalisaties van prooien en de lage frequenties van echolocatie van de vleermuizen te maskeren (Altringham and Kerth 2016). Een studie aan valse vleermuizen *Myotis myotis*, een soort die jaagt door te luisteren naar geluid gemaakt door de prooi, heeft bijvoorbeeld aangetoond dat deze vleermuis onder experimentele geluidsverstoring een verminderde foerageefficiëntie heeft (Siemers and Schaub 2011). Mogelijk als gevolg daarvan mijdt deze vleermuissoort geluidsverstoorte gebieden (Schaub, Ostwald, and Siemers 2008, Luo, Siemers, and Kosel 2015). Ook andere soorten vleermuizen, waaronder de watervleermuis *Myotis daubentonii*, zouden op deze manier geluidsverstoring kunnen ondervinden (Luo, Siemers, and Kosel 2015). Naast interferentie zorgt geluidsverstoring er ook voor dat de kans dat vleermuizen (*Myotis spp.*) over een weg vliegen kleiner wordt naarmate de geluidsverstoring toeneemt. Op deze manier wordt een effect van habitatfragmentatie door bijvoorbeeld de aanwezigheid van wegen versterkt (Bennett and Zurcher 2013). In een andere studie kwamen watervleermuizen later uit hun verblijfplaats tevoorschijn tijdens een muziekfestival dan tijdens afwezigheid van het festival (Shirley et al. 2001). In een experiment waarin vleermuizen in torpor werden blootgesteld aan verschillende typen geluid, bleek dat de

huidtemperatuur van vleermuizen significant toenam tijdens het afspelen van alle verschillende typen geluid gebruikt in het experiment. Verkeersgeluid had echter een relatief klein effect, en ook trad er gauw gewenning op aan herhaaldelijk afgespeeld geluid (Luo et al. 2014). Desalniettemin laat dit experiment zien dat ook vleermuizen op hun verblijfplaats verstoord kunnen worden door menselijk geluid. Dergelijke versturende effecten zouden het voortplantingssucces van vleermuizen negatief kunnen beïnvloeden en leiden tot een veranderde soortensamenstelling. De afstand waarover versturende effecten zijn waar te nemen vanaf de geluidsbron zullen bij vleermuizen echter korter zijn dan bij vogels en niet verder reiken dan ongeveer 100 m vanaf de geluidsbron (Altringham and Kerth 2016, Schaub, Ostwald, and Siemers 2008, Siemers and Schaub 2011).

Bij amfibieën als kikkers en padden is vocale communicatie ook van cruciaal belang, met name in de context van voortplanting (Parris, Velik-Lord, and North 2009). De aanwezigheid van verkeer en de daarmee gepaard gaande geluidsverstoring heeft een negatief effect op de soortenrijkdom en -dichtheden van kikkers en padden (Eigenbrod, Hecnar, and Fahrig 2009). Akoestische interferentie heeft bijvoorbeeld een negatief effect op interseksuele communicatie in twee soorten boomkikkers, *Hyla ebraccatta* (Wollerman and Wiley 2002) en *H. chrysoscelis* (Bee and Swanson 2007). De frequentie waarop deze boomkikkers communiceren is vergelijkbaar met de ook in Nederland voorkomende Europese boomkikker *H. arborea* (Castellano et al. 2002). Op deze manier zou geluidshinder ook bij amfibieën kunnen interfereren met partnerkeuze op een vergelijkbare manier als is aangetoond bij koolmezen *Parus major* (Halfwerk, Bot, et al. 2011). Voor de salamanders als de kamsalamander *Triturus cristatus* of kleine watersalamander *Lissotriton vulgaris* is er geen reden om aan te nemen dat deze soorten gevoelig zouden kunnen zijn voor verstoring door verkeersgeluid, omdat salamanders geen trommelvlies of middenoorholte hebben en met name op zicht en reuk foerageren, en niet op gehoor (Wever 1977, Margolis 1976). Desalniettemin bestaan er wel aanwijzingen dat sommige salamandersoorten negatief worden beïnvloed door de aanwezigheid van wegen. Dit lijkt echter verband te houden met randeffecten waarbij een meer open habitat nabij een weg gepaard gaat met bijvoorbeeld minder voedsel en een hoger predatierisico en niet met geluid of trillingen (Semlitsch et al. 2007).

2.4 Visuele verstoring

Samenvatting

Net als voor geluid, zijn met name de grotere vogels gevoelig voor visuele verstoring, waarbij het enerzijds gaat om optische verstoring en anderzijds om kunstmatige nachtelijke verlichting. Over het algemeen neemt de verstoringsafstand toe met de lichaamsgrootte van de soort en met groepsgrootte (Krijgsveld, Smits, and van der Winden 2008, Blumstein et al. 2005). De afstand waarover de verstoring plaatsvindt verschilt dus tussen soorten, maar ook tussen individuen binnen soorten en tussen verschillende populaties van dezelfde soort (Livezey, Fernández-Juricic, and Blumstein 2016, Blumstein 2006, Runyan and Blumstein 2004). Voor andere taxa zijn effecten van optische verstoring grotendeels onbekend. Te verwachten verstoringsafstanden zijn daarom moeilijk vast te leggen, maar visuele verstoring zal veelal beperkter zijn dan de daarmee vaak gepaard gaande geluidsverstoring.

Effecten van nachtelijke verlichting op vleermuizen blijken tussen soorten te variëren, terwijl voor grondgebonden zoogdieren nachtelijke verlichting kan leiden tot een verminderde nachtelijke activiteit en daarmee verminderd foerageersucces. Ook voor andere taxa kan nachtelijke verlichting verstoring veroorzaken leidend tot veranderingen in gedrag, groei, voortplanting en overleving. Taxonomisch zijn dergelijke effecten nog niet breed onderzocht, maar vanwege de goede perceptie van licht valt te verwachten dat vooral ook vogels gevoelig zijn voor verstoring door licht. Afhankelijk van het type verlichting, de intensiteit en

de manier waarop de verlichting gericht wordt, zijn effecten tot 75 m vanaf de bron vastgesteld. Ook lijkt met name wit en groen licht verstoring te veroorzaken tijdens het broedseizoen, terwijl rood licht dan geen effect lijkt te hebben. Zowel rood als wit licht lijkt echter verstorend te werken op trekvogels, waarvoor met name blauw en groen licht geen effect lijkt te hebben. Effecten waargenomen in het vroege broedseizoen, zoals vervroegde eileg, lijken een grotere rol te spelen voor vogels die jaarrond aanwezig zijn vergeleken met trekvogels. Daarnaast hangen de effecten vanzelfsprekend samen met de lengte van de daglichtperiode en daarmee de noodzaak tot extra verlichting.

Nachtelijke verlichting kan voor amfibieën leiden tot negatieve effecten op foerageer- en paringssucces en tot een verminderde nachtrust. Ook vissen kunnen negatief beïnvloed worden door nachtelijke verlichting door fysiologische effecten die het biologisch ritme van vissen ernstig verstoren. Vissen zijn daardoor bijvoorbeeld 's nachts actiever en lopen overdag een groter risico op predatie. De afstand waarover dergelijke effecten van nachtelijke verlichting en ook van optische verstoring door activiteiten boven water plaats kunnen vinden zal echter beperkt zijn tot enkele meters vanaf de verlichting.

Hoewel over kortere afstand dan geluid, kan visuele verstoring door activiteiten en verlichting bij de bouwwerkzaamheden dus leiden tot negatieve effecten op gedrag en populatiesamenstelling en -dichtheid in vogels, vissen, amfibieën, reptielen en zoogdieren. Een negatief effect van visuele verstoring op vleermuizen en vissen lijkt echter beperkt.

Naast geluid, zal visuele verstoring bij de bouwactiviteiten ook een rol spelen. Met name de vrachtwagens voor aan- en afvoer van materiaal zullen een visueel verstorend effect hebben, maar ook de mogelijk verlichting op de locaties van de bouwactiviteiten zou verstorend kunnen werken. Over het effect van visuele verstoring op dieren bestaat veel onduidelijkheid (Parris and Schneider 2008, Goosem 2007). Andere effecten, zoals geluid of directe mortaliteit, gaan namelijk vaak gepaard met effecten van visuele verstoring (Reijnen et al. 1995, Lima et al. 2015, Summers, Cunnington, and Fahrig 2011). De effecten veroorzaakt door visuele verstoring zijn daarbij naar verwachting beperkter dan de verstoring door geluid (Reijnen et al. 1995). Desalniettemin kan passerend verkeer ook visueel verstorend werken en leiden tot bijvoorbeeld schrik- en vluchtreacties en het mijden van verstoord gebied om te foerageren of te nestelen. Verstoring door voorbijgaande voetgangers kan voor vogels in bos- en heidelandschap leiden tot onderbreking van foerageren, nestbouw en het voeren van jongen met als gevolg een gereduceerd voortplantingssucces (Fernández-Juricic 2000, Murison et al. 2007). Soorten bestudeerd in deze studies waren de ekster *Pica pica*, merel *Turdus merula*, zwarte spreeuw *Sturnus unicolor*, houtduif *Columba palumbus* en Provençaalse grasmus *Sylvia undata*. Ook voorbijgaande voertuigen kunnen vergelijkbare effecten veroorzaken door visuele verstoring en leiden tot verminderd broedsucces en lagere dichtheden van verschillende soorten in zowel open als dichtere habitats (Reijnen et al. 1995, Reijnen, Foppen, and Meeuwsen 1996, McGowan and Simons 2006). Dieren zijn daarbij over het algemeen minder gevoelig voor voertuigen dan voor voetgangers (Lima et al. 2015). Ook van belang is de voorspelbaarheid, zodat voertuigen die een voorspelbare route volgen, bijvoorbeeld over bestaande wegen, minder verstorend zijn dan voertuigen die een minder voorspelbare route volgen (Stankowich 2008).

De afstand waarover visuele verstoring plaatsvindt en hoe deze zich verhoudt ten opzichte van bijvoorbeeld geluidsverstoring, echter, is lastig te beoordelen en gepubliceerde gegevens over verstoringafstanden variëren aanzienlijk (Krijgsveld, Smits, and van der Winden 2008, Blumstein 2006, Runyan and Blumstein 2004, Blumstein 2003). Wel zijn er patronen in te ontdekken, waaronder bijvoorbeeld dat grotere vogelsoorten grotere

alertafstanden, de afstand waarop een dier de aandacht op de bedreiging richt, vertonen dan kleinere vogelsoorten (Blumstein et al. 2005). Grotere vogels lijken daarmee dus relatief verstoringgevoelig ten opzichte van kleinere vogels. Ook vogelsoorten die meer opvallen in hun omgeving verlieten hun omgeving eerder na verstoring dan vogels die meer op camouflage vertrouwden. Tot slot speelt het habitat ook een rol: bosvogels die nabij de grond actief zijn vlogen eerder op dan soorten die zich hoger in de bomen bevinden. Ook hier geldt echter dat opvliegende vogels niet noodzakelijk meer verstoord raken dan niet opvliegende vogels. Beide kunnen in potentie bijvoorbeeld even veel verstoord raken als het gaat om verstoring van foerageren of meer subtiele, moeilijker waarneembare fysiologische effecten.

Naast visuele verstoring door activiteiten kan nachtelijke verlichting het bioritme van allerlei organismen verstoren en daarmee effect hebben op bijvoorbeeld gedrag, groei, voortplanting en overleving (Spoelstra et al. 2015). Merels in steden, bijvoorbeeld, startten de voortplanting 19 dagen eerder dan merels in het bos. Deze vroegere start van de voortplanting kwam overeen met een verschil van 19 dagen in de fotoperiode tussen de stad en het bos (Dominoni and Partecke 2015). Ook het ochtendkoor van vier van de zes bestudeerde, algemeen voorkomende zangvogels, te weten roodborst *Erithacus rubecula*, merel, zanglijster *Turdus philomelos*, koolmees *Parus major*, pimpelmees *Cyanistes caeruleus* en vink, begon eerder ten gevolge van kunstmatige verlichting (Da Silva, Valcu, and Kempnaers 2015). Hoewel effecten van verlichting op bijvoorbeeld vogels nog grotendeels onduidelijk zijn, omdat verschillende factoren naast verlichting, zoals omgevingstemperatuur en voedselbeschikbaarheid, in samenhang een respons kunnen bepalen (Spoelstra et al. 2015), bestaat er een aantal studies die een duidelijk effect van kunstmatige verlichting op onder andere vogels, maar ook vleermuizen laat zien. Vanwege de goede perceptie van licht door vogels, lijken met name vogels onder invloed van licht veranderingen in gedrag en fysiologie te kunnen ondergaan (Spoelstra and Visser 2014). Wit en groen licht heeft daarbij over het algemeen het grootste versturende effect en leidt er bijvoorbeeld toe dat koolmezen eerder tot broeden komen en ook het gewicht van kuikens lijkt beïnvloed door de verlichting (de Jong et al. 2015). De afstand vanaf de lichtbron waarover deze effecten werden waargenomen was maximaal 75 m. Jongen voerende koolmezen verbruikten ook overdag minder energie bij nachtelijke verlichting met wit en groen licht vergeleken met koolmezen zonder nachtelijke verlichting, waarschijnlijk doordat de voedselbeschikbaarheid onder nachtelijk verlichte omstandigheden veel hoger was (Welbers et al. 2017). Koolmezen die rustten onder wit licht waren 's nachts actiever dan koolmezen die rustten onder rood licht of in het duister (Ouyang et al. 2017). Ook werden er in deze studie fysiologische effecten van wit licht vastgesteld en effecten op de ontvankelijkheid voor ziektes. Ook voor pimpelmezen is aangetoond dat ze worden beïnvloed door kunstmatige verlichting. Pimpelmezen startten bijvoorbeeld eerder met eileg onder invloed van kunstmatige verlichting (Kempnaers et al. 2010). De Jong et al. (2015) vonden echter geen effect van de verlichting op bonte vliegenvangers *Ficedula hypoleuca*, wat toegeschreven kan worden aan het feit dat deze soort kort voor de broedperiode uit Afrika komt en daarmee minder lang onder invloed van de verlichting staat. Als dit patroon ook voor andere soorten zou gelden, zou dat betekenen dat standvogels mogelijk meer verstoord worden door kunstmatig licht dan trekvogels. Bij rood licht wordt er veelal geen effect waargenomen bij standvogels, terwijl naast de kleur ook de intensiteit van het licht de mate van een effect lijkt te bepalen (de Jong et al. 2016). Voor trekvogels lijkt naast wit ook rood licht een versturende werking te hebben en is vooral blauw en groen licht minder verstorend (Poot et al. 2008). Effecten van nachtelijke verlichting op de vogelgemeenschap lijken dan ook samen te hangen met de spectrale compositie van het licht (Spoelstra et al. 2015).

