



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Litteraturstudie av veitrafikkstøy og effekter på dyreliv

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 131 | 2023



Hans Martin Hanslin, Svenja Kroeger, Ulrike Bayr, Inger Hansen

TITTEL/TITLE

Litteraturstudie av veitrafikkstøy og effekter på dyreliv

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Hans Martin Hanslin, Svenja Kroeger, Ulrike Bayr, Inger Hansen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
15.11.2023	9/131/2023	Åpen	53451	23/01432
ISBN:	ISSN:	ANTALL NO. OF PAGES:	SIDER/ NO. OF APPENDICES:	ANTALL NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03375-2	2464-1162	28	0	0

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Statens Vegvesen

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Regine Benz

STIKKORD/KEYWORDS:

veitrafikkstøy, økologiske effekter, veiøkologi

traffic noise, ecological effects, road ecology

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Grøntmiljø og vegetasjonsøkologi

Urban greening and vegetation ecology

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Det er behov for en bedre forståelse av hvordan veitrafikkstøy påvirker dyreliv langs vei til bruk i planlegging av veiprosjekter og vurdering av effekten av ulike tiltak for å redusere støybelastning. Vi gjennomførte en kunnskapssammenstilling for Statens Vegvesen der vi trakk ut hovedeffekter av veitrafikkstøy for et utvalg artsgrupper og pekte på noen sentrale kunnskapshull. Dokumentasjonen av negative effekter av veitrafikkstøy på dyreliv er omfattende, men med et sterkt fokus på korttidseffekter på enkeltindividers funksjon og lite på langtidseffektene på reproduksjon og overlevelse. Dette er avgjørende for dynamikken i populasjoner og samfunn. Studier antyder komplekse effekter av veitrafikkstøy alt etter hvordan de direkte og indirekte effektene påvirker artene i et system, men det er ikke godt dokumentert. Hovedvekten av studiene er på noen få artsgrupper som bruker lyd i kommunikasjon eller fødesøk (fugler, flaggermus og frosk), mens det er få studier på andre artsgrupper. Det gjelder også hvordan effekten av veitrafikkstøy samspiller med andre stressfaktorer, landskapsutforming og urbanisering.

GODKJENT /APPROVED

Håkon Borch

HÅKON BORCH

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Hans Martin Hanslin

HANS MARTIN HANSLIN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

1	Sammendrag.....	4
2	Innledning.....	5
2.1	Veitrafikkstøy.....	5
2.2	Hvordan påvirker støy dyreliv.....	6
2.3	Hvordan undersøkes effekter av veitrafikkstøy.....	7
3	Hovedeffekter av veitrafikkstøy	8
3.1	Økologiske effekter av veitrafikkstøy	8
3.2	Støyeffekter treffer bredt.....	9
3.3	Indirekte effekter av veitrafikkstøy er lite undersøkt.....	9
3.4	Landskaps- og habitatkontekst.....	9
3.5	Støy kombinert med andre effekter av vei.....	9
3.6	Økologiske grenseverdier for støy.....	10
4	Effekter på ulike artsgrupper.....	11
4.1	Fugler.....	11
4.2	Amfibier	12
4.3	Pattedyr	13
4.3.1	Flaggermus	14
4.3.2	Gnagere	16
4.3.3	Spissmus.....	16
4.3.4	Hjortedyr	16
4.3.5	Produksjonsdyr i kveg-, svine- og hestefamiliene	16
4.4	Insekter og andre terrestriske invertebrater	17
5	Mulige avbøtende tiltak	19
6	Kunnskapshull og anbefalinger for oppfølging.....	20
7	Konklusjoner.....	21

1 Sammendrag

Det er behov for en bedre forståelse av hvordan veitrafikkstøy påvirker dyreliv langs vei til bruk i planlegging av veiprojekter og vurdering av effekten av ulike tiltak for å redusere støybelastning. Vi gjennomførte en kunnskapssammenstilling for Statens Vegvesen der vi identifiserte de viktigste effektene av veitrafikkstøy for et utvalg artsgrupper og pekte på noen sentrale kunnskapshull. Arbeidet baserte seg på søk etter relevant litteratur i Web of Science og enkle nettsøk. Vi gikk gjennom både enkeltartikler og eksisterende kunnskapssammenstillinger. Kunnskapen ble deretter strukturert for utvalgte artsgrupper (fugler, pattedyr, amfibier og invertebrater) og noen hovedeffekter ble trukket frem basert på disse.

Veitrafikkstøy påvirkes av mange faktorer og varierer gjennom døgnet og året. Effektene av veitrafikkstøy på dyreliv er størst i frekvensområdet 500 – 2500 Hz, altså ved ganske lave frekvenser. En begynner også å se de negative effektene av bakkevibrasjon på dyreliv. Effekten av denne støyen bestemmes da av hvordan de ulike organismene sanser og prosesserer lyd. Praksis er det vanskelig å skille effektene av veitrafikkstøy fra andre økologiske effekter av vei. En må derfor bruke en kombinasjon av tilnærminger, der feltforsøk der en spiller av trafikkstøy i områder uten vei så langt har gitt de mest entydige resultatene.

Hovedmekanismene for støyresponser er knyttet til om støy kan 1) oppfattes som en direkte trussel og gir en fryktreaksjon, 2) maskere (overdøve) viktige signaler som kommunikasjon med andre individer innen og på tvers av arter, og relevante signaler fra predatorer og byttedyr, 3) distrahere dyrene fra viktige signaler i miljøet, og 4) gi kronisk stress som på sikt gir fysiologiske og/eller atferdsendringer. En ser da tydelige forskjeller i kronisk bakgrunnsstøy og mer tilfeldig høy støy hos flere av artsgruppene. Effektene av disse påvirkningene på dyrelivet kan da være direkte på individet, men også med indirekte effekter av hvordan andre individer og arter påvirkes av det samme støyregimet. Slike indirekte effekter kan da forplante seg både oppover og nedover i næringskjedene.

Dokumentasjonen av negative effekter av veitrafikkstøy på dyreliv er omfattende, men med et sterkt fokus på korttidseffekter på enkeltindividers funksjon og lite på langtidseffektene på reproduksjon og overlevelse. Dette er avgjørende for dynamikken i populasjoner og samfunn. Studier antyder komplekse effekter av veitrafikkstøy alt etter hvordan de direkte og indirekte effektene påvirker artene i et system, men det er ikke godt dokumentert. Hovedvekten av studiene er på noen få artsgrupper som bruker lyd i kommunikasjon eller fødesøk (fugler, flaggermus og frosk), mens det er få studier på andre artsgrupper. Det gjelder også hvordan effekten av veitrafikkstøy samspiller med andre stressfaktorer, landskapsutforming og urbanisering. De indirekte effektene av veitrafikkstøy er utilstrekkelig undersøkt. Det er altså gjennomgående betydelige kunnskapshull både når det gjelder de biologiske effektene som langtidseffekter av både direkte og indirekte effekter, hvordan overordnede økologiske funksjoner og prosesser som pollinering, frøspredning, karbonomsetning påvirkes. Videre hvordan denne kunnskapen kan brukes inn i planlegging av forebyggende og avbøtende tiltak i veiprojekter.

2 Innledning

2.1 Veitrafikkstøy

Dyreliv påvirkes av ulike typer støy, det kan være naturlig støy som fra vassdrag, vind i vegetasjon og regn, men også lyder fra andre arter, og konkurrerende individer innen samme art. Antropogene kilder som trafikk (vei, bane, luft), anleggsarbeid, militær aktivitet osv. bidrar til støybildet med økt kronisk lavfrekvent bakgrunnsstøy (< 2 kHz) og episoder eller perioder med høyintensiv støy (Shannon m.fl. 2016). Den lavfrekvente lyden når lenger enn høyfrekvent lyd og påvirker større områder. Det er behov for en bedre forståelse av hvordan veitrafikkstøy påvirker dyreliv langs vei til bruk i planlegging av veiprojekter og vurdering av effekten av ulike tiltak for å redusere støybelastning.

For å gi et sammendrag av kunnskapsstatus for økologiske effekter av veitrafikkstøy, tilpasset norske forhold, gjennomførte vi en litteraturgjennomgang av artikler funnet med enkle søk i Web of Science Core collection og kombinerte disse resultatene med det vi tidligere har publisert i Epicroads prosjektet (Hanslin m.fl. 2019, Kroeger m.fl. 2022). Søkestrengen «(traffic* or road*) and (noise* or sound*) and (nature* or ecolog* or animal* or bird* or insect* or wildlife* or amphib* or reptil* or mammal*)» ga rundt 2300 treff. Denne strengen fanget også opp publikasjonene i strengen «(traffic* or road*) and (noise* or sound*) and (nature* or ecolog*) and (effect* or impact*)». Artiklene ble deretter screenet på tittel og abstract, før et mindre utvalg på 550 relevante artikler også ble undersøkt i fulltekst. Dette søket ble supplert med et søk på «insect and hearing and (noise or frequencies)» for å få mer konkret informasjon om insektene og et søk rettet mot effekter på husdyr/produksjonsdyr. Undersøkelsen ble supplert med grå litteratur (rapporter og lignende) funnet med enkle søk i Google med relevante søkeord på norsk, svensk, dansk og engelsk. I denne gjennomgangen refererer vi til de mest relevante av disse.

For artsgrupper med lite relevant litteratur, ble informasjon hentet fra enkeltstudier, mens det for fugl som er vesentlig mer studert, hovedsakelig ble hentet informasjon fra andre kunnskapssammenstillinger. Her presenterer vi hovedkonklusjonene fra dette arbeidet som generell kunnskap med relevans for planlegging og drift av vei på tvers av artsgrupper og mer detaljert kunnskap for et utvalg av artsgrupper.

Vi inkluderte ikke studier som så på støyeffekter i vann. Økologiske effekter av støy i vann er betydelige (f. eks. Kvadsheim m.fl. 2017), men hovedsakelig knyttet til båttrafikk og annen aktivitet. Vibrasjonseffekter fra vei langs vann og på bruer er riktignok relevant for transportsektoren, men ble ikke inkludert her. Effekter av støy i anleggsfasen er heller ikke inkludert.

Veitrafikkstøy påvirkes av mange faktorer og varierer gjennom døgnet og året. Bidraget til veitrafikkstøy er størst i frekvensområdet 500 – 2500 Hz, men spenner fra rundt 50 Hz og opp til rundt 10 kHz (f. eks. Kok m.fl. 2023). Hvordan støy videre sprer seg ut i landskapet avhenger av bølgelengde og landskapsutforming (terrengform, vegetasjon og bebyggelse). NORSTØY-verktøyet modellerer veitrafikkstøy for ulike typer vær og terreng og kartløsningen hos Miljøstatus.no viser støynivå (som Lden) langs vei. Støynivået under norske forhold synker raskt under 70 dB med avstand fra vei, selv for sterkt trafikkerte veier, mens nivåer ned mot 50 dB fortsetter lenger ut i landskapet. Det er registrert biologiske responser på støy ned mot 40 dB i terrestre systemer (få studier har sett på lavere nivåer), så arealet som påvirkes av veitrafikkstøy kan være betydelig. Sammen med andre påvirkninger fra vei, danner veitrafikkstøy en veieffektzone med varierende bredde langs vei.

SINTEF gjennomfører i 2023-24 et prosjekt for Statens Vegvesen for oppdaterte data på veitrafikkstøy. Vi forventer at resultatene fra dette kan gi noe mer detaljert informasjon til vurdering av økologiske effekter av veitrafikkstøy. For mange artsgrupper er veitrafikkstøy om natta mest kritisk. Både redusert generell bakgrunnsstøy og redusert trafikkvolum om natta vil redusere arealet med kritisk støyforurensing for nattaktive arter. Ved vurdering av effekter av veitrafikkstøy på mennesker, vektet ofte frekvensene etter hvor sensitiv det menneskelige øret er. Det samme kan gjøres for andre arter, men

på grunn av den store variasjonen i hvordan hørselsorganene er utformet, blir det vanskelig å gi en samlet vurdering av effekten for arter på tvers av artsgrupper.

Vi har ikke vektet studiene i denne gjennomgangen basert på design og analyse, men det er gjort i de systematiske review-studiene vi har benyttet. En britisk rapport vurderte hvor sterke bevis studiene ga for prioriterte arter i UK (Radford m.fl. 2012) og som også har relevans for en del norske arter. Konklusjonen var at det foreløpig ikke er sterke bevis for effekter av antropogent støy på ikke-marine, prioriterte arter og at tydelige direkte effekter bare er dokumentert for en håndfull av disse artene. Det var en mangel på dokumentert effekt på individuell fitness (dvs. artenes evne til å få avkom) som var avgjørende for denne konklusjonen. Dette sammenfaller med vår konklusjon om mangel på studier som ser på effekter på populasjonsnivå. Det må understrekes at rapporten er 10 år gammel og at det har blitt publisert flere studier med økende kvalitet siden den gang.

