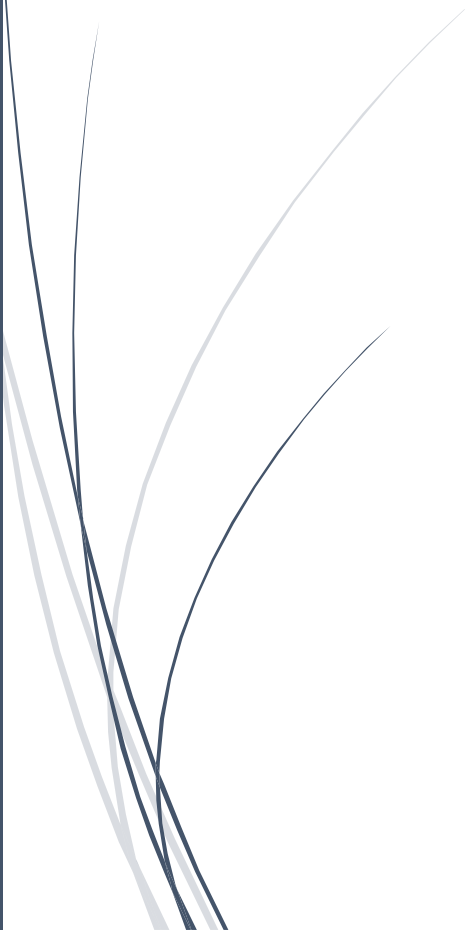




2023-12-19

WindChoir

Kort bakgrund och ett recept till en
generell modell för kumulativ
miljöpåverkan



Sverker Molander
Miljösystemanalys
Teknikens Ekonomi och Organisation
Chalmers Tekniska Högskola

WindChoir

—

Kort bakgrund och ett recept till en generell modell
för kumulativ miljöpåverkan

Innehållsförteckning

FÖRORD	I
TACK.....	I
KUMULATIV PÅVERKAN PÅ MILJÖN	1
<i>Utgångspunkter</i>	1
<i>Kumulativa miljöeffekter</i>	1
MODELLER FÖR KUMULATIVA EFFEKTER	5
<i>Vad enkla modeller är och vad de kan visa, och inte</i>	6
WINDCHOIR - EN ENKEL KUMULATIV MODELL ATT IMPLEMENTERA	8
<i>Identifierade stressorer och modelleringsansatser – generella aspekter</i>	10
<i>Miljökomponenter och modelleringsansatser - generella aspekter</i>	12
<i>Kopplingen mellan stressorintensitet och påverkan på miljökomponenter</i>	14
UTVECKLINGSMÖJLIGHETER	16
<i>Modellens komponenter</i>	16
<i>Användargränssnitt</i>	17
EN GROV MODELL FÖR VINDKRAFTSLOKALISERING	19
TILLÄGG TILL HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETENS PLANERINGSVERKTYG SYMPHONY MED AVSEENDE PÅ PÅLNING OCH MUDDRING VID ANLÄGGNING AV HAVSBASERAD VINDKRAFT	24
APPENDIX 1. IDENTIFIERADE STRESSORER	25
APPENDIX 2. IDENTIFIERADE MILJÖKOMponenter – ARTGRUPPER	35
APPENDIX 3. IDENTIFIERADE MILJÖKOMponenter – HABITAT	36
REFERENSER	43

Förord

Det här är en rapport från ett forsknings- och utvecklingsprojekt som inte gick som förväntat. Det innebär att genomförandet inte har lett till en implementerad datormodell för generell kumulativ miljöpåverkan. Modellen skulle kunna understödja lokalisering av vindkraftverk, genom att integrera en modell för de rent tekniska förutsättningarna för vindkraftslokalisering (vindresursen och närheten till vägar och elnät) med en kumulativ miljöpåverkansmodell, som skulle inkludera de flesta stora påverkansfaktorer, men ha en tyngdpunkt på effekter av vindkraft.

Arbetet i projektet har alltså inte lett hela vägen fram. Däremot har projektet genomfört en utveckling av delar till en modell för kumulativa miljöeffekter som är generell, och möjlig att implementera i ett annat sammanhang. Den här rapporten är alltså inte en beskrivning av en implementerad modell utan en beskrivning av hur en sådan modell skulle kunna vara uppbyggd, en "kokbok", med syftet att stödja de som vill arbeta vidare med en implementering.

Rapporten innehåller också en kort bakgrund om kumulativa effekter och hur de kan beskrivas och modelleras.

Tack

Ett flertal forskare har medverkat under olika perioder, med sin kompetens till olika delar av arbetet inom projektet.

Ett stort TACK riktas till

Johan Tivander (lokaliseringsmodellen, modellering och viss administration)

Martin Mattson (data och modelleringsansatser)

Tobias Gerdin (utveckling och operationalisering av modell för muddring, pålning och dess koppling till Havs- och vattenmyndighetens Symphony-modell)

Tryggve Sigurdson (konceptmodellering, viss administration)

Niklas Lindberg Alseryd (miljökomponent modeller)

Tim Hipkiss (miljökomponenter, fåglar)

Ett tack riktas också till Vindvalprogrammet för finansieringen. Ett tack för stöd, intressanta samtal och stort tålamod går till Åsa Elmqvist från Naturvårdsverket och Kristian Schoning vid Energimyndigheten.

Kumulativ påverkan på miljön

Utgångspunkter

Alla organismer har att parallellt hantera ett stort antal omgivningsfaktorer som kan variera, ibland inom ganska vida intervall, och som påverkar deras liv. Det handlar om sådana naturliga faktorer som temperatur, vattentillgång, näringsämnen och föda. Och ett stort antal andra. Dessa varierande omgivningsfaktorer är både förutsättningar för och medför ibland stora svårigheter. Det gäller ju att överleva och kunna reproduceras för att nästa generation skall få sin chans. Genom evolutionen har alla organismer utvecklats till att bemästra de utmaningar som deras ekologiska nisch innebär. Vad som kommit till under den evolutionärt korta tid som människan varit på plats är hennes påverkan på andra organismer, som genom teknikutveckling och användning och befolkningsökning blivit allt större.

Det är en urgammal insikt att flera olika samtidiga påverkningar leder till större effekter än en enskild. "Många bäckar små, leder till en stor å" eller "Det är det sista halmstrået som knäcker åsnas rygg" är exempel på gamla ordspråk som illustrerar detta. Inom ekologin har man, naturligtvis, också känt till att flera samtidiga och på olika sätt kopplade belastningar påverkar ett ursprungligt ekosystem. Detta kallas "kumulativa effekter", flera olika påverkningar som kumuleras, läggs till varandra. Det är inget tal om att det är relevant att från ett miljö- och naturperspektiv hantera kumulativa miljöeffekter, men svårigheterna att koppla ihop viss påverkan med vissa effekter och att fördela orsakerna till påverkan mellan olika faktorer är stora. Särskilt som det finns underliggande naturliga variationer hos många viktiga bakgrundsfaktorer vilka kan påverka organismerna negativt.

Kumulativa miljöeffekter

Det kan tyckas enkelt att definiera mänsklig verksamhet och dess miljöpåverkan. Att utsläpp (emissioner) från mänskliga verksamheter kan leda till effekter i miljön är sedan länge känt, och i lagstiftningen (Miljöbalk 6 kap 2§) definieras miljöeffekter som:

"Med miljöeffekter avses i detta kapitel direkta eller indirekta effekter som är positiva eller negativa, som är tillfälliga eller bestående, som är kumulativa eller inte kumulativa och som uppstår på kort, medellång eller lång sikt på

1. befolkning och människors hälsa,
2. djur- eller växtarter som är skyddade enligt 8 kap., och biologisk mångfald i övrigt,
3. mark, jord, vatten, luft, klimat, landskap, bebyggelse och kulturmiljö,
4. hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt,
5. annan hushållning med material, råvaror och energi, eller
6. andra delar av miljön."

Exempel på tidiga miljöeffekter av svaveldioxid (i samband med metallframställning från svavelhaltiga mineral) och avgaser från förbränningsprocesser är väl kända från historien. Kunskaperna om vår inverkan på vår omgivning i vid mening har ökat dramatiskt under de senaste decennierna, och med den ökade kunskapen kommer också fördjupad förståelse av svårigheterna med att göra beskrivningar av hur förändringar av en omgivningsbetingelse (en faktor i omgivningen, t ex halten av svaveldioxid) kan leda till ett flertal observerbara

effekter, eftersom det ofta är frågan om många, mer eller mindre samverkande, miljöeffekter, dessutom ofta kopplade i flera steg.

När vi skall försöka beskriva miljöeffekter handlar det i grunden om förenklade sätt att se på orsaker och verkningar, där mänsklig verksamhet tas som startpunkt för kedjor av orsaker och verkningar som leder till oönskade, och på ett eller annat sätt negativa, förändringar av olika delar i miljön. Dessa förklaringsmodeller bygger på, oftast omfattande och detaljerade, naturvetenskapliga undersökningar där den mänskliga verksamheten har kunnat kopplas till vissa förändringar. Det kan vara frågan om förändrade koncentrationer av växtnäringsämnen, förekomsten av miljögifter eller störande ljud som direkt eller indirekt påverkar en eller flera arter eller populationer. Det kan också gälla direkta förändringar av vissa arters biomassa i ett område (jämför trakthyggesbruk i en skog där stora delar av den totala biomassan inom ett område avverkas samtidigt). Markanvändningen och dess förändringar är många gånger avgörande för miljöpåverkan eftersom flera grundläggande förutsättningar (faktorer) för olika arters liv påverkas samtidigt.

Det finns emellertid en lång rad naturliga faktorer som varierar, jämte de av människan orsakade faktorerna, som bidrar till att skapa förändringar i ekosystemen. Att ekosystem är komplexa innebär att de inte är förutsägbara under normala omständigheter, att de är unika och i ständig förändring och att de genomgår irreversibla förändringar. De kan också förändras språngvis eftersom det ständigt pågår både snabba och långsamma processer i det komplexa samspelet mellan olika arter och dess omgivning. De antropogena (av människan skapade) orsaker som kan kopplas till förändringar i miljön samspekar alltså med flera faktorer som varierar naturligt och det kan i varje enskilt fall där förändringar upptäcks vara svårt, eller omöjligt, att utan omfattande undersökningar fastställa den eller de orsaker som ligger bakom en viss förändring. Miljöeffekter låter sig inte enkelt varken beskrivas eller förklaras, och likväl behöver de hanteras, och förhoppningsvis undvikas genom olika åtgärder.

För att göra det möjligt att hantera frågan beträffande sambanden mellan olika miljöpåverknings- och förändringar i vår omgivning så har det utvecklats en omfattande terminologi, som dessvärre inte är entydig och sammanhängande. Begreppsutvecklingen har lett till en mängd begrepp med mer eller mindre överlappande betydelser, och det kan vara på sin plats att kort nämna några av de olika varianter som används för att beskriva kopplingar mellan mänsklig verksamhet och förändringar i vår omgivning. I grunden handlar det om förenklingar som behövs för att beskriva komplexa samband mellan många olika faktorer som kan påverka många komponenter i flera led. Att tala om orsak-verkan-kedjor, där enskilda komponenter kopplas till varandra i ett linjärt orsaks-verkan-samband är alltså en grov förenkling, eftersom det snarast är frågan om effekter som sprider sig i ett nätverk som leder till påverkan på många komponenter i flera parallella händelsekedjor; kaskadeffekter. Dessutom kan återkopplingar, både förstärkande och bromsande, återverka på händelseförloppen. De ekologiska processerna är svårfångade i olika begrepp som påverkanskedjor eller effektnät för att inte glömma vad som finns i den engelskspråkiga litteraturen – impact pathways, adverse outcome pathways, causal chains, causal networks, adverse outcome networks etc. Men oavsett terminologi handlar det om att begripliggöra kopplingarna mellan olika processer som orsakar de förändringar som är i fokus, och att hålla reda på att vissa förändringar är avsiktliga medan andra är oavsiktliga, vissa förändringar är

orsakade av mänsklig verksamhet medan andra är naturliga och att dessa beskrivningar är förenklingar av de verkliga processerna. Förenklingarna är stora och oundvikliga och avgörande är att ha klart syftet med dem – att försöka klargöra vilka mänskliga aktiviteter som påverkar och hur man i sin tur kan försöka hantera dem och göra avvägningar beträffande eventuella åtgärder.

De olika stegen i orsakverkankedjorna har fått olika beteckningar och man brukar tala om *emissioner* eller *utsläpp* som ett första steg när ett kemiskt ämne går från att vara hanterat av människor i ett tekniskt system till att vara bortom mänsklig kontroll, frisatt i vår omgivning. När det gäller fysiska påverkansfaktorer (t ex temperatur, ljus, buller, strålning) kan de på motsvarande sätt emitteras och får sedan sin *spridning* i omgivningarna, men spridningsprocesserna skiljer sig åt mellan olika kemiska och fysiska faktorer.

Den *miljöbelastning* som blir resultatet av emissionen leder till en *exponering* av organismer, under förutsättning att de finns på samma plats och vid samma tillfälle som den *påverkande faktorn*, *agenset* eller *stressorn* (i fortsättningen används denna svengelska term). En förutsättning för *påverkan*, *effekter*, är också att de organismer som exponeras kan påverkas av stressorn i fråga. Det finns en mycket stor variation bland olika arter beträffande deras *känslighet* för stressorer eftersom de lever på många, mycket olika sätt. Det är sedan stressorns intensitet som avgör graden av påverkan, d v s effekten (jmf *impact*, *response*, *effect* på engelska), på känsliga organismer. Efter *värdering* av effekternas, förändringarnas, betydelse och signifikans, kan vi få en uppfattning om *miljökonsekvenserna*.

Som framgår ovan kan de påverkande faktorer som orsakas av mänsklig verksamhet gå under flera olika beteckningar. Här har vi valt att beteckna dem som antropogena (av människan orsakade) stressorer (jmf engelskan *stressors*) eftersom de från artens, eller ekosystemets, synpunkt utgör externa faktorer, med mänsklig verksamhet som ursprung, vilka orsakar *ekologisk stress*. Det finns flera svenska begrepp som används i olika sammanhang t ex påverkan, påverkansfaktor, miljöbelastning, belastning, och ett flertal engelska (*pressure*, *stressor*, *load* m. fl.). De antropogena stressorerna har de gemensamma egenskaperna att de direkt, eller indirekt, kan påverka en organisms resursutvinning, tillväxt eller reproduktion. Vilket påverkar organismens produktivitet och därmed populationens storlek. Logiken i detta handlar om att de organismer som drabbas av negativt förändrade levnadsbetingelser utsätts för stressorer som bidrar till att reducera deras resurs-utvinning eller -användning, försämrar tillväxten eller hindrar reproduktionen. De antropogena stressorerna verkar parallellt med naturliga variationer av ett antal faktorer som också kan utsätta organismen för stress som ger minskad reproduktiv förmåga (*fitness*). *Fitness*begreppet inom ekologin är väl studerat och har en djup teoretisk förankring. För en review se t ex Saether and Engen (2015).

Det krävs många olika typer av resurser för att säkra en organisms levnadslopp, så resursbegreppet behöver tolkas i vid bemärkelse. Det kan handla om minskad tillgång på föda, men också om brist på boplatser, vilka båda är olika typer av resurser som krävs för att en organism skall kunna fullborda sin livscykel.

Organismers tillväxt, och dess hastighet, är avgörande för att säkerställa att det finns förutsättningar för reproduktion. För växter behöver det finnas tillräckligt med rätt typ av

näringsämnen och solljus, medan det för djur inte får gå åt mer tid eller energi för att skaffa födan, som behöver finnas i tillräcklig mängd. En lång rad stressorer, av olika typer, kan därför påverka tillväxthastigheten. Temperatur, vattentillgång, kemiska ämnen, konkurrens mellan individer av samma eller olika arter m. fl.

Slutligen är det inte tillräckligt att det finns resurser, att tillväxten är, eller har varit, tillräcklig, om det är så att reproduktionen uteblir av andra orsaker. Det finns flera exempel på hur olika kemiska ämnen reducerat reproduktionen hos olika arter, och därmed också hotat populationernas fortlevnad. Det har gällt olika fågelarter som drabbats av förtunnade äggskal på grund av exponering för DDT, men också gråsäl i Östersjön, där förekomsten av PCB och DDT visat sig vara viktiga faktorer för att förklara populationsvariationer (Roos et al., 2012, Silva et al., 2020).