Effecten van visuele verstoring op andere taxa dan vogels zijn slechts beperkt beschreven. Naast effecten van kunstmatige nachtelijke verlichting op vogels, zijn er echter ook effecten op zoogdieren aangetoond. In vleermuizen variëren de effecten tussen soorten (Russo and Ancillotto 2015). Hoewel er op watervleermuizen op vliegroutes geen effect van verlichting werd gevonden bij verlichting van verschillende kleuren (Spoelstra et al. 2018), kunnen gewone dwergvleermuizen *Pipistrellus pipistrellus*, bijvoorbeeld, door verlichting geholpen worden om voedsel te vinden (Spoelstra et al. 2015). Ook een andere studie toonde aan dat *Pipistrellus* vleermuizen meer voorkwamen nabij wit en groen licht, terwijl *Plecotus* en *Myotis* vleermuizen juist wit en groen licht meden en er voor vleermuizen uit het geslacht *Nyctalus* en *Eptesicus* geen effect van verlichting werd waargenomen (Spoelstra et al. 2017). Voor de kleine hoefijzerneus *Rhinolophus hipposideros* werd activiteit langs vliegroutes aanzienlijk onderdrukt onder experimentele straatverlichting en kwam het gebruik van vliegroutes later op gang. Daarbij vertoonden de vleermuizen geen gewenning aan de verlichting (Stone, Jones, and Harris 2009). Ook de activiteit van de bosmuis *Apodemus sylvaticus* werd door nachtelijke verlichting onderdrukt, net als voor aantal andere taxa, waaronder kleine zoogdieren, vissen en reptielen, is aangetoond (Longcore and Rich 2004). De waargenomen effecten op de vleermuizen en op de bosmuis werden veroorzaakt door wit en groen licht, terwijl er geen effecten onder rood licht konden worden vastgesteld (Spoelstra et al. 2015).

Effecten op vissen door activiteiten van bewegend materiaal bovenwater zijn zeer beperkt en zullen vanwege de beperkte zichtbaarheid onderwater alleen op zeer korte afstand kunnen optreden. Recent onderzoek toont echter aan dat kunstmatige verlichting een potentieel belangrijk effect kan hebben op vissen en kan leiden tot fysiologische effecten die het biologisch ritme van vissen ernstig verstoren. In baars *Perca fluviatilis* en blankvoorn *Rutilus rutilus* is bijvoorbeeld een effect op hormoonhuishouding en genexpressie vastgesteld met mogelijke effecten op de populatiedynamica (Brüning et al. 2018). Ook kan kunstmatige verlichting er toe leiden dat vissen 's nachts actiever zijn en zich overdag minder verschuilen, waardoor het risico op predatie toe zou kunnen nemen (Kurvers et al. 2018).

Tot slot zijn ook amfibieën gevoelig voor visuele verstoring. Omdat veel amfibieën nachtactief zijn kan lichtvervuiling leiden tot verminderd foerageren en verminderde of verminderd selectieve paarvorming of juist tot een hogere activiteit voor dagactieve amfibieën tijdens de nacht (Dananay and Benard 2018). Ook bewegingen van en naar voortplantingslocaties van amfibieën kunnen verstoord worden door kunstmatige verlichting (Longcore and Rich 2004).

2.5 Trillingen

Samenvatting

Negatieve effecten van trillingen op vogels worden niet verwacht. Hoewel het voedsel van vogels mogelijk negatief beïnvloed kan worden door trillingen, is de afstand waarover en de mate waarin dergelijke effecten zullen optreden zeer beperkt. Voor zoogdieren zouden trillingen effecten op de fysiologie en het gedrag kunnen hebben, maar deze effecten zijn naar verwachting beperkt en ondergeschikt aan eventuele verstoring door geluid of visuele effecten. De potentiële effecten van trillingen veroorzaakt door de bouwactiviteiten zullen bovendien slechts over beperkte afstand optreden. Over effecten van trillingen op vleermuizen is weinig bekend, maar gezien de leefwijze van vleermuizen lijkt het onwaarschijnlijk dat trillingen een significant negatief effect op vleermuizen hebben. Voor amfibieën, en mogelijk ook voor vissen, kunnen laagfrequente trillingen leiden tot stoornissen in groei en ontwikkeling.

De freesmachines in gebruik voor de aanleg van de diepwanden zullen naast geluid ook trillingen veroorzaken. Deze trillingen zouden een versturende werking op dieren kunnen hebben. Hoewel trillingen kunnen leiden tot veranderd gedrag, fysiologie en voortplanting, is onderzoek naar effecten van trillingen op dieren, naast onderzoek naar zeezoogdieren, beperkt (Kleijn 2008). De afstand waarover trillingen verstoring kunnen veroorzaken is echter veelal beperkter dan geluid, hoewel laag frequente trillingen over meerdere kilometers kunnen worden waargenomen. Effecten van trillingen op vogels zijn naar verwachting beperkt. Indirect zouden er mogelijk effecten kunnen zijn van trillingen op het voedsel van vogels, zoals insecten (Lucas, de Carvalho, and Grilo 2017, Polajnar et al. 2015) en wormen (Mitra et al. 2009, Onrust 2017), maar gedegen onderzoek naar effecten van trillingen op vogels ontbreekt. Op basis van de leefwijze van vogels lijkt het echter onwaarschijnlijk dat de extra trillingen in verband met de aanleg van de diepwanden waarneembare negatieve effecten op vogels zullen hebben.

In muizen is experimenteel aangetoond dat de hoeveelheid geproduceerd stresshormoon toeneemt en succesvolle voortplanting afneemt onder trillingen veroorzaakt door treinverkeer (Atanasov et al. 2015). De muizen in deze studie die beïnvloed werden door het treinverkeer werden gehouden in kooien in een gebouw op 30 m afstand van een treinrails. Ook een aantal andere studies heeft negatieve, maar ook positieve, effecten van trillingen gevonden op fysiologie en gedrag in verschillende soorten zoogdieren en insecten (Reynolds et al. 2018, Polajnar et al. 2015). Echter, verstoring door trillingen bij bouwwerkzaamheden zal vrijwel altijd samengaan met de verstoring door geluid of visuele verstoring, zodat de effecten vaak lastig te onderscheiden zijn. In veldmuizen *Microtus arvalis* zijn bijvoorbeeld effecten van windmolens op de concentratie stresshormoon waargenomen (Łopucki et al. 2018). Windmolens veroorzaken onder andere trillingen die dit zouden kunnen veroorzaken. Echter, vanwege een veel sterker effect van aerodynamisch en mechanisch geluid van windmolens leken deze factoren, en niet de trillingen, de toename in concentratie stresshormoon te veroorzaken.

Hoewel er steeds meer aandacht is voor de mogelijk negatieve effecten van onder andere trillingen op vissen en amfibieën, is daar nog relatief weinig over onderzocht. Wel is aangetoond dat laagfrequente trillingen schadelijk kunnen zijn voor vissen en amfibieën en kunnen leiden tot stoornissen in de groei en ontwikkeling (Vandenberg, Stevenson, and Levin 2012).

2.6 Gewenning en aanpassingen

Bij regelmatig met een zekere frequentie optredende verstoring treedt vaak gewenning op. De mate tot waarop gewenning op kan treden zal samen hangen met het type verstoring en de mate waarin deze optreedt (Warren et al. 2006). Bij een onregelmatig pulsgeluid zal er vrijwel geen gewenning optreden vanwege de onvoorspelbaarheid. Bij (vrijwel) continu geluid, zoals dat van verkeer, zal er wel gewenning op kunnen treden. Vanwege de huidige geluidsverstoring binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied ten gevolge van het weg- en treinverkeer en recreatie, is het waarschijnlijk dat de aanwezige fauna tot op zekere hoogte gewend is aan verstoring door geluid, visuele verstoring en trillingen en heeft zich daar mogelijk ook op aangepast.

Gewenning aan aanvankelijke versturende effecten blijkt uit een aantal studies aan verschillende taxa. In een experiment waarbij Amerikaanse zwarte eenden *Anas rubripes* werden blootgesteld aan het opgenomen geluid van een straaljager (piekvolume 110 dB), bijvoorbeeld, werden op de eerste dag van het experiment toenames in hartslag waargenomen die samenvielen met de blootstelling aan het geluid. Op de tweede en derde dag van het experiment was dit niet meer het geval (Harms, Fleming, and Stoskopf 1997). De eenden leken dus al gauw gewend aan het geluid. Vogels in steden vertonen ook vaak kortere

opvliegafstanden dan dezelfde soorten in gebieden die minder door mensen worden bezocht (Blumstein 2013, Blumstein et al. 2005). Naast vogels reageerden bijvoorbeeld ook het edelhert *Cervus elaphus* minder op menselijke activiteit en geluid (wegverkeer) naarmate dat in hoeveelheid toenam, terwijl ze een relatief sterke respons vertoonden in reactie op minder frequent passerende voetgangers en motoren waarbij er dus minder gewenning optrad (Brown et al. 2012). Hetzelfde geldt waarschijnlijk voor een fysiologische respons in vogels (Fowler 1999), reptielen (Romero and Wikelski 2002), zoogdieren (Weisenberger et al. 1996) en vissen (Davidson, Bebak, and Mazik 2009, Harding et al. 2018) waarbij er minder fysiologische stress ontstond bij gewenning aan mensen of geluidsverstoring.

Ook kunnen er aanpassingen optreden, bijvoorbeeld door de frequentie waarop vocale communicatie plaatsvindt te verhogen om boven het omgevingsgeluid uit te komen. Voor verschillende vogels, waaronder koolmees (Slabbekoorn and den Boer-Visser 2006), merel (Nemeth and Brumm 2009), zanggors *Melospiza melodia* (Wood and Yezerinac 2006), tijftjaf *Phylloscopus collybita* (Verzijden et al. 2010) en rietgors (Gross, Pasinelli, and Kunc 2010), is aangetoond dat de minimumfrequentie toeneemt naarmate het laagfrequente achtergrondgeluid in de omgeving toeneemt. Nachtegalen *Luscinia megarhynchos*, daarentegen, zingen juist luider naarmate het achtergrondgeluid toeneemt (Brumm 2004). Dergelijke aanpassingen zijn voor een aantal vogels aangetoond, maar ook voor bijvoorbeeld sprinkhanen (Lampe et al. 2012) of kikkers (Halfwerk et al. 2016, Parris, Velik-Lord, and North 2009). De fluitkikker *Physalaemus pustulosus* roept luider, vaker en meer complex naarmate het experimenteel afgespeeld geluid wat overlapt met de frequenties van de roep luider werd. Als het afgespeelde geluid qua frequentie niet overlapte met de roep van de kikker werd er geen effect op de roep waargenomen (Halfwerk et al. 2016). Ook zijn er vogels, waaronder de roodborst, die het tijdstip van hun zang aanpassen (Fuller, Warren, and Gaston 2007, Ortega 2012). Naast het mijden van het tijdstip met de meeste geluidsverstoring, is voor roodborsten ook experimenteel aangetoond dat ze geluidsverstoord gebied mijden (McLaughlin and Kunc 2013). Roodborsten meden daarbij in toenemende mate een gebied naarmate de geluidsverstoring toenam. Hetzelfde effect is ook voor trekvogels waargenomen (Ware et al. 2015).

Dergelijke effecten van aanpassingen aan geluidsverstoring, het ruimtelijk of tijdelijk mijden van geluidsverstoord gebied, kunnen echter kosten met zich mee brengen en daardoor zouden dergelijke aanpassingen niet altijd adaptief kunnen zijn. Aanpassingen kunnen ook negatieve effecten met zich mee brengen, zoals een afname in kwaliteit van de zang en daarmee verminderd reproductief succes en populatiedichtheid (McLaughlin and Kunc 2013, Mockford and Marshall 2009). In een Australische studie, bijvoorbeeld, werd aanpassing aan verkeersgeluid gevonden in een op een lage frequentie communicerende soort (de grijze lijsterdikkop *Colluricincla harmonica*), maar niet in een andere soort welke op een hogere frequentie communiceert (de maoriwaaierstaart *Rhipidura fuliginosa*). Beide soorten kwamen echter in lagere dichtheid voor in een geluidsverstoord gebied vergeleken met een niet verstoord gebied (Parris and Schneider 2008). Een aanpassing in de frequentie van zang van de grijze lijsterdikkop kon de negatieve effecten van geluidsverstoring dus niet volledig mitigeren. Ook voor koolmezen geldt dat ondanks het feit dat ze hun zang kunnen aanpassen aan het omgevingsgeluid (Slabbekoorn and den Boer-Visser 2006, Mockford and Marshall 2009) en daar ook voordeel van kunnen hebben (Pohl et al. 2012), ook koolmezen in overeenstemming met de negatieve effecten van geluidsverstoring in gebieden met veel verkeersgeluid kleinere legsels leggen (Halfwerk, Holleman, et al. 2011). Verder kunnen aanpassingen leiden tot metabolische kosten (Ward, Speakman, and Slater 2003) of kosten van dispersie (Bonte et al. 2012). Ook dergelijke kosten kunnen er toe bijdragen dat de samenstelling van vogelgemeenschappen verandert (Francis, Ortega, and Cruz 2011, Francis, Ortega, and Cruz 2009, Polak et al. 2013, Wiącek and Polak 2015). Binnen het

onderzoeksg gebied kan de aanvullende verstoring veroorzaakt door het bouwlawaai deze gewinning en eventuele aanpassingen bovendien mogelijk overtreffen.

Omdat bewijs voor aanpassingen slechts van een klein aantal bestudeerde (vogel)soorten komt, is nog niet eenduidig te voorspellen welke vogels zich effectief zouden kunnen aanpassen aan geluidsverstoring (Ortega 2012, Warren et al. 2006). Wel lijken aanpassingen aan geluidsverstoring taxonomisch tamelijk wijdverspreid, waarbij een verhoging van de minimumfrequentie van zang een redelijk algemene aanpassing aan geluidsverstoring lijkt. Maar daarnaast is nog onduidelijk tot op welke hoogte aanpassingen geluidsverstoring daadwerkelijk mitigeren. Aanpassing zouden ook slechts een bijeffect kunnen zijn van het leven in een geluidsverstoorde en/of urbane omgeving (Nemeth and Brumm 2010) of beperkt kunnen worden door omgevingsomstandigheden (Badyaev et al. 2008).