2.2 Hvordan påvirker støy dyreliv

Økologiske effekter av veitrafikkstøy og hvilke arter som påvirkes avhenger av hvordan de oppfatter og prosesserer lyd og vibrasjoner. Noen har godt utviklet sansesystem for lyd, gjerne knyttet til aktiv bruk av lyd, mens andre har et mer enkelt sansesystem. Bruk av lyd til kommunikasjon som aggresjon, kurtise, osv. er utbredt, om ikke like vanlig hos mange organismer. Vokalisering hos fugl, amfibier og pattedyr er godt kjent, men også grupper som fisk, insekter og edderkopper bruker lyd til kommunikasjon. Det er stor forskjell i sensitivitet og ulik evne til å lære og tilvenne seg ulike typer støy hos disse gruppene.

En del organismer er svært sensitive for vibrasjoner. Invertebrater som insekter og edderkoppdyr har hårlignende strukturer som fanger opp selv små vibrasjoner og luftbevegelser. Slike strukturer er ofte koblet mer direkte til nervesystemet og kan utløse flukt eller stressresponser uten å filtreres eller fortolkes. Direkte vibrasjoner og lyd forplantet som vibrasjoner i overflater kan også være en viktig mekanisme for veieffekter på organismer (Raboin & Elias 2019).

Det er fire hovedmekanismer for støyresponser som hver kan ha stor økologisk effekt (Kok m.fl. 2023)

- Støy kan oppfattes som en direkte trussel og gir en fryktreaksjon
- Støy kan maskere (overdøve) viktige signaler som kommunikasjon med andre individer innen og på tvers av arter, og relevante signaler fra predatorer og byttedyr
- Støy kan distrahere dyrene fra viktige signaler i miljøet
- Støy kan gi kronisk stress som på sikt gir fysiologiske og/eller atferdsendringer

For mange organismer er respons på støystyrke ganske lik kurven for mennesker, men studier rapporterer gjennomgående større effekter på dyreliv enn mennesker i området fra 45 til 70 dB (Figur 3 i Shannon m.fl. 2016).

Hvordan tilpasser dyr seg støy?

En del artsgrupper har utviklet en viss fleksibilitet i lydrepertoar slik at de kan tilpasse lydbruk til omgivelsene. Dette gjør at de kan opprettholde et akseptabelt signal-til-støy forhold også ved varierende bakgrunnsstøy. Dette kan skje ved å endre lydstyrke eller frekvenssammensetning. Å øke lydstyrken ved økt bakgrunnsstøy er vanlig, spesielt hos fugler og pattedyr (Lombard-effekten), men forekommer også hos en del amfibier og trolig også en del fisk (Kunch m.fl. 2022). Som en vil se av gjennomgangen av ulike artsgrupper senere i rapporten, så er også justering av sangfrekvens og selve sangen vanlig hos noen arter. Større arter ser ut til å basere seg mer på økning i sangstyrke, mens mindre arter oftere også har en økning i frekvensområdet. Dette kan for en del arter være en bieffekt av økt sangstyrke. En del arter flytter vokaliseringen til tider av døgnet når bakgrunnsstøy er lavere, eller beveger seg over tid bort fra områder med høy bakgrunnsstøy. For arter som lever lenge, kan en se en akklimatisering i fysiologi eller atferdsendring (på individnivå) som reduserer støypåvirkningen (fugler er eksempler på dette).

Arter med kortere generasjonstid har derimot mindre mulighet for fleksibilitet og kan ha et seleksjonstrykk for f. eks. vokalisering på høyere eller lavere frekvenser (gresshopper er eksempler på dette).

2.3 Hvordan undersøkes effekter av veitrafikkstøy

Økologiske effekter av veitrafikkstøy er vanskelig å skille fra andre samvarierende faktorer som annen støy, lys, ulike typer kjemisk forurensing, visuelle effekter av kjøretøy, kanteffekter, endret arealbruk osv. Veitrafikkstøy er altså en av flere faktorer som bidrar til økologiske effekter av vei. Området påvirket av vei kalles ofte veieffektzone (road effect zone eller road impact zone).

For å kunne isolere effekten av veitrafikkstøy er det særlig en effektiv metode med avspilling (playback) av veitrafikkstøy i områder uten vei. Denne metoden har gitt en del innsikt, men studiene må gjennomføres over lengre tid for å gi relevant informasjon. Kombinert med kontrollerte playback-forsøk og observasjonsstudier av artsforekomster og fysiologisk tilstand i forhold til avstand fra vei eller trafikk tetthet klarer en å nøste noe i mekanismer og effekter. Nedstenging under COVID19 ga også mulighet for noen storskala undersøkelser der en kunne separere de fysiske effektene av vei fra de mer direkte effektene av kjøretøyene (støy). I tilgjengelig litteratur er det mange observasjonsstudier på forekomst og funksjon mens det er få studier på fysiologiske og demografiske konsekvenser (Jerem & Mathews 2020). Korttidsstudier av individuelle responser og tilpasninger som fleksibilitet i sang og kommunikasjon og bevegelser i landskapet har altså vært hovedfokus. Svært få studier ser på effekten av veitrafikkstøy på overlevelse og reproduksjon som grunnlag for populasjonsdynamikken. De få studiene som har sett på effekter på samfunnsnivå har stort sett kvantifisert endringer i artssammensetning for vokale arter som fugler (Jerem & Mathews 2020).

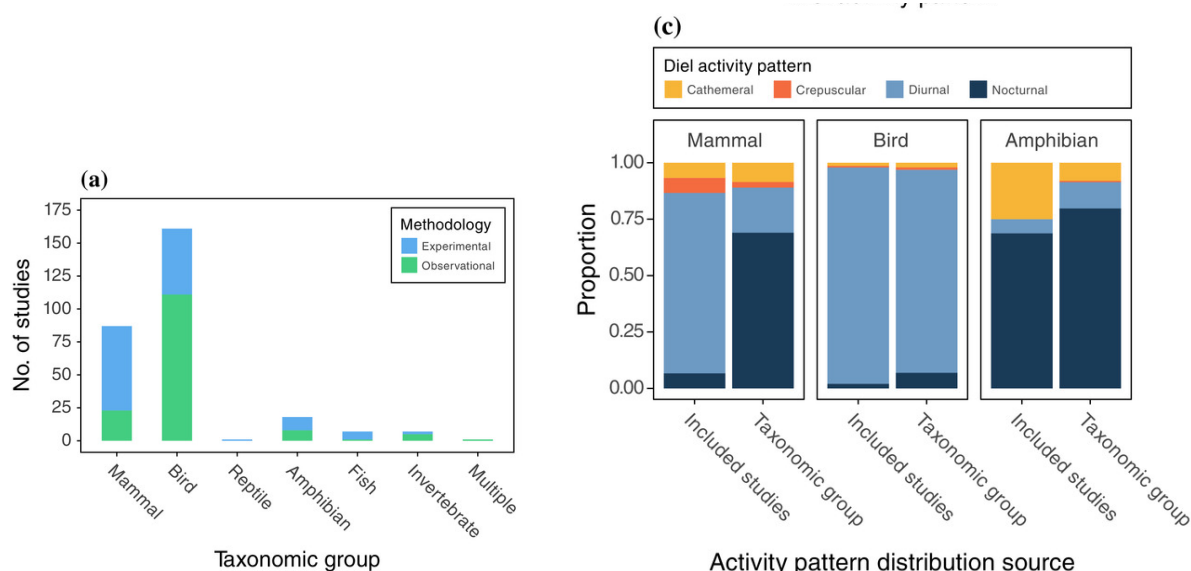
Studier som kvantifiserer langtidseffekter på individ, populasjon og samfunn, og hvordan veitrafikkstøy virker sammen med andre faktorer er få. På globalt nivå er det en bias i hvilke naturtyper og artsgrupper som er undersøkt, men det er relativt god dekning for naturtyper og arter som er relevante for norske forhold.

3 Hovedeffekter av veitrafikkstøy

3.1 Økologiske effekter av veitrafikkstøy

Studier der støy har blitt separert fra andre faktorer, har vist at veitrafikkstøy har effekter på fysiologisk tilstand og atferd og gir redusert kvalitet på habitat for et vidt spekter av arter (Shannon m.fl. 2016). Kombinasjonen av egenskapene ved støysignalet (frekvens, varighet, styrke, tidspunkt) og biologien til artene (hørselsområde, habitat) er avgjørende for den økologiske effekten. Det er ulike effekter av kronisk støy og mindre forutsigbar støy. Kronisk støy reduserer signalkvalitet og påvirker tilstand over tid, mens de mindre forutsigbare lydene i større grad gir frykt- og/eller fluktreaksjoner. Viktig her er at støy ikke trenger å overlape med optimalt hørselsområde eller være høy for å utløse en respons (f. eks. Luo m.fl. 2015, Finch m.fl. 2020). Det er en viss grad av tilvenning til støy hos en del arter, særlig når det også gir en indirekte positiv effekt f. eks. som mindre risiko for å bli spist (predasjon). Langtidseffekter av slik tilvenning er lite undersøkt.

Hovedvekten av studier har undersøkt arter som bruker lyd aktivt i kommunikasjon og deres respons på støy med langtrekkende trykkbølger gjennom luft (Figur 1). Det har vært vesentlig mindre fokus på partikkelbevegelse og lydbølger som beveger seg i fast materiale, og arter som tilsynelatende er mindre vokale. Det betyr at effekter av veitrafikkstøy kun er undersøkt for et mindre utvalg av relevante arter. Det er en økende mengde studier på invertebrater (virvelløse dyr), så muligens vil en kunne si noe mer om responser på veitrafikkstøy i flere ledd av næringskjedene etter hvert. Det er også dokumentert variasjon i respons på antropogent (menneskeskapt) støy innen samme art. Denne variasjon påvirkes av størrelse, utviklingsstadium, kjønn, sesong, erfaring med støy, andre stressfaktorer osv. (Harding m.fl. 2019).



Figur 1. Eksempel på fordeling av litteratur på støyeffekter mellom artsgrupper (a) og hvordan fordeling av studerte arter er på deres aktivitetsmønstre gjennom døgnet (fra dagaktive til nattaktive) i studier på støyeffekter og i artsgruppen totalt. Fra Jerem, P., Mathews, F. 2021. Trends and knowledge gaps in field research investigating effects of anthropogenic noise. *Conserv Biol* 35:115–129. <https://doi.org/10.1111/cobi.13510>. Creative Commons CC BY license.

Det er dokumentert at veitrafikkstøy også påvirker tidlige livsstadier for ulike organismer (rettvinger, amfibier). Denne påvirkningen kan være adaptivt (gir en fordel) ved at påvirkningen gjør dem bedre i stand til å takle støy bedre som voksne, men det er også eksempler på at veitrafikkstøy under oppvekst gjør dem mindre i stand til å takle veitrafikkstøy som voksne. Veitrafikkstøy ser også ut til å endre seleksjonstrykket hos populasjoner utsatt for støy. Hos mange arter foretrekker hunner hanner som

synger med lave frekvenser da dette ofte er knyttet til størrelsen og kvaliteten på hannen. Veitrafikkstøy derimot ser ut til å favorisere individer som synger med høyere frekvens, i hvert fall hos noen fugl og amfibier (f. eks. Huet des Aunay m.fl. 2014). Langtidseffekten av dette er ikke undersøkt.

3.2 Støyeffekter treffer bredt

Kunc og Schmidt (2019) fant lite forskjell i respons på støy på tvers av organismegrupper og at støy virker bredt på de fleste undersøkte organismegruppene. Innen gruppene finner vi at responser på støy som forventet er svært artsspesifikke. En kan gjøre noen generaliseringer mellom artsgrupper, men innen disse gruppene kan det være store forskjeller mellom arter, basert på hvordan de bruker landskapet, kommuniserer, registrerer og oppfatter veitrafikkstøy. Dette gir utfordringer i arbeidet med å redusere støybelastningen der noen tiltak kan forbedre forholdene for mange arter, mens noen arter vil behøve mer tilpassede tiltak. Det er påfallende få studier som undersøker og prøver å forklare disse forskjellene mellom arter i mer detalj. For eksempel i hvor stor grad artene er spesialisert på en naturtype eller om de er generalister som bruker ulike naturtyper har betydning for responsene på veitrafikkstøy, om det er fellestrekk for arter fra en gitt naturtype, på tvers av artsgrupper osv. En studie på effekter av arealbruk på reptiler og amfibier viser nytten av en slik tilnærming (Thompson m.fl. 2015). Økt kunnskap om dette er viktig for å kunne prioritere tiltak.