I allmänhet fokuseras alltså populationen av en viss art och dess överlevnad. Inom ekologin är det sällan fokus ligger på enskilda individers överlevnad, utan det handlar om att bevara livskraftiga populationer där reproduktionen fungerar på en tillfredsställande nivå. Skyddsobjektet utgörs ofta av en art vars fortlevnad alltså är beroende av att det finns resurser, att tillväxten är tillräcklig snabb och att reproduktionen inte äventyras i alltför hög grad. Vad som är en tillräcklig reproduktion är högst olika mellan olika arter eftersom det finns stora skillnader i livscykelstrategi. Vissa lever kort, andra länge, några får en mycket stor avkomma medan andra arter får en mycket liten. Vissa arter har stor reproduktionspotential, medan andra har en mindre. Det finns alltså en mycket stor variation mellan olika arter beträffande vad som kan betraktas som en tillfredsställande reproduktionshastighet. Det är givet att arter är skyddsvärda ur flera olika perspektiv som spänner från deras funktion i ekosystemen, över deras status i människors ögon till rent etiska överväganden om deras rättighet att existera.

I lagstiftning som gäller naturskydd hänvisas inte bara till arter (Miljöbalk 1998:808, kap 8, Artskyddsförordning 2007:845, Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG och rådets direktiv 92/43/EEG samt 2006/105/EG) utan också till skydd av olika områden (Miljöbalk 1998:808, kap 3,4 och ff kap 7, samt rådets direktiv 92/43/EEG och 2006/105/EG). Det innebär alltså att både enskilda arter och hela områden, både större och mindre, behöver kunna hanteras i ett sammanhang beträffande kumulativa miljöbedömningar. Det bör noteras att när ett relativt stort område är ett skyddsobjekt så innehåller det ett mycket stort antal arter vilka samspelar med varandra. Det innebär också att bedömningens omfattning förändras och att bedömningen av påverkan blir en annan än när det är en art som är skyddsobjekt och därmed behöver de mått (indikatorer) som används anpassas. Istället för en viss populations storlek eller reproduktion kan det bli fråga om uppskattningar av en viss naturtyps areal eller artsammansättningen i ett område.

För att kunna genomföra sammanställningar av kumulativa effekter av ett antal olika stressorers påverkan på ett antal miljökomponenter (enskilda arter eller områden med flera arter) så är det frågan om att medvetet välja ut de delar av det ständigt mer eller mindre förändrande ekosystemet som vi bryr oss om. Förenklingarna behövs både beträffande vilka mänskliga verksamheter och vilka komponenter i ekosystemen som skall omfattas av undersökningarna. Det är inte möjligt att täcka in alla olika kopplingar utan ett urval behöver ske av såväl antropogena stressorer som av miljökomponenter (arter och habitat).

Modeller för kumulativa effekter

Sedan ungefär tre decennier har datatillgång i kombination med en allt större tillgänglig beräkningskapacitet möjliggjort utveckling av kartbaserade geografiska informationssystem (GIS). Att försöka representera ekologiska risker genom att ta hänsyn till olika grader av exponering för olika stressorer och förekomsten av olika miljökomponenter visade sig möjligt och de första försöken ägde rum i USA. Baserat på "the community conditioning hypothesis" (Matthews et al., 1996) och en ansats för relativ ekologisk riskanalys baserad på ranking, som en enkel kvantifiering, av både stressorer och skyddsobjekt publicerade Wayne Landis och Janice Wieggers en enkel relativ modell för ekologisk riskanalys som hanterade såväl multipla stressorer som flera olika skyddsobjekt och som opererade i en regional skala (Landis and Wieggers, 1997, Wieggers et al., 1998). Modellen är enkel, och därmed inte invändningsfri, eftersom den vilar på olika antaganden och förenklingar som kan leda slutsatser i fel riktning om inte tolkningen av resultaten sker med viss försiktighet.

Oavsett detta har en mängd riskanalyser genomförts baserat på den enkla modellen med en del mindre modifikationer i olika avseenden. En första revy av framstegen under det första decenniet finns tillgänglig (Landis and Wieggers, 2007) och en rad efterföljare har använt samma, eller mycket likartade, modeller bl a (Halpern et al., 2008, Korpinen and Andersen, 2016, Anderson and Landis, 2012, Ayre and Landis, 2012)

I det mer tillämpade miljöarbetet har modellen använts av det internationella samarbetet inom Helsingforskonventionen (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area) som arrangeras genom Helsingforskommissionens (HELCOM) sekretariat. Sedan länge arbetar HELCOM med att sammanställa data för ett stort antal miljöindikatorer för att följa upp arbetet med att söka förbättra Östersjöns miljö (HELCOM, 2018b, HELCOM, 2018a, HELCOM, 2023).

Den svenska Havs- och vattenmyndigheten har utvecklat ett verktyg (Symphony) att användas i den nationella planeringen (Hammar et al., 2020, Hammar et al., 2018). Baserat på erfarenheterna från Symphony har ett verktyg också utvecklats åt Nairobi-konventionen. Dess Western Indian Ocean-Symphony är ett tillskott till gruppen av marina tillämpningar av den enkla kumulativa modellen som beskrivs nedan. Den implementerade modellen omfattar havsområdena tillhörande nationerna anslutna till Nairobi-konventionen (de stora havsområdena kring södra delen av Afrika från Eritrea till Congo, inklusive den södra delen av den indiska subkontinenten). WIO-Symphony är delvis tillgängligt via internet (<https://www.nairobiconvention.org/wio-symphony/>) och ger bl a ett exempel på hur ett väl utvecklat och web-baserat användargränssnitt kan se ut och fungera. Bl a kan det studerade området avgränsas och därefter kan val av antropogena stressorer, miljökomponenter och värden i känslighetsmatrisen styras av användaren. Implementeringen är open-source och tillgänglig via <https://github.com/WIOSymphony/wiosym>

Vad enkla modeller är och vad de kan visa, och inte

Den enkla modellen utgörs av en enkel summering av ett antal enskilda stressorer (S) grad av påverkan på ett antal miljökomponenter (M) enligt ekvationen.

$$P_{kum} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m S_i \times M_j \times K_{i,j} \quad (\text{ekv. 1})$$

S_i är stressorintensiteten av en viss stressor i , på en specific yta (en pixel).

M_j är graden av förekomst av en viss miljökomponent på samma yta. Förekomsten kan variera kontinuerligt mellan 0 och 1, t ex arters abundans, eller sättas till antingen 0 eller 1 om en habitat eller naturtyp finns eller ej inom ytan. Andra skalor kan också användas, t ex ordinala.

$K_{i,j}$ är en viss miljökomponents känslighet för en viss stressor. Den är en viktningsfaktor för förhållandet mellan grad av stressorintensitet (exponering) och påverkan på miljökomponenten i fråga, effekten. Känsligheten $K_{i,j}$ är i en enkel modell generell för alla olika ytor, medan stressorintensitet S_i och miljökomponenternas förekomster skiljer sig åt mellan ytor. Att känsligheten är samma mellan olika ytor är en förenkling eftersom olika ytor kan avsevärt skilja sig åt, vilket kan påverka känsligheten hos miljökomponenterna. Känsligheten modelleras i allmänhet som en mycket förenklad form av exponerings-effekt-samband ("dos-respons-samband"), utan tröskelvärde och som linjärt förbinder origo (ingen förekomst av stressor, dvs ingen miljöpåverkan) med högsta tänkbara stressorintensitet och dess grad av skada på miljökomponenten. I allmänhet blir inte högsta möjliga miljöpåverkan en total utslagning av miljökomponenten.

P_{kum} , som är en enkel representation av den kumulativa miljöeffekten på en viss yta (pixel), erhålls genom att summera produkterna ($S_i \times M_j \times K_{i,j}$) över såväl stressorer ($S_1 - S_n$) som miljökomponenterna ($M_1 - M_m$). *Det värde på den kumulativa miljöpåverkan som erhålls i en pixel är alltså miljöpåverkan av samtliga stressorer på samtliga miljökomponenter, viktad med avseende på såväl stressorintensitet som miljökomponentförekomst och miljökomponentens känslighet för respektive stressor.* Till dessa tre viktningar kan ytterligare viktningar läggas som t ex kan ha att göra med geografisk närhet och kopplingar mellan ytor (konnektivitet), eller vad som uppfattas som mer värdefulla miljökomponenter än andra o s v. Havs- och vattenmyndighetens Symphonymodell har t ex använts för att illustrera en sådan viktning m a p geografiska kopplingar (konnektivitet) för en miljökomponent (blåmusslor) (Jonsson et al., 2021).

Den enkla modellens främsta användningsområde är att i kartor visualisera skillnader mellan olika områden med avseende på den kumulativa effekten. Sådana färgade kartor har blivit gängse och det finns gott om exempel (se t ex HELCOM, 2018a, Halpern et al., 2008, Hammar et al., 2020, HELCOM, 2023). Det finns också möjlighet att framställa s. k. Sankey-diagram som illustrerar graden av påverkan från stressorer på miljökomponenter. De hjälper till att tolka resultaten i kartorna eftersom det är möjligt att identifiera vilka stressorer som har mest inflytande, vilket ofta är det man vill veta för att kunna vidta åtgärder.

Enkla modeller kan alltså inte användas för förutsäga skeenden i ekosystem eftersom de saknar de ekologiska mekanismer som är avgörande för sådana förutsägelser. Däremot kan de illustrera scenarier som utgörs av olika tänkta framtida skillnader i stressorintensiteter och förekomster av miljökomponenter. P_{kum} är en grov representation som kanske kan betraktas som en enkel addition av potentiell påverkan på de olika ingående miljökomponenterna. Vad som kan ske i det komplexa verkliga ekosystemet är en annan sak, men modellen kan peka ut områden som sannolikt är mer utsatta än andra och miljökomponenter som är särskilt drabbade och de stressorer som är mest inflytelserika.

Att täcka de mer komplicerade interaktionerna som näringsvävar och geografisk konnektivitet utgör är en formidabel utmaning och det finns en omfattande forskning med alltmer komplicerade modeller, ofta grundade på underliggande mekanistisk förståelse, som söker beskriva och förutsäga kumulativa effekter. Ett forskningsområde utgörs av modeller som utgår ifrån en kombination av den relativa riskmodellen och bayesianska procedurer för att täcka in bl a olika modeller för påverkan på utvalda populationer (Landis et al., 2017, Mitchell et al., 2021).

Konnektivitet är en annan aspekt som är viktig ur ekologisk synpunkt och som borde integreras. Begreppet har olika betydelser och täcker in både det som har att göra med fysiska mediernas rörelser, vilka leder till transporter av organismer eller spridningskroppar (pollen, frön etc), och de rörelser/förflyttningar som organismerna själva utför. Många djur genomför såväl regelbundna som oregelbundna vandringar, och flytt- och strykfåglars rörelser är bara ett av många exempel från många olika djurgrupper. I alla dessa fall finns det med en temporal aspekt, eftersom förflyttningen tar tid, vilket gör att även om kopplingar mellan vad som sker på olika platser "på kartan" intuitivt skulle behöva integreras i modellering så blir modelleringen dynamisk och därmed svårare. Det har emellertid gjorts försök att ta in viss typ av konnektivitet i den relativt enkla modell som beskrivs nedan (Jonsson et al., 2021).

WindChoir - en enkel kumulativ modell att implementera

I det följande redovisas en modell som skulle kunna implementeras baserat på det utvecklingsarbete som genomförts inom projektet. Vissa avsnitt är mer väl utarbetade (se t ex modelleringsansatserna i Appendix 1-3) medan andra delar är mer av konceptuella beskrivningar. Följande är alltså en "kokbok" som är delvis prövad i andra projekt och delvis utgörs av principiella förslag, som oftast behöver ytterligare specifikationer, för att kunna implementeras i modellens olika delar. Generellt sett handlar det oftast om att på olika sätt kombinera GIS-skikt. Indata till modellens beräkningar är alltså till stor del i form av GIS-sikt (men inte bara).

Relationen mellan tillgängliga data och modeller är avgörande för utformningen av modellerna och deras användning. Det är ingen poäng med modeller som behöver data som inte finns eller som inte kan inhämtas i tillräcklig utsträckning. För att råda bot på databrist kan man försöka utnyttja data som är relaterade till de data man egentligen är ute efter. Om man till exempel behöver data för kollisioner mellan en viss fågelart och vindkraftverk, men inte har tillgång till sådana men har tillgång till statistik för en annan fågelart så kan man använda tillgängliga sk proxydata och med hjälp av en modellberäkning (linjär extrapolering, interpolering eller något annat funktionellt samband) få fram de data som behövs. För att få fram stressorintensiteter och miljökomponentförekomster för användning i WindChoirs beräkningar behövs en avsevärd mängd proxydata och modeller.

Inom projektet har stressorer och miljökomponenter ("skyddsobjekt", "endpoints") identifierats med visst fokus på vindkraftutbyggnad på land. Eftersom beräkningen av den kumulerade effekten äger rum med en mycket enkel ekvation så spelar antalet stressorer och miljökomponenter en viktig roll eftersom det oundvikligen kommer ske en viktning genom att det är en enkel additiv modell som ger den kumulativa miljöeffekten. Har man med ett fåtal stressorer och miljökomponenter så kommer det ge var och en av dem ges en större vikt, medan ett större antal resulterar i att var och får mindre vikt – det sker så att säga en "utspädning" av varje stressors bidrag om det är många stressorer och miljökomponenter med i beräkningarna. Generellt sett finns det alltså möjligheter att både utvidga och begränsa antalet stressorer respektive miljökomponenter, samt att under beräkningen på olika sätt vikta stressorers och/eller miljökomponenters bidrag till den slutliga beräknade kumulativa miljöeffekten. Viktning på ett eller annat sätt är alltså oundviklig. Det handlar om att den skall vara tydlig. Det är också möjligt att enbart visualisera en stressors påverkan på en miljökomponent. I ett sådant fall används inte den kumulativa modellen utan det underliggande informationssystemet illustrerar visar var en stressor kan tänkas påverka en specifik miljökomponent.

Det är också en fråga om att inte bara identifiera ett antal relevanta stressorer och miljökomponenter, som framgått ovan handlar det också om att hitta data och modeller som gör det möjligt att beräkna intensiteten av stressorerna och dess rumsliga fördelning, samt att kunna beskriva abundansen, eller förekomsten, av och den rumsliga fördelningen av miljökomponenterna. Det senare är i stort en fråga om datafångst och rumslig upplösningsförmåga. När det gäller miljökomponenterna så är det en principiell skillnad mellan arter (taxa) och hela områden. I en stor geografisk ruta kan det t ex finnas fler arter än i en liten. Den "aggregering" som äger rum när man använder sig av större områden innebär en typ av informationsförlust som också är oundviklig.

Vid identifieringen av både stressorer och miljökomponenter i det följande så har begreppen ordnats hierarkiskt för att skapa möjlighet till överblick. När det gäller stressorerna så har de grupperats i tre kategorier: fysiska (med två underkategorier), kemiska och biologiska. Miljökomponenterna har delats in i två övergripande kategorier: fauna och habitat, båda med ett flertal underkategorier.

Dessutom har en tredje påverkanskategori identifierats vilken gäller påverkan på människors hälsa och estetiska uppfattningar. Det är svårt att helt undvika att inkludera påverkan på människan eftersom den nuvarande diskussionen om vindkraft i mångt och mycket domineras av dåligt grundade uppfattningar. Påverkan på människor har emellertid begränsats till buller och synbara vindkraftverk, vilka båda är möjliga att spatialt kvantifiera med en acceptabel osäkerhet.

WindChoir-modellens konceptualisering tar inte heller hänsyn till olika typer av områden som har att göra med olika juridiska förhållanden som markägarskap, olika slags skyddade områden, områden för riksintressen mm. WindChoir har strävat efter att göra en förenkling genom att identifiera stressorer, och deras intensiteter, som kan ges spatiala representationer. På motsvarande sätt har miljökomponenter identifierats vars graderade förekomst kan sättas på kartan, och den koppling av stressorer och miljökomponenter som utgörs av den skänslighetsmatrisen antas vara generell för hela området, detta trots att Sverige är ett mycket avlångt land, med stora skillnader i olika miljöfaktorer mellan Smygehuk och Treriksröset.