3 Effecten op (potentieel) aanwezige beschermde soorten

De mogelijke effecten van bouwmethode verdiepte ligging A27 / A12 Ring Utrecht op beschermde soorten zullen in de volgende paragrafen per soortgroep worden besproken. We geven, in tabellen, een overzicht van de beschermde en Rode-Lijst-soorten die zijn aangetroffen in het plangebied of hier verwacht kunnen worden. Deze overzichten zijn samengesteld op basis van eerder uitgevoerd onderzoek (Beuker and Heunks 2013, Mouissie and Rutjes 2012), een broedvogelinventarisatie van landgoed Amelisweerd (Zweers 2019), data uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) en in 2019 uitgevoerd veldonderzoek.

3.1 Vogels

Verschillende vogelsoorten waarvan de nesten jaarrond beschermd zijn en verschillende vogels van de Rode Lijst zijn aanwezig in het onderzoeksg gebied (tabel 3.1). Dit zijn veelal zangvogels als grauwe vliegenvanger, grote lijster, matkop en wielewaal die (zeer) zeldzaam aanwezig zijn. De meeste waarnemingen van deze soorten zijn gedaan in Amelisweerd, waar relatief veel rust heerst en waar grote aaneengesloten bosvakken aanwezig zijn. Hierbuiten worden in de bosaanplanten langs de wegen voornamelijk de algemene broedvogels aangetroffen.

Deels betreffen de waarnemingen van vogels met jaarrond beschermde nesten uitsluitend foeragerende of passerende dieren, deels zijn er verblijfplaatsen aanwezig of kunnen deze worden verwacht. Van de havik zijn enkele waarnemingen bekend van nabij het plangebied. In het verleden werd de soort geregeld waargenomen in Amelisweerd, maar kon dit niet tot een territorium worden herleid (de Bruin 2009). Bij de inventarisatie van Amelisweerd van 2013 werd geen territorium vastgesteld. Er wordt niet verwacht dat de havik binnen het plangebied broedt. Dit geldt ook voor sperwer, waar nog minder waarnemingen van bekend zijn. Toch kan deze soort ook in stedelijk gebied in dichte struwelen/bosjes broeden waar hij lastig opgemerkt wordt. De begroeiing op de geluidswallen heeft aan weerszijden geschikte broedplekken voor sperwer in de vorm van kleine bosjes of boszomen waar weinig verstoring is door mensen. Aanwezigheid van nesten van sperwer is dan ook niet uit te sluiten. Boomvalk is een soort die in de regio voorkomt. Waarnemingen uit het plangebied zijn echter niet bekend. Geschikte nestbomen zijn de hogere (laan)bomen die langs de verschillende doorgaande wegen aanwezig zijn. Bij het recent uitgevoerde onderzoek is geen aanwezigheid van nesten vastgesteld. Er wordt niet verwacht dat boomvalk binnen het plangebied broedt.

Tabel 3.1 (Potentieel) aanwezige vogelsoorten in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht, de huidige Staat van Instandhouding (Svi) per soort voor broedvogels en niet-broedvogels en de trend in de landelijke aantalsontwikkeling per soort voor broedvogels en niet-broedvogels. Waar er momenteel geen informatie over de Svi of de trend in de aantalsontwikkeling bestaat zijn de cellen leeg. Provinciale aandachtsoorten zijn aangegeven in cursief. Soorten waarvoor een negatief effect van de bouwactiviteiten niet op voorhand kan worden uitgesloten zijn rood gearceerd.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermings-regime ¹	categorie ²	Rode Lijst-status ³	Svi broedvogel ⁴	Svi niet-broedvogel ⁴	trend broedvogel ⁴	trend niet-broedvogel ⁴
<i>vogels jaarrond beschermd</i>								
blauwe reiger	<i>Ardea cinerea</i>	3.1		5 TNB	matig ongunstig	gunstig	-	+
boerenwaluw	<i>Hirundo rustica</i>	3.1		5 GE	gunstig	gunstig	+	
bonte vliegenvanger	<i>Ficedula hypoleuca</i>	3.1		5 TNB	gunstig		+	
boomklever	<i>Sitta europaea</i>	3.1		5 TNB	gunstig		+	+
boomkruiper	<i>Certhia brachydactyla</i>	3.1		5 TNB	gunstig		+	+
boomvalk	<i>Falco subbuteo</i>	3.1		4 KW	matig ongunstig	gunstig	-	
bosuil	<i>Strix aluco</i>	3.1		5 TNB	gunstig		-	
buizerd	<i>Buteo buteo</i>	3.1		4 TNB	gunstig	gunstig	+	+
ekster	<i>Pica pica</i>	3.1		5 TNB	zeer ongunstig	zeer ongunstig	0	-
glanskop	<i>Poecile palustris</i>	3.1		5 TNB	matig ongunstig	matig ongunstig	0	+
grouwe vliegenvanger	<i>Muscicapa striata</i>	3.1		5 GE	matig ongunstig		-	
groene specht	<i>Picus viridis</i>	3.1		5 TNB	gunstig	gunstig	+	+
grote bonte specht	<i>Dendrocopos major</i>	3.1		5 TNB	gunstig	gunstig	+	+
havik	<i>Accipiter gentilis</i>	3.1		4 TNB	gunstig	gunstig	+	+
huismus	<i>Passer domesticus</i>	3.1		2 GE	matig ongunstig	matig ongunstig	-	-
huuszwaluw	<i>Delichon urbicum</i>	3.1		5 GE	matig ongunstig		+	
ijsvogel	<i>Alcedo atthis</i>	3.1		5 TNB	gunstig		++	++
koolmees	<i>Parus major</i>	3.1		5 TNB	gunstig	matig ongunstig	+	-
pimpelmees	<i>Cyanistes caeruleus</i>	3.1		5 TNB	gunstig	gunstig	+	0
ransuil	<i>Asio otus</i>	3.1		4 KW	zeer ongunstig		--	
sperwer	<i>Accipiter nisus</i>	3.1		4 TNB	gunstig	gunstig	-	-
spreeuw	<i>Sturnus vulgaris</i>	3.1		5 TNB	matig ongunstig	gunstig	-	-
torenvalk	<i>Falco tinnunculus</i>	3.1		5 KW	matig ongunstig		-	-
zwarte kraai	<i>Corvus corone</i>	3.1		5 TNB	gunstig	gunstig	0	-
<i>overige broedvogels</i>								
appelvink	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	3.1		TNB	gunstig		+	+
braamsluiper	<i>Sylvia curruca</i>	3.1		TNB	matig ongunstig		0	
Canadese gans	<i>Branta canadensis</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	++	++
fazant	<i>Phasianus colchicus</i>	3.1		TNB			-	-
fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	3.1		TNB	matig ongunstig		-	

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermings-regime ¹	categorie ²	Rode Lijst-status ³	Svl broedvogel ⁴	Svl niet-broedvogel ⁴	trend broedvogel ⁴	trend niet-broedvogel ⁴
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	matig ongunstig	-	+
gaai	<i>Garrulus glandarius</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	0	+
gierzwaluw	<i>Apus apus</i>	3.1		TNB	gunstig		-	
goudvink	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
grasmus	<i>Sylvia communis</i>	3.1		TNB	gunstig		+	
groenling	<i>Chloris chloris</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
grote lijster	<i>Turdus viscivorus</i>	3.1		KW	matig ongunstig		-	-
heggenmus	<i>Prunella modularis</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	matig ongunstig	-	0
holenduif	<i>Columba oenas</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
houtduif	<i>Columba palumbus</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	gunstig	-	-
kauw	<i>Corvus monedula</i>	3.1		TNB	matig ongunstig		0	-
knobbelzwaan	<i>Cygnus olor</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
kuifeend	<i>Aythya fuligula</i>	3.1		TNB	gunstig	matig ongunstig	+	0
matkop	<i>Poecile montanus</i>	3.1		GE	matig ongunstig	matig ongunstig	-	-
meerkoet	<i>Fulica atra</i>	3.1		TNB	gunstig	matig ongunstig	0	0
merel	<i>Turdus merula</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
nijlgans	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	3.1		TNB			++	++
roodborst	<i>Erithacus rubecula</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	0	+
staartmees	<i>Aegithalos caudatus</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	gunstig	-	0
scholekster	<i>Haematopus ostralegus</i>	3.1		TNB	zeer ongunstig	zeer ongunstig	-	-
tjiftjaf	<i>Phylloscopus collybita</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	0
tuinfluiter	<i>Sylvia borin</i>	3.1		TNB	matig ongunstig		-	
Turkse tortel	<i>Streptopelia decaocto</i>	3.1		TNB	gunstig		-	-
vink	<i>Fringilla coelebs</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	+
waterhoen	<i>Gallinula chloropus</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	matig ongunstig	-	-
wielewaal	<i>Oriolus oriolus</i>	3.1		KW	matig ongunstig		-	
wilde eend	<i>Anas platyrhynchos</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	zeer ongunstig	-	-
winterkoning	<i>Troglodytes troglodytes</i>	3.1		TNB	gunstig		+	+
witte kwikstaart	<i>Motacilla alba</i>	3.1		TNB	matig ongunstig	gunstig	-	0
zanglijster	<i>Turdus philomelos</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	-
zwartkop	<i>Sylvia atricapilla</i>	3.1		TNB	gunstig	gunstig	+	

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het betreffende artikel Wet natuurbescherming volgens welke de soort beschermd is

²Nesten van vogelsoorten in categorie 1 t/m 4 zijn onder alle omstandigheden jaarrond beschermd, de nesten van soorten in categorie 5 zijn beschermd als er onvoldoende alternatieven zijn. Onder normale omstandigheden zijn ze flexibel genoeg om indien de broedplaats verloren is gegaan, zich elders te vestigen

³KW: Kwetsbaar; GE: Gevoelig; TNB: Thans Niet Bedreigd

⁴www.sovon.nl (juni 2019); Staat van Instandhouding betreft het 'eindoordeel'; trends voor broedvogels en niet-broedvogels betreft de trend over de periode waarvoor tellingen beschikbaar zijn; -- significante afname van > 5% per jaar; - significante afname van <5% per jaar; 0 geen waarneembare trend; + significante toename van <5% per jaar; ++ significante toename van >5% per jaar

Van verschillende broedvogels van de Rode Lijst of soorten met een ongunstige SvI zijn territoria in het onderzoeksgebied aanwezig. Hiervan zijn heggenmus, houtduif, staartmees, tuinfluiter en witte kwikstaart relatief algemene soorten die tot op korte afstand van de A27 worden aangetroffen verspreid over het plangebied. Spreeuw is wat minder algemeen en in het broeden beperkt tot gebieden met oude bomen met geschikte holten. Foerageren doen ze tot op ruime afstand hiervandaan. In Amelisweerd zijn territoria aanwezig in het zuidwestelijk deel op enkele tientallen meters van de A27. Bij de recentste broedvogelinventarisatie van Amelisweerd bevond zich een territorium van de wielewaal op ca. 150 m van de A27 (Beuker and Heunks 2013). Het is een zeldzame soort, die niet regelmatig broedt in Amelisweerd. Kuiper gaf aan dat de soort nagenoeg verdwenen is en hier nog zelden broedt (Kuiper 2009). Overige bosgebieden in het onderzoeksgebied zijn niet geschikt als broedgebied voor deze soort. Twee territoria van grote lijster bevonden zich binnen het plangebied in Amelisweerd op ca. 130-150 m (Beuker and Heunks 2013). Buiten Amelisweerd werd de soort niet waargenomen. De zanglijster is veel algemener. Territoriumindicerende zanglijsters zijn op diverse plekken aangetroffen op enkele tientallen meters van de A27. Huiszwaluwen broeden naar verwachting niet binnen het onderzoeksgebied. Het is een soort die haar nesten tegen gevels aan bouwt. Er zijn bij het veldonderzoek in 2019 geen waarnemingen van de soort gedaan, en er staan weinig geschikte gebouwen. Gegevensbronnen tonen geen aanwezigheid aan van vermoedelijke nestlocaties in het plangebied. Mogelijk broeden ze in woningen aan de Koningsweg. De inventarisatie van Amelisweerd in 2009 leverde enkel territoria op ruime afstand van het onderzoeksgebied. Eén van de twee territoria van de matkop in Amelisweerd in 2009 bevond zich binnen het plangebied in bosgebied direct tegen de A27. Een nestindicerende braamsluiper werd in 2019 waargenomen op ca. 30 m van A27. Van glanskop bevond zich in 2019 een roepend exemplaar in Park De Koppel, op ca. 30 m van de A27, en bij de spoorwegovergang bij de Mereveldseweg en Tussen de Rails op ca. 60 m van de A27. In 2013 was een territorium aanwezig in Amelisweerd op 50 m van de A27. Van fitis leverde de inventarisatie in 2013 één waarneming op binnen het onderzoeksgebied, in de zuidwestelijke punt op ca. 240 m van de A27. De grauwe vliegenvanger is een zeldzame soort, waarvan in 2013 één territorium bekend was op de grens van het onderzoeksgebied.

Op basis van de algemene patronen vanuit het literatuuronderzoek kan verwacht worden dat soorten als grote lijster, merel, spreeuw, wielewaal en zanglijster met name een negatief effect van interferentie door geluid kunnen ondervinden. De zang van deze grotere zangvogels ligt voor een belangrijk deel rond de 3 kHz, waardoor het in ieder geval deels zal interfereren met het geluid van de bouwactiviteiten en verkeer. Hetzelfde geldt ook voor de duiven (holenduif en houtduif), wat geen zangvogels zijn, maar waarvoor vocale communicatie op een relatief lage frequentie wel een belangrijke rol speelt. Verder kan verwacht worden dat ook de vele kleinere zangvogels hinder zullen ondervinden van geluidsverstoring. Hoewel deze vaak op een hogere frequentie zingen (>3 kHz), zijn effecten van geluidsverstoring voor meerdere soorten kleine zangvogels beschreven. Effecten van geluidsverstoring op deze soorten zouden dan ook kunnen leiden tot verminderd succesvolle voortplanting, verminderde overleving, het mijden van geluidsverstoord gebied en dus tot lagere broeddichtheden binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied. De grote lijster en de wielewaal staan daarbij als kwetsbare soort aangemerkt op de Rode Lijst en de boerenzwaluw, grauwe vliegenvanger, huismus, huiszwaluw en de matkop als gevoelig. Voor de boerenzwaluw is de SvI echter gunstig en geldt er ook een positieve trend in de aantalsontwikkeling, zodat negatieve effecten op de SvI van de boerenzwaluw zijn uit te sluiten. Voor de overige van deze soorten geldt echter een matig ongunstige SvI en, met uitzondering van de huiszwaluw, een negatieve trend. Daarnaast geldt er ook een matig ongunstige SvI voor de braamsluiper, fitis, glanskop,

heggenmus, houtduif, spreeuw, staartmees, tuinfluiter en witte kwikstaart. Met uitzondering van de braamsluiper en glanskop, geldt voor deze soorten bovendien een negatieve trend. Op basis van patronen zoals die tot op heden uit onderzoek naar voren zijn gekomen, kunnen effecten van geluid op andere soorten, waarvoor vocale communicatie minder van belang is, worden uitgesloten. Het gaat daarbij om roofvogels, watervogels, spechten en kraaiachtigen.