3.3 Indirekte effekter av veitrafikkstøy er lite undersøkt

Noen få studier har sett på hvordan støyeffekter på dyr forplanter seg nedover i næringskjedene (Kok m.fl. 2023). Det forventes at endringer i dyrepopulasjoner vil ha effekter også på vegetasjonen og videre på jordprosesser, gjennom effekter på pollinering, frøpredasjon, frøspredning, og frøplanteetablering. Selv om en har funnet effekter av luftforurensing og lysforurensing på pollinatortjenester, er det svært begrenset kunnskap om effekten av veitrafikkstøy på pollinering og frøsetting, en av nøkkelprosessene i etableringen av nye planter i plantesamfunn (Guenat & Dallimer 2023). Det er også observert negative langtidseffekter på frøspredning (Francis m.fl. 2012) og etablering av noen trær (Phillips m.fl. 2021). Slike endringer hos nøkkelarter vil igjen ha tilbakevirkende effekter på dyrelivet. Disse studiene er eksempler på slike effekter, men det er foreløpig ikke grunnlag for å vurdere omfanget og betydningen av slike indirekte effekter.

3.4 Landskaps- og habitatkontekst

Det ser også ut til å være et samspill mellom effekter av veitrafikkstøy og habitatkvalitet, der høy kvalitet kan kompensere noe for negative effekter av støy langs vei (f. eks. Medinas m f. 2019, Lehrer m. fl. 2021). De realiserte effektene av støy er altså summen av alle direkte og indirekte effekter i et gitt landskap, inkludert de indirekte effektene av hvordan støy påvirker andre arter. Effekter forplanter seg oppover og nedover i næringskjedene alt etter hvordan samspillet mellom ulike predatorer og byttedyr påvirkes av veitrafikkstøy (Classen-Rodriguez m.fl. 2021). Med dagens kunnskapsnivå vil det være vanskelig å forutsi nettoeffektene av slike samspill. Dette vil også påvirkes av hvor mobile ulike arter er og hvordan de bruker landskapet gjennom døgnet og året. Å bruke slik kunnskap aktivt vil kreve at en faktisk har kunnskap om kriteriene for høy habitatkvalitet og ikke konstruerer økologiske feller, som tiltrekker seg artene uten at de er i stand til å opprettholde en positiv eller nøytral vekstrate for populasjonen der.

3.5 Støy kombinert med andre effekter av vei

Utover en samlet effekt (ofte i forhold til avstand fra vei), har samspillet mellom effektene av veitrafikkstøy og andre effekter sjelden blitt undersøkt. Det er derfor vanskelig å undersøke hvilke effekter av vei som er viktigst for ulike organismer eller økologiske prosesser. De studiene som er gjennomført med playback av veitrafikkstøy i natur uten vei, viser allikevel effekter tilsvarende det en

finner med observasjonsstudier langs vei. Det tyder på at støy er en viktig komponent av veieffektsonen (som også vist i noen fuglestudier, Reijnen m.fl. 1995). Det er allikevel en mulighet for et visst bias her i hvilke arter og funksjoner som er undersøkt i nettopp veitrafikkstøystudier. En av de få studiene på samspill mellom støy og nattbelysning viste at faktorene kan forsterke negative effekter av hverandre (Dominomi m.fl. 2020), men studier viser også at nattbelysning kan nulle ut de negative effektene av støy (Willems m.fl. 2022) eller at det ikke var noe samspill mellom faktorene (Willems m.fl. 2021). Det er dessverre en gjennomgående svakhet i mange studier av veiøkologi at de ikke skiller på ulike faktorer og mekanismer (Teixeira m fl 2020).

3.6 Økologiske grenseverdier for støy

Med dagens begrenset kunnskapsnivå er det ikke etablert tydelige grenseverdier for effekter på dyr. Sverige har allikevel fastsatt terskelverdier for støy for et gitt nivå for tap av habitatkvalitet i verdifulle fugleområder basert på støyresponser hos fugler. Studier har vist fra 10% tap av habitatkvalitet ved 45-50 opp til 70 % tap ved 55+ dBA_{Leq} 24h (Bergsten m.fl. 2016). Helldin m.fl. (2013) brukte dette systemet til å undersøke effektivt habitattap i et større antall naturområder på regionalt nivå. En slik tilnærming kan brukes til en generell beskrivelse av forventet veieffektzone. Flere studier av Reijnen (f. eks Rijnen m.fl. 1996) etablerte terskelverdier for støy for fugleforekomster. Disse varierte med art og landskap fra rundt 50 dBA i åpne landskap og så lavt som 40 dBA i skogsmiljøer. Veitrafikkstøy var den desidert viktigste årsaken og visuell effekt av biler, trafikkdødelighet og forurensing ble vurdert som uvesentlige (Reijnen m.fl. 1995). Noen av disse studiene ligger til grunn for de svenske terskelverdiene. Dette kan være et utgangspunkt for videre utvikling av terskelverdier, men må oppdateres ettersom kunnskap om flere arter publiseres.

4 Effekter på ulike artsgrupper

4.1 Fugler

Fugler bruker både lyd og visuell kommunikasjon aktivt. De mangler et ytre øre (pinna) og har en enkel ossikkel (i motsetning til tre hos pattedyr), som overfører vibrasjoner fra trommehinnen til det indre øret (Köppl 2022). "Hørsel" skjer i sneglehuset, et rett eller svakt buet rør som inneholder sensoriske hårceller, og lengden på disse varierer avhengig av arten. Fugler er mest sensitive for lyder mellom 1 og 5 kHz (Dooling m.fl. 2019). Ugler og andre rovfugler har typisk bredere hørselsområde og kan også høre ved høyere frekvenser enn andre arter (Dyson m.fl. 1998, men se Duque m.fl. 2020 for en kolibri). Noen arter er følsomme for frekvenser under 20 Hz (dvs. infralyd, hos duer for eksempel, Schermuly og Klinke 1990), og andre kan være i stand til å høre ultralyd (Boncoraglio & Saino 2007), men bevis for dette er begrenset.

Fuglevokalisering er viktig for atferd knyttet til overlevelse og reproduksjon, inkludert å tiltrekke seg make, forsvar av territorium, tigging om mat fra foreldre og rovdyrvarsler (Saether 2002, Sogge m.fl. 2007, Ellis m.fl. 2009, Kociolek m.fl. 2011, Fallow & Magrath 2010). Siden grunnleggende fugleatferd innebærer mye akustisk kommunikasjon, er de blant de mest påvirkede artene når det gjelder veitrafikkstøy og har derfor blitt studert ganske omfattende i denne sammenhengen. Vår forståelse er imidlertid langt fra uttømmende, ikke minst fordi eksakte effekter avhenger av den aktuelle arten (Reijnen m.fl. 1997, Reijnen & Foppen 2006). For eksempel er kolonifugler sterkt påvirket av støy fordi reaksjonen på støy hos én fugl kan trigge andre fugler i kolonien til å følge responsen, selv om de ikke reagerte på støyen i seg selv (Burger 1998). Å forstå effekter av veitrafikkstøy på fugler er ytterligere komplisert fordi mønstre kan variere tidsmessig med tid på døgnet og sesong (Coffin 2007), og avhenge av støyens type, frekvens, varighet og styrke (Ortega 2012).

Mange studier som har sett på effekter av veitrafikkstøy på fugler rapporterer redusert artsrikdom og individtetthet, samt redusert hekking nært vei (Halfwerk m.fl. 2016, Perillo m.fl. 2017, Johnson m.fl. 2022). Dette har også blitt bekreftet med veitrafikkstøyavspillinger i rolige miljøer uten veier (dvs. opprettelsen av en "fantomvei", f.eks. Ware m.fl. 2015, Senzaki m.fl. 2020). Foruten å føre til at individer beveger seg bort fra vei, påvirker veitrafikkstøy fysiologi og atferd. Det fungerer som en stressfaktor som utløser kamp-eller-flukt-responsen, og kronisk stress kan undertrykke immunfunksjonen og negativt påvirke reproduksjonssuksess og andre «fitness»-relaterte egenskaper (Schroeder m.fl. 2012, Kleist m.fl. 2018, Brumm m.fl. 2021). Støy påvirker hvordan individer bruker tid på ulike oppgaver, slik at dyr blir distraheret og tildeler mer tid til vaktsonhet (anti-rovdyratferd) på bekostning av fôringstid eller atferd relatert til reproduktiv suksess (Merrall & Evans 2020). Støyende forhold påvirker byttedyrdeleksjon og jaktsuksess hos rovfugler som ugler (Senzaki m.fl. 2016) og maskerer rop, noe som svekker territorieforsvar, kurtise, kommunikasjon mellom foreldre og avkom og andre sosiale interaksjoner (Grade & Sieving 2016, Kleist m.fl. 2016, Hawkins m.fl. 2020, Johnson m.fl. 2022).

Noen arter har evnen til å tilpasse seg og motvirke maskeringseffekter av veitrafikkstøy (der støy overlapper med sangfrekvensen) ved å endre sangfrekvens (Hu & Cardoso 2010), volum (dvs. amplitude, «Lombard-effekt», Brumm & Zollinger 2011), sangkomponenter/akustiske struktur (Hanna m.fl. 2011, Courter m.fl. 2020) og timing av sang (dvs. skifter sangen deres til perioder med lite støy, Fuller m.fl. 2007, Arroyo-Solís m.fl. 2013). For eksempel har rødstrupe (*Erithacus rubecula*) vist seg å skifte fra daglig til nattlig sang i områder med høyere omgivelsesstøy (Fuller m.fl. 2007). Mange arter har vist seg å ha en høy grad av fleksibilitet når det gjelder å justere vokaliseringens frekvensen og redusere overlapp mellom sang og omgivelsesstøyspekteret. Frekvensforskyvningen er bredere når den dominerende frekvensen til en arts sang er innen frekvensområdet til den menneskeskapt støyen, som ofte er i det lavfrekvente området. Kjøttmeis (*Parus major*), for eksempel, har vist seg å ha høy plastisitet (fleksibilitet) i vokalrepertoaret: de endret sangen til å bestå av en høyere minimumsfrekvens når de ble

utsatt for eksperimentelt introdusert lavfrekvent støy, og til en lavere maksimal frekvens, når de utsettes for eksperimentelt introdusert høyfrekvent støy (Halfwerk & Slabbekoorn 2009).

Mens større fugler forventes å bruke sang ved lavere frekvenser enn mindre fugler, har mindre arter vist seg å vise bredere skift i sangfrekvenser. Dermed er mindre arter, inkludert mange spurvefugler med mindre kropp, spesielt utsatt for virkningene av veitrafikkstøy. De skifter ofte sine dominante frekvenser til høyere tonehøyder i nærvær av lavfrekvent antropogen støy, mens større arter kan justere amplituden i stedet (Roca m.fl. 2016). Skiftet til høyere frekvens medfører sannsynligvis en avveining med økt signalgjenkjenning som går på bekostning av redusert attraktivitet (Luther m.fl. 2016). Høyfrekvente vokalisering har også vært negativt korrelert med egenskaper relatert til reproduktiv suksess (f.eks. fysiologisk tilstand hos ungene, Narango & Rodewald 2018).

Mønsteret med å skifte til høyere sangfrekvenser som svar på menneskeskapt støy er ganske vanlig og har blitt funnet hos mange arter over hele verden. I Norge kan derfor mange arter bli påvirket tilsvarende. For eksempel er det, i tillegg til meiser og rødstrupe, tidligere vist frekvensskift i sang hos spurver (*Passer domesticus*, Slabbekoorn & Peet 2003), sivspurv (*Emberiza schoeniclus*, Gross m.fl. 2010) og svarttrost (*Turdus merula*, Hu & Cardoso 2010). En annen faktor å vurdere i norsk sammenheng er at landet har en lang vinter med lave temperaturer og betydelig snøfall. Vinteren er den tiden av året som er minst undersøkt i forbindelse med fugler (Wiącek m.fl. 2019). Hovedmålene til fugler om vinteren er å finne mat og unngå rovdyr (Wiącek & Polak 2015). For dette formålet danner fugler ofte flokker for å øke effektiviteten i å finne mat og lettere oppdage rovdyr. Derfor kan hovedeffekter av veitrafikkstøy om vinteren være maskering av rovdyrvarsler eller utløse unødvendig flokkadferd (Owens m.fl. 2012, Wiącek m.fl. 2019).