Identifierade stressorer och modelleringsansatser – generella aspekter

Stressorer har identifierats som är relevanta både ur ett allmänt miljöperspektiv respektive ett mer specifikt vindkraftsperspektiv eftersom det varit ett syfte att kunna sätta in vindkraften i ett större sammanhang och göra jämförelser tex att möjliggöra jämförelser mellan olika lokaliseringar av vindkraftverk.

Att representera stressorintensiteten, d v s den aktuella styrkan i eller graden av exponering, för stressorn i fråga är alltså målet med modelleringen av varje stressor. För varje stressor behövs alltså ett GIS-skikt med den aktuella intensiteten för varje pixel, och ett sådant GIS-skikt kan tas fram med hjälp av direkta observationer eller av ett stegvis förfaringssätt där olika typer av data kombineras med modeller för att få fram en geografiskt variabel stressorintensitet.

Tidpunkten som representeras i GIS-skiktet är lämpligen ett medelvärde, som representerar ett förhållandevis kort tidsspann, men genom de förhållandevis stora årstidsvariationer som förekommer i Sverige så kan man överväga att ha stressorintensitetslager för olika årstider, vilket ställer större krav på datafångst och modellering av stressorintensiteten. Beträffande jämförelser över en längre tidsperiod bör möjligheten att hitta en historisk referenspunkt övervägas, men svårigheterna beträffande datafångst för historiska intensiteter är en utmaning. Det är ett generellt problem med förändringar i miljön som sker gradvis eftersom det kan komma att röra sig om svårbedömda resultat då jämförelser kan ske mot en rörlig referenspunkt. Att inom ett och samma GIS-skikt hålla sig till samma relativt korta tidsperiod får betraktas som en given startpunkt.

Det är också viktigt att hålla i minnet att identifieringen av stressorer inte innebär att de måste, (eller ens bör) sättas samman i en och samma beräkning eftersom en större mängd ingående stressorer och miljökomponenter innebär en "utspädning" av varje stressors bidrag till den kumulativa effekten.

Det urval som skett har påverkats dels av syftet att täcka in vindkraftens kumulativa effekter, dels att få med viktiga kända andra stressorer som samverkar m e m med vindkraften. Att inkludera andra viktiga stressorer möjliggör också jämförelser mellan existerande kumulativa effekter och vad tillskottet av vindkraft kan medföra.

För var och en av stressorerna som anges i Appendix 1 beskrivs också en mer eller mindre utförlig ansats för hur man skulle kunna tänka sig att implementera deras intensitet representerat i ett GIS-skikt med utgångspunkt från data som bedömts tillgängliga. Det innebär att utgångspunkten för modelleringen i allmänhet är en fråga om känd markanvändning, eller när det gäller den akvatiska miljön användningen av vattenförekomster, som kan härledas till olika spatiala databaser (Lantmäteriets fastighetsdata, Statistiska Centralbyråns (SCB) befolkningsdata, Vatteninformationssystem för Sverige VISS, m fl). Det finns omfattande, och förhållandevis frekvent uppdaterade, spatiala databaser som ger möjligheter att identifiera platser för olika typer av mänsklig verksamhet som ger upphov till stressorer av olika slag. På senare tid, genom EUs direktiv (INSPIRE Directive, Infrastructure for Spatial Information in the European Community - 2007/2/EC), och genom satsningar på satellitobservationer med hög upplösning tid rum och

tid (Sentinel 1, 2 och 3 se <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/home>) så finns mycket data relativt enkelt tillgängliga. Det finns också ett informationssystem (Copernicus <https://www.copernicus.eu/en>) vilket gör data och modellberäkningar med avseende på många olika miljörelaterade faktorer tillgängliga. Aldrig tidigare har så mycket data varit tillgängliga för att användas i regionala och relativa miljöriskmodeller som nu.

Fysiska stressorer med spridning

Fysikaliska stressorer innebär att den verkande faktorn – agenset – är ett fysikaliskt fenomen och att det har en rumslig spridning med avtagande intensitet från en källa som kan vara punktformig eller, i vissa fall, linjär (jämför medelbuller från biltrafik längs en vägsträcka). Grundtanken är att basera modellering av stressorintensiteten på befintliga kunskaper om fenomenet och var källorna befinner sig (något som ges av geografiskt kopplade data)

Fysiska stressorer – stationära

Stationära fysikaliska stressorer är kopplade till specifika punkter i landskapet där stressorns position och spatials utsträckning och tekniska utformning utgör den fysiska grunden för en skaderisk. Det blir alltså i många fall en fråga om göra bedömningar av den tekniska utformningens påverkan.

Kemiska stressorer

Det finns en mycket stor mängd av stressorer som kan klassificeras som kemiska och endast en lite del kan hanteras i en modell som WindChoir. Grupperingar och urval av substanser är nödvändigt. Gamla klassiska kategorier som "luftföroreningar" är exempel på en stor grupp av kemiska stressorer. De har det gemensamt att de sprids både från lokaliserade – specifika punkter (t ex emissioner från en fabrik), och mer diffust (t ex emissioner från förbränningsmotorer och trafiken, växtnäringsämnen i avrinning från jordbruksmark) till olika delar i miljön – luft, vatten och mark.

Försurning av mark och vatten.

Övergödning av mark och vatten (vattenförekomster och kustnära havsområden)

Biologiska stressorer

Predation/störning

Förlust av ursprunglig vegetation (när? I vilken utsträckning? Reversibel?)

I appendix 1 presenteras identifierade stressorer jämte motivationer för att de valts ut, dessa motivationer tar bl a upp olika miljökomponenters responser, men syftar inte till någon djupare beskrivning av dem.

Appendix 1 innehåller också förslag på modelleringsansatser, i olika grader av detaljering. Det är givetvis så att modelleringen kan ske på många sätt, men grundtanken har varit att utgå ifrån existerande data. Att starta datafångst från noll för att hitta indata till en kumulativ modell kan vara viktigt i vissa fall, men det är givet att det är bättre att utgå ifrån existerande data, även om det kan innebära en större osäkerhet (eftersom man t ex behöver gå ifrån data för en proxy-variabel till den indikator man egentligen är ute efter med hjälp av en modell och ev andra data).

Miljökomponenter och modelleringsansatser - generella aspekter

Att identifiera miljökomponenter som kan påverkas av ett stort antal stressorer är en utmaning eftersom det oundvikligen handlar om att göra ett urval, och detta urval kan inte ske värderingsfritt även om man kan sträva efter att inkludera olika typer av miljökomponenter som inte är särskilt uppmärksammade eller uppskattade, men som har en stor ekologisk betydelse (jfr vissa insekter som myggor). Nedan redogörs för olika överväganden som ligger bakom det urval som föreslås i WindChoir-modellen.

Enskilda ekologiska entiteter – arter- och deras förekomst

Vad som ofta sker är att enskilda arter pekats ut som särskilt viktiga. Fokuseringen av utvalda arter är bl a en följd av en lång historia av legala artskydd, från fridlysning till artskyddsförordningen (ref naturvårdshistoria, artskyddsförordningen). Ur ekologisk synpunkt är det också relativt enkelt att identifiera en enskild art och relativt mycket kunskap finns om enskilda arters ekologi, deras preferenser och förekomst i ekosystemen. Kunskapen är emellertid asymmetrisk i den meningen att det finns oproportionellt mycket information om vissa arter och artgrupper medan andra fått lite uppmärksamhet utom i de mindre grupper av särskilt intresserade forskare.

Eftersom den använda kumulativa modellen kräver en spatialt upplöst grad av förekomst (abundans) handlar det om att försöka fastställa både var en enskild art förekommer och i vilken grad arten förekommer. Det blir alltså en fråga om att få fram data för denna graderade förekomst vilket kan vara en utmaning beroende på vilken art det gäller och hur noggranna uppskattningar av detta som man vill ha.

I bästa fall finns det observationsbaserade uppskattningar av den geografiska fördelningen som kan användas för att skapa GIS-skikt, men det är också möjligt att bara ha en binär angivelse; förekommer/ förekommer inte. Beroende på vilken art det gäller är det också möjligt att använda sig av modeller för att göra uppskattningar av var en viss art *skulle kunna* förekomma. Den typen av modeller bygger på kunskaper om arters preferenser och kopplas till kända förekomster av ett antal faktorer som tillsammans är avgörande för om man kan förvänta sig att arten finns på en viss plats och i en viss abundans. Självklart föreligger betydande osäkerheter när en sådan metod används.

Arter och grupper av arter

Ett antal arter har identifierats som särskilt intressanta utifrån WindChoirs koppling till vindkraftslokalisering, medan ett antal arter finns med för att de tidigare tilldragit sig uppmärksamhet inom naturvården.

Det som styr urvalet av arter med koppling till vindkraften är en kombination av hur intressanta arterna varit tidigare i naturvården och deras känslighet för stressorer genererade av vindturbiner (Perrow m fl).

Urvalet av arter som föreslagits ingå i WindChoir-projektet har också styrts av kända kopplingar mellan olika andra stressorer och vissa arter/artgrupper. T ex är kollisioner mellan olika djur och fordon en väl undersökt företeelse (ref). Vi vet också att spridning av bekämpningsmedel påverkar en rad insekter och fåglar, vilka också kan påverkas negativt av vindkraftsetablering (ref).

Ett annat skäl till urvalet har varit att söka täcka in olika taxonomiskt långt åtskilda grupper av djurarter.

Habitat

Ett habitat kan definieras som den samling av förutsättningar som krävs för att vissa arter kan förekomma på en plats. Att använda sig av olika habitat som miljökomponenter är den ursprungliga metoden (Landis and Wieggers, 1997) och har därefter använts i de flesta applikationer (Halpern et al., 2008, Korpinen and Andersen, 2016). Det innebär att påverkan bedöms för en samling av arter samtidigt, vilket ger en aggregering och förenkling, men samtidigt förloras möjligheterna att täcka in särskilt viktiga arter. I flera applikationer av kumulativa modeller blir det därför en fråga om att kombinera habitat och arter/artgrupper som miljökomponenter.

Kopplingen mellan stressorintensitet och påverkan på miljökomponenter

För att möjliggöra beräkningarna av den samlade (summerade) miljöpåverkan enligt ekvation 1 så behöver kopplingen mellan de olika stressorerna och var och en av miljökomponenterna beskrivas på ett kvantitativt sätt. Det handlar om att fastställa en funktion (specificerad effekt = $f(\text{exponering av specificerad miljökomponent})$) som avspeglar hur graden av stressorförekomst påverkar miljökomponenten i fråga. Denna kvantifiering kan göras på olika sätt och i den vetenskapliga litteraturen finns det exempel på användning av värden på olika typer av skalor. Graderingen av exponering och effekt kan ske på såväl ordinala, intervallbaserade som kontinuerligt varierande skalor.

Ordinala skalor ("ordningsskalor") är i typfallet kategorier rangordnade (t ex i en femgradiskala, 1-5), utan säkerställda avstånd mellan, och inom, kategorierna. På en ordinal skala är det möjligt att genomföra rangordningar, men värden på en ordinal skala låter sig inte meningsfullt ytterligare manipuleras matematiskt eftersom skillnader mellan kategorierna inte kan fastställas. Det går t ex att fastställa att något är "större" eller "mer" men inte hur mycket, och summor av rangordningar går inte att hantera på ett konsekvent sätt.

Intervallskalor är en variant som använder sig av ett godtyckligt antal intervall (t ex 0-20, 21-40, 41-60, 61-80, 81-100%) för att beskriva hela utfallsrummet. På intervallbaserade skalor finns det mätbara avstånd mellan kategorier, men det saknas möjligheter att fastställa absoluta referenspunkter. 20°C är t ex inte dubbelt så varmt som 10°C.

Kontinuerligt varierande skalor (eller s k kvotskalor) förutsätter att en given variabel kan variera kontinuerligt fritt längs en skala. En kvotskala är enklare att hantera ur statistisk synvinkel genom att den gradvisa kopplingen mellan exponering och effekter representeras kontinuerligt. Med tanke på möjlig ytterligare behandling av data (t ex för användning i olika statistiska beräkningar) är det viktigt att ha klart för sig skillnaderna mellan dessa olika skalor. Kvotskalor är alltså i allmänhet enklare att hantera i statistiska sammanhang än de andra, och ansluter sig ofta till vår generella förståelse av olika omgivningsparametrar.

Det finns två principiellt olika sätt att fastställa hur exponerings-effektfunktionen ser ut. Antingen sker det genom en litteraturgenomgång för att fastställa effekter vid olika påverkansnivåer, eller också genomförs enkäter till olika experter som får värdera graden av påverkan (på en skala mellan ingen påverkan och total skada).

Att förlita sig på experters uppskattningar av värden av olika faktorer och funktioners utseende är en sedan länge använd metod inom riskanalysen (Burgmann m fl). Metoden kan vara mycket resurseffektiv, men för också med sig osäkerheter som grundas i experternas erfarenheter och eventuella förutfattade meningar. I forskningen är detta väl känt (ref) och det har utvecklats metoder för att hantera denna typ av osäkerheter (ref). Metoderna innebär att experterna får ta del av varandras utslag och förändra sina utslag (ref). Genom dessa "omtag" blir metoden inte lika snabb och resurseffektiv, men osäkerheterna i utslagen kan minska.

Litteraturgenomgångar kan vara mer tidskrävande, men kan å andra sidan ge mycket bra evidens för de exponerings-effektfunktioner som används vid beräkningarna. Det finns

problem med en litteraturgenomgång som har att göra med metoden eftersom en revy kan göras med olika grader av kompetens hos de som utför arbetet och med olika sätt att samla in och bearbeta den litteratur som man går igenom. Det finns emellertid flera publicerade metoder för att genomföra litteraturrevyer (ref) och metoder för att genomföra viktning av evidens från litteraturen i de fall den ger motstridiga uppgifter (Moraes et al., 2002, Hammar et al., 2014).

Om det inte finns anledning att misstänka någon direkt koppling mellan en stressor och en miljökomponent så behöver inte cellen i känslighetsmatrisen något värde. Någon mekanism för påverkan finns inte.

Utvecklingsmöjligheter

Den i rapporten föreslagna modellen är en konceptuellt enkel modell som kan utvecklas i många olika sätt.

Modellens komponenter

Mer komplicerade exponerings-effektfunktioner

Flera av de implementerade modellerna (ref Symphony, HELCOM HOLAS) använder sig av funktioner som är grova förenklingar av kända exponerings-effektsamband ("dos-respons"). De skiljer sig från kända samband bl a genom att vara linjära (i vissa fall med avseende på logaritmerade exponeringsmått), att de utgår ifrån att även mycket låga exponeringar ger effekter, dessutom normaliseras de mot högsta kända förekommande exponeringsvärden. Verkliga exponerings-effektsamband har i allmänhet ett sigmoidalt (icke-linjärt med kurvatur i båda ändarna av det intervall där påverkan inträffar), deras utseende uppvisar i allmänhet heller ingen effekt vid låga exponeringar för en stressor, oftast kan man alltså urskilja ett tröskelvärde under vilket inga effekter kan förväntas. Detta beror på att organismer har förmåga att anpassa sig till låga intensiteter av en stressor utan att fitness påverkas (ref). Det finns även belagt i litteraturen (ref) att låga exponeringar för vissa stressorer snarare ger positiva effekter än negativa, något som kallas för hormesis.

En lämplig utveckling av exponerings-effektfunktionerna i kumulativa modeller bör ske stegvis (från enkla till mer komplicerade) och symmetriskt (att man har ett likartat angreppssätt för alla, eller stora grupper, av exponerings-effektfunktionerna). Ett första steg kan vara att införa tröskelvärden, medan man behåller den enkla linjära funktionen från tröskelvärdet till den högsta effekten.

Införandet av mer komplicerade exponerings-effektfunktioner kommer emellertid med en kostnad eftersom det behövs mer data och den sammantagna komplexiteten i modellen ökar.

Platsberoende miljökomponentkänsligheter

I modellen görs en förenkling som innebär att alla miljökomponenter är lika känsliga för var och en av stressorerna i hela det geografiska område som täcks. Så är inte fallet i ekosystemen eftersom olika arters känslighet är beroende av en stor mängd naturliga faktorer som varierar. Individer och populationer som befinner sig på marginalen av sin arts naturliga utbredningsområde får alltså av naturliga orsaker anses vara mer stressade än de som finns i mer centrala delar. Sådana skillnader är sannolikt av stor betydelse och de skulle behöva representeras i modellen.