Negatieve effecten van optische verstoring door bijvoorbeeld vrachtverkeer voor de aan- en afvoer van materiaal kunnen verwacht worden voor alle soorten vogels. Met name voor grotere vogelsoorten geldt dat de afstand waarover optische verstoring plaatsvindt relatief groot kan zijn. Effecten van visuele verstoring door onder andere bewegende voertuigen en materiaal *per se* zullen echter voor de meeste vogels naar verwachting beperkt zijn. Ook omdat de vrachtwagens veelal gebruikt zullen maken van bestaande toegangswegen zal de extra optische verstoring die daar van uit gaat beperkt zijn. Ten slotte zou de netto optische verstoring mogelijk enigszins gemitigeerd worden als de hoeveelheid recreatie in het gebied en daarmee de verstoring veroorzaakt door recreatie (Fernández-Juricic 2000, Murison et al. 2007) met name in het bos Amelisweerd afneemt ten gevolge van de bouwactiviteiten.

Ook op basis van het tot op heden uitgevoerde onderzoek naar effecten van verlichting op vogels kan verwacht worden dat binnen het bereik van de verlichting negatieve effecten van met name wit en groen licht op zangvogels die ook in de winterperiode in Nederland verblijven niet kunnen worden uitgesloten. Het gaat daarbij om appelvink, boomklever, boomkruiper, glanskop, goudvink, groenling, grote lijster, heggenmus, huismus, koolmees, matkop, merel, pimpelmees, roodborst, spreeuw, staartmees, vink, winterkoning en zanglijster. Hoewel effecten op zangvogels die kort voor de broedperiode in Nederland arriveren naar verwachting beperkter zijn dan voor standvogels, zoals is aangetoond voor de bonte vliegenvanger, kunnen negatieve effecten niet uitgesloten worden. Ook voor deze soorten, evenals voor andere, niet-zangvogels, zou de nachtrust verstoord kunnen worden door verlichting. Effecten van de nachtelijke verlichting zullen ruimtelijk echter beperkt zijn. Alleen soorten met een territorium binnen 75 m van verlichting zouden negatief beïnvloed kunnen worden, terwijl er voor soorten als uilen, die over grote territoria beschikken, naar verwachting voldoende uitwijkmogelijkheden zullen zijn en negatieve effecten kunnen worden uitgesloten. Negatieve effecten van nachtelijke verlichting worden daarom alleen verwacht voor zangvogels met territoria binnen een straal van 75 m vanaf de verlichtingsbron. De grote lijster en wielewaal staan aangemerkt als gevoelig op de Rode Lijst, de grauwe vliegenvanger, huismus, huiszwaluw en matkop als kwetsbaar. Bovendien geldt voor deze soorten een matig ongunstige SvI, evenals voor de braamsluiper, fitis, glanskop, heggenmus, spreeuw, staartmees, tuinfluiter en witte kwikstaart. Ook geldt voor deze soorten, met uitzondering van de braamsluiper, glanskop en huiszwaluw, een negatieve trend voor broedvogels.

Voor koloniebroeders geldt dat uitwijken geen eenvoudige optie is vanwege de kosten van dispersie (Ortega 2012, Bonte et al. 2012). Huismussen zijn vanwege koloniebroeden relatief plaatsgebonden. Binnen of net grenzend aan het onderzoeksgebied broeden huismussen op de voormalige stadskwekerij en bij huizen aan de Koningsweg en Lunetten, zodat het geschikt leefgebied voor de kolonie deels verstoord wordt door geluid. De blauwe reiger heeft een kleine broedkolonie in het zuidwestelijk deel van het bosgebied van Amelisweerd op ca. 160 m van de huidige A27. Hier waren in 2009 30 territoria aanwezig, in 2013 waren dit er 8. De landelijke SvI voor de blauwe reiger als broedvogel is matig ongunstig en ook geldt er een negatieve trend. Verstoring door geluid speelt naar verwachting voor reiger slechts beperkt een rol, omdat vocale communicatie niet van groot belang is. Wel zouden er eventuele fysiologische effecten van stress op kunnen treden ten gevolge van

geluidsverstoring en kan ook visuele verstoring mogelijk een rol spelen. Omdat grotere vogels met name gevoelige zijn voor optische verstoring, is een kolonie blauwe reigers naar verwachting relatief gevoelig voor optische verstoring. Omdat het om een broedkolonie gaat, zijn uitwijkmogelijkheden naar verwachting beperkt (Ortega 2012). Echter, de afstand waarbinnen verstoring door geluid leidend tot fysiologische effecten en visuele verstoring een rol zal spelen zal minder zijn dan de afstand tussen de bouwactiviteiten en de locatie van de broedkolonie. Bovendien zullen de vrachtwagens veelal gebruik maken van bestaande toegangswegen, zodat de extra optische verstoring die daar van uit gaat beperkt zal zijn. Negatieve effecten op de broedkolonie van de blauwe reiger kunnen daarmee worden uitgesloten.

Nachtactieve soorten (met name uilen) zouden een negatief effect van nachtelijke verlichting op foerageefficiëntie kunnen ondervinden, omdat deze soorten gebruik maken van het duister om efficiënt te kunnen foerageren. Hoewel dit voor zover ons bekend niet is onderzocht, kunnen negatieve effecten van nachtelijke verlichting op uilen daarom niet volledig uitgesloten worden. Bovendien is voor uilen vocale communicatie van belang, en ransuilen zouden mogelijk interferentie van het bouwgeluid kunnen ondervinden. De huidige SvI van ransuilen is zeer ongunstig en er geldt een zeer negatieve trend voor broedvogels. Ransuilen broeden in ieder geval op Amelisweerd. Binnen het plangebied is de soort echter niet aangetroffen, en er zijn geen aanwijzingen dat nesten van de soort daar aanwezig zijn. Wel bieden verschillende struwelen en bosjes potentieel broed- of rustgebied voor de soort. Verder is niet uit te sluiten dat de soort binnen het onderzoeksgebied foerageert. In databronnen zijn in de afgelopen 10 jaar een tweetal waarnemingen van ransuil gedaan in en direct grenzend aan het onderzoeksgebied. Ransuilen beschikken echter over een groot territorium, terwijl effecten van nachtelijke verlichting slechts over beperkte afstand een effect zullen hebben. Er zullen daarom voldoende uitwijkmogelijkheden bestaan voor ransuilen en effecten van verstoring door geluid of verlichting op ransuilen kunnen daarom worden uitgesloten.

Naast voor de ransuil, is ook voor de ekster en scholekster de SvI zeer ongunstig en geldt er (deels) een negatieve trend. Een territoriale scholekster was aanwezig nabij de flats aan het Zwarte Woud net zuidoostelijk van de spoorbrug over de A27, waar ze mogelijk op daken broeden. Scholeksters zijn grondbroeders, maar natuurlijke broedbiotopen zijn niet aanwezig binnen het plangebied. In stedelijk gebied wordt wel gebroed op braakliggende terreinen of op grinddaken. Ekster en scholekster komen wijdverspreid voor binnen het stedelijk gebied, zodat er beperkt sprake lijkt te zijn van verstoring door geluid of licht. Voor de ekster is de ongunstige SvI te wijten aan een toename van predatie en concurrentie buiten het stedelijk gebied en mogelijk ook aan een gebrek aan voedsel. De bouwactiviteiten zullen daar niet aan bijdragen. Voor de scholekster speelt een gebrek aan geschikte nestgelegenheid en voedselgebrek. Ook hieraan zullen de bouwactiviteiten geen negatieve bijdrage leveren.

Conclusie broedvogels: significant negatieve effecten van geluidsverstoring, en in mindere mate visuele verstoring, op de SvI van de braamsluiper, fitis, glanskop, grauwe vliegenvanger, grote lijster, heggenmus, houtduif, huismus, huiszwaluw, matkop, spreeuw, staartmees, tuinfluiter, wielewaal en witte kwikstaart zijn bij de toename van geluid als gevolg van de bouwwerkzaamheden in het onderzoeksgebied niet op voorhand uit te sluiten. Onder deze soorten bevinden zich geen provinciale aandachtsoorten ten behoeve van het NNN.

3.2 Grondgebonden zoogdieren

Tabel 3.2 (Potentieel) aanwezige grondgebonden zoogdieren in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Geen van deze soorten zijn aangemerkt als provinciale aandachtsoorten.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
bosmuis	<i>Apodemus sylvaticus</i>	3.10*	TNB
bunzing	<i>Mustela putorius</i>	3.10*	OG
das	<i>Meles meles</i>	3.10	TNB
eekhoorn	<i>Sciurus vulgaris</i>	3.10	TNB
egel	<i>Erinaceus europaeus</i>	3.10*	OG
konijn	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	3.10*	GE
haas	<i>Lepus europaeus</i>	3.10*	TNB
hermelijn	<i>Mustela erminea</i>	3.10*	GE
ree	<i>Capreolus capreolus</i>	3.10*	TNB
vos	<i>Vulpes vulpes</i>	3.10*	TNB
wezel	<i>Mustela nivalis</i>	3.10*	GE
steenmarter	<i>Martes foina</i>	3.10	TNB
boommarter	<i>Martes martes</i>	3.10	KW

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²KW: Kwetsbaar; GE: Gevoelig; OG: Onvoldoende Gegevens; TNB: Thans Niet Bedreigd

* onder voorwaarden vrijgesteld in de provincie Utrecht (vrijstelling geldt alleen voor de activiteiten en belangen genoemd in artikel 3.10, onderdelen a, d, e, f en g van de Wet natuurbescherming)

Hoewel de bosmuis, bunzing, egel, konijn, haas, hermelijn, ree, vos en wezel in het onderzoeksgebied zijn waargenomen, betreffen dit vrijgestelde, algemene soorten in de provincie Utrecht. Wel geldt voor deze soorten de zorgplicht om redelijkerwijs mogelijke negatieve effecten van de bouwactiviteiten te voorkomen. De bever *Castor fiber* (beschermingsregime 3.5, Rode Lijst-status GE) komt momenteel niet binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied voor. In de (nabije) toekomst is dat mogelijk wel het geval gezien de snelle uitbreiding van het verspreidingsgebied van de bever in Nederland en de aanwezigheid van potentieel geschikt habitat binnen het onderzoeksgebied. Waarnemingen in de wijde omgeving van het plangebied zijn bekend van de Lek en de omgeving van de Haarrijnse Plas. De meest nabije waarnemingen zijn gedaan bij de Kromme Rijn nabij Werkhoven.

Hoewel zoogdieren verstoord zouden kunnen worden door geluid, lijkt de gevoeligheid beperkt, zodat significant negatieve effecten van geluidsverstoring op voorhand worden uitgesloten. Voor nachttactieve zoogdieren zou nachtelijke verlichting wel de foerageefficiëntie kunnen onderdrukken, zij het dat de afstand waarover dit een additioneel effect zal hebben ten opzichte van de reeds aanwezige verlichting beperkt zal zijn. Ook lijken er voldoende uitwijkmogelijkheden te zijn in de vorm van geschikt habitat voor grondgebonden zoogdieren buiten de contouren van het onderzoeksgebied.

Voor zoogdieren die ook overdag actief zijn, zoals de ree, biedt het bos in Amelisweerd binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied meerdere locaties die als rustplaats gebruikt worden, waaronder het Markiezenbos (Maes et al. 2009). Op basis van de literatuurstudie kan verwacht worden dat reeën niet gevoelig zijn voor verstoring door geluid. Optische verstoring en ook verstoring door nachtelijke verlichting speelt mogelijk wel een rol, maar de afstand waarover dat het geval is, is, ook ten opzichte van de reeds aanwezige optische verstoring, beperkt en zal niet het gehele onderzoeksgebied beslaan. Een deel van het Markiezenbos zal verstoord worden, maar de verstoring zal naar verwachting niet reiken tot ten oosten of ten noorden van de Kromme Rijn. Direct ten oosten van de Kromme Rijn liggen bosgebieden die eveneens functioneren als rustgebied voor reeën (Maes et al. 2009).

Dat betekent dat er voldoende locaties buiten het onderzoeksgebied aangewezen kunnen worden die als rustplaats en refugium gebruikt kunnen worden bij verstoring. Daaronder ook de wilgengrienden langs de Kromme Rijn die goede schuilgelegenheid bieden (Maes et al. 2009). Het foerageergebied van reeën betreft vooral het (half)open gebied, wat buiten het onderzoeksgebied ligt en waar verstoring door de bouwactiviteiten dus kan worden uitgesloten. Significante verstoring van de reeënpopulatie door de bouwactiviteiten kan daarmee worden uitgesloten.

Een dassenburcht is aanwezig in de geluidswal van de A27. De locatie hiervan ligt buiten het onderzoeksgebied en net ten zuiden van het tunneltje van de Kromme Rijn met de A27. Dichter bij het onderzoeksgebied is een bijburcht aanwezig langs de Kromme Rijn (Zweers 2019). Waarnemingen van foeragerende dassen zijn voornamelijk bekend van de (gras)velden op Amelisweerd. Binnen het onderzoeksgebied van de 1 dB(A)-contour zullen, gezien het nagenoeg ontbreken van geschikt foerageergebied, naar verwachting niet of nauwelijks dassen foerageren. Het noordelijk deel van het onderzoeksgebied grenst echter aan een grasveld wat deel uitmaakt van foerageergebied. Dit is open genoeg voor dassen om te kunnen foerageren. Daarnaast biedt het gebied beperkt kansen voor het vestigen van (bij)burchten. Het gaat dan met name om de zuidoostelijke punt van Amelisweerd en de bosstroken op het oostelijke talud van de A27 ten zuiden van Amelisweerd. Westelijk van de A27 worden geen dassen verwacht, omdat de mogelijkheden om te foerageren in ruigten en graslanden hier veel beperkter zijn en er veel minder rust is. Gezien de beperkte effecten van geluid, visuele verstoring of trillingen op grondgebonden zoogdieren en het feit dat de momenteel aanwezige dassenburcht zich in de geluidswal van de A27 bevindt, worden er geen negatieve effecten van de bouwactiviteiten op de das verwacht en kunnen deze op voorhand worden uitgesloten.