Effekter er klart artsavhengige, og det er viktig å tenke på at det kan være samvirkende faktorer eller variabler som er viktigere enn støy i seg selv. Dette inkluderer for eksempel nærliggende mennesketetthet, landskapssammensetning, miljøaspekter som kronedekke eller treslag, eller tilstedeværelse av andre individer av arten (Magness m.fl. 2006, Farrell m.fl. 2012, Lituma & Buehler 2016, Long m.fl. 2017a,b, Heggie-Gracie m.fl. 2020). Generelt har fugler en tendens til å foretrekke mindre støyende miljøer, men noen studier viser fravær av negative effekter fra veitrafikkstøy (Long m.fl. 2017a,b, Angelier m.fl. 2016, Walthers & Barber 2020, se også Dooling & Popper 2016) og tiltrekning av enkelte arter til eksperimentell veitrafikkstøy (Hennigar m.fl. 2019). Bytilpassede fuglearter kan faktisk bli atferdsmessig og fysiologisk vant til veitrafikkstøy (dvs. utvikle større toleranse), men det er mangel på kunnskap om langsiktige konsekvenser og det er behov for flere studier som vurderer endringer i toleranse. Det er også uklart hvorfor noen arter skifter sangfrekvenser eller amplituder og andre ikke, og hvilken betydning de ulike strategiene har for fitness og populasjonsdynamikk (Slabbekoorn 2013).

4.2 Amfibier

Vei har gjennomgående negative effekter på amfibier med redusert forekomst og endret artssammensetning nært vei. Hvor mye som skyldes støy er ikke godt nok kvantifisert. Amfibier bruker lyd til kommunikasjon og kurtise, men har et sansesystem som fanger både lyd og vibrasjoner. Salamandre er mindre vokale, men er også lite undersøkt. Antropogent støy overlapper med hørselssensitiviteten hos amfibier (Simmons & Narins 2018).

Det er et enormt mangfold av amfibier globalt, men mesteparten av studiene på støy begrenser seg til et mindre utvalg av slekter og arter av frosker og paddler (*Rana*, *Hyla*, *Bufo*) der vi også har norske arter som buttsnutefrosk (*Rana temporaria*), spissnutefrosk (*Rana arvalis*) og nordpadde (*Bufo bufo*). For småsalamander (*Lissotriton vulgaris*) og storsalamander (*Triturus cristatus*) er det færre relevante studier. Det er også et stort mangfold i mekanismer for hvordan amfibier oppfatter lyd, både over og under vann. Lyd oppfattes i hovedsak som vibrasjoner i det indre øret (Smith 1968), men også andre deler av kroppen kan ta imot og omforme lyd signaler.

Studier på effekter av støy går særlig på hvordan hunner oppfatter hannelses kurtiselyder/sang og finner fram til den syngende hannen. Det er dokumentert at støy gir økt deteksjonsgrense og økt responstid hos hunnene i hos flere arter. Dette reduserer evnen hos hunner til å vurdere kvalitet på hannene ved veitrafikkstøy. For de norske artene skjer parring i eller rundt våtmarker/dammer noen få uker om våren, så problemene er avgrenset både i tid og rom, men det er ikke helt avklart hvor viktig sangen er for disse artene. Det er en hektisk kamp om tilgang på hunnene med en betydelig tilfeldig komponent (Elmberg 1987). Buttsnutefrosken har tre hovedtyper sang, hvorav to brukes for å holde andre hanner på avstand i sangkoret, men sannsynligvis samtidig holde sangkoret samlet (van Gelder m.fl. 1978).

Hanner av mange arter er i stand til å raskt tilpasse både styrke og frekvens på sang til bakgrunnsstøy (full eller delvis kompensasjon). Dette er artsavhengig, skjer ikke hos alle arter og er avhengig av støynivå. Mange arter er derfor i stand til å opprettholde god kommunikasjon under moderate nivåer av støy, men der det er stort overlapp mellom veitrafikkstøy og sangfrekvenser, kan det for mange arter ikke være mulig å øke sangfrekvensen opp over støyfrekvensene. Den frekvensøkningen en ser hos en del arter, kan også i noe grad være en bieffekt av å synge med høyere styrke (amplitude). Det er lite data på norske arter. Padder ser ut til å være mindre fleksible, men også mindre påvirket. Arter som er mindre fleksible prioriterer ofte sang i stille perioder, men er gjerne også mest nattaktive. Justeringer av sangfrekvens ser ikke ut til å være like vanlig hos frosker og padder som hos fugler (Roca m.fl. 2016). Det er mer sannsynlig at de synger med høyere styrke (Lombard-effekt) eller synger oftere (Penna m.fl. 2005; Roca m.fl. 2016). Det er et stort fokus på sangjusteringer i litteraturen, men mindre fokus på konsekvensene av dette. Her er det betydelige kunnskapshull. Selv om en del amfibier er i stand til å kompensere for støy ved å endre sang, er dette trolig ikke en varig strategi, da det øker energibehovet (Tennessee m.fl. 2018) og trolig vil endre seleksjon og tilpasning over lengre tid (Zaffaroni-Caorsi m.fl. 2023).

Amfibier ser ut til å være mindre følsomme for støy som ikke overlapper med sangområde enn de andre artsgruppene, men de er også svært følsomme for vibrasjoner. Noen typer støy og vibrasjoner gir fryktreaksjon og enten mer eller mindre bevegelse. For noen arter er det dokumentert at hanner beveger seg bort fra støy og at bakkevibrasjoner fra vindturbiner og trafikk reduserte sangfrekvens hos en paddeart (Caorsi m.fl. 2019). Det er også dokumentert effekter på yngre livsstadier, særlig gjennom å utløse fryktresponser hos rumpetroll som igjen påvirker energiinntak og utvikling. Det er tendenser til tilvenning (også på tvers av generasjoner), men så langt ser det ikke ut til å kompensere negative effekter av støy.

Reproduksjonen av amfibier er tett knyttet til små vann og dammer og de har i liten grad mulighet til å forflytte seg til andre leveområder. Det forventes derfor at veitrafikkstøy ofte ikke vil påvirke hvor, men mer når amfibier reproducerer (dvs tid på døgnet) og omfanget og kvaliteten på reproduksjonen. Det bør også vurderes om veitrafikkstøy kan begrense bruk av grøntstruktur som korridorer for bevegelse, men det vil være avhengig av naturtype og art. Til tross for et stort antall publikasjoner på effekter av veitrafikkstøy på amfibier, er det manglende kunnskap om langtidseffekter på populasjonsdynamikk, artssammensetning og hvordan indirekte effekter på andre organismer påvirker amfibiene.

4.3 Pattedyr

En nylig kunnskapssammenstilling har vist at blant studier av menneskeskapt støy på dyreliv handler nesten halvparten av den publiserte litteraturen om trafikk og bystøy, og at pattedyr er den nest mest studerte gruppen etter fugler (Jerem og Mathews 2021). Blant pattedyrstudier omhandler imidlertid over 80 % marine arter, der en finner til dels sterke effekter av støy. Når det gjelder landpattedyr, ser det ut til å være en skjevhet i studier på dagaktive arter, selv om mange arter er aktive i skumringen og om natten. Nattaktive pattedyr har den mest følsomme hørselen blant pattedyr på land (Bowles 1995) og er mer avhengige av hørselen enn dagaktive dyr.

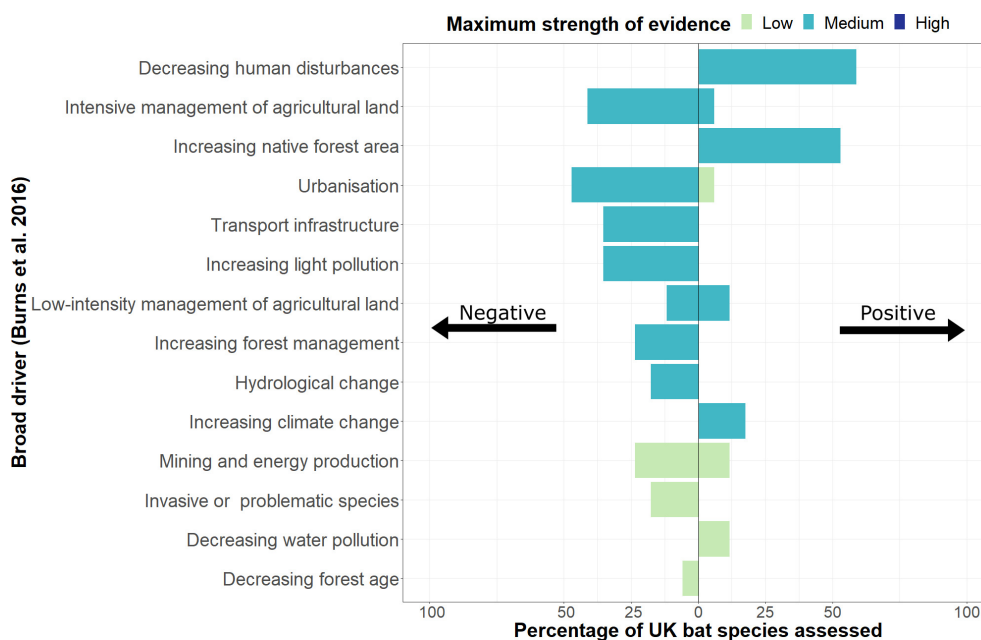
Her presenterer vi hovedeffekter for noen grupper av pattedyr.

4.3.1 Flaggermus

Flaggermus er en sårbare gruppe og på nedgang globalt, men det mangler kunnskap om de viktigste årsakene til nedgangen. Trolig er det en kombinasjon av flere faktorer knyttet til arealbruken, deriblant utbygging av transportinfrastruktur (Browning m.fl. 2020, Figur 2).

I Norge har vi 11 arter flaggermus, alle i glattnesefamilien (Vespertilionidae). Tre av artene er truet og to nært truet (Artsdatabanken 2021). Nordflaggermus (*Eptesicus nilssonii*), dvergflaggermus (*Pipistrellus pygmaeus*) og vannflaggermus (*Myotis daubentonii*) er de vanligste. De to første er vanlige også i urbane områder, men veier skjærer gjennom landskap og berører dermed leveområdene til de fleste artene. Mye av forskningen på effekter av støy internasjonalt er for arter vi har i Norge, eller nært beslektete arter. I de feltundersøkelsene som er gjort, er det ofte tydelige skiller i respons på trafikkstrøy mellom skog, våtmark, urbane og åpne landskap.

Norske flaggermus er nattaktive og bruker i hovedsak ekkolokalisering til å navigere og lokalisere bytte. Dette gjør de med å lage pulser/kraftige rop i ultralyd og lytte på ekkot. De bruker også ultralyd til å kommunisere med hverandre. Ekkolokaliseringen er typisk arts- (eller slekts-) karakteristiske, men de fleste arter er fleksible og tilpasser signalene (styrke, frekvensområde og kompleksitet) for navigering og matsøk noe til landskapsstruktur (komplekse vs åpne landskap), bakgrunnsstøy (Brumm & Slabbe koorn, 2005; Bunkley et al., 2015) også vist for veitrafikkstøy (Song m.fl. 2019), og om de er alene eller flere. Det er forskjell på hvor godt artene klarer slike justeringer, og sosiale signaler ser ut til å justeres i mindre grad, men kan likevel forenkles i støy.



Figur 2. Et eksempel på en analyse av betydningen av ulike arealendringer og andre drivere på prosentandelen av britiske flaggermus som ble påvirket enten positivt eller negativt av endringene. Fra Browning, E., Barlow, K.E., Burns, F., Hawkins, C., Boughy, K. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. *Mam Rev* 51:353-368. <https://doi.org/10.1111/mam.12239>. Creative Commons CC BY license.

Flaggermus som gruppe kan høre fra 1 kHz og oppover, noen helt opp til 200 kHz, men sensitivitet er tilpasset frekvensområdet de bruker - noen hører godt under 10 kHz, mens andre hører best på høyere frekvenser (Lattenkamp m.fl. 2020). Det betyr at de fleste flaggermus hører godt i de øvre delene av frekvensområdet for veitrafikkstøy. Flaggermus kan også skille mellom ulike typer støy (vind i vegetasjon, regn, trafikk) (Geipel m.fl. 2019).