Mer avancerade modeller för näringsvävar och annan konnektivitet

Det finns en växande kunskap om hur olika samverkande stressorer fungerar (ref) och det är välkänt att det finns kopplingar mellan olika arter genom näringsvävar (ref), och att spridningseffekter är viktiga processer som behöver representeras i kumulativa modeller. Detta gäller såväl spridningen av olika stressorer som geografiska kopplingar mellan olika miljökomponentförekomster. Flyttfåglars populationer är ett exempel där stress i ett geografiskt område kan komma att påverka förekomsten i ett annat. De här sammanhangen är mycket komplicerade, särskilt när de kopplas i flera steg och blir till kaskadeffekter, men

en stegvis utveckling i denna riktning bör vara möjlig för att man skall kunna göra mer avancerade analyser än vad nuvarande modeller medger.

Representation av osäkerheter

Osäkerheter är oundvikliga i modeller, och ju fler komponenter som ingår desto större kan den samlade osäkerheten bli. I en modell som WindChoir ingår dessutom fler olika typer av osäkerheter, vilket medför att det knappast är möjligt att fastställa ett enskilt samlat mått på dem. I tidigare modeller har osäkerheter representerats på olika sätt (ref).

Användargränssnitt

Att få till ett bra användargränssnitt är en utmaning som bl a innehåller en balansering mellan enkelhet/användarvänlighet, flexibilitet och resurser. Med de tillgängliga underliggande data som beskrivs i rapporten ovan går det att göra många olika saker och man kan i ett användargränssnitt tänka sig att visualisera "allt" ifrån att visa enskilda underliggande data-GIS-skikt till att göra avancerade sammanställningar och scenariosimuleringar.

Det kan alltså ges möjligheter att visualisera relationerna mellan en stressor och en bestämd miljökomponent i taget, men också att visa påverkan från olika grupper av stressors på en eller flera, enskilda eller grupper, av miljökomponenter. Detta kan utvecklas till att också inbegripa användningen av olika exponerings-påverkansmodeller (se WIO-Symphony som ger ett exempel på ett förhållandevis välutvecklat gränssnitt där flera av de föreslagna tillämpningarna nedan är implementerade. <https://www.nairobiconvention.org/wio-symphony/> Mjukvaran till WIO-Symphony är tillgänglig via GitHub (<https://github.com/WIOSymphony/wiosym>)

Scenarier och dynamisk modellering

I ett användargränssnitt bör det vara enkelt att genomföra olika "vad-händer-om"-scenarier beträffande lokalisering och omfattning av olika aktiviteter, vilket alltså skulle innebära att man behöver ha grupper av stressorer knutna till vissa aktiviteter. Vägbyggen leder t ex till att ett antal olika stressorer genereras samtidigt. Likaså när det gäller "underliggande faktorerers" förändringar som t ex ökad turism inom ett område eller en ökad befolkning generellt.

Det finns också ett relativt stort arbete att göra genom att utveckla tidsaspekten i den här typen av modeller. I nuläget är det ögonblicksbilder av läget som förmedlas beträffande lokalisering och intensitet av stressorer och förekomst (och abundans) av miljökomponenter. Att utveckla modellerna för att dynamiskt följa utvecklingen av den kumulativa effekten är givetvis en formidabel utmaning, men kan stegvis genomföras genom att först fokusera de stressor som har störst påverkan på ett fåtal utvalda miljökomponenter.

En stressor/miljökomponent koppling i taget

Ett användargränssnitt som kan ge möjligheten att enkelt analysera en stressor (eller mänsklig verksamhet som genererar flera stressorer) i taget är en viktig utveckling. För att göra modellen användbar i den kommunala planeringen är det viktigt att kunna simulera vad som kan ske vid lokalisering av olika verksamheter som genererar flera olika stressorer.

Denna typ av stressoraggregering är sannolikt mycket värdefull beträffande planering av många olika verksamheter.

Uppdateringar av underliggande data

Miljökomponentförekomsten förändras mer eller mindre kontinuerligt i ekosystemen och den behöver därmed också på ett förhållandevis enkelt sätt kunna avspeglas i WindChoir. Det pågår ett omfattande miljömonitoreringsarbete som borde kunna sammanfattas i den databas som utgörs av miljökomponentförekomsterna.

På ett likartat sätt äger förändringar av stressorernas fördelning och intensitet rum, bl a genom utbyggnad av infrastruktur och bostäder, vilket också bör avspeglas i en uppdatering av den databas som ligger till grund för de GIS-skikt som avspeglar stressorintensiteterna.

En grov modell för vindkraftslokalisering

Inom projektet har en grov modell för lokalisering av vindkraftverk (VKV) baserad på tekno-ekonomiska överväganden utvecklats, men inte implementerats i någon mjukvara. Det innebär att det finns en konceptualisering av de olika delar som behöver ingå, samt inledande identifiering av ekvationer för att beskriva kopplingar mellan begreppen i modellen. Modellen tar inte hänsyn till procedurerna för lovgivning baserat på Plan- och bygglagen utan fokuserar på de tekno-ekonomiska aspekter. Miljömässiga aspekter tas om hand av den kumulativa modellen.

Det finns en betydande erfarenhet beträffande lokaliseringsskalkyler inom branschen, men de olika operatörernas egna kommersiella intressen och direkta möjligheter på vissa utvalda platser gör att en enkel generell modell kan behövas. Information har inhämtats från Svensk Vindkraftstekniskt Centrum (Sara Fogelström, Chalmers) beträffande en del överväganden i modellen.

Det finns också en omfattande forskningslitteratur vilken ofta är inriktad på metodutveckling, ofta med multikriteriemodeller och med optimeringsfrågor för ögonen, samt med användning av GIS (se t ex reviews av Shafiullah et al., 2016, Kazak et al., 2017, Rohrig et al., 2019, Li et al., 2020, Shao et al., 2020, Wang et al., 2021, McKenna et al., 2022).

Modellen som tagits fram inom WindChoir är avsedd att grovt beräkna platsberoende kostnader för att möjliggöra en jämförelse mellan olika lokaliseringar. I ett första steg identifieras områden som inte kan användas för VKV eftersom andra markanvändningar kräver hänsyn, därefter kvantifieras kostnader och inkomster utifrån plats-specifika uppskattningar av dessa.

Avstånd till olika objekt – områden som inte kan bebyggas av olika orsaker

Avståndet till bebyggelse i modellen utgår från en bullernorm på 40dB, som även gäller det ackumulerade bullret från en vindkraftspark. Generellt sett gäller då ett avstånd på 800 m från bostadshus. Resonemang förs om möjligheterna att lösa in enstaka fastigheter som ligger inom det påverkade området, men mycket är oklart. Modellen föreslås därför utgå ifrån ett avstånd på 800 m från bostads- och fritidshus som kan identifieras från fastighetskartan.

Avståndet till allmänna vägar bör vara minst lika stort som vindkraftverkets totalhöjd (tornhöjd + halva rotorbladslängden), dock alltid minst 50 meter. Beroende av risken för skickast, där is eller hårt packad snö kan slungas från rotorbladen har elforsk rekommenderat i sin rapport 04:13 att riskavståndet beräknas med ekvationen $d = (D + H) * 1,5$ där d är riskavstånd [m], D rotordiameter [m] och H navhöjd [m]. Vägars lokalisering framgår av Trafikverkets Nationell vägdatabas (<https://www.nvdb.se/sv>) och genom att kombinera vägarnas lokalisering med olika teknikval beträffande VKVs höjd går det att få fram möjliga placeringar av VKV. Sverige är genomkorsat av skogsbilvägar i ett mycket tätt vägnätverk. Dessa vägar är inte allmänna varför de bör lämnas utanför modellen.

Avståndet till järnvägar beräknas som vindkraftverkets totalhöjd (tornhöjd + halva rotorbladslängden) plus 20 meter.

Avståndet från kraftledningar har inget formellt krav men enl. dom 2009 fick ett 100m VKV byggas 55m från en kraftledning.

Avståndet till strandlinjen, det område som lyder under strandskydd, är minst 100m, och varierar mellan olika för län, exvis är det 300m i V Götaland.

Kostnader

Ekonomi beror till stor del på storleken på VKV och även ackumulerat på antal VKV i en tänkt anläggning. Detta föreslås anges som givna ingångsvärden innan beräkning.

K_{VKV} – Kostnad för vindkraftverk kan beräknas som en enklast möjliga modell med en antagen genomsnittskostnad för VKV vid given märkeffekt - VKV_e . Denna kostnad exkluderar fundament.

Indata: se tabell 1 med VKV_e -> grundkostnad baserad på data från genomförda projekt och projektioner.

Tabell 1 – VKV_e och K_{VKV} (Data från Sara Fogelström, Svenskt Vindkraftstekniskt Centrum och Tomas Hallberg, Svensk vindenergi)

Modell	Höjd (m)	VKV_e (MW)	K_{VKV} - exkl fundament (MSEK)	Totalkostnad projekt inkl allt (MSEK)
Vestas v90	145 (100m nav + 45m rotorradie)	2	20	27 (2013)
Vestas v136	200 drygt (67m rotorradie)	3.45	30	40
Vestas v150	250 (74m rotorradie)	4.2	?	?
	240	6	75	?

K_f – Fundament (platsberoende):

Modellförslag:

$$K_f = k_f * f_{mb}$$

k_f Grundfundamentkostnad (kr) för fundament beror egentligen av VKV totalhöjd men kan förenklas till att bero av märkeffekt. Schablonvärde fundament 7% av projekttotalen (se tabell 1). Bergsfundament billigare än gravitationsfundament (betong). Berg med sprickbildning funkar inte.

Grunddata – eller tabell med VKV_e -> grundfundamentkostnad

Mer data finns hos projektörer.

f_{mb} Markberedningsfaktor (dimensionslös) från 1 billigast möjliga: fast berggrund till dyrast – sankmark(?). Marklutningens fördyrning kan förslagsvis beräknas som $1/\cos(\alpha)$ där α är genomsnittliga lutningen inom pixeln. Detta ger tex att fundamentkostnaden blir 15% dyrare vid 30°.

Data: översättningstabell eller formel från marktyp och lutning -> f_{mb}

Grunddata: marktäckedata, topografi samt kostnadsdata från projektörer för omformulering eller justering av föreslagen formel.

K_v - Väganslutning:

Beror på marktyp och lutning och komponentlängd, men inga genomsnittsdata är kända. Data om kostnader finns hos projektörer. Möjligen kan detta översättas till genomsnittsvärden.

Maxbredd för vägtransport är 4,5m vilket hittills begränsat tornhöjd. Börjar utvecklas modeller som kan transporteras i delar och monteras till bredare slutkomponenter på plats.

Modellförslag:

$$K_v = (n * s_{vkv} + s_{vf}) k_{vm} * f_p$$

n Antal VKV i anläggningen. Ges som konstant innan beräkning.

s_{vkv} vägsträcka (m) per VKV inom VKV anläggning. Enklast antagande en konstant sträcka (runt 500m?) som behövs för ett extra VKV i anläggningen.

Indata från projektörer kan ge en genomsnittlig siffra.

s_{vf} Kortast framkomliga sträcka (m) till befintlig väg som måste räknas ut från topografi och oframkomlig terräng (större vattendrag, branter större än x mm). Exempelvis krävs att hinder rundas, zick-zack väg för byggbara branter (< 30°?) m m.

Indata: topografi och marktäcke (NMD).

k_{vm} Genomsnittskostnad (kr/m) anläggningsväg.

Grunddata om kostnader för väganläggning från genomförda projekt skulle ev. kunna inhämtas hos projektörer. Skogsbilvägar uppges kosta 100-200 SEK/m. En modell finns tillgänglig på <https://www.skogskunskap.se/rakna-med-verktyg/skogsbilvagar/kostnad-for-vagbyggnad/>

f_p Framkomlighetsfaktor (dimensionslös). "Fördyrning" k_v baserat på marktyp(er) och lutning(ar) vid anläggningen och längs s_{vf} .

Indata: topografi och marktäckedata (NMD).

Grunddata om kostnader för väganläggning från genomförda projekt hos projektörer.

K_n - Nätanslutning:

Ledningar grävs längs vägar i VKV-parken och vanligtvis dras en luftledning fram till anslutningspunkten vid distributionsnätet (regionnätet). Data om kostnader för ledningsanläggning finns bara hos projektörer från genomförda projekt.

Vindkraftparken behöver anslutas till regionnätet (minst 130 kW) och det behövs ledig kapacitet vid anslutningspunkt motsvarande VKV-parkens totala effekt, det är svårt att göra ett generellt antagande om tillgänglig kapacitet.

Det som behövs är alltså data med position och ledig kapacitet för alla ställverk och elstationer i distributionsnätet. Denna data finns hos regionnätägarna och en modell är sammanställd (Energiteknik, Chalmers). Det är emellertid inte nödvändigt med anslutning till närmaste befintligt ställverk eller elstation eftersom det kan vara mer fördelaktigt att bygga nytt ställverk.

Föreslagen förenklad kostnadsmodell:

$$K_n = n * s_{vkv} * k_{lm} + s_{na} * k_{ll} * f_l + k_{nans}$$

n Antal VKV i anläggningen anges som konstant innan beräkning.

s_{vkv}	vägsträcka (m) per VKV inom VKV anläggning. Enklast antagande en konstant sträcka (runt 500m?) som behövs för ett extra VKV i anläggningen. Data från projektörer kan ge en genomsnittlig siffra.
k_{lm}	Genomsnittskostnad (kr/m) kraftledning i mark längs vägar inom anläggningen. Data från projektörer kan ge en genomsnittlig siffra.
s_{na}	Kortaste avstånd (m) (fågelvägen) från vindkraftpark till ställverk eller station i befintligt nät med tillräcklig ledig kapacitet för att hantera en ackumulerad märkeffekt för en hel VKVpark dvs $VKV_e * n$ där n är antal VKV. VKV_e och n måste anges vid beräkning. Indata – position och ledig kapacitet vid ställverk och stationer finns hos distributionsnätsägare eller från modell.
k_{ll}	Genomsnittskostnad (kr/m) kraftledning ovan mark. Indata för genomsnittsbildning från projektörer och möjligen nätägare.
k_{nans}	Kostnad för anslutning (kr). Engångskostnad som beror av $VKV_e * n$. Indata från projektörer.
f_n	Framkomlighetsfaktor för anläggning av luftburen kraftledning (dimensionslös). Förenkling av "fördyrning" k_v baserat på marktyp och lutning längs fågelvägen. Grunddata - Marktäcke och topografi Grunddata om kostnader från projektörer.

Summering kostnad

Föreslagen modell:

$$K_{tot} = K_{vkv} + K_f + K_v + K_n =$$

$$K_{vkv} +$$

$$k_f * f_{mb} +$$

$$(n * s_{vkv} + s_{vf}) k_{vm} * f_p +$$

$$n * s_{vkv} * k_{lm} + s_{na} * k_{ll} * f_l + k_{nans}$$

Märkeffekt VKV_e och antal kraftverk inom anläggningen n anges innan beräkning vilket ger platsberoende konstanter K eller k samt (eventuellt) s_{vkv} .

f beror av marktyp och topografi

s_{vf} beror av marktyp, topografi och vägnät

s_{na} beror av befintlighet och ledig kapacitet i regionnätet.

Inkomster

Ett vindkraftverks förmåga att generera inkomster är direkt beroende av hur mycket energi det kan generera (E_g) och försäljningspriset (P), vilket fluktuerar på elmarknadens prissättning och i vilket av de fyra elområdena som vindkraftverket är beläget. Den genererade mängden el är i sin tur beroende av vindresursen (V) på den aktuella platsen, och den typ av vindkraftverk som används, där ett stort antal teknikparametrar inverkar på den slutliga mängden energi som genereras. Vinden varierar kraftigt över tid, men det finns en vindatlas New European Wind Atlas

(<https://www.energimyndigheten.se/fornybart/vindkraft/planering-och-tillstand/vindkraftsplanering1/vindkartering-new-european-wind-atlas/>) som ger

översiktliga data vilka kan användas vid beräkningar i kombination med en ekvation som ger genererad mängd energi från en turbin.

$$P (\text{effekt}) = 0.5 * \rho * A * v^3$$

Där, ρ är luftdensiteten, A vindkraftverkets svepyta, v medelvindhastigheten och T antal timmar per år (eller vilken tidshorisont man väljer).