Eekhoorns komen verspreid over geheel Amelisweerd en Maarschalkerweerd voor. Dit zijn ook de meest grote, aaneengesloten bosgebieden. Hierbuiten worden eekhoorns niet waargenomen in de omgeving van het plangebied. Bij het onderzoek zijn geen nesten van eekhoorn aangetroffen in bomen die ten behoeve van de werkzaamheden gekapt moeten worden. Mogelijk zijn wel nesten aanwezig binnen de begrenzing van de 1dB(A)-contour. Gezien de beperkte gevoeligheid van grondgebonden zoogdieren voor geluid en trillingen en het feit dat er reeds aanzienlijke visuele activiteit en nachtelijke verlichting aanwezig is binnen het huidige leefgebied van de eekhoorn, kunnen negatieve effecten van de bouwactiviteiten op de eekhoorn worden uitgesloten.

Steenmarters zijn beperkt waargenomen rond het plangebied. Er is één waarneming bekend van een doodgereden dier op de verbindingsweg A12 / A27, één aan de noordzijde van de spoorbrug over de A27, en diverse waarnemingen op het terrein van de voormalige stadskwekerij aan de Houtenseweg. Hier zijn verschillende verblijfplaatsen aanwezig in schuurtjes en andere gebouwen. Het foerageergebied van steenmarters is groot, waarbij ze op een dag meerdere kilometers kunnen afleggen. Ze foerageren in gevarieerd, kleinschalig landschap en kunnen overal binnen het onderzoeksgebied worden verwacht.

Boommarters zijn aangetroffen in verschillende bosgebieden langs de snelwegen van Ring Utrecht. Binnen het plangebied zijn geen waarnemingen bekend, maar net ten noorden van het plangebied is een doodgereden boommarter gevonden. De locatieaanduiding van deze waarneming was onnauwkeurig, maar het is mogelijk dat deze boommarter uit het plangebied afkomstig was. In Amelisweerd en Maarschalkerweerd kunnen dan ook in potentie verblijfplaatsen van boommarter aanwezig zijn in holten in oude bomen.

Gezien de beperkte gevoeligheid van grondgebonden zoogdieren voor geluid en trillingen kunnen negatieve effecten van geluid of trillingen op de steen- en boommarter worden uitgesloten. Ook effecten van optische verstoring zullen naar verwachting beperkt zijn, vanwege de reeds aanwezige activiteiten binnen het leefgebied van de steen- en boommarter. Echter, omdat het nachttactieve soorten betreft, zou nachtelijke verlichting de nachtelijke activiteit op locaties waar verlichting wordt toegepast kunnen onderdrukken en daarmee bijvoorbeeld de foerageerefficiëntie kunnen reduceren. Steen- en boommarters hebben echter een veelzijdige voedselkeuze en foerageerstrategie, waarvoor over grote afstanden van meerdere kilometers per nacht gefoerageerd wordt. Daarmee zijn er voldoende uitwijkmogelijkheden voor de steen- en boommarter en kunnen negatieve effecten van de bouwactiviteiten worden uitgesloten.

Conclusie grondgebonden zoogdieren: zowel beschermde als vrijgestelde grondgebonden zoogdieren kunnen verstoord worden door de bouwactiviteiten. Met name nachtelijke verlichting zou de foerageerefficiëntie van verschillende soorten negatief kunnen beïnvloeden. Deze effecten zullen echter over beperkte afstand optreden, terwijl er veelal geschikte uitwijkmogelijkheden voor de dieren aanwezig zijn. Significant negatieve effecten van verstoring door trillingen, geluid of visuele verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op de populaties van vrijgestelde zoogdiersoorten en van de beschermde das, eekhoorn, steenmarter en boommarter kunnen daarmee op voorhand worden uitgesloten.

3.3 Vleermuizen

Tabel 3.3 (Potentieel) aanwezige vleermuizen in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Provinciale aandachtsoorten zijn aangegeven in cursief. Soorten waarvoor een negatief effect van de bouwactiviteiten niet op voorhand kan worden uitgesloten zijn rood gearceerd.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
baardvleermuis	<i>Myotis mystacinus</i>	3.5	TNB
gewone grootovleermuis	<i>Plecotus auritus</i>	3.5	TNB
franjestaat	<i>Myotis nattereri</i>	3.5	TNB
gewone dwergvleermuis	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3.5	TNB
laatvlieger	<i>Eptesicus serotinus</i>	3.5	KW
rosse vleermuis	<i>Nyctalus noctula</i>	3.5	KW
ruige dwergvleermuis	<i>Pipistrellus nathusii</i>	3.5	TNB
watervleermuis	<i>Myotis daubentonii</i>	3.5	TNB
meervleermuis	<i>Myotis dasycneme</i>	3.5	TBN

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²KW: Kwetsbaar; TNB: Thans Niet Bedreigd

Voor met name passief luisterende vleermuizen, zoals de vale vleermuis en mogelijk ook de watervleermuis, geldt dat geluidsverstoring kan leiden tot verminderd efficiënt foerageren. De vale vleermuis mijdt als gevolg daarvan dan ook geluidsverstoorde gebieden.

Effecten van nachtelijke verlichting op vleermuizen variëren tussen soorten, zodat verlichting bijvoorbeeld een positief effect kan hebben op foerageerefficiëntie en zo de dichtheden vleermuizen doet verhogen (onder andere *Pipistrellus*), of een negatief effect kan hebben doordat de vleermuizen de verlichte gebieden mijden (*Myotis* en *Plecotus*). Effecten zijn daarbij alleen bij wit en groen licht waargenomen, terwijl rood licht geen effect lijkt te hebben.

Waarnemingen van verschillende soorten foeragerende vleermuizen zijn gedaan in het plangebied. Dit betroffen vooral gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis,

maar ook de overige in het gebied aanwezige vleermuissoorten gewone grootoorvleermuis, laatvlieger, rosse vleermuis en watervleermuis kunnen foerageren binnen het plangebied. Enkele zeldzame soorten waarvan waarnemingen bekend zijn nabij het plangebied zijn franjestaart en baardvleermuis. Deze zeldzame soorten worden voornamelijk geteld (en in de NDFF weergegeven) op hun winterverblijfplaatsen in de forten van de Hollandse Waterlinie. Het plangebied maakt geen belangrijk deel uit van hun leefgebied. Dit omdat er geen winterverblijfmogelijkheden aanwezig zijn, en franjestaart en baardvleermuis hoofdzakelijk in de grotere bosgebieden en kleinschalige, gesloten landschappen voorkomen. Bij het onderzoek in 2017 (Zweers 2019) wordt vermeld dat franjestaart mogelijk is waargenomen in deelgebied Amelisweerd zuid, baardvleermuis is toen niet waargenomen. Wel is baardvleermuis bekend uit Amelisweerd (Maes et al. 2009). De soorten kunnen in de zomer aanwezig zijn, maar gezien de biotoopvoorkeur en de weinige waarnemingen kan gesteld worden dat onderzoeksgebied geen belangrijk leefgebied zal vormen voor franjestaart en baardvleermuis.

Voor laatvlieger en gewone dwergvleermuis vormt binnen het plangebied de brug van de Koningsweg over de A27 een essentiële vliegroute. Ook van de twee spoorbruggen hier direct zuidelijk van is vastgesteld dat hier een essentiële vliegroute loopt van beide soorten. De bosstrook oostelijk van de A27 ter hoogte van de golfbaan maakt ook onderdeel uit van deze vliegroute. Watervleermuis en in mindere mate meervleermuis maken gebruik van de Kromme Rijn om te foerageren en als vliegroute.

Binnen het plangebied zijn verschillende verblijfplaatsen bekend van vleermuizen. Dit betreffen voornamelijk aan bomen opgehangen kasten in Amelisweerd / Maarschalkerweerd. Verschillende kasten hangen op ca. 40 m van de A27. In de kasten zijn gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, gewone grootoorvleermuis en rosse vleermuis aangetroffen. Het betreft hier zowel zomer-, als en paarverblijven. Van grootoorvleermuis zijn twee kraamkolonies bekend in bomen in het onderzoeksgebied op enkele tientallen meters tot ca. 200 m van de A27.

Op basis van het literatuuronderzoek lijken met name *Myotis* en *Plecotus* vleermuizen gevoelig voor verstoring door de bouwactiviteiten vanwege effecten van geluid en verlichting. Binnen een straal van 100 m vanaf de bouwlocaties kan niet uitgesloten worden dat het foerageergebied, vliegroutes en verblijfplaatsen van deze vleermuizen worden verstoord en deze soorten het gebied gaan mijden. *Pipistrellus* vleermuizen hebben mogelijk profijt van de nachtelijke verlichting, doordat deze soorten efficiënter zouden kunnen foerageren. Voor de laatvlieger en rosse vleermuis zijn geen effecten van verlichting waargenomen. Hoewel habitatfragmentatie vanwege geluid ook een effect op deze soorten zou kunnen hebben, zijn beide soorten geen passief luisterende vleermuizen, zodat effecten van geluidsverstoring naar verwachting beperkt zijn. Vanwege de differentiële effecten van verstoring door geluid en verlichting op verschillende soorten, zou de soortensamenstelling van vleermuizen in het gebied vanwege de bouwactiviteiten mogelijk kunnen veranderen. Omdat verstoring door geluid, licht en trillingen reeds tamelijk wijdverspreid binnen het leefgebied van de vleermuizen in het onderzoeksgebied optreedt, waaronder verlichting langs vliegroutes, de beperkte afstand waarover effecten van geluid en verlichting plaats kunnen vinden, terwijl over het algemeen grote oppervlaktes worden gebruikt om te foerageren, zijn de effecten op soortensamenstelling echter naar verwachting beperkt.

Hoewel gewenning negatieve effecten zou kunnen beperken, kan verstoring door geluid van de bouwactiviteiten van de functie van zomer- of paarverblijf van de vleermuiskasten en een kraamkolonie van grootoorvleermuis waar deze op minder

dan 100 m afstand van de A27 hangen niet worden uitgesloten. Bouwactiviteiten zullen buiten de grootoorvleermuis geen significant effect op de aantallen per soort of de soortensamenstelling en daarmee het NNN hebben. Andere effecten van de bouwactiviteiten op vleermuizen kunnen daarom op voorhand worden uitgesloten.

Conclusie vleermuizen: verstoring door de bouwwerkzaamheden kan op relatief korte afstand (circa 100 m) van de locatie van de bouwactiviteiten leiden tot een veranderde soortensamenstelling. Vanwege de beperkte afstand waarover deze effecten plaats zullen vinden, kunnen significante effecten door geluid, trillingen of visuele verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op de populaties van vleermuizen echter op voorhand worden uitgesloten. Het is echter niet uit te sluiten dat geluid significant negatieve effecten van verstoring zal veroorzaken op de aanwezige kraamverblijfplaats van gewone grootoorvleermuis.

3.4 Amfibieën

Tabel 3.4 (Potentieel) aanwezige amfibieën in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Geen van deze soorten zijn aangemerkt als provinciale aandachtsoorten.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
bruine kikker	<i>Rana temporaria</i>	3.10*	TNB
gewone pad	<i>Bufo bufo</i>	3.10*	TNB
kleine watersalamander	<i>Lissotriton vulgaris</i>	3.10*	TNB

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²TNB: Thans Niet Bedreigd

* onder voorwaarden vrijgesteld in de provincie Utrecht (vrijstelling geldt alleen voor de activiteiten en belangen genoemd in artikel 3.10, onderdelen a, d, e, f en g, van de Wet natuurbescherming)

De bruine kikker en kleine watersalamander komen verspreid door het onderzoeksgebied voor, terwijl de gewone pad is aangetroffen bij de A12 / A27 knooppunt Lunetten. Met name voor de bruine kikker en de gewone pad kan geluid een versturende werking hebben. Beide soorten maken tijdens de paringsperiode gebruik van een zacht, laagfrequente roep, welke interferentie zal ondervinden met het geluid geproduceerd bij de bouwactiviteiten. Daarnaast kan ook nachtelijke verlichting een negatief effect hebben. De bruine kikker en gewone pad, echter, accepteren een brede keuze aan habitats, zodat er voldoende uitwijkmogelijkheden zullen zijn en significante negatieve effecten van de bouwactiviteiten op de aantallen bruine kikker en gewone pad dus op voorhand kunnen worden uitgesloten. Effecten van verstoring op de kleine watersalamander zijn naar verwachting beperkt, mede omdat ook deze soort wijdverspreid in allerlei soorten habitats voor kan komen, inclusief kleine urbane vijvers. Negatieve effecten van de bouwactiviteiten op de kleine watersalamander kunnen dus ook op voorhand worden uitgesloten.

Conclusie amfibieën: de bruine kikker en gewone pad kunnen nabij de bouwactiviteiten verstoring van geluid en nachtelijke verlichting ondervinden. Significante negatieve effecten op de populatie door verstoring door trillingen, geluid of visuele verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op de bruine kikker en gewone pad, en ook op de kleine watersalamander, kunnen echter op voorhand worden uitgesloten.

3.5 Vissen

Tabel 3.5 (Potentieel) aanwezige vissen in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Geen van deze soorten zijn aangemerkt als provinciale aandachtsoorten.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	3.10	KW

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²KW: Kwetsbaar

Hoewel er, ook op basis van eDNA-onderzoek, geen aanwijzingen zijn dat de grote modderkruiper binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied voorkomt, is er in potentie geschikt leefgebied aanwezig. Dit zijn de ondiepe watergangen en sloten in Amelisweerd en in park De Koppel. Mogelijke verstoring door verlichting of trillingen zullen echter op beperkte afstand van de bouwactiviteiten optreden, waarbinnen zich geen potentieel leefgebied van de grote modderkruiper bevindt.

Naast de grote modderkruiper zijn in eerder onderzoek alleen algemene, niet-beschermde vissoorten aangetroffen, waaronder bittervoorn, kleine modderkruiper, driedoornige en tiendoornige stekelbaars, rietvoorn en zeelt (Zweers 2019). Voor deze soorten geldt de zorgplicht. Ook voor deze soorten geldt echter dat hoewel er mogelijk verstoring door met name verlichting op zou kunnen treden, dit beperkt zal zijn tot binnen een korte afstand van waar de bouwactiviteiten plaatsvinden. Binnen deze beperkte afstand bevindt zich voor vissen geen geschikt habitat.

Conclusie vissen: er bevindt zich geen geschikt habitat van de grote modderkruiper binnen het areaal dat mogelijk door geluid, verlichting of trillingen verstoord zou kunnen worden, zodat negatieve effecten van verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op de grote modderkruiper op voorhand worden uitgesloten.