Alle flaggermus er ikke like og effekten av veitrafikkstøy avhenger av hvordan de jakter og bruker landskapet. Det er to hovedtyper: "passive lyttere" og "aktive ropere". De første beveger seg lavt og lytter etter lyder fra byttedyr og bruker ekkolokalisering i mindre grad. Disse artene ser ut til å ha lavere støytoleranse med et større overlapp mellom veitrafikkstøy og funksjonsområde. Disse artene unngår områder med støy under jakten. De aktive roperne beveger seg raskere, fanger bytte i lufta og kan dra nytte av lys og trekker langs middels store og små veier. Et godt eksempel er nordflaggermus. Tilsvarende er det funnet at arter som flyr lavt (i mer komplekse landskap) er mer påvirket av støy enn arter som flyr høyt, men også de som flyr høyt påvirkes (Schaub m.fl. 2008). Jaktstrategien henger sammen med profilen på ekkolokaliseringen. Ekkolokaliseringen kan grupperes i tre hovedprofiler: 1) de som bruker ekkolokalisering på kort avstand (eller er mest passive lyttere) gjerne i kompliserte landskap (*Myotis* artene, bredøre, brunlangøre), 2) de som bruker ekkolokalisering på lengre avstand i mer åpne landskap (nordflaggermus; storflaggermus, *Nyctalus noctula*; skimmelflaggermus, *Vespertilio murinus*), og 3) en gruppe i mellom disse (dvergflaggermus og andre pipistreller) (Frey-Ehrenbold m.fl. 2013).

Av responser på veitrafikkstøy så er økt signalamplitude (Lombard-effekt) vanlig. Det er også funnet forenkling av sosiale signaler, men dette er ikke mye undersøkt. Lyd i frekvensområdet 16-20 kHz har negativ effekt på alle artene, mens ultralyd (> 20 kHz) har mindre entydig effekt. Dette antyder at støy har først og fremst avskrekkende effekter og mindre betydning for maskering av signaler (Luo m.fl. 2015, Finch m.fl. 2020). Det er også lite som tyder på redusert flypresisjon på grunn av støy (Schaub m.fl. 2009), men flaggermus bruker generelt lenger tid på å lokalisere bytte og har redusert jaksuksess ved mer støy. Med andre ord, trenger flaggermus mer tid på å skaffe samme mengde energi ved økende støynivåer. Slike negative effekter på byttefangst er observert opp til rundt 300 meter fra vei i skog og 500 meter i åpne landskap (Medinas m.fl. 2019), men effektene er størst nærmest vei. Akkumulerte veieffekter på flaggermus er dokumentert fra bare et par hundre meter ut til noen få kilometer for noen arter og grupper av arter (Berthinussen & Altringham 2012, Clarieau m.fl. 2019).

Flaggermus snur oftere bort fra vei ved økte støynivå slik at større veier fungerer som akustiske barrierer (playback studie, Finch m.fl. 2020). En forventer ulike terskelverdier for barriereeffekten mellom arter, men dette er ikke godt dokumentert. Dette deler opp leveområder, men kan også redusere trafikkdødelighet på større veier. Dette påvirker trolig også hvor nyttige grøntkorridorer nær vei er for flaggermus og har konsekvenser for design av viltbroer. Ulike flaggermus bruker konstruerte over- og underganger for vilt (Martínez-Medina m.fl. 2022) når lydbildet (og eventuelle lyskilder) ikke skremmer dem bort. Bruer over vann og vassdrag er også effektive som underganger.

Det er generelt færre arter og redusert aktivitet nær større veier. Aktivitet av arter som *Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus*, *Nyctalus*, og *Myotis* spp. øker med avstand fra vei (Berthinussen & Altringham 2012b). Basert på informasjonen over er dette en samlet konsekvens av redusert jaksuksess og avskrekking, men kan også ha sammenheng med hvordan byttedyr er fordelt i landskapet. En del nattaktive sommerfugler og andre insekter tiltrekkes av veibelysning, og dette utnyttes særlig av nordflaggermus som jakter rundt gatebelysning. Effektene er altså artsspesifikke og avhenger av landskapsutforming. Veieffektsonene er større i åpne landskap enn i skog. En interessant observasjon er at habitat av høy kvalitet til en viss grad kan bufre de negative effektene av veitrafikkstøy opp til et visst nivå (Medinas m.f. 2019, Lehrer m. fl. 2021). Dette er et poeng å ta med i vurdering av avbøtende tiltak ved veibygging.

En del arter har hvileplasser i infrastruktur som bruer, noe som tyder på en betydelig støytoleranse når de ikke jakter (Schaub m.fl. 2009). Samtidig kan kronisk veitrafikkstøy påvirke metabolisme, stressnivå og immunsystem, som igjen kan øke behovet for energiinntak. Effekter av støy i hvilefasen er dermed

ikke entydige, men det er dokumentert at flaggermus i dvale om vinteren er mindre påvirket av støy (Luo m.fl. 2014).

4.3.2 Gnagere

I likhet med flaggermus hører gnagere best ved høye frekvenser. Rotter har for eksempel høyest hørselsfølsomhet mellom 8 og 38 kHz (Escabi m.fl. 2019) og bruker ultralyd i kommunikasjon. Tidligere forskning på to typer bakkelevende gnagere tyder på at individer unngår selve veien som en åpen flate og er mindre påvirket av veitrafikkstøy eller andre faktorer (McGregor m.fl. 2007), men det er også dokumentert at mus som bruker ultralyd i kommunikasjon, er negativt påvirket av støy i form av mindre tid brukt på næringssøk og redusert kommunikasjon (Petric og Kalcounis-Rueppell 2023). Generelt varierer effektene av veitrafikkstøy på gnagere mellom arter og situasjoner, men i likhet med det som kan observeres hos fugler, bruker dyrene mer tid til å lytte etter fare og søke skjul på bekostning av tiden brukt til næringssøk (Bednarz 2021). Samtidig er gnagere tilpasningsdyktige og det er også dokumentert økt effektivitet i næringssøk og bedre energiinntak under veitrafikkstøy i situasjoner med høy risiko for predasjon, til tross for mindre tid brukt på næringssøk hos to arter av bakkelevende gnagere (Gierdono m.fl. 2022). Samlet sett er det en betydelig mangel på kunnskap om effekter av veitrafikkstøy på gnagere og andre små pattedyr, og en stor andel av forskningen er gjennomført på sosiale arter (dvs. arter som bruker varselrop for beskyttelse; Bednarz 2021).

4.3.3 Spissmus

Spissmus bruker et bredt repertoar av lyder i kommunikasjonen fra noen hundre Hz opp til ultralyd og overlapper derfor delvis med veitrafikkstøy (Zsebók m.fl. 2015). Det antas at de høyfrekvente lydene brukes til ekkolokalisering (Siemers m.fl. 2009). Spissmus som gruppe er sensitive for urbanisering (Łopucki R, Kitowski I 2017), men effekten av trafikk eller veitrafikkstøy er ikke undersøkt under naturlige forhold i felt. Laboratorieforsøk har derimot vist at veitrafikkstøy (og hvit støy) reduserte aktivitet og fødesøk noe og ga mer fluktrespons hos husspissmus (*Crocidura russula*) (Oliveira m.fl. 2021) som er en fremmedart i spredning i urbane områder på Nord-Jæren.

4.3.4 Hjortedyr

Effekter av vei på hjortedyr er godt undersøkt, spesielt da som barrierer i et større landskap. Effekten av veitrafikkstøy på hjortedyr separat er derimot mindre undersøkt. Studiene vi finner har spesielt sett på hvordan veitrafikkstøy påvirker atferd nær viltover- og underganger. Det er dokumentert tydelig effekt på årvåkenhet og fluktreaksjoner (f.eks. Nojoui m fl 2022), men det er en stor grad av tilvenning for noen arter, slik som rådyr (*Capreolus capreolus*) i urbane områder. En skal være klar over at lokale observasjoner av dyr nær en vei kan indikere liten effekt (Brown m.fl. 2012), mens overvåkninger i større områder og over flere år kan gi et annet resultat (Hansen m.fl. 2021).

4.3.5 Produksjonsdyr i kveg-, svine- og hestefamiliene

De vanligste produksjonsdyrene hører vesentlig høyere frekvenser enn mennesker (Heffner 1998), mens overlapp med veitrafikkstøy er forholdsvis lik. For gris, sau og storfe ligger optimalt hørselsområde vesentlig høyere enn for mennesker og godt i overkant av veitrafikkstøy. Dette gjelder ikke hester som med beste hørselsområde rundt 2 kHz har stort overlapp med veitrafikkstøy. Storfe er også mer sensitive for lavfrekvent støy enn de andre større produksjonsdyrene (Jørgensen m.fl. 2020). Det er få direkte studier av effekter av veitrafikkstøy på produksjonsdyr. Som for hjortedyrene er det vist at plutselige og uventede lyder gir en stressrespons hos beitende kyr, mens de venner seg til jevn bakgrunnsstøy og trafikk langs vei (Wainert et al. 1999). Det er ikke godt dokumentert om slik bakgrunnsstøy påvirker helsetilstanden over tid.

4.4 Insekter og andre terrestriske invertebrater

Klassen insekter omfatter 23 ulike ordener og det er kjent over 19 000 insektarter i Norge (Artsdatabanken 2022). Form og funksjon av hørselsorganer varierer i stor grad mellom familier og ordener. Det kan derfor antas at effektene av veitrafikkstøy er mangfoldige alt etter hvordan artene oppfatter og behandler lyd signaler. Av edderkoppdyr (edderkopper, midd, vevkjerringer, mosskorpioner) er det bare rundt 1 600 arter. Mesteparten av litteraturen som omhandler støyeffekter på invertebrater ser på insekter og edderkoppdyr og det er disse vi har sett på i denne gjennomgangen. Det er få studier på effekter av støy på grupper som spretthaler, mangefotinger, terrestre krepsdyr, bløtvinger osv., men det er studier som viser negative effekter på meitemark.

Det finnes ulike typer sansesystemer hos invertebrater, både for langdistanse (lyd opp til 300 kHz, engelsk *pressure-sensitive tympanal and atympanal ears*) og for kortdistanse (lyd med korte frekvenser < 1 kHz, *particle-velocity-sensitive antennal ears*) (Göpfert & Henning 2016, Yack m.fl. 2020). Det er kun enkelte insektordener som har utviklet ører: Orthoptera, Mantodea, Blattodea, Hemiptera, Hymenoptera, Coleoptera, Neuroptera, Lepidoptera, Diptera (Göpfert & Henning 2016). Edderkoppdyr, ulike insektordener, spretthaler, mangefotinger og kanskje andre har også ulike sensitive hår (Trichobothrium) på kroppen som fanger opp lydbølger, luftbevegelser og elektrisk ladning i luft. Reseptorene til disse hårene er ofte sensitive for lyd under 500 Hz. Flere av disse ordenene har også egne sensorsystemer for å fange opp bakkevibrasjoner.

Invertebrater bruker hørsel (i vid forstand) til tre hovedformål 1) kommunikasjon med andre individer innenfor samme art, 2) deteksjon av predatorer, særlig flaggermus (Moir m.fl. 2013), men også fugler (Fournier m.fl. 2013), og 3) deteksjon av byttedyr. Kun noen få arter bruker langdistanselyd til å kommunisere, mens signaler med lav frekvens er svært vanlig til kommunisering, næringssøk osv. (Raboin & Elias 2019).

De fleste nattaktive flygende insektarter har utviklet høyest følsomhet i frekvensområdet 20-60 kHz som ligger i frekvensen flaggermus bruker til ekkolokalisering (Nakano m.fl. 2015). Det er også dokumentert regionale tilpasninger avhengig av hvilke predatorer som forekommer i et område (Jacobs m.fl. 2008). Dagaktive sommerfugler har ofte størst følsomhet i sonisk frekvensområde (<20 kHz, ter Hofstede & Ratcliffe 2016), fordi disse ikke er utsatt for predasjon fra flaggermus. Det er generelt store kunnskapshull ift. hørselsområder, ofte er det kun dokumentert frekvensområdet med høyest følsomhet og de fleste studier ser kun på enkelte arter.