[Modellen behöver kompletteras med några enkla ekvationer som leder fram till att summa inkomster reduceras med summa kostnader, under hänsynstagande till rimliga payback och avskrivningstider. Det finns behov av att också nämna något om det varierande prisets påverkan på utfallet, men komplexiteten i modellen behöver hållas nere. T ex bör inte finansieringen tas med eftersom det gör modellen alltför komplicerad.]

Tillägg till Havs- och Vattenmyndighetens planeringsverktyg Symphony med avseende på pålning och muddring vid anläggning av havsbaserad vindkraft

I delprojektet utvecklades en modell som ligger till grund för ett verktyg som bedömer miljöpåverkan vid anläggning av havsbaserad vindkraft och som kopplar till HaVs planeringsverktyg Symphony. Baserat på information i vetenskaplig och annan litteratur modelleras tre olika typer av miljöpåverkan som uppkommer vid pålning, muddring och anläggning av fundament vid anläggning av havsbaserad vindkraft. De störningar som uppstår är buller, sedimentspridning och förlust av olika habitat. Turbinfundament av olika slag har olika egenskaper, och modelleringen omfattar tre vanliga - gravitations-, monopile-, och tripodfundament. Utdata från den implementerade modellen (rasterlager) fungerar som indata till Symphony (Havs- och Vattenmyndigheten, 2017). Med hjälp av dessa kan t ex olika scenarier beräknas.

Till skillnad från de vanliga stressorerna i Symphony är tidshorisonten i fallet med anläggning av vindkraftverk relativt kort, medan driften av dem, som ger upphov till andra stressorer, är en långsiktig miljöpåverkan. En viktig fråga som uppstår hur dessa beräkningar, som gäller kortsiktiga stressorer kan jämföras med övriga data, som berör långsiktiga, i den metod som Symphony bygger på (Hammar et al., 2018). Ett förhållandevis enkelt sätt att hantera diskrepansen är att göra en separat beräkning baserad endast på den anläggnings-specifika utdata från den här modellen, som sedan i kombination med ordinarie Symphony-beräkningar kan utgöra ett underlag. Ett annat sätt är att bedöma bidraget från den kumulativa belastningen under anläggningsfasen baserat på dess varaktighet i relation till vindkraftsparkens uppskattade livslängd (t.ex. med förhållandet 1:30).

Den utvecklade modellen tillämpar en klassisk riskanalytisk ansats och vid osäkerhet beträffande parametervärden har konservativa val gjorts vilket gör att modellen förväntas överskatta stressorintensiteten.

Flytande havsbaserad vindkraft är en intressant teknik som har stor potential att erbjuda kostnadseffektiv vindkraft, men den omfattas inte av den här modellen eftersom det vid tiden för dess utveckling inte var klart hur bottenförankringen kan utföras, vilket är avgörande för en modells utformning.

Mjukvara och mer omfattande dokumentation finns tillgänglig på <https://git.chalmers.se/gerdint/windchoir-offshore-qgis-processing>

Dokumentation och mjukvara har också gjorts tillgänglig för Havs- och vattenmyndigheten.

Appendix 1. Identifierade stressorer

Sammanställningen i Appendix 1 gäller ett trettiotal stressorer, och är därmed inte uttömmande, eftersom det finns ett mycket stort antal tänkbara stressorer med identifierade möjliga påverkningar på organismer. De identifierade stressorerna är indelade i fyra grupper:

- Fysiska stressorer med spridning – t ex ljus, buller
- Fysiska stressorer – stationära – t ex vandringshinder i vattendrag
- Kemiska stressorer – t ex växtnäringssämnen, olika giftiga ämnen
- Biologiska stressorer – t ex jakt, fiske, husdjur

Fysiska stressorer med spridning

Fysikaliska stressorer innebär att den verkande faktorn – agenset – är ett fysikaliskt fenomen och att det har en rumslig spridning med avtagande intensitet från en källa som kan vara punktformig eller, i vissa fall, linjär (jämför medelbuller från biltrafik längs en vägsträcka). Grundtanken är att basera modellering av stressorintensiteten på befintliga kunskaper om fenomenet och var källorna befinner sig (något som ges av geografiskt kopplade data). I sammanhanget är det bl a frågan om synligt ljus d v s elektromagnetisk strålning i ett visst våglängdsintervall. (WindChoir inkluderar inte strålning från radioaktiva källor, vilket skulle vara möjligt). Andra fysikaliska stressorer som faller inom kategorin är kopplade till ljud – som är en vågrörelse – och temperatur.

Ljus – för människan synligt (λ ca 400 – 700 nm)

Ljus är av intresse dels för att många organismer är beroende av ljus för sin funktion (Gaston et al., 2013) och för att människans påverkan har ökat dramatiskt under de senaste decennierna till följd av ökad tillgång på elektricitet och förhållandevis billiga ljuskällor (Zhao et al., 2019). Ett stort antal mekanismer är kända hos många olika arter och flera översiktsartiklar tar upp negativa effekter av ljusföroreningar (Gaston and Holt, 2018, Falcon et al., 2020, Rodrigo-Comino et al., 2021, Svehkina et al., 2020). Det finns också specifika studier av effekter på olika organismgrupper som fjärilar (Macgregor et al., 2015), fladdermöss (Stone et al., 2015), sjöfåglar (Rodriguez et al., 2017), nattaktiva insekter (Owens and Lewis, 2018), mollusker (Hussein et al., 2021), och migrerande djur (Burt et al., 2023). Synligt ljus är utan tvekan en signifikant stressor för vissa organismer under vissa omständigheter men det är inte någon entydig bild som redovisas i litteraturen. Ljus kan fungera som en stressor, men när, var, för vilka organismer och hur stor påverkan är inte i detalj fastställt.

Modelleringsansats för stressorintensitet - ljus

Antingen kan man använda sig av satellitobservationer som en utgångspunkt för att beräkna stressorintensiteten eller så kan man anta att ljus sprids på ett beräkningsbart sätt från ljuskällor. I båda fallen behöver man hantera dels stationära (olika typer av fastigheter och gatubelysning), dels mobila ljuskällor (olika typer av fordon) (Gaston and Holt, 2018). När det gäller satellitobservationer så är de ögonblicksbilder vilka behöver extrapoleras för att ge en uppfattning av en generaliserad stressorintensitet. En förenkling beträffande stationära källor kan ges av kännedom om när satellitbilden togs, och eventuellt låter man de av satelliten observerade intensiteterna var de intensiteter som används i GIS-skiktet för

Ljus. Beträffande fordon behövs flera satellitbilder från olika tidpunkter för att möjliggöra en beräkning av stressorintensiteten längs olika vägsträckor.

Man kan i stället för observationer utgå från befintliga GIS-skikt (fastighetsregistret för stationära källor, vägnätet för mobila) och göra antaganden om ljusspridning från olika typer av fastigheter och olika typer av vägar. Trafiken, och förekomsten av gatubelysning, längs olika vägar är förhållandevis väl känd, men olika förenklingar beträffande begränsningar av ljusets spridning på vegetation och topografi behöver införas. Strålkastarna från en bil kan ses över stora avstånd under förutsättning att det inte är några föremål i vägen. Det blir alltså frågan om att från andra GIS-skikt (befintlig topografisk höjdmmodell, och marktäckedata, ev kompletterad med trädhöjdsdata).

Ljud – "buller"

Störningar från vibrationer och buller som ger effekter på människor är väl kända och det finns ett omfattande forskningsunderlag beträffande effekter (se t ex Selander et al., 2009, Eriksson et al., 2017, Wrotny and Bohatkiewicz, 2021).

För andra organismer gäller andra förutsättningar (se t ex Bednarz, 2020, Harding et al., 2019, Kight and Swaddle, 2011, Naguib, 2013, Potvin, 2017, Raboin and Elias, 2019). Det finns stora skillnader mellan olika organismer och de olika effekter som kan ges av störningar från olika ljudkällor. Buller är en relevant och en signifikant stressor för många arter.

Beträffande påverkan på människor är buller från vindkraftverk en återkommande frågeställning som också kan behandlas i det här systemet.

Modelleringsansats för stressorintensitet - ljud

Eftersom det finns effekter på människors hälsa finns också väl utvecklade och tillgängliga modeller beträffande spridning av ljud från infrastrukturer som väg och järnväg (se t ex Garg and Maji, 2014, Mann and Singh, 2022, Ranpise and Tandel, 2022). Dessa modeller kan användas för att beräkna stressorintensiteter för olika frekvensintervall. Trafikverket har operationaliserat och använder sådana modeller i sitt arbete (se <https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/Planera-och-utreda/Planerings--och-analysmetoder/Berakna-och-utreda-buller-och-vibrationer/>). Dessa modeller är utvecklade med tanke på effekter på människor och vårt kognitiva system och dess känslighet men de kan användas som en approximation för den exponering som andra organismer utsätts för även om de kan ha ett kognitivt system som uppvisar andra känsligheter än vårt.

Temperatur

Ändrad temperatur är en faktor som spelar roll och förhållandevis mycket är känt beträffande lokalt förhöjda temperaturers påverkan i akvatiska ekosystem (Alfonso et al., 2021, Morash et al., 2021, Ehlin et al., 2009). Genom klimatförändringarna och de temperaturökningar som är förbundna med dem har också mer intresse riktats mot temperaturförändringars inverkan på ekosystemen. Det finns stora naturliga dygns-, års- och årstidsvariationer som kan inverka på fitness, vilket gjort att organismer har en betydande förmåga att anpassa sig, men även mindre temperaturförändringar över längre tider verkar påverka organismsamhällets sammansättning (Agius et al., 2023, Amstutz et al., 2021, de Szechy et al., 2017, Vafeiadou et al., 2018).

Man kan angripa frågeställning med temperatur genom att precisera den till en mindre skala, det kan handla om temperaturökningar i akvatiska ekosystem till följd av utsläpp av t ex kylvatten.

Temperaturökningar till följd av ändrat klimat är en fråga om gradvisa och långsiktiga förändringar av bakgrundskaraktär som kommer påverka alla organismer på ett eller annat sätt.

Modelleringsansats för stressorintensitet - temperatur

Som påpekats ovan är det mestadels frågan om att utgå från relativt samtidiga (synoptiska) data och göra stressorskikt i GIS som snarare representerar spatiala än temporala skillnader. Vill man göra jämförelser över längre tidsperioder, som kan vara fallet när det gäller den klimatberoende ökningen av bakgrundstemperaturen så finns det regionala klimatmodeller (ref.) som kan användas.

När det gäller utsläpp i, och utspädning av, vatten varmare än en recipient så finns det enkla modeller tillgängliga (ref). Utspänningsfaktorer finns t ex tillgängliga för merparten av svenska vattenreningsverk (ref).

Fysiska stressorer – stationära

Stationära fysikaliska stressorer är kopplade till specifika punkter i landskapet där stressorns position och spatiala utsträckning och tekniska utformning utgör en fysiska grunden för en skaderisk. Det blir alltså i många fall en fråga om göra bedömningar av den tekniska utformningens påverkan. Det är förhållandevis enkelt att på kartan fastställa byggnaders, eller vattenkraftverks, position, medan deras tekniska utformning blir föremål för en osäker modellering.

Kollisioner med byggnader

Teknikutveckling har möjliggjort en helt annan typ av byggnader som kan innehålla relativt stora glasytor och även möjliggöra sikt igenom byggnadskroppen vilket lett till att fåglar inte uppmärksammar de glasskivor som kan vara i vägen. Även mindre byggnader kan ha olika byggnadselement som inte uppmärksammas av flygande fåglar och det finns uppskattningar av effekter (ref).

Modelleringsansats för stressorintensitet – kollisioner med byggnader

Byggnader av olika typ och formgivning kan geografiskt identifieras via fastighetsregistret. En enkel indikator för kollisionsrisken beroende av byggnaders utformning behöver utvecklas som sedan kan överföras till kartan och leda till en stressorintensitet.

Kollisioner med turbiner – vind

Modelleringsansats för stressorintensitet – vindturbiner

Kollisionsriskmodeller finns tillgängliga (Zimmerling et al., 2013).

Kollisioner med turbiner – i vatten

Modelleringsansats för stressorintensitet - vattenkraftsturbiner

Modeller finns tillgänglig baserade på observationer av fiskars överlevnad genom passage genom vattenkraftsturbiner.

Kollisioner med fordon - bilar, lastbilar och tåg

Kollisioner med bilar är visserligen kollisioner med en rörlig källa, men den har ingen spridning utan kollisionerna äger rum längs tydligt identifierbara stråk – vägar.

Vägnätet har vuxit mycket kraftigt under det senaste seklet, vilket lett till ett antal olika ekologiska effekter, något som också lett fram till en speciell sub-disciplin – ”road ecology” (Schwartz et al., 2020). Vägtrafiken har blivit en viktig faktor beträffande mortaliteten för många arter och kollisioner med fordon är en signifikant påverkan på många djurarter från små ryggradslösa djur och insekter, över fåglar (Loss et al., 2015) till andra större ryggradsdjur (Collins and Kays, 2011, Hill et al., 2019, Moore et al., 2023).

Modelleringsansats för stressorintensitet - fordonskollisioner
Trafikstyrelsens vägdatabas kan kombineras med trafikintensiteter.

Barriäreffekter – land

Det finns många olika typer av barriärer som på olika sätt påverkar olika arters förflyttning (på kort och lång sikt).

Förslagsvis begränsas modelleringsambitionen till effekter av vägar som barriärer, dels för att de är väl definierade både beträffande belägenhet och de effekter som kan uppstå, dels för att naturliga barriärer (t ex vattendrag för vissa arter) är något som finns ursprungligen i ekosystemen.

Modelleringsansats för stressorintensitet - vägar

Trafikstyrelsens vägdatabas utgör en utgångspunkt, ev behöver den kompletteras med satellitbildstolkning. Förekomsten av vägar behöver också specificeras till olika typer av vägar eftersom barriäreffekten kan antas vara beroende av vägens storlek och trafikintensiteten.

Barriäreffekter - i vatten

Dammar med eller utan vattenkraftsinstallation utgör vandringshinder för en rad arter.

Modelleringsansats för stressorintensitet – vandringshinder i vattendrag

Vandringshinder finns identifierade i VISS och de kan också beskrivas i olika typer med olika grader av hinder.

Dämning med flödeskontroll (?)

Modelleringsansats för stressorintensitet - vattenflöden

Utdikning (?)

Modelleringsansats för stressorintensitet - dikning

Kemiska stressorer

Det finns en mycket stor mängd av stressorer som kan klassificeras som kemiska och endast en lite del kan hanteras i en modell som WindChoir. Grupperingar och urval av substanser är nödvändigt. Gamla klassiska kategorier som "luftföroreningar" är exempel på en stor grupp av kemiska stressorer. De har det gemensamt att de sprids både från lokaliserade – specifika punkter (t ex emissioner från en fabrik), och mer diffust (t ex emissioner från förbränningsmotorer och trafiken, växtnäringsämnen i avrinning från jordbruksmark) till olika delar i miljön – luft, vatten och mark.

Eftersom kemiska stressorer av olika anledningar varit uppmärksammade sedan länge finns det förhållandevis gott om data från olika undersökningar och miljömonitoringstudier, särskilt beträffande vissa grupper som luftföroreningar, växtnäringsämnen (kväve och fosfor), svavel, metaller, bekämpningsmedel (herbicider, fungicider, rodenticider, insekticider m fl grupper av pesticider) och, på senare tid även läkemedel.

Den stora delen av potentiella kemiska stressorer är emellertid mer eller mindre okända eftersom det finns en mycket stor mängd. I Chemical Abstracts Service-databasen (CAS registry) finns det över 300 miljoner poster (<https://www.cas.org/cas-data/cas-registry>) och tillgängliga på marknaden finns i storleksordning 350 000 substanser (Wang et al., 2020). Tillgången till data är helt avgörande för möjligheterna att använda tillgängliga modeller vilka kan beräkna spridning, fördelning i miljön, nedbrytning och slutligen potentiella effekter, inklusive kumulativa (blandnings- eller s k cocktail-) effekter inom gruppen av kemiska substanser med giftverkan. Databristen för den stora mängden substanser är emellertid kraftigt begränsande för möjligheten att använda tillgängliga modeller (se t ex Gustavsson et al., 2023)

Markförsurning

Av människan påskyndad försurningen är ett gammalt problem som orsakas av naturliga processer i marken men som kraftigt påskyndas av deposition of kväve- och svavelinnehållande ämnen. Den är också ett exempel på att tekniska åtgärder till stor del lyckats i detta fall. Men även om det ägt rum en kraftig reduktion av olika svavelinnehållande försurande ämnen så kvarstår emellertid fortfarande nedfallet av olika försurande kväveinnehållande ämnen som huvudsakligen härstammar från förbränningar. Dessa ämnen bildas genom att förbränningar nästan uteslutande sker i luft som innehåller 78% kväve i gasform vilket omvandlas till olika kväveoxider under högt tryck och hög temperatur. Förutsättningar som finns bland annat i bilars förbränningsmotorer. Markförsurning är alltså en gradvis naturlig förändring som emellertid påskyndas av deposition av komponenter i luftföroreningar.