3.6 Reptielen

Tabel 3.6 (Potentieel) aanwezige reptielen in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Provinciale aandachtsoorten zijn aangegeven in cursief. Soorten waarvoor een negatief effect van de bouwactiviteiten niet op voorhand kan worden uitgesloten zijn rood gearceerd.

soort	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
<i>ringslang</i>	3.10	KW

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²KW: Kwetsbaar

De ringslang komt verspreid voor in de omgeving van het plangebied. Aan weerszijden van de A27 zijn populaties aanwezig. Met name in Nieuw Amelisweerd en verspreid over Maarschalkerveerd zijn waarnemingen gedaan. De sloten en omgeving in Park de Koppel lijken ook geschikt voor ringslang. Waarnemingen uit dat gebied ontbreken echter in de NDFF. Over effecten van verstoring door menselijke activiteit op reptielen is weinig bekend. Wel kan het gedrag van reptielen door geluid afkomstig van mensen worden beïnvloed (Shannon et al. 2016) en kan optische verstoring in reptielen leiden tot een fysiologische respons. Verder is ook voor reptielen, net als voor andere taxa, aangetoond dat nachtelijke verlichting activiteit kan onderdrukken. Echter, reptielen kwamen veel voor nabij menselijke activiteiten rondom spaarbekkens, terwijl bijvoorbeeld amfibieën daardoor in soortenrijkdom juist afnamen (Barrett and Guyer 2008). Verstoring van reptielen door menselijke activiteiten is daarom naar verwachting beperkt. Binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied bestaan er waarnemingen van ringslangen en zijn er verspreid door het gebied verschillende locaties aan te wijzen als potentieel geschikt leefgebied voor ringslangen. Omdat het een watergebonden slang betreft gaat het daarbij met

name om locaties nabij de Kromme Rijn. Broeihopen zijn echter niet aangetroffen, zodat er geen sprake is van aantasting van geschikte voortplantingslocaties. Hoewel er weinig bekend is over verstoring op ringslangen, zijn er negatieve effecten van geluid en visuele verstoring op reptielen bekend. Er zijn echter voor foerageer- of paringsgebied voldoende uitwijkmogelijkheden waar er geen verstoring ten gevolge van de bouwactiviteiten zal optreden. Verstoring van de winterrust, echter, kan voor deze provinciale aandachtsoort met de Rode Lijst-status 'kwetsbaar' niet met zekerheid worden uitgesloten. Hoewel er op veel locaties rond de Kromme Rijn geschikt overwinteringsgebied aanwezig is, zal er ook gebruik gemaakt kunnen worden van locaties op korte afstand aan weerszijden van de A27. Winterverblijven zijn jaarrond beschermd en verstoring ervan binnen het onderzoeksgebied kan niet worden uitgesloten.

Conclusie reptielen: verstoring door trillingen, geluid of visuele verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op de ringslang is naar verwachting beperkt, maar significant negatieve effecten tijdens de winterrust kunnen niet op voorhand worden uitgesloten.

3.7 Ongewervelden

Tabel 3.7 (Potentieel) aanwezige ongewervelden in het onderzoeksgebied A27 / A12 Ring Utrecht. Geen van deze soorten zijn aangemerkt als provinciale aandachtsoorten.

soort (Nederlands)	soort (wetenschappelijk)	beschermingsregime ¹	Rode Lijst-status ²
gevlekte witsnuitlibel	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	3.5	BE

¹Onder het 'beschermingsregime' wordt verwezen naar het artikel Wet natuurbescherming

²BE: Bedreigd

De enige relevante beschermde ongewervelde diersoort die mogelijk binnen de begrenzing van het onderzoeksgebied voorkomt is de gevlekte witsnuitlibel. De gevlekte witsnuitlibel plant zich voort in kleine, ondiepe wateren. Waarnemingen in de omgeving zijn bekend uit Beatrixpark en Nieuw Wulven. In het plangebied zijn nauwelijks geschikte voortplantingswateren aanwezig. Mogelijk komt de soort voor in Park de Koppel. In recent onderzoek voor het tracébesluit is de soort echter niet aangetroffen (Zweers 2019).

Hoewel verstoring door zowel geluid, licht als trillingen een rol zou kunnen spelen bij ongewervelden, waaronder insecten, speelt voor de gevlekte witsnuitlibel communicatie met geluid voor zo ver bekend geen rol, zodat versturende effecten van geluid uitgesloten kunnen worden. Eventuele effecten van visuele verstoring en trillingen zullen over slechts beperkte afstand van de bouwactiviteiten plaatsvinden en daarmee het potentieel geschikte leefgebied niet beïnvloeden. Negatieve effecten van verstoring op de gevlekte witsnuitlibel kunnen daarmee worden uitgesloten.

Conclusie ongewervelden: negatieve effecten door verstoring door trillingen, geluid of visuele verstoring als gevolg van de geplande werkzaamheden op ongewervelden worden op voorhand uitgesloten.

4 Mitigerende maatregelen

In dit hoofdstuk worden mitigerende maatregelen voorgesteld voor soorten waar significante versturende effecten van de bouwmethode in het kader van het NNN of de Wet natuurbescherming niet kunnen worden uitgesloten.

4.1 Algemeen

Het plaatsen van een scherm naast de locatie waar de bouwactiviteiten worden uitgevoerd en eventueel ook langs de route waar de vrachtwagens langs zullen rijden voor de aan- en afvoer van materiaal zou met name de optische verstoring van fauna grotendeels kunnen voorkomen. Daarnaast zal het ook de effecten van geluid en nachtelijke verlichting kunnen beperken. Mitigatie van geluid zou met name voor vogels de verstoring kunnen beperken. Voor vleermuizen zou een scherm de effecten van de nachtelijke verlichting op bijvoorbeeld het voedselaanbod kunnen beperken, omdat de drainerende werking van verlichting op insecten vanuit het leefgebied van de vleermuizen beperkt wordt en daardoor effecten op de soortensamenstelling gemitigeerd zouden kunnen worden. Ook mogelijk versturende effecten van geluid op met name passief luisterende vleermuizen zouden beperkt kunnen worden door het plaatsen van een scherm. Voor andere zoogdieren, waaronder reeën, zou het plaatsen van een scherm mogelijke effecten van optische verstoring en verstoring door nachtelijke verlichting kunnen beperken. Het plaatsen van schermen zou dus een effectieve mitigerende maatregel kunnen zijn waardoor de verstoring van meerdere soorten beperkt zou kunnen worden.

Verder zouden effecten van verstoring door nachtelijke verlichting beperkt kunnen worden door de spectrale compositie en de reikwijdte van de verlichting aan te passen. Door alleen gericht te verlichten binnen het rode spectrum van licht zal de verstoring van fauna beperkt kunnen worden. Verstoring van fauna onder rood licht lijkt beperkt, maar lijkt vooral op te treden bij groen en wit licht. Rood licht beïnvloedt de activiteit van vleermuizen bijvoorbeeld niet, terwijl dat wel het geval is voor groen en wit licht.

Tot slot zou door 's nachts geen bouwactiviteiten plaats te laten vinden de nachtelijke verstoring van vleermuizen en van andere dieren, waaronder andere zoogdieren en vogels, kunnen worden voorkomen. Het zou wel betekenen dat de bouwactiviteiten overdag over een aanzienlijk langere periode zouden plaatsvinden, waardoor de verstoring van vogels zou toenemen. Echter, binnen het onderzoeksgebied komen weinig zeldzame vogelsoorten voor, terwijl de effecten op beschermde vleermuizen en andere zoogdieren beperkt zouden worden.

4.2 Vogels

Specifiek voor vogels zou de uitvoeringsperiode van de werkzaamheden beperkt kunnen worden tot buiten het broedseizoen om broedvogels te ontzien. Deze vorm van mitigatie is echter niet realistisch omdat dit een aanzienlijke vertraging van de bouwactiviteiten op zou leveren, terwijl daarbij buiten het broedseizoen mogelijk soorten verstoord worden waarvan de nesten jaarrond beschermd zijn en die de nesten dan gebruiken om op te rusten. De verwachte verstoring door geluid en licht betreft echter geen provinciale aandachtsoorten. Daarom zou nader onderzocht moeten worden voor welke soorten de landelijke SvI in het geding zou zijn ten gevolge van de verstoring door de bouwwerkzaamheden. Voor soorten waarvoor dat het geval zou zijn, zullen compenserende maatregelen getroffen moeten worden, welke kunnen bestaan uit het creëren van nieuwe geschikte nestlocaties, waaronder bijvoorbeeld nestkasten en broedbiotoop. De effectiviteit van dergelijke compenserende maatregelen is echter onduidelijk en mogelijk beperkt, zodat mitigerende maatregelen om verstoring te beperken de voorkeur zouden moeten verdienen.

4.3 Vleermuizen

Om verstoring van het kraamverblijf van gewone grootoorvleermuis te voorkomen zou tot slot buiten de kraamperiode (die loopt van ca. mei t/m augustus) gewerkt kunnen worden. Ter compensatie van eventuele verstoring zouden er alternatieve boomholten kunnen worden gecreëerd, maar de kans dat de kolonie daar naartoe verhuist is klein.

Het gebruik van vleermuisvriendelijke bouwverlichting met rood in plaats van wit of groen licht is naar verwachting een effectieve mitigerende maatregel tegen verstoring door nachtelijke verlichting van vleermuizen.

4.4 Reptielen

Om verstoring van de winterrust in de periode 1 november tot medio maart door geluid te voorkomen, zou door een deskundige de aanwezigheid van rustende of overwinterende ringslangen voordat de bouwwerkzaamheden starten moeten worden gecontroleerd. Bij aantreffen zouden de ringslangen buiten het verstoord gebied moeten worden geplaatst. Bij aanwezigheid van een winterverblijf is ontheffing op de verbodsbepalingen van de Wet natuurbescherming nodig. Daarnaast zouden geschikte rustlocaties buiten de begrenzing van het geluidsverstoord gebied aangelegd kunnen worden (Zweers 2019). Volledig mitigeren van verstoring van de winterrust is echter naar verwachting niet mogelijk.

5 Conclusies

Negatieve effecten van verstoring door geluid en licht ten gevolge van de bouwmethode voor het aanleggen van diepwanden bij de verdiepte ligging A27 / A12 Ring Utrecht op beschermde natuurwaarden kunnen niet volledig worden uitgesloten. Met name voor zangvogels kunnen vanwege in onderzoek aangetoonde effecten van geluid en licht negatieve effecten van de bouwmethode niet worden uitgesloten. Dit heeft deels te maken met de beperkte grootte van de territoria van zangvogels, zodat uitwijkmogelijkheden niet voor de hand liggen. Het betreft de volgende soorten vogels: **braamsluiper, fitis, glanskop, grauwe vliegenvanger, grote lijster, heggenmus, houtduif, huismus, huiszwaluw, matkop, spreeuw, staartmees, tuinfluiter, wiewaal en witte kwikstaart**. Voor deze soorten is vocale communicatie van groot belang, terwijl dit door het geluid geproduceerd bij de bouwactiviteiten verstoord kan worden door interferentie. Daarnaast kan visuele verstoring, met name in de vorm van nachtelijke verlichting, ook een rol spelen voor deze soorten, zij het over een beperktere afstand dan geluid. Beide types verstoring kunnen leiden tot een verminderd voortplantingssucces en een veranderde soortensamenstelling. Hoewel deze soorten geen provinciale aandachtsoorten betreffen ten behoeve van het NNN, geldt er voor deze soorten een matig ongunstige staat van instandhouding en veelal een negatieve trend in aantalsontwikkeling, zodat verstoring leidend tot significant negatieve effecten op de SvI niet op voorhand kunnen worden uitgesloten.

Over effecten van geluid en licht op andere, niet-zangvogelsoorten is minder bekend, hoewel er wel onderzoek bestaat dat ook effecten van bijvoorbeeld geluid op dichtheden van niet-zangvogels aantoont. Met name ook voor visuele verstoring zijn het vaak grotere vogels die gevoeliger zijn voor verstoring dan kleinere vogels. De territoria van deze soorten zijn echter vaak aanzienlijk groter dan voor kleine zangvogels, terwijl de effecten van verstoring naar verwachting relatief klein zijn vanwege de kleinere effectafstanden van visuele verstoring ten opzichte van geluidsverstoring. Daarom zal de extra verstoring ten gevolge van de bouwactiviteiten geen significant negatief effect op de SvI van niet-zangvogels hebben.

Vanwege met name verstoring door geluid kunnen negatieve effecten op de kraamkolonie van **grootoorvleermuis** in Amelisweerd niet worden uitgesloten. Ook voor de **ringslang**, een provinciale aandachtsoort ten behoeve van het NNN, kan er, met name voor de koudere periodes, niet worden uitgesloten dat er winterrustplaatsen verstoord zullen worden tijdens de bouwactiviteiten vanwege effecten van geluid, licht of trillingen.

Voor soorten die mogelijk verstoord zullen worden door de bouwactiviteiten zou nader onderzoek moeten uitwijzen tot op welke hoogte er voor deze soorten voldoende uitwijkmogelijkheden naar geschikt leefgebied zijn in de directe omgeving van het onderzoeksgebied, waardoor negatieve effecten gemitigeerd zouden kunnen worden. Daarbij is het van belang dat met name het gedeelte van Amelisweerd direct langs de A27 buiten de toekomstige bouwactiviteiten om een relatief weinig verstoord gebied betreft met relatief weinig recreatie en nachtelijke verlichting.

Hoewel grondgebonden zoogdieren, amfibieën, vissen en ongewervelden verstoord zouden kunnen worden door de bouwwerkzaamheden, kunnen significant negatieve effecten van de bouwactiviteiten op deze taxa en ook op ongewervelden op voorhand worden uitgesloten vanwege de over het algemeen beperkte gevoeligheid voor verstoring van deze soortgroepen en/of de beperkte afstand waarover mogelijke verstoring van dieren in deze groepen zal optreden. Tot slot zouden mitigerende maatregelen zoals het plaatsen van schermen en het toepassen van minder versturende nachtelijke verlichting de verstoring deels effectief kunnen beperken. Hoewel het plaatsen van schermen verstoring door geluid ook deels zou kunnen mitigeren, blijft geluid naar verwachting de meest versturende factor van de bouwactiviteiten.