Det er overlapp i frekvensområdet for veitrafikkstøy og hørselsområdet for mange av de insektene som er undersøkt. Spesielt støy under 1kHz ser ut til å ha stor betydning. Maskering av signal for arter som bruker langdistanselyder i kommunikasjon er dokumentert, særlig for rettvinger (gresshopper o.l., Classen-Rodriguez m.fl. 2021). Dette gjør at de bruker lenger tid på å finne en partner og en kan se tilpasninger som kortere eller mer sjeldne sangsignaler. Det er foreløpig ikke dokumentert Lombard-effekter hos invertebrater og de er gjennomgående lite fleksible både i sang og vokal atferd (Gomes m.fl. 2022, Raboin & Elias 2019). Dette skyldes både at disse organismene er små og at sangen ofte framføres ved å gni ulike harde ferdigutviklede kroppsdelene mot hverandre. Det er noen få eksempler på justering av sang til høyere frekvensområder hos noen gresshopper, men også eksempler på at støyforhold under oppvekst påvirker lydrepertoar og evnene til å oppfatte lyd som voksen (f. eks. Gurule-Small & Tinghitella 2018). Dette kan også skyldes indirekte effekter, som f. eks lavere kroppstørrelse for individer som har erfart støy under oppveksten (Rebrina m.fl. 2020). Kroppstørrelse er avgjørende for hvilke frekvensområder og intensiteter insekter kan generere i sang (Raboin & Elias 2019) Den begrensede kapasiteten for enkeltindivid til å justere sang, kan gi et sterkere (og annerledes) seleksjonstrykk på sangegenskaper under støy, og på sikt gi en genetisk betinget endring av sang (f. eks. Lampe m.fl. 2012). Justering av sang til perioder av døgnet med mindre støy er dokumentert hos flere arter.

Det forventes at veitrafikkstøy med en del energi i området under 500 Hz vil maskere signaler for arter som bruker kortdistansekommunikasjon og dermed ha negativ effekt på innhenting av viktige signaler fra omgivelsene. Foreløpig er dette ikke godt nok undersøkt, men det er eksempler blant annet på forringet kurtise hos noen ulveedderkopper og fluer (Raboin & Elias 2019). Invertebrater ser ut til å være mer sensitive for denne typen støy enn tidligere antatt (også for høyere frekvensområder), selv om rekkevidden kan være begrenset til bare noen titalls meter. Vesentlig mer kunnskap behøves for å forstå disse mekanismene.

Bakkevibrasjoner fra trafikk kan oppstå direkte gjennom vibrasjon av jord, men også indirekte ved at lydbølger induserer vibrasjoner i fast materiale. Slike direkte bakkevibrasjoner forplanter seg i betydelig avstand fra vei avhengig av egenskapene til materialene. En regner med at invertebrater kan oppfatte slike vibrasjoner noen tusen meter fra kilden, avhengig av hvor sensitive reseptorene er. Vibrasjoner fra trafikk kan dermed maskere signaler for arter som bruker bakkevibrasjoner til kommunikasjon og innhenting av informasjon (Raboin & Elias 2019). De induserte bakkevibrasjonene som dannes når lydbølger treffer overflater har kortere rekkevidde da energi tapes i overgangen mellom luft og fast materiale. I likhet med effekter av støy som påvirker lavfrekvent kommunikasjon, er effekter av støy på bakkebåren informasjon ikke tilstrekkelig undersøkt. Gitt hvor viktige insekter er i naturen, er kunnskapen om hvordan de påvirkes av ulike typer støy svært mangelfull (Morley m.fl. 2014, Raboin & Elias 2019).

5 Mulige avbøtende tiltak

Tiltak i landskapet beregnet for å redusere støybelastning for mennesker vil også ha gunstig effekt på dyrelivet. Men, med unntak av effekter av støy på bruk av over- og underganger for vilt, er det få studier som ser på effekter av forebyggende og avbøtende tiltak for å redusere støybelastning på dyreliv. Samtidig har aktuelle tiltak forventet begrenset effekt (BMVD Network of experts). Gitt det romlige omfanget av veiprosjekter, vil en derfor anta at forebyggende tiltak bør prioriteres. Økologisk basert landskapsplanlegging som den er bruk til å redusere viltpåkørsler (Ribeiro m. fl. 2023) kan utvikles til både til å informere trasevalg og til å prioritere områder for avbøtende tiltak. Det forutsetter mer grunnleggende kunnskap om hvilke naturtyper og landskap som er mest utsatt for negative effekter og at en har egnede verktøy til å modellere forventet støynivå.

Hvis en først har prioritert områder for avbøende tiltak, forventer vi at disse må ha høyere kostnytteverdi enn tiltak for å begrense human eksponering, med enkle løsninger som kan dekke lenger strekninger. Vegetasjon har noe støyreducerende effekt (van Renterghem m.fl. 2012), men det vil ofte være begrenset hvor brede en kan lage trebelter langs vei for å få tilstrekkelig effekt. Bruk av trebelter for å redusere støy kan ha både fordeler og ulemper avhengig av naturtyper og må vurderes individuelt. Trær kan også redusere bakkevibrasjoner (Liu m. fl. 2019), noe som kan tas med i vurderingene. Ulike typer barrierer kan brukes, og særlig bruk av lokale masser fra anleggsfasen kan både gi bedre massebalanse i prosjektet og gi god lyddemping. En konstruksjon av støyskjermer basert på lettleire/mellomleire ser for eksempel lovende ut (Chudalla & Strigari 2022; <https://zentrum-fuer-peripherie.org/en/alhambra/brandenburgs-alhambra>), men skjermer kan utformes på mange måter og kombineres med vegetasjon. Støyskjermer kan også skape barrierer for dyrenes bevegelse i landskapet, noe som enten må korrigeres eller kan brukes aktivt for å lede dyr mot over- eller underganger. Men igjen, det er mangel på systematisk testing og dokumentasjon av ulike tiltak (Shannon m.fl. 2016).

For over- og underganger ser en at utforming av landskapet og områdene rundt tiltaket er mer viktig for om dyr bruker det enn (kronisk) støynivå i overgang/undergang. (Iglesias m.fl. 2012). Vi har så langt ikke sett gode sammenstillinger av hvilke faktorer som er avgjørende for ulike dyregrupper osv., men forventer at det finnes generelle designkriterier.

6 Kunnskapshull og anbefalinger for oppfølging

Det er et behov for å kunne forutse konsekvenser av vei og trafikk og ulike avbøtende tiltak på ulike økologiske funksjoner og biologisk mangfold langs vei. Denne sammenstillingen har pekt på mange kunnskapshull, og her presenterer vi dem vi mener er av størst betydning for å få en tilstrekkelig forvaltning av arealer langs vei.

- Det viktigste er å få dokumentert langtidseffekter på populasjon og samfunnsnivå der en i størst mulig grad får kvantifisert direkte og indirekte effekter på overlevelse og reproduksjon. For å oppnå dette trengs det bedre dokumentasjon på effekter av veitrafikkstøy på mindre undersøkte artsgrupper, både direkte og indirekte effekter, men også på nøkkelarter i de ulike biotopene langs vei. Dette er omfattende arbeid og bør nok koordineres gjennom et program som involverer utdannings- og forskningsinstitusjoner over lengre tid. Dette vil være ressurskrevende, så det kan i en større sammenheng være aktuelt å fokusere på totaleffekt av vei, i stedet for å forsøke å isolere effekten av støy.
- Det mangler viktig informasjon om hvordan veitrafikkstøy påvirker overordnede økologiske funksjoner og prosesser som pollinering, frøspredning, karbonomsetning osv. Ulike aspekter ved biologisk mangfold (artmangfold, kompleksitet i nettverk, endringer i artssammensetning osv), men også effekter på økologiske funksjoner og økosystemtjenester kan undersøkes uavhengig av punktet over.
- En god del av den økologiske litteraturen omhandler det akustiske ved veitrafikkstøy svært overfladisk. Det er behov for en bedre kobling mellom fagdisiplinene både i å forstå direkte effekter av støy, men også når det kommer til måling og modellering av lydbildet, tilgang på ulike modelleringsverktøy og kompetanse til å modellere ikke-vektet støy og veieffektsoner i ulike landskap, osv.
- Det ser ut til å være behov for å inkludere støyeffekter på dyr i konsekvensanalyser. Dette gjelder både i anleggs og driftsfasen av vegprosjekter. Her bør en starte med en oversikt over eksisterende metoder, hva som finnes av terskelverdier osv., kanskje med spesielt fokus på hvordan en kan modellere uvektet støy i ulike terreng og landskapstyper.
- Det er fortsatt mange arter som ikke er beskrevet i tilstrekkelig grad ift. anatomi, fysiologi og atferd. Dette gjelder spesielt for insekter og edderkoppdyr som er svært varierte og artsrike grupper. Uten tilstrekkelig kunnskap om hvordan større grupper av arter oppfatter lyd, er det vanskelig å vurdere effekten av veitrafikkstøy og dermed også effektiviteten av avbøtende tiltak. En del arter som ble brukt i forskningslitteraturen forekommer heller ikke i Norge og det er ikke alltid mulig å overføre resultatene til norske forhold. Det trengs derfor mer biologisk og økologisk kunnskap om arter, spesielt i de nevnte gruppene og med hensyn til norske forhold.
- Litteraturgjennomgangen i denne rapporten tydeliggjør den store variasjonen i utforming og følsomhet av hørselsorganene - både på tvers av artsgrupper og innenfor samme art/artsgruppe. Det er derfor utfordrende og ressurskrevende å vurdere effekten av veitrafikkstøy på et generaliserende nivå for alle artsgrupper. Likevel er det nødvendig å betrakte artsgrupper i sammenheng for å unngå at avbøtende tiltak, som ansees å være positiv for bestemte arter og artsgrupper, har uønskete negative konsekvenser for andre grupper. Det anbefales å prioritere i første omgang å få mer detaljert kunnskap om noen utvalgte artsgrupper som vurderes å være mest sårbare for støy (f.eks. gjennom flere delprosjekter). Når en har tilstrekkelig kunnskap om de ulike gruppene, kan resultatene sammenstilles i form av en syntese og gi et mer helhetlig grunnlag for å anbefale effektive avbøtende tiltak.

7 Konklusjoner

Dokumentasjonen på negative effekter av veitrafikkstøy på dyreliv er omfattende, men med et sterkt fokus på korttidseffekter på enkeltindividers funksjon og lite på langtidseffektene på reproduksjon og overlevelse. Dette er avgjørende for dynamikken i populasjoner og samfunn. Studier antyder komplekse effekter av veitrafikkstøy alt etter hvordan de direkte og indirekte effektene påvirker artene i et system, men det er ikke godt dokumentert. Hovedvekten av studiene er på noen få artsgrupper som bruker lyd i kommunikasjon eller fødesøk (fugler, flaggermus og frosk), mens det er få studier på andre artsgrupper. Det gjelder også hvordan effekten av veitrafikkstøy samspiller med andre stressfaktorer, landskapsutforming og urbanisering. Noen generelle tiltak kan gjøres basert på dagens kunnskap og metoder bruk til å redusere støyproblemer for mennesker, men det er en del betydelige kunnskapshull som må fylles skal en få en mer prediktiv tilnærming til effekter av veitrafikkstøy på dyreliv, og finne egnede preventive og avbøtende tiltak i veiprosjekter.