Modelleringsansats för stressorintensitet – markförsurning

Genom att kombinera uppmätta depositioner av kväve och svavel och med kritiska belastningsgränser för dessa ämnen (Phelan et al., 2023) så kan stressorintensiteten beräknas. Det bör observeras att definitionen av kritisk belastningsgräns handlar om den koncentration under vilken inga effekter förväntas uppkomma enligt nuvarande kunskap ("the quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment are not expected to occur according to present knowledge") (Nilsson & Grennfelt, 1988). Detta innebär att det är när depositionen är högre än den kritiska belastningsgränsen som det blir frågan om en med

ökande deposition gradvis ökande stressorintensitet. Kartor finns tillgängliga med uppmätt deposition av svavel

(<https://krondroppsnatet.ivl.se/innehall/resultatdata/depositionskartor/svavel.4.2f3a7b311a7c8064438000825376.html>) respektive kväve

(<https://krondroppsnatet.ivl.se/innehall/resultatdata/depositionskartor/kvave.4.2f3a7b311a7c8064438000825358.html>).

Modeller kopplade till begreppet kritisk belastningsgräns ("critical load") finns tillgängliga. T ex RAINS-modellen (Hordijk, 1991) och senare uppdateringar av den.

Försurning av ytvatten

Ytvatten försuras av ett flertal faktorer bl a nedfall av svavelhaltiga luftföroreningar, kväveoxider och i mindre utsträckning av avrinning från vissa typer av kringliggande marker.

Modelleringsansats för stressorintensitet – akvatisk försurning

Det finns långa sekvenser av observationer från utvalda vattenförekomster och där de saknas kan man komplettera med modellering grundad på deposition av N och S.

Växtnäringsämnen kväve (nitrat-N) och fosfor (fosfat-P) i vatten

En viktig grupp av kemiska ämnen som är väl kända är växtnäringsämnen, vilka medför ökad tillväxt hos näringsbegränsade fotosyntetiserande organismer av olika slag. Det är alltså en effekt som i förstone kan vara positiv både för växter och de som lever av dem. Men ökad tillgång på näringsämnen medför en kaskadeffekt som förändrar artsammansättningen hos de organismsamhällen som exponeras. Det finns många välstuderade exempel på eutrofierade sjöar, där även kustnära havsområden är påverkade, Östersjön är ett exempel.

Modelleringsansats för stressorintensitet – akvatisk eutrofiering

Dels kan stressorintensiteten vara observationsbaserad och grundad på data i VISS, dels kan en modelleringsbaserad stressorintensitet utgå från tillskott från vattenreningsverk (med uppgifter om reningsgrad, antal personekvivalenter (PE), lokalisering, och utspädning i recipienten) och från avrinning från marker. Det finns avancerade hydrologiska modeller tillgängliga (se t ex Chen et al., 2021).

Växtnäringsämnen kväve (N) på land - skogsgödsling

Gödsling av jordbruksmark har ägt rum under mycket lång tid medan gödsling av skogsmark är en förhållandevis nutida skogsbruksåtgärd. Sedan starten under 1950-talet har den kvävegödslade arealen varierat och år 2021 gödslades 42 700 ha

(<https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/statistik-efter-amne/atgarder-i-skogsbruket/>).

Liksom tillsatser av växtnäringsämnen till vatten så medför skogsgödsling med kväve att växtsamhället på skogsmarken förändras (ref). Eftersom det är komplicerade förhållanden som råder mellan atmosfärisk deposition av kväve och svavel, vilka båda minskat under senare år (svavel mest), och skogens tillväxt och försurning så samspelar dessa processer (ref Binkley o Hogberg).

Modelleringsansats för stressorintensitet – terrester näringsämnesackumulering i skog

Stressor intensiteten föreslås hanteras utifrån Skogsstyrelsens statistik.

Kemiska ämnen - toxicitet

Det finns också ett mycket stort antal potentiella kemiska substanser (flera hundratusen (Wang et al., 2020)) med väldefinierade kemiska strukturer som kan påträffas i miljön

eftersom de används i produkter som genom den globaliserade handeln sprids vitt från olika produktionsländer. Dessutom är dessa substanser sinsemellan mycket olika och kommer därför spridas och fördelas i ekosystemen på mycket olika sätt. Vissa är förhållandevis lättnedbrytbara medan andra har kemiska egenskaper som gör dem mycket svårnedbrytbara i ekosystemen (s. k. persistenta kemiska ämnen).

Kemiska ämnen är ett intressant specialfall eftersom den vetenskapliga litteraturen kring kemiska ämnens miljöfarlighet är mycket omfattande och mycket uppmärksamhet har riktats mot enskilda kemiska ämnen och deras samlade påverkan i blandningar. Blandnings- eller cocktaileffekter har studerats i flera decennier och under senare tid har kunskaperna om gångbara modeller för att hantera blandningars effekter på organismer utvecklats (ref). Det har visat sig att de verkliga sammanhangen är komplicerade och att de förhållandevis enkla modeller som finns inte kan ge noggranna rättvisande förutsägelser av effekter baserat på kända koncentrationer av enskilda ämnen (ref). Det är emellertid möjligt att använda en modell som ger en konservativ uppskattning av effekterna (i risksammanhanget blir effekterna något överskattade). Modellen är också förhållandevis enkelt att tillämpa vilket gör den attraktiv. Osäkerheterna som kommer med användningen av modellen är också förhållandevis små, men undantag kan givetvis förekomma (ref).

Metaller – i vatten

Metallföreningar i vatten har en mycket lång historia på grund av gruvarbete och metallutvinning från mineraler med tillräckligt höga halter av de eftertraktade metallerna. Det också sedan lång tid känt att vissa metaller kan vara giftiga (t ex koppar). Metallinnehållet i vatten är emellertid inte bara ett resultat av olika utsläpp utan är också beroende av avrinningsområdets berggrund och jordarter.

Modelleringsansats för stressorintensitet – metallers ekotoxicitet i vatten

När det gäller metaller så är det förhållandevis enkelt att mäta halter i vatten. Sedan länge finns det därför mätningar i anslutning till olika industriella verksamheter där man kunnat befara emissioner av metaller. Många monitoringprogram innehåller också rutinmässiga mätningar av metallkoncentrationer. Dessa mätningar finns emellertid inte för alla vattenförekomster varför en modell behövs för att täcka in de förekomster där mätningar inte ägt rum.

Troposfäriskt ozon

Ozon i de lägre delarna av atmosfären (troposfären) bildas genom reaktioner mellan olika komponenter i luftföroreningar i samspel med meteorologiska faktorer som ljus och temperatur. Ozonet inverkar sedan negativt på vegetationen.

Modelleringsansats för stressorintensitet – troposfäriskt ozon

Observationer och modeller för ozonexponering finns tillgängliga (se t ex Mills et al., 2018)

NO_x - i luft

Kvävedioxid i luft bildas främst vid förbränningar som äger rum i bilmotorer vid höga temperaturer och tryck t ex i bilmotorer. Kväveoxider leder sedan till ett antal effekter av flera olika slag.

Modelleringsansats för stressorintensitet – kvävedioxid i luft

Olika typer av förbränningar och deras geografiska förekomst kan modelleras med utgångspunkt från var förbränningarna äger rum och hur avgaserna sprids.

Pesticider – på land

I jordbruket och trädgårdsnäringen används ett antal olika bekämpningsmedel som oavsiktligt kan exponera intilliggande områden.

Modelleringsansats för stressorintensitet – pesticider terrester ekotoxicitet

Det finns modeller tillgängliga

Pesticider – i vatten

Modelleringsansats för stressorintensitet – pesticider, akvatisk ekotoxicitet

Användning av specificerade pesticider i kombination med mätningar och modellering i enlighet med Gustavsson et al. (2017) kan användas för att uppskatta koncentrationer i vatten.

Hushållskemikalier

Användning av konsumentprodukter i hushåll ger upphov till betydande exponeringar av miljön efter användning i hushållen och behandling av det avloppsvatten som genereras i samband med användningen.

Modelleringsansats för stressorintensitet – hushållskemikalier, akvatisk ekotoxicitet

Det finns modeller tillgängliga i den vetenskapliga litteraturen (Gustavsson et al., 2017, Gustavsson et al., 2023)

Kemikalier – kombinerad toxicitet, blandningstoxicitet, cocktail-effekter

Den samlade användningen av kemiska ämnen är omfattande och det har med tiden samlats en mycket stor litteratur som pekar på att den kombinerade effekten av flera samtidiga oavsiktliga exponeringar i vattenmiljön leder till effekter (Backhaus et al., 2019).

Modelleringsansats för stressorintensitet – kemikalier, kombinerad akvatisk ekotoxicitet

Det finns modeller tillgängliga för att prediktera blandningars effekter som utgår från enskilda ämnens användning, spridning och effekter (Posthuma et al., 2019)

Biologiska stressorer

Predation/störning orsakad av människor

Det finns en omfattande kunskap om människans inverkan på andra arter genom predation (fiske och jakt) och andra störningar. Bara genom att människor rör sig längs en stig störs andra djur av olika slag och i olika grad.

Störning orsakad av människor

Modelleringsansats för stressorintensitet - störningar

Bostäder av olika slag från fastighetskartan, i kombination med befolkningstäthetsdata från SCB. Dessutom identifierade vandringleder och stigar tillsammans med uppskattning av deras användning.

Fiske

Modelleringsansats för stressorintensitet – fiske

Beträffande fisket finns statistik att utgå ifrån både beträffande yrkes- och fritidsfiske på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik---fiske.html>

Jakt

Ett antal olika djurarter jagas regelbundet i Sverige, varav den allra mesta jakten sker på ett kontrollerat sätt m a p arter, metoder, jakttider, jaktområden etc. Detta innebär att det finns mycket statistik tillgänglig beträffande jakten påverkan på ett antal större däggdjursarter.

Modelleringsansats för stressorintensitet - jakt

Statistik ner till jaktområdesnivå finns tillgänglig t ex för älg på <https://algdata-apps.lansstyrelsen.se/algdata-apps-stat> Genom att avskjutningen avses bli produktionsbaserad ger statistiken både en uppfattning om jakttrycket och dess påverkan på populationen.

Förlust av ursprunglig vegetation

Uppdelning i temporär (omläggning till jordbruksmark, kalhuggning) och permanent (urbanisering, hårdgjorda ytor). Båda har ett tidsberoende beträffande när omläggning ägde rum till den senaste, och pågående markanvändningen. Observera successionen i skogen där plantering är en viktig åtgärd som är helt avgörande för skogens kommande artsammansättning.

Modelleringsansats för stressorintensitet – förlust av ursprunglig vegetation

Det finns en omfattande statistik, oftast geografiskt explicit, i omfattande databaser hos Skogsstyrelsen och Jordbruksverket där avverkningar och aktuell markanvändning framgår.

Predation/störning orsakade av husdjur (katter/fåglar)

Katter har visat sig vara en betydande predator på småfåglar (Loss et al., 2015, Lepczyk et al., 2023). En jämförelse mellan t ex vindkraftens påverkan på vissa fågelpopulationer och den predation som utförs av husdjur är av intresse eftersom husdjurspredationen verkar vara accepterad. Den är dessutom väl känd av de flesta kattägare.

Modelleringsansats för stressorintensitet - husdjurspredation

Det finns en betydande litteratur kring frågan om katters predation på fåglar och med hjälp av den och olika antaganden kan stressorintensiteten (katters förekomst) uppskattas. Förekomsten av bostäder från fastighetskartan kan relativt enkelt kombineras med uppgifter om kattägande och information om storleken på katters jaktrevir. Dessutom behövs en uppskattning av hur stor andelen frigående katter är av alla huskatter. I litteraturen förligger flera studier av detta som kan användas vid en implementering.

Invasiva arter – djur(?)

Invasiva arter – växter(?)

Appendix 2. Identifierade miljökomponenter – artgrupper

Det finns för tillfället ungefär 60 000 kända flercelliga arter i Sverige (Artdatabanken) och ytterligare arter tillförs kontinuerligt allteftersom kunskapen växer. Dessa sammanförs i taxonomiska grupper i ett hierarkiskt system för namngivning. Genom att välja ut ett antal grupper på hög taxonomisk nivå och sedan identifiera några olika enskilda, för artgruppen, representativa arter görs en kraftig förenkling av uppgiften att täcka in de arter som kan vara av intresse i en kumulativ modell.

Urvalet nedan har präglats av WindChoir-modellen syfte att både täcka in viktiga arter i vindkraftssammanhanget och att få med artgrupper som påverkas av andra stressorer som inte har med vindkraften att göra.

För varje artgrupp (d v s de arter som valts att representera gruppen) behöver modeller utformas som möjliggör beräkningen av en graderad förekomst över Sverige. Indata kan hämtas från Artportalen, men det krävs ett relativt omfattande arbete för att extrapolera. Förslagsvis kan Generalized Additive Models (GAM) användas för att åtminstone identifiera områden där förutsättningar finns för att påträffa de valda arterna, och deras förekomst.

Fladdermöss, förekomst

Fladdermöss övervintringsområden

Örn, habitat

Fåglar, häckningshabitat

Fåglar, vilo- och övervintringsområden

Amfibier

Reptiler

Klövvt

Stora rovdjur

Gnagare

Fisk

Bentiska insekter

Mollusker

Skalbaggar

Fjärilar

Steklar (Hymenoptera)

Halvvingar (Hemiptera)

Tvåvingar (Diptera)

Hopprätvingar (Orthoptera)

Spindlar

Ren, kalvningsområden

Ren, betesområden

Ren, förflyttningsleder

Människor, bullerstörning

Appendix 3. Identifierade miljökomponenter – habitat

Följande tabell är baserad på det europeiska EUNIS habitatklassificeringssystemet och utgör ett urval med en begränsad mängd av habitattyper på en hög (aggregerad) nivå. EUNIS är ett hierarkiskt system för habitatklassificering med upp till 8 hierarkiska nivåer som är skapat för att möjliggöra habitatklassificering av europeiska habitat med en hög grad av specificering. Klassificeringen är inte komplett utan pågår och urvalet i tabellen är baserat på EUNIS 2017. Det finns ett nationellt system med mycket större noggrannhet beträffande klassificeringen men det täcker inte alla områden eftersom det är inriktat på Natura 2000 områden, naturreservat och nationalparker.