6 Referenties

- Altringham, J., and G. Kerth. 2016. "Bats and roads." In *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world*, edited by C.C. Voigt and T. Kingston. Springer International Publishing.
- Atanasov, Nicholas A., Jennifer L. Sargent, John P. Parmigiani, Rupert Palme, and Helen E. Diggs. 2015. "Characterization of Train-Induced Vibration and its Effect on Fecal Corticosterone Metabolites in Mice." *Journal of the American Association for Laboratory Animal Science* 54 (6):737-744.
- Badyaev, A.V., R.L. Young, K.P. Oh, and C. Addison. 2008. "Evolution on a local scale: developmental, functional, and genetic bases of divergence in bill form and associated changes in song structure between adjacent habitats." *Evolution* 62 (8):1951-1964. doi: 10.1111/j.1558-5646.2008.00428.x.
- Barber, J. R., K. R. Crooks, and K. M. Fristrup. 2010. "The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms." *Trends Ecol Evol* 25 (3):180-9. doi: 10.1016/j.tree.2009.08.002.
- Barrett, Kyle, and Craig Guyer. 2008. "Differential responses of amphibians and reptiles in riparian and stream habitats to land use disturbances in western Georgia, USA." *Biological Conservation* 141 (9):2290-2300. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.019>.
- Bayne, Erin M., Lucas Habib, and Stan Boutin. 2008. "Impacts of Chronic Anthropogenic Noise from Energy-Sector Activity on Abundance of Songbirds in the Boreal Forest." *Conservation Biology* 22 (5):1186-1193. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00973.x.
- Bee, Mark A., and Eli M. Swanson. 2007. "Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise." *Animal Behaviour* 74 (6):1765-1776. doi: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.03.019>.
- Bennett, Victoria J., and Arthur A. Zurcher. 2013. "When corridors collide: Road-related disturbance in commuting bats." *The Journal of Wildlife Management* 77 (1):93-101. doi: 10.1002/jwmg.467.
- Benítez-López, Ana, Rob Alkemade, and Pita A. Verweij. 2010. "The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis." *Biological Conservation* 143 (6):1307-1316. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>.

- Beuker, D., and C. Heunks. 2013. Broedvogels in het landgoed Amelisweerd 2013. Culemborg: Bureau Waardenburg.
- Bissonette, J.A., and S.A. Rosa. 2009. "Road zone effects in small-mammal communities." *Ecology and Society* 14.
- Blickley, J. L., K. Word, A.H. Krakauer, J.L. Phillips, S. Sells, C.C. Taff, J.C. Wingfield, and J.L. Patricelli. 2012. "The effect of experimental exposure to chronic noise on fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater sage-grouse (*Centrocercus urophasianus*)." *PLoS ONE* 7:e50462.
- Blumstein, D.T. 2013. "Attention, habituation, and antipredator behaviour: implications for urban birds." In *Avian urban ecology: behavioural and physiological adaptations*, edited by D. Gil and H. Brumm. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Blumstein, D.T., E. Fernández-Juricic, P.A. Zollner, and S.C. Garity. 2005. "Inter-specific variation in avian responses to human disturbance." *Journal of Applied Ecology* 42 (5):943-953. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01071.x.
- Blumstein, Daniel T. 2003. "Flight-Initiation Distance in Birds Is Dependent on Intruder Starting Distance." *The Journal of Wildlife Management* 67 (4):852-857. doi: 10.2307/3802692.
- Blumstein, Daniel T. 2006. "Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds." *Animal Behaviour* 71 (2):389-399. doi: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.05.010>.
- Bonte, D., H. Van Dyck, J.M. Bullock, A. Coulon, M. Delgado, M. Gibbs, V. Lehouck, E. Matthysen, K. Mustin, M. Saastamoinen, N. Schtickzelle, V.M. Stevens, S. Vandewoestijne, M. Baguette, K. Barton, T.G. Benton, A. Chaput-Bardy, J. Clobert, C. Dytham, T. Hovestadt, C.M. Meier, S.C.F. Palmer, C. Turlure, and J.M.J. Travis. 2012. "Costs of dispersal." *Biological Reviews* 87:290-312.
- Brown, Casey L., Amanda R. Hardy, Jesse R. Barber, Kurt M. Fristrup, Kevin R. Crooks, and Lisa M. Angeloni. 2012. "The Effect of Human Activities and Their Associated Noise on Ungulate Behavior." *PLoS ONE* 7 (7):e40505. doi: 10.1371/journal.pone.0040505.
- Bruintjes, Rick, and Andrew N. Radford. 2014. "Chronic playback of boat noise does not impact hatching success or post-hatching larval growth and survival in a cichlid fish." *PeerJ* 2:e594. doi: 10.7717/peerj.594.
- Brumm, Henrik. 2004. "The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird." *Journal of Animal Ecology* 73 (3):434-440. doi: 10.1111/j.0021-8790.2004.00814.x.
- Brüning, Anika, Werner Kloas, Torsten Preuer, and Franz Hölker. 2018. "Influence of artificially induced light pollution on the hormone system of two common fish species, perch and roach, in a rural habitat." *Conservation Physiology* 6 (1). doi: 10.1093/conphys/coy016.
- Castellano, S., B. Cuatto, R. Rinella, A. Rosso, and C. Giacoma. 2002. "The advertisement call of the European treefrogs (*Hyla arborea*): a multilevel study of variation." *Ethology* 108:75-89.
- Catchpole, C.K., and P.J.B. Slater. 2008. *Bird song: biological themes and variations*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Chang, Edward F., and Michael M. Merzenich. 2003. "Environmental Noise Retards Auditory Cortical Development." *Science* 300 (5618):498. doi: 10.1126/science.1082163.
- Clevenger, Anthony P., Bryan Chruszcz, and Kari Gunson. 2001. "Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals." *Journal of Applied Ecology* 38 (6):1340-1349. doi: 10.1046/j.0021-8901.2001.00678.x.
- Cutts, N., A. Phelps, and D. Burdon. 2009. Construction and waterfowl: defining sensitivity, response, impacts and guidance. Hull, United Kingdom: Institute of Estuarine & Coastal Studies, University of Hull.

- Da Silva, Arnaud, Mihai Valcu, and Bart Kempenaers. 2015. "Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667):20140126. doi: 10.1098/rstb.2014.0126.
- Dananay, K.L., and M.F. Benard. 2018. "Artificial light at night decreases metamorphic duration and juvenile growth in a widespread amphibian." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285 (1882):20180367. doi: 10.1098/rspb.2018.0367.
- Davidson, John, Julie Bebak, and Patricia Mazik. 2009. "The effects of aquaculture production noise on the growth, condition factor, feed conversion, and survival of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*." *Aquaculture* 288 (3):337-343. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.11.037>.
- de Bruin, L. 2009. "Vijftig jaar roofvogels in Amelisseweerd." *De Kruisbek* 52 (5):13-19.
- de Jong, Maaïke, Lizanne Jeninga, Jenny Q. Ouyang, Kees van Oers, Kamiel Spoelstra, and Marcel E. Visser. 2016. "Dose-dependent responses of avian daily rhythms to artificial light at night." *Physiology & Behavior* 155:172-179. doi: <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2015.12.012>.
- de Jong, Maaïke, Q. Ouyang Jenny, Arnaud Da Silva, H. A. van Grunsven Roy, Bart Kempenaers, E. Visser Marcel, and Kamiel Spoelstra. 2015. "Effects of nocturnal illumination on life-history decisions and fitness in two wild songbird species." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667):20140128. doi: 10.1098/rstb.2014.0128.
- Ditmer, M.A., J.B. Vincent, L.K. Werden, J.C. Tanner, T.G. Laske, P.A. Iaizzo, D.L. Garshelis, and J.R. Fieberg. 2015. "Bears show a physiological but limited behavioral response to unmanned aerial vehicles." *Current Biology* 25:2275-2283.
- Dominoni, D.M., and J. Partecke. 2015. "Does light pollution alter daylength? A test using light loggers on free-ranging European blackbirds (*Turdus merula*)." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667):20140118. doi: 10.1098/rstb.2014.0118.
- Eigenbrod, F., S.J. Hecnar, and L. Fahrig. 2009. "Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on Anuran populations in Ontario, Canada." *Ecology and Society* 14:24.
- Fernández-Juricic, E. 2000. "Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape." *The Condor* 102 (2):247-255, 9.
- Foppen, R., and R. Reijnen. 1994. "The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway." *Journal of Applied Ecology* 31:95-101.
- Forman, R.T.T., B. Reineking, and A.M. Hersperger. 2002. "Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape." *Environmental Management* 29:782-800.
- Fowler, Gene S. 1999. "Behavioral and hormonal responses of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitation." *Biological Conservation* 90 (2):143-149. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00026-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00026-9).
- Francis, C.D., C.P. Ortega, and A. Cruz. 2011. "Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency." *PLoS ONE* 6:e27052.
- Francis, Clinton D., Catherine P. Ortega, and Alexander Cruz. 2009. "Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions." *Current Biology* 19 (16):1415-1419. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>.
- Fuller, Richard A, Philip H Warren, and Kevin J Gaston. 2007. "Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins." *Biology Letters* 3 (4):368-370. doi: 10.1098/rsbl.2007.0134.

- Garniel, A., W.D. Daunicht, U. Mierwald, and U. Ojowski. 2007. Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Bonn, Kiel.
- Goosem, Miriam. 2007. "Fragmentation impacts caused by roads through rainforests." *Current Science* 93 (11):1587-1595.
- Grade, A.M., and K.E. Sieving. 2016. "When the birds go unheard: highway noise disrupts information transfer between bird species." *Biology Letters* 12 (4):20160113. doi: 10.1098/rsbl.2016.0113.
- Graham, Ashley L., and Steven J. Cooke. 2008. "The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*)." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18 (7):1315-1324. doi: 10.1002/aqc.941.
- Granneman, J.H., E.H.A. de Beer, W. van der Maarl, and C. Guzman. 2013. "Geluidvermogens van vrachtwagens bij lage snelheden." *Geluid* 1:12-16.
- Gross, K., G. Pasinelli, and H.P. Kunc. 2010. "Behavioral plasticity allows short-term adjustment to a novel environment." *American Naturalist* 176:456-464.
- Habib, L., E.M. Bayne, and S. Boutin. 2007. "Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*." *Journal of Applied Ecology* 44:176-184.
- Halfwerk, W., S. Bot, J. Buikx, M. van der Velde, J. Komdeur, C. ten Cate, and H. Slabbekoorn. 2011. "Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions." *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108:14549-14554.
- Halfwerk, W., L.J.M. Holleman, C.M. Lessells, and H. Slabbekoorn. 2011. "Negative impact of traffic noise on avian reproductive success." *Journal of Applied Ecology* 48:210-219.
- Halfwerk, W., A. M. Lea, M. A. Guerra, R. A. Page, and M. J. Ryan. 2016. "Vocal responses to noise reveal the presence of the Lombard effect in a frog." *Behavioral Ecology* 27 (2):669-676. doi: 10.1093/beheco/arv204.
- Harding, H.R., T.A.C. Gordon, R.E. Hsuan, A.C.E. Mackaness, A.N. Radford, and S.D. Simpson. 2018. "Fish in habitats with higher motorboat disturbance show reduced sensitivity to motorboat noise." *Biology Letters* 14 (10):20180441. doi: 10.1098/rsbl.2018.0441.
- Harms, Craig A., W. James Fleming, and Michael K. Stoskopf. 1997. "A Technique for Dorsal Subcutaneous Implantation of Heart Rate Biotelemetry Transmitters in Black Ducks: Application in an Aircraft Noise Response Study." *The Condor: Ornithological Applications* 99 (1):231-237. doi: 10.2307/1370247.
- Hayward, L.S., A.E. Bowles, J.C. Ha, and S.K. Wasser. 2011. "Impacts of acute and long-term vehicle exposure on physiology and reproductive success of the northern spotted owl." *Ecosphere* 2:65.
- Johnson, R.G., and S.A. Temple. 1986. "Assessing habitat quality for birds nesting in fragmented tallgrass prairies." In *Wildlife 2000: modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates*, edited by J. Verner, M.L. Morrison and C.J. Ralph. Madison, WI: University of Wisconsin Press.
- Kempnaers, Bart, Pernilla Borgström, Peter Loës, Emmi Schlicht, and Mihai Valcu. 2010. "Artificial Night Lighting Affects Dawn Song, Extra-Pair Siring Success, and Lay Date in Songbirds." *Current Biology* 20 (19):1735-1739. doi: 10.1016/j.cub.2010.08.028.
- Kight, C.R., M.S. Saha, and J.P. Swaddle. 2012. "Anthropogenic noise is associated with reductions in the productivity of breeding eastern bluebirds (*Sialia sialis*)." *Ecological Applications* 22:1989-1996.
- Kight, C.R., and J.P. Swaddle. 2011. "How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review." *Ecology Letters* 14:1052-1061.

- Kleijn, D. 2008. Effecten van geluid op wilde soorten - implicaties voor soorten betrokken bij de aanwijzing van Natura 2000 gebieden. Wageningen: Alterra.
- Krijgsveld, K.L., R.R. Smits, and J. van der Winden. 2008. Verstoringsevoeligheid van vogels: Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Bureau Waardenburg.
- Kuiper, H. 2009. Broedvogels Landgoederen Oud en Nieuw Amelisweerd en Rhijnauwen. Utrecht: Ecologisch Adviesbureau Maes.
- Kurvers, R. H. J. M., J. Drägestein, F. Hölker, A. Jechow, J. Krause, and D. Bierbach. 2018. "Artificial Light at Night Affects Emergence from a Refuge and Space Use in Guppies." *Scientific Reports* 8 (1):14131. doi: 10.1038/s41598-018-32466-3.
- Lampe, U., T. Schmoll, A. Franzke, and K. Reinhold. 2012. "Staying tuned: grasshoppers from noisy roadside habitats produce courtship signals with elevated frequency components." *Functional Ecology* 26:1348-1354.
- Lima, Steven L., Bradley F. Blackwell, Travis L. DeVault, and Esteban Fernández-Juricic. 2015. "Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review." *Biological Reviews* 90 (1):60-76. doi: doi:10.1111/brv.12093.
- Livezey, K.B., E. Fernández-Juricic, and D.T. Blumstein. 2016. "Database of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas." *Journal of Fish and Wildlife Management* 7:181-191.
- Longcore, Travis, and Catherine Rich. 2004. "Ecological light pollution." *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (4):191-198. doi: 10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2.
- Lucas, Priscila Silva, Ramon Gomes de Carvalho, and Clara Grilo. 2017. "Railway Disturbances on Wildlife: Types, Effects, and Mitigation Measures." In *Railway Ecology*, edited by Luís Borda-de-Água, Rafael Barrientos, Pedro Beja and Henrique Miguel Pereira, 81-99. Cham: Springer International Publishing.
- Luo, J., B.M. Siemers, and K. Kosel. 2015. "How anthropogenic noise affects foraging." *Global Change Biology* 21:3278-3289.
- Luo, Jinhong, B. Markus Clarin, Ivailo M. Borissov, and Björn M. Siemers. 2014. "Are torpid bats immune to anthropogenic noise?" *The Journal of Experimental Biology* 217 (7):1072. doi: 10.1242/jeb.092890.
- Maes, B., E. van den Dool, H. Kuiper, and J. Meulenbroek. 2009. Ecologische waarden Landgoederen Oud en Nieuw Amelisweerd en Rhijnauwen - houtsnip, spiegelklokje en waterranonkel - op basis van literatuurstudie en interviews. Utrecht: Ecologisch adviesbureau Maes.
- Margolis, S.E. 1976. "Influence of olfactory stimuli on the efficiency of visual stimuli in the behaviour of newts (*Triturus vulgaris*, *T. cristatus*)." *Zoologitsjeski Jurnal* 60:1201-1205.
- McGowan, C.P., and T.R. Simons. 2006. "Effects of human recreation on the incubation behavior of American oystercatchers." *The Wilson Journal of Ornithology* 118 (4):485-493, 9.
- McGregor, R.L., D.J. Bender, and L. Fahrig. 2008. "Do small mammals avoid roads because of the traffic?" *Journal of Applied Ecology* 45:117-123.
- McLaughlin, Kirsty Elizabeth, and Hansjoerg P. Kunc. 2013. "Experimentally increased noise levels change spatial and singing behaviour." *Biology Letters* 9 (1). doi: 10.1098/rsbl.2012.0771.
- Mitra, O., M. A. Callaham, M. L. Smith, and J. E. Yack. 2009. "Grunting for worms: seismic vibrations cause Diplocardia earthworms to emerge from the soil." *Biology Letters* 5 (1):16-19. doi: 10.1098/rsbl.2008.0456.
- Mockford, E.J., and R.C. Marshall. 2009. "Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276 (1669):2979-2985. doi: 10.1098/rspb.2009.0586.