Litteraturreferanse

- Angelier, F., Meillère, A., Grace, J.K., Trouvé, C., Brischoux, F. 2016. No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *Gen Comp Endocrinol* 232:43-50.
- Arroyo-Solís, A., Castillo, J.M., Figueroa, E., López-Sánchez, J.L., Slabbekoorn, H. 2013. Experimental evidence for an impact of anthropogenic noise on dawn chorus timing in urban birds. *J Avian Biol* 44:288–296.
- Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021.
- Artsdatabanken 2022:<https://www.artsdatabanken.no/Pages/135656/Insekter>
- Bednarz, P.A. 2021. Do Decibels Matter? A review of effects of traffic noise on terrestrial small mammals and bats. *Pol J Ecol* 68:323–333.
- Bergsten, A., Axenborg, A., Wahlman, H., Collinder, P., Helldin, J-O., Askling, J., Bengtsson, D. 2016. Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer – metodbeskrivning. Trafikverket 2016:036. ISBN:978-91-7467-923-6.
- Berthinsen, A., Altringham, J. 2012. The effect of a major road on bat activity and diversity. *J Appl Ecol* 49:82-89.
- BMVD Network of experts (https://www.bmdv-expertennetzwerk.bund.de/EN/Topics/Topic2/Topic2_node.html)
- Boncoraglio, G., Saino, N. 2007. Habitat structure and the evolution of bird song: A Meta-Analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. *Funct Ecol* 21:134–142.
- Bowles, A.E. 1995. Response of wildlife to noise. In: *Wildlife and Recreationists* (eds R. L. Knight and K. J. Gutzwiller), pp. 109–156. Island Press, Washington.
- Brown, C.L., Hardy, A.R., Barber, J.R., Fristrup, K.M., Crooks, K.R., Angeloni, L.M. 2012. The effect of human activities and their associated noise on ungulate behavior. *PLoS One* 7:e40505.
- Browning, E., Barlow, K.E., Burns, F., Hawkins, C., Boughy, K. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. *Mam Rev* 51:353-368.
- Brumm, H., Goymann, W., Derégnaucourt, S., Geberzahn, N., Zollinger, S.A. 2021. Traffic noise disrupts vocal development and suppresses immune function. *Sci Adv* 7:eabe2405.
- Brumm H, Slabbekoorn H. 2005. Acoustic Communication in Noise, *Advances in the Study of Behavior*, 35:151-209,
- Brumm, H., Zollinger, S.A. 2011. The evolution of the Lombard effect: 100 years of psychoacoustic research. *Behaviour* 148:1173–1198.
- Bunkley, J.P., Barber, J.R. 2015. Noise reduces foraging efficiency in pallid bats (*Antrozous pallidus*). *Ethology*, 121: 1116-1121.
- Burger, J. 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of Common Terns. *The Condor*, 100, 528–534.
- Caorsi, V., Guerra, V., Furtado, R., Llusia, D., Miron, L.R., Borges-Martins, M., Both, C., Narins, P.M., Meenderink, S.W.F., Márquez, R. 2019. Anthropogenic substrate-borne vibrations impact anuran calling. *Sci Rep* 9:19456.
- Chudalla, M., Strigari, F., 2022. Innovation Loam Noise Barrier. Proceedings of the Euroregio/BNAM2022 – Joint Acoustics Conference, Aalborg, Denmark.
- Claireau, F., Bas, Y., Pauwels, J., Barré, K., Machon, N., Allegrini, B., Puechmaille, S.J., Kerbirou, C. 2019. Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity. *Biol Conserv* 235:53-62.
- Classen-Rodriguez, L., Tinghitella, R., Fowler-Finn, K. 2021. Anthropogenic noise affects insect and arachnid behavior, thus changing interactions within and between species. *Current Opinion in Insect Science* 2021, 47:142–153
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J Transp Geogr*:15:396–406.
- Courter, J.R., Perruci, R.J., McGinnis, K.J., Rainieri, J.K. 2020. Black-capped chickadees (*Poecile atricapillus*) alter alarm call duration and peak frequency in response to traffic noise. *PLOS ONE*, 15, e0241035.
- Dominoni, D., Smit, J.A.H., Visser, M.E., Halfwerk, W. 2020. Multisensory pollution: Artificial light at night and anthropogenic noise have interactive effects on activity patterns of great tits (*Parus major*). *Env Poll* 256:113314.
- Dooling, R.J., Popper, A.N. 2016. Some lessons from the effects of highway noise on birds. *POMA* 27: 010004.
- Dooling, R.J. 2019. The impact of urban and traffic noise on birds. *Acoustics Today*, 15:19-27.
- Duque, F.G., Rodriguez-Saltos, C.A., Uma, S., Nasir, I., Monteros, M.F., Wilczynski, W., Carruth, L.L. 2020. High-frequency hearing in a hummingbird. *Sci Adv* 6:eabb9393.

- Dyson, M.L., Klump, G.M., Gauger, B. 1998. Absolute hearing thresholds and critical masking ratios in the European barn owl: A comparison with other owls. *Journal of Comp Physiol A*, 182:695–702.
- Ellis, J.M.S., Langen, T.A., Berg, E.C. 2009. Signalling for food and sex? Begging by reproductive female white-throated magpie-jays. *Anim Behav* 78:615–623.
- Elmberg, J. 1987. Random Mating in a Boreal Population of European Common Frogs *Rana temporaria*, Holarct Ecol 10: 193-195.
- Escabi, C.D., Frye, M.D., Trevino, M., Lobarinas, E. 2019. The rat animal model for noise-induced hearing loss. *J Acoust Soc Am* 146:3692–3709.
- Fallow, P.M., Magrath, R.D. 2010. Eavesdropping on other species :Mutual interspecific understanding of urgency information in avian alarm calls. *Anim Behav* 79:411–417.
- Finch D, Schofield, H., Mathews, F. 2020. Traffic noise playback reduces the activity and feeding behaviour of free-living bats. *Env Poll* 263: 114405.
- Fournier, J.P., Dawson, J.W., Mikhail, A., Yack, J.E. 2013. If a bird flies in the forest, does an insect hear it? *Biol Lett* 9:20130319.
- Francis, C.D., Kleist, N.J., Ortega, C.P., Cruz, A. 2012. Noise pollution alters ecological services: Enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proc Roy Soc B* 279:2727-35.
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. and Obrist, M.K. 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *J Appl Ecol*, 50: 252-261.
- Fuller, R.A., Warren, P.H., Gaston, K.J. 2007. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biol Lett* 3:368–370.
- Geipel, I., Smeekes, M.J., Halfwerk, W., Page, R.A. 2019. Noise as an informational cue for decision-making: the sound of rain delays bat emergence. *J Exp Biol* 222:jeb192005.
- Giordano, A., Hunnink, L., & Sheriff, M. J. 2022. Prey responses to predation risk under chronic road noise. *J Zool*, 317, 147–157
- Gomes, L., Sole, M., Sousa-Lima, R.S., Baumgarten, J.E. 2022. Influence of anthropogenic sounds on insect, anuran and bird acoustic signals: A Meta-Analysis. *Front Ecol Evol* 10:827440.
- Grade, A.M., Sieving, K.E. 2016. When the birds go unheard: Highway noise disrupts information transfer between bird species. *Biol Lett* 12:20160113.
- Gross, K., Pasinelli, G., Kunc, H.P. 2010. Behavioral plasticity allows short-term adjustment to a novel environment. *Am Nat* 176:456–464.
- Guenat, S., Dallimer, M. 2023. A global meta-analysis reveals contrasting impacts of air, light, and noise pollution on pollination. *Ecol Evol* 13:e9990.
- Gurule-Small, G.A., Tinghitella, R.M. 2018 Developmental experience with anthropogenic noise hinders adult mate location in an acoustically signalling invertebrate. *Biol Lett* 142017071420170714.
- Göpfert, M.C., Hennig, R.M. 2016. Hearing in insects. *Annu Rev Entomol* 2016. 61:257–76.
- Halfwerk, W., Both, C., Slabbekoorn, H. 2016. Noise affects nest-box choice of 2 competing songbird species, but not their reproduction. *Behav Ecol* 27:1592–1600.
- Halfwerk, W., Slabbekoorn, H. 2009. A behavioural mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. *Anim Behav* 78:1301–1307.
- Hanna, D., Blouin-Demers, G., Wilson, D.R., Mennill, D.J. 2011. Anthropogenic noise affects song structure in red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). *J Exp Biol* 214:3549–3556.
- Hansen, I., Eilertsen, S.M., Kapfer, J., Wagner, G., Bjørn, T.-A., Smuk, S.R., Ystad, E. og Tenge, I. 2021. Kartlegging av forskning på reindriftsområdet – kunnskapsgrunnlag og forskningsbehov. NIBIO Rapport 7/187/2021.
- Hanslin, H.M., Kollmann, J., Kroeger, S.B., Uhe, L., Behrendt, S., Wissman, J., Lennartsson, T., Habel, J.C., D'Amico, M., Hovstad, K.A. 2019. Ecological effects of roads – a review of the literature, Report CEDR Transnational Road Research Programme.
- Harding, H.R., Gordon, T.A.C., Eastcott, E., Simpson, S.D., Radford, A.N. 2019. Causes and consequences of intraspecific variation in animal responses to anthropogenic noise, *Behav Ecol* 30:1501–1511.
- Hawkins, C.E., Ritrovato, I.T., Swaddle, J.P. 2020. Traffic noise alters individual social connectivity, but not space-use, of Red-backed Fairywrens. *Emu* 120:313–321.
- Heffner, H.E. 1998. Auditory awareness. *Appl Anim Behav Sci* 57:259-268.
- Heggie-Gracie, S.D., Krull, C.R., Stanley, M.C. 2020. Urban divide: Predictors of bird communities in forest fragments and the surrounding urban matrix. *Emu* 120:333–342.
- Helldin, J.O., Collinder, P., Bengtsson, D., Karlberg, Å., Askling, J. 2013. Assessment of traffic noise impact in important bird sites in Sweden – a practical method for the regional scale. *Oecol Austral* 17:48-62

- Hennigar, B., Ethier, J.P., Wilson, D.R. 2019. Experimental traffic noise attracts birds during the breeding season. *Behav Ecol* 30:1591–1601.
- Hu, Y., Cardoso, G.C. 2010. Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? *Anim Behav* 79:863–867.
- Huet des Aunay, G., Slabbekoorn, H., Nagle, L., Passas, F., Nicolas, P., Draganoiu, T.I. 2014. Urban noise undermines female sexual preferences for low-frequency songs in domestic canaries. *Anim Behav* 87:67-75.
- Iglesias, C., Mata, C., Malo, J.E. 2012. The influence of traffic noise on vertebrate road crossing through underpasses. *Ambio* 41:193-201.
- Jacobs, D.S., Ratcliffe, J.M., Fullard, J.H. 2008. Beware of bats, beware of birds: the auditory responses of eared moths to bat and bird predation. *Behav Ecol* 19:1333–1342.
- Jerem, P., Mathews, F. 2021. Trends and knowledge gaps in field research investigating effects of anthropogenic noise. *Conserv Biol* 35:115–129.
- Johnson, C., Jones, D., Matthews, T., Burke, M. 2022. Advancing avian road ecology research through systematic review. *Transp Res D Transp Env* 109:103375.
- Jørgensen, G.H.M., Grøva, L., Hansen, I. 2020. Effekt av skytestøy på atferd og produksjon hos husdyr. Undersøkelser rundt forsvarrets artilleristandplass 40 km i Elverum. NIBIO Rapport 6/164/2020.
- Kleist, N.J., Guralnick, R.P., Cruz, A., Lowry, C.A., Francis, C.D. 2018. Chronic anthropogenic noise disrupts glucocorticoid signaling and has multiple effects on fitness in an avian community. *Proc Natl Acad Sci* 115:E648–E657.
- Kleist, N.J., Guralnick, R.P., Cruz, A., Francis, C.D. 2016. Anthropogenic noise weakens territorial response to intruder's songs. *Ecosphere* 7:e012591.
- Kociolek, A.V., Clevenger, A.P., St. Clair, C.C., Proppe, D.S. 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conserv Biol* 25:241–249.
- Kok, A.C.M., Berkhout, B.W., Carlson, N.V., Evans, N.P., Khan, N., Potvin, D.A., Radford, A.N., Sebire, M., Sabet, S., Shannon, G., Wascher, C.A.F. 2023. How chronic anthropogenic noise can affect wildlife communities. *Front Ecol Evol* 11:1130075.
- Kroeger, S.B., Hanslin, H.M., Lennartsson, T., D'Amico, M., Kollmann, J., Fischer, C., Albertsen, E., Speed, J.D.M. 2022. Impacts of roads on bird species richness: A global meta-analysis considering road types, habitats and feeding guilds. *Sci Tot Env* 812:151478.
- Kunc, H.P., Morrison, K., Schmidt, R. 2022. A meta-analysis on the evolution of the Lombard effect reveals that amplitude adjustments are a widespread vertebrate mechanism. *PNAS* 119: 30, 2117809119
- Kunc, H.P., Schmidt, R. 2019. The effects of anthropogenic noise on animals: a meta-analysis. *Biol Lett* 152019064920190649
- Kvadsheim, P.H., Sivle, L.D., Hansen, R.R., Karlsen, H.E. 2017. Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø. Rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)-RAPPORT 17/00075 1, M-690|2017.
- Köppl, C. 2022. Chapter 11—Avian hearing. In C. G. Scanes & S. Dridi (Eds.), *Sturkie's Avian Physiology* (Seventh Edition). pp. 159–177. Academic Press.
- Lampe, U., Schmoll, T., Franzke, A. and Reinhold, K. 2012. Staying tuned: grasshoppers from noisy roadside habitats produce courtship signals with elevated frequency components. *Funct Ecol*, 26: 1348-1354.
- Lattenkamp, E.Z., Nagy, M., Drexler, M., Vernes, S.C., Wiegrebe, L., Knörnschild, M. 2021. Hearing sensitivity and amplitude coding in bats are differentially shaped by echolocation calls and social calls. *Proc R Soc B* 288:20202600.
- Lehrer, E.W., Gallo, T., Fidino, M., Kilgour, R.J., Wolff, P.J., Magle, S.B. 2021. Urban bat occupancy is highly influenced by noise and the location of water: Considerations for nature-based urban planning. *Landsc Urban Plan* 210:104063
- Lituma, C.M., Buehler, D.A. 2016. Minimal bias in surveys of grassland birds from roadsides. *The Condor* 118:715–727.
- Liu, Y-f., Huang, J-k., Li, Y-g., Shi, Z-f. 2019. Trees as large-scale natural metamaterials for low-frequency vibration reduction, *Construction and Building Materials*, 199:737-745.
- Long, A.M., Colón, M.R., Bosman, J.L., McFarland, T.M., Locatelli, A.J., Stewart, L.R., Mathewson, H.A., Newnam, J.C., Morrison, M.L. 2017b. Effects of road construction noise on golden-cheeked warblers: An update. *Wildl Soc Bull* 41:240–248.
- Long, A.M., Colón, M.R., Bosman, J.L., Robinson, D.H., Pruett, H.L., McFarland, T.M., Mathewson, H.A., Szwczak, J.M., Newnam, J.C., Morrison, M.L. 2017a. A before–after control–impact assessment to