Kod	Inkl	Indata och modelleringsansats	Engelsk beteckning
B1	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Coastal dunes and sandy shores
B2	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Coastal shingle
B3	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Rock cliffs, ledges and shores, including the supralittoral
C1.1	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi	Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools
C1.2	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi	Permanent mesotrophic lakes, ponds and pools
C1.3	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi	Permanent eutrophic lakes, ponds and pools
C1.4	?		Permanent dystrophic lakes, ponds and pools
C2.2	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi ev GAM	Permanent non-tidal, fast, turbulent watercourses
C2.3	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi ev GAM	Permanent non-tidal, smooth-flowing watercourses
C3	Ja	NMD+hydrografinedl+klassning+fastighkartanhydrografi	Littoral zone of inland surface waterbodies
D1.1	Ja	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Raised bogs
D1.2	?	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Blanket bogs
D2	Ja	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Valley mires, poor fens and transition mires
D2.3	?	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Transition mires and quaking bogs
D3	Ja	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Aapa, palsa and polygon mires
D4	Ja	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m	Base-rich fens and calcareous spring mires
D5	Ja	NMD+BRMyrtypsregioner+jordartskarta+EUNISHabitat100m+ADB	
E1	Ja	NMD+NMDfukt+gräsmarksanalys(Miljödataportalen)+ADP	Dry grasslands
E1.25	Ja?	NMD+NMDfukt+gräsmarksanalys(Miljödataportalen)+ADP	Alvar steppes
E2	Ja	NMD+NMDfukt+gräsmarksanalys(Miljödataportalen)+ADP	Mesic grasslands
E3	Ja	NMD+NMDfukt+gräsmarksanalys(Miljödataportalen)+ADP	Seasonally wet and wet grasslands
E4	Ja	NMD+NMDfukt+gräsmarksanalys(Miljödataportalen)+ADP	Alpine and subalpine grasslands
E5	Ja?	NMD+hjöd2m+?	Woodland fringes and clearings and tall forb stands
H2	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Screes
H3	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Inland cliffs, rock pavements and outcrops
H4	Ja	hydrografinedl+EUNISHabitat100m	Snow or ice-dominated habitats
H5	Ja	NMD+hjöd2m+jordart+EUNISHabitat100m	Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation
I1.1	Ja	Jordbruksverket	Intensive unmixed crops
I1.11	?		Large-scale intensive unmixed crops (>25ha)
I1.12	?		Medium-scale intensive unmixed crops (1-25ha)
I1.13	?		Small-scale intensive unmixed crops (<1ha)
I1.2	Ja?	Jordbruksverket	Mixed crops of market gardens and horticulture
I1.3	Ja?	Jordbruksverket	Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods

Engelsk beteckning

Coastal dunes and sandy shores

Definition

Sand-covered shorelines of the oceans, their connected seas and associated coastal lagoons, fashioned by the action of wind or waves. They include gently sloping beaches and beach-ridges, formed by sands brought by waves, longshore drift and storm waves, as well as dunes, formed by aeolian deposits, though sometimes re-fashioned by waves.

Coastal shingle

Beaches of the oceans, of their connected seas and of their associated coastal lagoons, covered by pebbles, or sometimes boulders, usually formed by wave action.

Rock cliffs, ledges and shores, including the supralittoral

Rock exposures adjacent to the oceans, their connected seas and associated coastal lagoons, or separated from them by a narrow shoreline. The faces, ledges and caves of sea-cliffs and the expanses of rocky shore are important as reproduction, resting and feeding sites for seabirds, sea-mammals and a few groups of terrestrial birds. Sea-cliffs may also harbour highly distinctive, specialised salt-tolerant vegetation with associated terrestrial fauna.

Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools

Waterbodies with a low nutrient (nitrogen and phosphorus) content, mostly acid (pH 4-6). Includes oligotrophic waters of medium or high pH, e.g. calcareous and basic unpolluted nutrient-poor lakes and pools, which are rare in much of Europe and noted as a habitat of charophytes (C1.14). Excludes peaty, dystrophic waters (C1.4). Because of the low nutrient status, beds of vascular plants, including [Callitriche] spp., [Potamogeton] spp. and isoetids [Isoeto-Nanojuncetea] are often sparse and open.

Permanent mesotrophic lakes, ponds and pools

Lakes and pools with waters fairly rich in nutrients (nitrogen and phosphorus) and dissolved bases (pH often 6-7). Communities e.g. of [Littorelletea uniflorae] and [Isoeto-Nanojuncetea]. Many unpolluted lowland lakes and ponds are naturally mesotrophic, and support dense beds of macrophytes, which are absent in polluted waters. Beds of charophytes can occur in mesotrophic (C1.25) as well as in oligotrophic (C1.14) waters.

Permanent eutrophic lakes, ponds and pools

Lakes and pools with mostly dirty grey to blue-green, more or less turbid, waters, particularly rich in nutrients (nitrogen and phosphorus) and dissolved bases (pH usually > 7). Moderately eutrophic waters can support dense beds of macrophytes, but these disappear when pollution causes nutrient levels to rise further.

Permanent dystrophic lakes, ponds and pools

Lakes and pools with acidic waters of high humus content and often brown tinted (pH often 3-5).

Permanent non-tidal, fast, turbulent watercourses	Permanent water courses with fast-flowing turbulent water and their associated animal and microscopic algal pelagic and benthic communities. Rivers, streams, brooks, rivulets, rills, torrents, waterfalls, cascades and rapids are included. The bed is typically composed of rocks, stones or gravel with only occasional sandy and silty patches. Features of the river bed, uncovered by low water or permanently emerging, such as gravel or rock islands and bars are treated as the littoral zone (C3). Includes high, mid and low-altitude, usually small to medium-sized streams as defined by the Water Framework Directive.
Permanent non-tidal, smooth-flowing watercourses	Permanent water courses with non-turbulent water and their associated animal and microscopic algal pelagic and benthic communities. Slow-flowing rivers, streams, brooks, rivulets and rills; also fast-flowing rivers with laminar flow. The bed is typically composed of sand or mud. Features of the river bed, uncovered by low water or permanently emerging, such as sand or mud islands and bars are treated as the littoral zone (C3). Includes mid and low-altitude streams as defined by the Water Framework Directive.
Littoral zone of inland surface waterbodies	Reedbeds and other water-fringing vegetation by lakes, rivers and streams; exposed bottoms of dried up rivers and lakes; rocks, gravel, sand and mud beside or in the bed of rivers and lakes.

Raised bogs

The mire surface and underlying peat of highly oligotrophic, strongly acidic peatlands with a raised centre from which water drains towards the edges. The peat is composed mainly of sphagnum remains. Raised bogs form on nearly flat ground and derive moisture and nutrients only from rainfall (ombrotrophic). Raised bog complexes (X04) include larger bog pools (C1.46) and a marginal lagg (C1.47), as well as the main mire surface (D1.1), which in actively-growing raised bogs typically comprises a complex of low hummocks, small pools and their associated vegetation. Raised bogs form only in cool climates with high rainfall. They are most widespread in the boreal zone and in the mountains and hills of the nemoral zone; they occur locally in the lowlands of the nemoral zone. They are characteristic of lowlands and hills of northwestern and northern Europe, the adjacent Hercynian ranges, the Jura, the Alps and the Carpathians. Bogs harbour, in addition to sphagnum, which are often abundant, a small number of vascular plants such as [*Eriophorum vaginatum*], [*Scirpus cespitosus*] ([*Trichophorum cespitosum*]), [*Carex pauciflora*], [*Carex paupercula*], [*Ledum palustre*], [*Vaccinium oxycoccos*], [*Andromeda polifolia*] and [*Drosera rotundifolia*], and lichens. Animal species are not numerous but those that are adapted to bogs are highly specialised. Among typical invertebrates figure dragonflies ([*Leucorrhinia dubia*], [*Aeshna subarctica*], [*Aeshna caerulea*], [*Aeshna juncea*], [*Somatochlora arctica*], [*Somatochlora alpestris*]), lepidopterans ([*Colias palaeno*], [*Boloria aquilonaris*], [*Coenonympha tullia*], [*Vacciniina optilete*], [*Hyphenodes turfosalis*], [*Eugraphe subrosea*]), beetles, ants ([*Formica exsecta*]), bugs and spiders ([*Pardosa sphagnicola*], [*Glyphesis cottonae*]). Most of the species that bogs harbour are rare and their populations fragmented into isolated relictual elements; several are threatened. The remaining intact or nearly intact communities are exceptional.

The mire surface and underlying peat of ombrotrophic peatlands, formed on flat or gently sloping ground with poor surface drainage, in oceanic climates with high rainfall. The mire surface may on flatter ground be very similar to that of a raised bog, with a complex of small pools and terrestrial hummocks. In the strictest sense, blanket bogs are a habitat endemic to northwestern Europe, characteristic of the western and northern British Isles, the Faeroe Islands and the western seaboard of Scandinavia. They often cover extensive areas with local topographic features supporting distinct communities. Sphagnum ([*Sphagnum papillosum*], [*Sphagnum tenellum*], [*Sphagnum compactum*], [*Sphagnum magellanicum*], [*Sphagnum rubellum*], [*Sphagnum fuscum*]) play an important role in all of them, accompanied by [*Narthecium ossifragum*], [*Molinia caerulea*], [*Scirpus cespitosus*], [*Schoenus nigricans*], [*Eriophorum angustifolium*], [*Eriophorum vaginatum*] and [*Calluna vulgaris*]. Blanket bog complexes (X28) include dystrophic pools (C1.4) and acidic flushes (D2.2) as well as the mire surface (D1.2).

Blanket bogs

Valley mires, poor fens and transition mires	Weakly to strongly acid peatlands, flushes and vegetated rafts formed in situations where they receive water from the surrounding landscape or are intermediate between land and water. Included are quaking bogs and vegetated non-calcareous springs. Excluded are calcareous fens (D4), and reedbeds (C3, D5).
Transition mires and quaking bogs	Incompletely terrestrialized wetlands occupied by peat-forming vegetation with acid groundwater or (for vegetation rafts) acid underlying pool or lake water. Characteristic species are [<i>Calla palustris</i>], [<i>Carex chordorrhiza</i>], [<i>Carex diandra</i>], [<i>Carex heleonastes</i>], [<i>Carex lasiocarpa</i>], [<i>Carex limosa</i>], [<i>Carex rostrata</i>], [<i>Menyanthes trifoliata</i>], [<i>Potentilla palustris</i>], [<i>Rhynchospora alba</i>], [<i>Scheuchzeria palustris</i>]. Included are rafts of [<i>Sphagnum</i>] and [<i>Eriophorum</i>] (D2.38) and quaking rafts of [<i>Molinia caerulea</i>] (D2.3D). Excluded are stands of vegetation fringing water bodies (C3.2) unless the vegetation raft is sufficiently extensive to count as a habitat in its own right.
Aapa, palsa and polygon mires	Patterned mire complexes of the arctic, subarctic and northern boreal zones.
Base-rich fens and calcareous spring mires	Peatlands, flushes and vegetated springs with calcareous or eutrophic ground water, within river valleys, alluvial plains, or on hillsides. As in poor fens, the water level is at or near the surface of the substratum and peat formation depends on a permanently high watertable. Excluded are reedbeds (C3, D5).
Sedge and reedbeds, normally without free-standing water	Sedge and reedbeds forming terrestrial mire habitats, not closely associated with open water. Excluded are reedbeds and sedges where they form emergent or fringing vegetation beside water bodies (C3.2).
Dry grasslands	Well-drained or dry lands dominated by grass or herbs, mostly not fertilized and with low productivity. Included are [<i>Artemisia</i>] steppes. Excluded are dry mediterranean lands with shrubs of other genera where the shrub cover exceeds 10%; these are listed as garrigue (F6).
Alvar steppes	Steppic grasslands of palaeozoic limestones of the Baltic islands of Åland and Gotland and of calcareous enclaves of southern Sweden, in Vestgotland, dominated by fescues with numerous species of continental affinities, many at the northern limit of their range, in particular, [<i>Artemisia oelandica</i>], [<i>Artemisia saxicola</i>], [<i>Ranunculus illyricus</i>], [<i>Globularia vulgaris</i>]. They are rich in endemic species and in orchids. Besides the steppe communities included in this unit, their environment includes pioneer rock swards included in unit E1.1 and lowland rock crack communities included in unit H3.
Mesic grasslands	Lowland and montane mesotrophic and eutrophic pastures and hay meadows of the boreal, nemoral, warm-temperate humid and mediterranean zones. They are generally more fertile than dry grasslands (E1), and include sports fields and agriculturally improved and reseeded pastures.

Seasonally wet and wet grasslands	Unimproved or lightly improved wet meadows and tall herb communities of the boreal, nemoral, warm-temperate humid, steppic and mediterranean zones.
Alpine and subalpine grasslands	Primary and secondary grass- or sedge- dominated formations of the alpine and subalpine levels of boreal, nemoral, mediterranean, warm-temperate humid and Anatolian mountains.
Woodland fringes and clearings and tall forb stands	Stands of tall herbs or ferns, occurring on disused urban or agricultural land, by watercourses, at the edge of woods, or invading pastures. Stands of shorter herbs forming a distinct zone (seam) at the edge of woods.
Screes	Accumulations of boulders, stones, rock fragments, pebbles, gravels or finer material, of non-aeolian depositional origin, unvegetated, occupied by lichens or mosses, or colonized by sparse herbs or shrubs. Included are screes and scree slopes produced by slope processes, moraines and drumlins originating from glacial deposition, sandar, eskers and kames resulting from fluvio-glacial deposition, block slopes, block streams and block fields constructed by periglacial depositional processes of downslope mass movement, ancient beach deposits constituted by former coastal constructional processes. Deposits originating from aeolian depositional processes (dunes) or from eruptive volcanic activity are not included; they are included in H5 and H6 respectively. High mountain, boreal and mediterranean unstable screes are colonized by highly specialised plant communities. They or their constituting species may also inhabit moraines and other depositional debris accumulations in the same areas. A very few communities form in lowland areas elsewhere.
Inland cliffs, rock pavements and outcrops	Unvegetated, sparsely vegetated, and bryophyte- or lichen-vegetated cliffs, rock faces and rock pavements, not presently adjacent to the sea, and not resulting from recent volcanic activity. Parts of seacliffs free from the influence of wave or wind transported marine salt are included. Rock accumulations resulting from depositional processes are excluded and listed under H2 or H5.
Snow or ice-dominated habitats	High mountain zones and high latitude land masses occupied by glaciers or by perennial snow. They may be inhabited by algae and invertebrates.
Miscellaneous inland habitats with very sparse or no vegetation	Miscellaneous bare habitats, including glacial moraines, freeze-thaw features, inland sand dunes, burnt ground and trampled areas. Vegetation, if present, is dominated by algae, lichens or bryophytes, with vascular plants absent or very sparse.
Intensive unmixed crops	Cereal and other crops grown on large, unbroken surfaces in open field landscapes.
Large-scale intensive unmixed crops (>25ha)	No description available.
Medium-scale intensive unmixed crops (1-25ha)	No description available.

Small-scale intensive unmixed crops (<1ha)	No description available.
Mixed crops of market gardens and horticulture	Intensive cultivation of vegetables, flowers, small fruits, usually in alternating strips of different crops. Includes allotments and small-scale market gardens.
Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agricultural methods	Traditionally and extensively cultivated crops, in particular, of cereals, harbouring a rich and threatened flora of field weeds including [Agrostemma githago], [Centaurea cyanus], [Legousia speculum-veneris], [Chrysanthemum segetum], [Calendula arvensis], [Adonis] spp., [Consolida] spp., [Nigella] spp., [Papaver] spp.
Cultivated areas of gardens and parks	Cultivated areas of small-scale and large-scale gardens, including kitchen gardens, ornamental gardens and small parks in city squares. Excludes allotment gardens (11.2).

Referenser

- AGIUS, A., WRIGHT, L. S. & BORG, J. A. 2023. Impacts of thermal effluent on *Posidonia oceanica* and associated macrofauna. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 707, 15-29.
- ALFONSO, S., GESTO, M. & SADOUL, B. 2021. Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. *JOURNAL OF FISH BIOLOGY*, 98, 1496-1508.
- AMSTUTZ, A., FIRTH, L. B., SPICER, J. I. & HANLEY, M. E. 2021. Facing up to climate change: Community composition varies with aspect and surface temperature in the rocky intertidal. *MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 172.
- ANDERSON, S. M. & LANDIS, W. G. 2012. A Pilot Application of Regional Scale Risk Assessment to the Forestry Management of the Upper Grande Ronde Watershed, Oregon. *Human and Ecological Risk Assessment*, 18, 705-732.
- AYRE, K. K. & LANDIS, W. G. 2012. A Bayesian Approach to Landscape Ecological Risk Assessment Applied to the Upper Grande Ronde Watershed, Oregon. *Human and Ecological Risk Assessment*, 18, 946-970.
- BACKHAUS, T., BRACK, W., VAN DEN BRINK, P. J., DEUTSCHMANN, B., HOLLERT, H., POSTHUMA, L., SEGNER, H., SEILER, T. B., TEODOROVIC, I. & FOCKS, A. 2019. Assessing the ecological impact of chemical pollution on aquatic ecosystems requires the systematic exploration and evaluation of four lines of evidence. *ENVIRONMENTAL SCIENCES EUROPE*, 31.
- BEDNARZ, P. A. 2020. Do decibels matter? A review of effects of traffic noise on terrestrial small mammals and bats. *POLISH JOURNAL OF ECOLOGY*, 68, 323-333.
- BURT, C. S., KELLY, J. F., TRANKINA, G. E., SILVA, C. L., KHALIGHIFAR, A., JENKINS-SMITH, H. C., FOX, A. S., FRISTRUP, K. M. & HORTON, K. G. 2023. The effects of light pollution on migratory animal behavior. *TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION*, 38, 355-368.
- CHEN, Y. Y., DESTOUNI, G., GOLDENBERG, R. & PRIETO, C. 2021. Nutrient source attribution: Quantitative typology distinction of active and legacy source contributions to waterborne loads. *HYDROLOGICAL PROCESSES*, 35.
- COLLINS, C. & KAYS, R. 2011. Causes of mortality in North American populations of large and medium-sized mammals. *ANIMAL CONSERVATION*, 14, 474-483.
- DE SZECHY, M. T. M., KOUTSOUKOS, V. D. & BARBOZA, C. A. D. 2017. Long-term decline of brown algal assemblages from southern Brazil under the influence of a nuclear power plant. *ECOLOGICAL INDICATORS*, 80, 258-267.
- EHLIN, U., LINDAHL, S., NEUMAN, E., SANDSTRÖM, O. & SVENSSON, J. 2009. Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp - Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. *Elforsk rapport 09:79*. Elforsk.
- ERIKSSON, C., BODIN, T. & SELANDER, J. 2017. Burden of disease from road traffic and railway noise - a quantification of healthy life years lost in Sweden. *SCANDINAVIAN JOURNAL OF WORK ENVIRONMENT & HEALTH*, 43, 519-525.