- Mouissie, A.M., and H.A. Rutjes. 2012. Gedetailleerd natuuronderzoek Planstudie Ring Utrecht A27/A12. Grontmij.
- Mouissie, M. 2016. OTB A27/A12 Ring Utrecht. Mitigatie- en compensatieplan. Utrecht: Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Rijkswaterstaat Midden Nederland.
- Murison, G., J.M. Bullock, J. Underhill-Day, R. Langston, A.F. Brown, and W.J. Sutherland. 2007. "Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*." *Ibis* 149 (s1):16-26.
- Nemeth, E., and H. Brumm. 2009. "Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanisation?" *Animal Behaviour* 78:637-641.
- Nemeth, Erwin, and Henrik Brumm. 2010. "Birds and Anthropogenic Noise: Are Urban Songs Adaptive?" *The American Naturalist* 176 (4):465-475. doi: 10.1086/656275.
- Onrust, J. 2017. "Earth, worms & birds." PhD, Conservation Ecology Group, University of Groningen.
- Ortega, C.P. 2012. "Effects of noise pollution on birds: a brief review of our knowledge." *Ornithological Monographs* 74:6-22.
- Ouyang, Jenny Q., Maaïke de Jong, Roy H. A. van Grunsven, Kevin D. Matson, Mark F. Haussmann, Peter Meerlo, Marcel E. Visser, and Kamiel Spoelstra. 2017. "Restless roosts: Light pollution affects behavior, sleep, and physiology in a free-living songbird." *Global Change Biology* 23 (11):4987-4994. doi: 10.1111/gcb.13756.
- Parris, K.M., and A. Schneider. 2008. "Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats." *Ecology and Society* 14:29.
- Parris, K.M., M. Velik-Lord, and J.M.A. North. 2009. "Frogs call at a higher pitch in traffic noise." *Ecology and Society* 14:25.
- Pohl, Nina U., Ellouise Leadbeater, Hans Slabbekoorn, Georg M. Klump, and Ulrike Langemann. 2012. "Great tits in urban noise benefit from high frequencies in song detection and discrimination." *Animal Behaviour* 83 (3):711-721. doi: <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.12.019>.
- Polajnar, Jernej, Anna Eriksson, Andrea Lucchi, Gianfranco Anfora, Meta Virant-Doberlet, and Valerio Mazzoni. 2015. "Manipulating behaviour with substrate-borne vibrations – potential for insect pest control." *Pest Management Science* 71 (1):15-23. doi: 10.1002/ps.3848.
- Polak, Marcin, Jarosław Wiącek, Marek Kucharczyk, and Robert Orzechowski. 2013. "The effect of road traffic on a breeding community of woodland birds." *European Journal of Forest Research* 132 (5):931-941. doi: 10.1007/s10342-013-0732-z.
- Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand, and J.M. Marquenie. 2008. "Green light for nocturnally migrating birds." *Ecology and Society* 13:47.
- Quinn, J.L., M.J. Whittingham, S.J. Butler, and W. Cresswell. 2006. "Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*." *Journal of Avian Biology* 37:601-608.
- Rabin, Lawrence A., Richard G. Coss, and Donald H. Owings. 2006. "The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*)." *Biological Conservation* 131 (3):410-420. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.016>.
- Reijnen, M.J.S.M., G. Veenbaas, and R.P.B. Foppen. 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat; DLO-instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

- Reijnen, R., and R. Foppen. 2006. "Chapter 12: Impact of road traffic on breeding bird populations." In *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*, edited by J. Davenport and J.L. Davenport. the Netherlands: Springer.
- Reijnen, R., R. Foppen, and H. Meeuwssen. 1996. "The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch Agricultural grasslands." *Biological conservation* 75:255-260.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak, and J. Thisen. 1995. "The effects of car traffic on breeding bird populations in Woodland. III Reduction of density in relation to the proximity of main roads." *Journal of Applied Ecology* 32:187-202.
- Reynolds, Randall P., Yao Li, Angela Garner, and John N. Norton. 2018. "Vibration in mice: A review of comparative effects and use in translational research." *Animal Models and Experimental Medicine* 1 (2):116-124. doi: 10.1002/ame2.12024.
- Rheindt, Frank E. 2003. "The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution?" *Journal für Ornithologie* 144 (3):295-306. doi: 10.1007/BF02465629.
- Richardson, W.J., C.R.G. jr. Greene, C.I. Malme, and D.H. Thomson. 1995. *Marine mammals and noise*. San Diego: Academic Press.
- Romero, L. Michael, and Martin Wikelski. 2002. "Exposure to tourism reduces stress-induced corticosterone levels in Galápagos marine iguanas." *Biological Conservation* 108 (3):371-374. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00128-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00128-3).
- Runyan, Andrea M., and Daniel T. Blumstein. 2004. "Do Individual Differences Influence Flight Initiation Distance?" *The Journal of Wildlife Management* 68 (4):1124-1129.
- Russo, Danilo, and Leonardo Ancillotto. 2015. "Sensitivity of bats to urbanization: a review." *Mammalian Biology* 80 (3):205-212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>.
- RVO. 2014. Soortenstandaard - Bever *Castor fiber*. Rijksdienst voor Ondernemend Nederland.
- Schaub, A., J. Ostwald, and B.M. Siemers. 2008. "Foraging bats avoid noise." *Journal of Experimental Biology* 211:3174-3180.
- Semlitsch, R.D., T.J. Ryan, K. Hamed, M. Chatfield, B. Drehman, N. Pekarek, M. Spath, and A. Watland. 2007. "Salamander abundance along road edges and within abandoned logging roads in Appalachian forests." *Conservation Biology* 21 (1):159-167. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00571.x.
- Shannon, Graeme, Megan F. McKenna, Lisa M. Angeloni, Kevin R. Crooks, Kurt M. Fristrup, Emma Brown, Katy A. Warner, Misty D. Nelson, Cecilia White, Jessica Briggs, Scott McFarland, and George Wittemyer. 2016. "A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife." *Biological Reviews* 91 (4):982-1005. doi: doi:10.1111/brv.12207.
- Shirley, M. D. F., V. L. Armitage, T. L. Barden, M. Gough, P. W. W. Lurz, D. E. Oatway, A. B. South, and S. P. Rushton. 2001. "Assessing the impact of a music festival on the emergence behaviour of a breeding colony of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*)." *Journal of Zoology* 254 (3):367-373. doi: 10.1017/S0952836901000863.
- Siemers, B.M., and A. Schaub. 2011. "Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278 (1712):1646-1652. doi: doi:10.1098/rspb.2010.2262.
- Slabbekoorn, H., N. Bouton, I. van Opzeeland, A. Coers, C. ten Cate, and A.N. Popper. 2010. "A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish." *Trends in Ecology and Evolution* 25:419-427.

- Slabbekoorn, H.W., R.J. Dooling, A.N. Popper, and R.R. Fay. 2018. *Effects of anthropogenic noise on animals*: Springer.
- Slabbekoorn, Hans, and Ardie den Boer-Visser. 2006. "Cities Change the Songs of Birds." *Current Biology* 16 (23):2326-2331. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>.
- Spoelstra, K., and M.E. Visser. 2014. "The impact of artificial light on avian ecology." In *Avian urban ecology*, edited by D. Gil and H. Brumm. Oxford University Press.
- Spoelstra, Kamiel, Jip J. C. Ramakers, Natalie E. van Dis, and Marcel E. Visser. 2018. "No effect of artificial light of different colors on commuting Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) in a choice experiment." *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 329 (8-9):506-510. doi: 10.1002/jez.2178.
- Spoelstra, Kamiel, H. A. van Grunsven Roy, Maurice Donners, Phillip Gienapp, E. Huigens Martinus, Roy Slaterus, Frank Berendse, E. Visser Marcel, and Elmar Veenendaal. 2015. "Experimental illumination of natural habitat—an experimental set-up to assess the direct and indirect ecological consequences of artificial light of different spectral composition." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667):20140129. doi: 10.1098/rstb.2014.0129.
- Spoelstra, Kamiel, H. A. van Grunsven Roy, J. C. Ramakers Jip, B. Ferguson Kim, Thomas Raap, Maurice Donners, M. Veenendaal Elmar, and E. Visser Marcel. 2017. "Response of bats to light with different spectra: light-shy and agile bat presence is affected by white and green, but not red light." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284 (1855):20170075. doi: 10.1098/rspb.2017.0075.
- Stankowich, Theodore. 2008. "Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis." *Biological Conservation* 141 (9):2159-2173. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.026>.
- Stone, Emma Louise, Gareth Jones, and Stephen Harris. 2009. "Street Lighting Disturbs Commuting Bats." *Current Biology* 19 (13):1123-1127. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.058>.
- Stone, Eric. 2000. "Separating the Noise from the Noise: A Finding in Support of the "Niche Hypothesis," That Birds are Influenced by Human-Induced Noise in Natural Habitats." *Anthrozoös* 13 (4):225-231. doi: 10.2752/089279300786999680.
- Summers, Patricia D., Glenn M. Cunnington, and Lenore Fahrig. 2011. "Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise?" *Journal of Applied Ecology* 48 (6):1527-1534. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02041.x.
- Templeton, C.N., S.A. Zollinger, and H. Brumm. 2016. "Traffic noise drowns out great tit alarm calls." *Current Biology* 26:R1167-R1176.
- van Lieshout, H. 2019. Onderzoek bouwlawaai verdiepte ligging A27 - Akoestisch onderzoek naar de effecten van het aanbrengen van een diepwand voor de Ring Utrecht. Royal Haskoning DHV.
- van Opzeeland, I., H. Slabbekoorn, T. Andringa, and C. ten Cate. 2007. Vissen en geluidsoverlast - effect van geluidsbelasting onder water op zoetwatervissen. Rijksuniversiteit Groningen, Universiteit Leiden.
- Vandenberg, Laura N., Claire Stevenson, and Michael Levin. 2012. "Low Frequency Vibrations Induce Malformations in Two Aquatic Species in a Frequency-, Waveform-, and Direction-Specific Manner." *PLOS ONE* 7 (12):e51473. doi: 10.1371/journal.pone.0051473.
- Verzijden, M. N., E. A. P. Ripmeester, V. R. Ohms, P. Snelderwaard, and H. Slabbekoorn. 2010. "Immediate spectral flexibility in singing chiffchaffs during experimental exposure to highway noise." *The Journal of Experimental Biology* 213 (15):2575-2581. doi: 10.1242/jeb.038299.

- Ward, Sally, John R. Speakman, and Peter J. B. Slater. 2003. "The energy cost of song in the canary, *Serinus canaria*." *Animal Behaviour* 66 (5):893-902. doi: <https://doi.org/10.1006/anbe.2003.2250>.
- Ware, H.E., C.J.W. McClure, J.D. Carlisle, and J.R. Barber. 2015. "A phantom road experiment reveals traffic noise is an invisible source of habitat degradation." *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 112:12105-12109.
- Warren, P.S., M. Katti, M. Ermann, and A. Brazel. 2006. "Urban bioacoustics: it's not just noise." *Animal Behaviour* 71:491-502.
- Weisenberger, Mara E., Paul R. Krausman, Mark C. Wallace, Donald W. De Young, and O. Eugene Maughan. 1996. "Effects of Simulated Jet Aircraft Noise on Heart Rate and Behavior of Desert Ungulates." *The Journal of Wildlife Management* 60 (1):52-61. doi: 10.2307/3802039.
- Welbers, Anouk A. M. H., Natalie E. van Dis, Anne M. Kolvoort, Jenny Ouyang, Marcel E. Visser, Kamiel Spoelstra, and Davide M. Dominoni. 2017. "Artificial Light at Night Reduces Daily Energy Expenditure in Breeding Great Tits (*Parus major*)." *Frontiers in Ecology and Evolution* 5 (55). doi: 10.3389/fevo.2017.00055.
- Wever, E.G. 1977. "Sound transmission in the salamander ear." *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 75:529-530.
- Wiącek, Jarosław, and Marcin Polak. 2015. *Does Traffic Noise Affect the Distribution and Abundance of Wintering Birds in a Managed Woodland?* Vol. 50: BIOONE.
- Wollerman, L., and R.H. Wiley. 2002. "Background noise from a natural chorus alters female discrimination of male calls in a Neotropical frog." *Animal Behaviour* 63:15-22.
- Wood, W.E., and S.M. Yezerinac. 2006. *Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise*. Vol. 123: BIOONE.
- Yim-Hol Chan, A.A., P. Giraldo-Perez, S. Smith, and D.T. Blumstein. 2010. "Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: the distracted prey hypothesis." *Biology Letters* 6:458-461.
- Zweers, H. 2019. Ring Utrecht onderzoek flora & fauna - Natuurtoets Ring Utrecht Contractgebied Zuid. Rijkswaterstaat.
- Łopucki, Rafał, Daniel Klich, Agnieszka Ścibior, Dorota Gołębiowska, and Kajetan Perzanowski. 2018. "Living in habitats affected by wind turbines may result in an increase in corticosterone levels in ground dwelling animals." *Ecological Indicators* 84:165-171. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.052>.