- understand the potential impacts of highway construction noise and activity on an endangered songbird. *Ecol Evol* 7:379–389.
- Łopucki, R., Kitowski, I. 2017. How small cities affect the biodiversity of ground-dwelling mammals and the relevance of this knowledge in planning urban land expansion in terms of urban wildlife. *Urban Ecosyst* 20:933–943.
- Luo, J., Clarin, B.-M., Borissov, I.M., Siemers, B.M. 2014. Are torpid bats immune to anthropogenic noise?. *J Exp Biol* 217:1072–1078.
- Luo, J., Siemers, B.M., Koselj, K. 2015. How anthropogenic noise affects foraging. *Glob Change Biol* 21:3278–3289.
- Luther, D.A., Phillips, J., Derryberry, E.P. 2016. Not so sexy in the city: Urban birds adjust songs to noise but compromise vocal performance. *Behav Ecol* 27:332–340.
- Magness, D.R., Wilkins, R.N., Hejl, S.J. 2006. Quantitative relationships among Golden-Cheeked Warbler occurrence and landscape size, composition, and structure. *Wildl Soc Bull* 34:473–479.
- Marler, P.R., Slabbekoorn, H. 2004. *Nature's Music: The Science of Birdsong*. Elsevier.
- Martínez-Medina, D., Ahmad, S., González-Rojas, M.F., Reck, H. 2022. Wildlife crossings increase bat connectivity: Evidence from Northern Germany. *Ecol Eng* 174:106466.
- McGregor, R.L., Bender, D.J., Fahrig, L. 2007. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *J Appl Ecol* 45:117–123.
- Medinas, D., Ribeiro, V., Marques, J.T., Silva, B., Barbosa, A.M., Rebelo, H., Mira, A. 2019. Road effects on bat activity depend on surrounding habitat type *Sci Tot Env* 660:340–347.
- Merrall, E.S., Evans, K.L. 2020. Anthropogenic noise reduces avian feeding efficiency and increases vigilance along an urban–rural gradient regardless of species' tolerances to urbanisation. *Journal of Avian Biology*, 51:02341.
- Moir H.M., Jackson J.C. and Windmill J.F. C. 2013 Extremely high frequency sensitivity in a 'simple' ear. *Biol. Lett.* 9:2013024120130241.
- Morley, E.L., Jones, G., Radford, A.N. 2014 The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proc R Soc B* 281:20132683.
- Nakano, R., Takahasni, T., Surlykke, A. 2015. Moth hearing and sound communication. *J Comp Physiol A* 201:111–121.
- Narango, D.L., Rodewald, A.D. 2018. Signal information of bird song changes in human-dominated landscapes. *Urban Ecosyst* 21:41–50.
- Nojoumi, M., Clevenger, A.P., Blumstein, D.T., Abelson, E.S. 2022. Vehicular traffic effects on elk and white-tailed deer behavior near wildlife underpasses. *PLoS ONE* 17:e0269587.
- Oliveira, F.G., Tapisso, J.T., von Merten, S. et al. 2021. Behavioral responses of rural and urban greater white-toothed shrews (*Crocidura russula*) to sound disturbance. *Urban Ecosyst* 24, 851–862.
- Ortega, C.P. 2012. Chapter 2: Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge - Efectos de la Polución Sonora en Aves: una Breve Revisión de Nuestro Conocimiento. *Ornithol Monogr* 74:6–22.
- Owens, J.L., Stec, C.L., O'Hatnick, A. 2012. The effects of extended exposure to traffic noise on parid social and risk-taking behavior. *Behav Processes* 91:61–69.
- Penna, M., Pottstock, H., Velásquez, N. 2005. Effect of natural and synthetic noise on evoked vocal responses in a frog of the temperate austral forest. *Anim Behav* 70:639–651.
- Perillo, A., Mazzoni, L.G., Passos, L.F., Goulart, V.D.L.R., Duca, C., Young, R.J. 2017. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. *Ibis* 159:638–646.
- Petric, R., Kalcounis-Rueppell, M. 2023. Anthropogenic noise decreases activity and calling behavior in wild mice. *PeerJ* 11:e15297.
- Phillips, J.N., Termondt, S.E., Francis, C.D. 2021 Long-term noise pollution affects seedling recruitment and community composition, with negative effects persisting after removal. *Proc R Soc B* 288:20202906.
- Raboin M, Elias DO. 2019, Anthropogenic noise and the bioacoustics of terrestrial invertebrates. *J Exp Biol* 15 222: jeb178749
- Radford, A.N., Morley, E.L., Jones, G. 2012. The effects of noise on biodiversity. Defra Report NO0235.
- Rebrina, F., Petróczki, K., Inhofer, M. et al. 202. Motorway age is linked to larger body size, but not song carrier frequency, in male grasshoppers from roadside populations. *Evol Ecol* 34, 945–961.
- Reijnen, R., Foppen, R., Meeuwsen, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biol Conserv* 75:255–260.
- Reijnen, R., Foppen, R., ter Braak, C., Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *J Appl Ecol* 32:187–202.

- Reijnen, R., Foppen, R., Veenbaas, G. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodivers Conserv* 6:567–581.
- Reijnen, R., Foppen, R. 2006. Impact of road traffic on breeding bird populations. In J. Davenport & J. L. Davenport (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* (pp. 255–274). Springer Netherlands.
- Ribeiro, Y.G.G., Ascensão, F., Yogui, D.R., de Barros Ferraz, K.M.P.M. & Desbiez, A.L.J. 2023. Prioritizing road mitigation using ecologically based land-use planning. *Austral Ecol*, 48:761–773.
- Roca, I.T., Desrochers, L., Giacomazzo, M., Bertolo, A., Bolduc, P., Deschesnes, R., Martin, C.A., Rainville, V., Rheault, G., Proulx, R. 2016. Shifting song frequencies in response to anthropogenic noise: A meta-analysis on birds and anurans. *Behavi Ecol* 27:1269–1274.
- Schaub, A., Ostwald, J., Siemers, B.M. 2008. Foraging bats avoid noise. *J Exp Biol* 211:3174–3180.
- Schermuly, L., Klinke, R. 1990. Infrasonic sensitive neurones in the pigeon cochlear ganglion. *J Compar Physiol A* 166:355–363.
- Schroeder, J., Nakagawa, S., Cleasby, I.R., Burke, T. 2012. Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness. *PLOS ONE* 7:e39200.
- Senzaki, M., Yamaura, Y., Francis, C.D., Nakamura, F. 2016. Traffic noise reduces foraging efficiency in wild owls. *Sci Rep* 6:30602.
- Senzaki, M., Kadoya, T., Francis, C. D. 2020. Direct and indirect effects of noise pollution alter biological communities in and near noise-exposed environments. *Proc Roy Soc B* 287:20200176.
- Shannon, G., McKenna, M.F., Angeloni, L.A., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., Brown, E., Warner, K.A., Nelson, M.D., White, C., Briggs, J., McFarland, S., Wittemyer, G. 2016. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biol. Rev.* 91:982–1005.
- Siemers, B.M., Schauer mann, G., Turni, H., von Merten, S. 2009. Why do shrews twitter? Communication or simple echo-based orientation. *Biol Lett* 235:593–6.
- Simmons, A.M., Narins, P.M. 2018. Effects of Anthropogenic Noise on Amphibians and Reptiles. In: Slabbekoorn, H., Dooling, R., Popper, A., Fay, R. (eds) *Effects of Anthropogenic Noise on Animals*. Springer Handbook of Auditory Research, vol 66. Springer, New York, NY
- Slabbekoorn, H., Peet, M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424:6946.
- Slabbekoorn, H. 2013. Songs of the city: Noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Anim Behav* 85:1089–1099.
- Sogge, M.K., Koronkiewicz, T.J., Van Riper, C. III, Durst, S.L. 2007. Willow Flycatcher Nonbreeding Territory Defense Behavior in Costa Rica. *The Condor* 109:475–480.
- Sæther, S.A. 2002. Female calls in lek-mating birds: Indirect mate choice, female competition for mates, or direct mate choice? *Behav Ecol* 13:344–352.
- Tennessen, J.B., Parks, S.E., Swierk, L., Reinert, L.K., Holden, W.M., Rollins-Smith, L.A., Walsh, K.A., Langkilde, T. 2018. Frogs adapt to physiologically costly anthropogenic noise. *Proc R Soc B* 285:20182194.
- ter Hofstede, H.M., Ratcliff, J.M. 2016. Evolutionary escalation: the bat-both arms race. *J Exp Biol* 219:1589–1602.
- Teixeira F.Z., Rytwinski, T., Fahrig, L. 2020. Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. *Biol. Lett.* 162020014020200140.
- Thompson, M.E., Nowakowski, A.J., Donnelly, M.A. 2016. The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. *Conserv Biol* 30:249–258.
- Van Gelder JJ, Evers PMG, Maagnus GJM. 1978. Calling and Associated Behaviour of the Common Frog, *Rana temporaria*, During Breeding Activity. *J Anim Ecol* 47: 667–676.
- Van Renterghem T, Botteldooren D, Verheyen K. 2012. Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth, *Journal of Sound and Vibration*, 331:2404–2425
- Wainert, D.F., Stookey, J.M., Schwartzkopf-Genswein, K.S., Watts, J.M., Waltz, C.S. 1999. The response of beef cattle to noise during handling. *Appl Anim Behav Sci* 62:27–42.
- Walthers, A.R., Barber, C.A. 2020. Traffic noise as a potential stressor to offspring of an urban bird, the European Starling. *J Ornithol* 161:459–467.
- Ware, H.E., McClure, C.J.W., Carlisle, J.D., Barber, J.R. 2015. A phantom road experiment reveals traffic noise is an invisible source of habitat degradation. *Proc Nat Acad Sci* 112:12105–12109.
- Wiącek, J., Polak, M., Filipiuk, M., Kucharczyk, M. 2019. Does railway noise affect forest birds during the winter? *Eur J For Res* 138:907–915.
- Wiącek, J., Polak, M. 2015. Does traffic noise affect the distribution and abundance of wintering birds in a managed woodland? *Acta Ornithol* 50:233–245.

- Willems, J.S., Phillips, J.N., Francis, C.D. 2022. Artificial light at night and anthropogenic noise alter the foraging activity and structure of vertebrate communities. *Sci Tot Env* 805:150223.
- Willems, J.S., Phillips, J.N., Vosbigian, R.A., Villablanca, F.X., Francis, C.D. 2021. Night lighting and anthropogenic noise alter the activity and body condition of pinyon mice (*Peromyscus truei*). *Ecosphere* 12:e03388.
- Yack, J.E. 2004 The structure and function of auditory chordotonal organs in insects. *Microsc Res Tech* 63:315–337.
- Zaffaroni-Caorsi, V., Both, C., Márquez, R., Llusia, D., Narins, P., Debon, M., Borges-Martins, M. 2023. Effects of anthropogenic noise on anuran amphibians, *Bioacoustics*, 32:90-120.
- Zsebók, S., Czabán, D., Farkas, J., Siemers, B.M., von Merten, S. 2015. Acoustic species identification of shrews: Twittering calls for monitoring. *Ecol Inform* 27:1-10.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.