- FALCON, J., TORRIGLIA, A., ATTIA, D., VIENOT, F., GRONFIER, C., BEHAR-COHEN, F., MARTINSONS, C. & HICKS, D. 2020. Exposure to Artificial Light at Night and the Consequences for Flora, Fauna, and Ecosystems. *FRONTIERS IN NEUROSCIENCE*, 14.
- GARG, N. & MAJI, S. 2014. A critical review of principal traffic noise models: Strategies and implications. *ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT REVIEW*, 46, 68-81.
- GASTON, K. J., BENNIE, J., DAVIES, T. W. & HOPKINS, J. 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88, 912-927.
- GASTON, K. J. & HOLT, L. A. 2018. Nature, extent and ecological implications of nighttime light from road vehicles. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 55, 2296-2307.
- GUSTAVSSON, M., KREUGER, J., BUNDSCHUH, M. & BACKHAUS, T. 2017. Pesticide mixtures in the Swedish streams: Environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Science of the Total Environment*, 598, 973-983.
- GUSTAVSSON, M., MOLANDER, S., BACKHAUS, T. & KRISTIANSSON, E. 2023. Risk assessment of chemicals and their mixtures are hindered by scarcity and inconsistencies between different environmental exposure limits. *ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 225.
- HALPERN, B. S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K. A., KAPPEL, C. V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., BRUNO, J. F., CASEY, K. S., EBERT, C., FOX, H. E., FUJITA, R., HEINEMANN, D., LENIHAN, H. S., MADIN, E. M. P., PERRY, M. T., SELIG, E. R., SPALDIG, M., STENECK, R. & WATSON, R. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- HAMMAR, L., MOLANDER, S., PALSSON, J., CRONA, J. S., CARNEIRO, G., JOHANSSON, T., HUME, D., KAGESTEN, G., MATTSSON, D., TORNQVIST, O., ZILLEN, L. M., M., BERGSTROM, U., PERRY, D., CALDOW, C. & ANDERSEN, J. H. 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 734.
- HAMMAR, L., SCHMIDTBAUER CRONA, J., KÅGESTEN, G., HUME, D., PÅLSSON, J., AARSUD, M., MATTSSON, D., ÅBERG, F., HALLBERG, M. & JOHANSSON, T. 2018. Symphony - Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- HAMMAR, L., WIKSTROM, A. & MOLANDER, S. 2014. Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod. *Renewable Energy*, 66, 414-424.
- 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. *BEHAVIORAL ECOLOGY*, 30, 1501-1511.
- HELCOM 2018a. HELCOM Thematic assessment of cumulative impacts on the Baltic Sea 2011-2016.
- HELCOM 2018b. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* Helsinki.
- HELCOM 2023. State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016-2021. (HOLAS 3). *Baltic Sea Environment Proceedings*.

- HILL, J. E., DEVAULT, T. L. & BELANT, J. L. 2019. Cause-specific mortality of the world's terrestrial vertebrates. *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY*, 28, 680-689.
- HORDIJK, L. 1991. USE OF THE RAINS MODEL IN ACID-RAIN NEGOTIATIONS IN EUROPE. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 25, 596-603.
- HUSSEIN, A. A. A., BLOEM, E., FODOR, I., BAZ, E., TADROS, M. M., SOLIMAN, M. F. M., EL-SHENAWY, N. S. & KOENE, J. M. 2021. Slowly seeing the light: an integrative review on ecological light pollution as a potential threat for mollusks. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 28, 5036-5048.
- JONSSON, P. R., HAMMAR, L., WAHLSTROM, I., PALSSON, J., HUME, D., ALMROTH-ROSELL, E. & MATTSSON, M. 2021. Combining seascape connectivity with cumulative impact assessment in support of ecosystem-based marine spatial planning. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 58, 576-586.
- KAZAK, J., VAN HOOFF, J. & SZEWRANSKI, S. 2017. Challenges in the wind turbines location process in Central Europe - The use of spatial decision support systems. *RENEWABLE & SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 76, 425-433.
- KIGHT, C. R. & SWADDLE, J. P. 2011. How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *ECOLOGY LETTERS*, 14, 1052-1061.
- KORPINEN, S. & ANDERSEN, J. H. 2016. A Global Review of Cumulative Pressure and Impact Assessments in Marine Environments. *Frontiers in Marine Science*, 3.
- LANDIS, W. G., AYRE, K. K., JOHNS, A. F., SUMMERS, H. M., STINSON, J., HARRIS, M. J., HERRING, C. E. & MARKIEWICZ, A. J. 2017. The Multiple Stressor Ecological Risk Assessment for the Mercury-Contaminated South River and Upper Shenandoah River Using the Bayesian Network-Relative Risk Model. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13, 85-99.
- LANDIS, W. G. & WIEGERS, J. A. 1997. Design considerations and a suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 3, 287-297.
- LANDIS, W. G. & WIEGERS, J. K. 2007. Ten years of the relative risk model and regional scale ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 13, 25-38.
- LEPCZYK, C. A., FANTLE-LEPCZYK, J. E., DUNHAM, K. D., BONNAUD, E., LINDNER, J., DOHERTY, T. S. & WOINARSKI, J. C. Z. 2023. A global synthesis and assessment of free-ranging domestic cat diet. *Nature Communications*, 14, 7809.
- LI, M. R., XU, Y., GUO, J. H., LI, Y. & LI, W. 2020. Application of a GIS-Based Fuzzy Multi-Criteria Evaluation Approach for Wind Farm Site Selection in China. *ENERGIES*, 13.
- LOSS, S. R., WILL, T. & MARRA, P. 2015. Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. In: FUTUYMA, D. J. (ed.) *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, VOL 46.
- MACGREGOR, C. J., POCOCK, M. J. O., FOX, R. & EVANS, D. M. 2015. Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. *ECOLOGICAL ENTOMOLOGY*, 40, 187-198.
- MANN, S. & SINGH, G. 2022. Traffic noise monitoring and modelling - an overview. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 29, 55568-55579.

- MATTHEWS, R. A., LANDIS, W. G. & MATTHEWS, G. B. 1996. The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 597-603.
- MCKENNA, R., PFENNINGER, S., HEINRICH, H., SCHMIDT, J., STAFFELL, I., BAUER, C., GRUBER, K., HAHMANN, A. N., JANSEN, M., KLINGLER, M., LANDWEHR, N., LARSEN, X. G., LILLIESTAM, J., PICKERING, B., ROBINIUS, M., TRONDLE, T., TURKOVSKA, O., WEHRLE, S., WEINAND, J. M. & WOHLAND, J. 2022. High-resolution large-scale onshore wind energy assessments: A review of potential definitions, methodologies and future research needs. *RENEWABLE ENERGY*, 182, 659-684.
- MILLS, G., PLEIJEL, H., MALLEY, C. S., SINHA, B., COOPER, O. R., SCHULTZ, M. G., NEUFELD, H. S., SIMPSON, D., SHARPS, K., FENG, Z. Z., GEROSA, G., HARMENS, H., KOBAYASHI, K., SAXENA, P., PAOLETTI, E., SINHA, V. & XU, X. B. 2018. Tropospheric Ozone Assessment Report: Present-day tropospheric ozone distribution and trends relevant to vegetation. *ELEMENTA-SCIENCE OF THE ANTHROPOCENE*, 6.
- MITCHELL, C. J., LAWRENCE, E., CHU, V. R., HARRIS, M. J., LANDIS, W. G., VON STACKELBERG, K. E. & STARK, J. D. 2021. Integrating Metapopulation Dynamics into a Bayesian Network Relative Risk Model: Assessing Risk of Pesticides to Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in an Ecological Context. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17, 95-109.
- MOORE, L. J., PETROVAN, S. O., BATES, A. J., HICKS, H. L., BAKER, P. J., PERKINS, S. E. & YARNELL, R. W. 2023. Demographic effects of road mortality on mammalian populations: a systematic review. *BIOLOGICAL REVIEWS*, 98, 1033-1050.
- MORAES, R., LANDIS, W. G. & MOLANDER, S. 2002. Regional risk assessment of a Brazilian rain forest reserve. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8, 1779-1803.
- MORASH, A. J., SPEERS-ROESCH, B., ANDREW, S. & CURRIE, S. 2021. The physiological ups and downs of thermal variability in temperate freshwater ecosystems. *JOURNAL OF FISH BIOLOGY*, 98, 1524-1535.
- NAGUIB, M. 2013. Living in a noisy world: indirect effects of noise on animal communication. *BEHAVIOUR*, 150, 1069-1084.
- OWENS, A. C. S. & LEWIS, S. M. 2018. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *ECOLOGY AND EVOLUTION*, 8, 11337-11358.
- PHELAN, J., BELL, M. D., LYNCH, J. A. & GEISER, L. H. 2023. Standardized naming convention and classification system for critical loads of nitrogen and sulfur deposition. *ECOSPHERE*, 14.
- POSTHUMA, L., ALTENBURGER, R., BACKHAUS, T., KORTENKAMP, A., MÜLLER, C., FOCKS, A., DE ZWART, D. & BRACK, W. 2019. Improved component-based methods for mixture risk assessment are key to characterize complex chemical pollution in surface waters. *ENVIRONMENTAL SCIENCES EUROPE*, 31.
- POTVIN, D. A. 2017. Coping with a changing soundscape: avoidance, adjustments and adaptations. *ANIMAL COGNITION*, 20, 9-18.

- RABOIN, M. & ELIAS, D. O. 2019. Anthropogenic noise and the bioacoustics of terrestrial invertebrates. *JOURNAL OF EXPERIMENTAL BIOLOGY*, 222.
- RANPISE, R. B. & TANDEL, B. N. 2022. Urban road traffic noise monitoring, mapping, modelling, and mitigation: A thematic review. *NOISE MAPPING*, 9, 48-66.
- RODRIGO-COMINO, J., SEELING, S., SEEGER, M. K. & RIES, J. B. 2021. Light pollution: A review of the scientific literature. *ANTHROPOCENE REVIEW*.
- RODRIGUEZ, A., HOLMES, N. D., RYAN, P. G., WILSON, K. J., FAULQUIER, L., MURILLO, Y., RAINE, A. F., PENNIMAN, J. F., NEVES, V., RODRIGUEZ, B., NEGRO, J. J., CHIARADIA, A., DANN, P., ANDERSON, T., METZGER, B., SHIRAI, M., DEPPE, L., WHEELER, J., HODUM, P., GOUVEIA, C., CARMO, V., CARREIRA, G. P., DELGADO-ALBURQUEQUE, L., GUERRA-CORREA, C., COUZI, F. X., TRAVERS, M. & LE CORRE, M. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *CONSERVATION BIOLOGY*, 31, 986-1001.
- ROHRIG, K., BERKHOUT, V., CALLIES, D., DURSTEWITZ, M., FAULSTICH, S., HAHN, B., JUNG, M., PAUSCHER, L., SEIBEL, A., SHAN, M., SIEFERT, M., STEFFEN, J., COLLMANN, M., CZICHON, S., DORENKAMPER, M., GOTTSCHALL, J., LANGE, B., RUHLE, A., SAYER, F., STOEVESSANDT, B. & WENSKE, J. 2019. Powering the 21st century by wind energy-Options, facts, figures. *APPLIED PHYSICS REVIEWS*, 6.
- ROOS, A. M., BACKLIN, B. M., HELANDER, B. O., RIGET, F. E. & ERIKSSON, U. C. 2012. Improved reproductive success in otters (*Lutra lutra*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 170, 268-275.
- SAETHER, B. E. & ENGEN, S. 2015. The concept of fitness in fluctuating environments. *TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION*, 30, 273-281.
- SCHWARTZ, A. L. W., SHILLING, F. M. & PERKINS, S. E. 2020. The value of monitoring wildlife roadkill. *EUROPEAN JOURNAL OF WILDLIFE RESEARCH*, 66.
- SELANDER, J., NILSSON, M. E., BLUHM, G., ROSENLUND, M., LINDQVIST, M., NISE, G. & PERSHAGEN, G. 2009. Long-Term Exposure to Road Traffic Noise and Myocardial Infarction. *EPIDEMIOLOGY*, 20, 272-279.
- SHAFIULLAH, M., RAHMAN, S. M., MORTOJA, M. G. & AL-RAMADAN, B. 2016. Role of spatial analysis technology in power system industry: An overview. *RENEWABLE & SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 66, 584-595.
- SHAO, M., HAN, Z. X., SUN, J. W., XIAO, C. S., ZHANG, S. L. & ZHAO, Y. X. 2020. A review of multi-criteria decision making applications for renewable energy site selection. *RENEWABLE ENERGY*, 157, 377-403.
- SILVA, W. T. A. F., HARDING, K. C., MARQUES, G. M., BACKLIN, B. M., SONNE, C., DIETZ, R., KAUALA, K. & DESFORGES, J. P. 2020. Life cycle bioenergetics of the gray seal (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea: Population response to environmental stress. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*, 145.
- STONE, E. L., HARRIS, S. & JONES, G. 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *MAMMALIAN BIOLOGY*, 80, 213-219.

- SVECHKINA, A., PORTNOV, B. A. & TROP, T. 2020. The impact of artificial light at night on human and ecosystem health: a systematic literature review. *Landscape Ecology*, 35, 1725-1742.
- VAFEIADOU, A. M., BRETANA, B. L. P., VAN COLEN, C., DOS SANTOS, G. A. P. & MOENS, T. 2018. Global warming-induced temperature effects to intertidal tropical and temperate meiobenthic communities. *MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 142, 163-177.
- WANG, C. N., DANG, T. T. & NGUYEN, N. A. T. 2021. Location Optimization of Wind Plants Using DEA and Fuzzy Multi-Criteria Decision Making: A Case Study in Vietnam. *IEEE ACCESS*, 9, 116265-116285.
- WANG, Z. Y., WALKER, G. W., MUIR, D. C. G. & NAGATANI-YOSHIDA, K. 2020. Toward a Global Understanding of Chemical Pollution: A First Comprehensive Analysis of National and Regional Chemical Inventories. *Environmental Science & Technology*, 54, 2575-2584.
- WIEGERS, J. K., FEDER, H. M., MORTENSEN, L. S., SHAW, D. G., WILSON, V. J. & LANDIS, W. G. 1998. A regional multiple-stressor rank-based ecological risk assessment for the fjord of Port Valdez, Alaska. *Human and Ecological Risk Assessment*, 4, 1125-1173.
- WROTONY, M. & BOHATKIEWICZ, J. 2021. Traffic Noise and Inhabitant Health-A Comparison of Road and Rail Noise. *SUSTAINABILITY*, 13.
- ZHAO, M., ZHOU, Y. Y., LI, X. C., CAO, W. T., HE, C. Y., YU, B. L., LI, X., ELVIDGE, C. D., CHENG, W. M. & ZHOU, C. H. 2019. Applications of Satellite Remote Sensing of Nighttime Light Observations: Advances, Challenges, and Perspectives. *REMOTE SENSING*, 11.
- ZIMMERLING, J. R., POMEROY, A. C., D'ENTREMONT, M. V. & FRANCIS, C. M. 2013. Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. *Avian Conservation and Ecology*, 8.