

1549

NINA Rapport

Nasjonal overvåking av insekter

Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram

Jens Åström, Tone Birkemoe, Torbjørn Ekrem, Anders Endrestøl, Frode Fossøy, Anne Sverdrup-Thygeson, Frode Ødegaard



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Nasjonal overvåking av insekter

Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram

Jens Åström

Tone Birkemoe

Torbjørn Ekrem

Anders Endrestøl

Frode Fossøy

Anne Sverdrup-Thygeson

Frode Ødegaard

Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, Endrestøl, A., T., Fossøy, F.,
Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2019.
Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til
overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for
naturforskning.

Trondheim, Januar 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3287-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen.

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Lise Tingstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-1141|2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Malaisefelle på palsmyr © Sondre Dahle

NØKKEWORD

- Overvåking
- Insekter
- Overvåkingsopplegg
- Norge
- Tidstrender
- Terrestrisk
- Arealrepresentativ
- Malaisefeller

KEY WORDS

- Monitoring
- Insects
- Monitoring program
- Norway
- Time trends
- Terrestrial
- Areal representative
- Malaise traps

Sammendrag

Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, Endrestøl, A., T., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for naturforskning.

Insekter spiller en avgjørende rolle i de fleste økosystemer, blant annet som føde, predatorer, parasitter, nedbrytere, og pollinatorer. Flere rapporter beskriver nedgang i insektbestander verden over, men vi vet lite om hvordan dette har endret seg over tid i Norge. Konsekvensene av store reduksjoner av insekter er vanskelige å forutse og potensielt katastrofale. Det er derfor viktig å etablere en nasjonal overvåking for å få konkrete kunnskaper om hva som skjer med insektene. Denne rapporten presenterer en kort gjennomgang av kunnskapsnivået for insekter i verden og i Norge og gir en behovsanalyse knyttet til arealrepresentativ landsdekkende insektovervåking. Rapporten beskriver hva som kreves av et godt overvåkingsprogram med ulike alternativer og ambisjonsnivåer. Til sist skisseres budsjetter for de ulike alternativene.

Resultater fra tidligere studier antyder at en bør oppsøke omtrent 200 lokaliteter for kunne oppdage relevante endringer med en statistisk styrke på 80 %. Antallet lokaliteter øker med antallet områder og forklaringsvariabler man ønsker å lage separate estimater for. De største kostnadene er knyttet til prosessering av innsamlede prøver, der vi per i dag anbefaler grovsortering til orden med telling av individer og måling av biomasse. DNA-metastrekkoding kan gi besparinger på cirka 40 % av den totale kostnaden, men det er i dag svært usikkert om teknikken kan erstatte en manuell grovsortering og opptelling av individer.

Vi anbefaler en rulleringsplan for overvåkingslokaliteter, der man vender tilbake til samme lokalitet hvert fjerde eller femte år og oppnår et komplett omløp med to besøk i hver lokalitet etter 8 eller 10 år. Dette gir grunnlag for å registrere naturlig variasjon i et område, samtidig som eventuelle forandringer trolig vil være store nok til å kunne måles. Som et utgangspunkt anbefaler vi å prioritere naturtypene semi-naturlig mark i lavlandet, og skog. På et senere tidspunkt kan man vurdere en finere inndeling eller utvidelse til flere naturtyper. Et slikt opplegg vil la seg gjennomføres til en årlig kostnad på omkring 20 millioner. Kostnadene kan nesten halveres hvis man aksepterer en statistisk styrke på 60 %, hvilket vil tillate overvåking i fler naturtyper. På den måten kan man få separate estimater for 5 naturtyper eller geografiske regioner for omkring 27 millioner per år. Kommunevise estimater blir vesentlig dyrere og vurderes ikke å være økonomisk forsvarlige. Flere alternative opplegg til overvåkingsprogram gis i rapporten. Vi anbefaler en samlokalisering med det planlagte rutenettverket i arealrepresentativ naturovervåking (ANO) så langt praktisk mulig (SSBs 500x500m grid). Dette bør vurderes mer konkret når ANO sine overvåkingsruter har blitt valgt.

Vi anbefaler at overvåkingsprogrammet, dataanalyser og rapportering av resultater ledes av en forskningsinstitusjon i konsortium med relevante fagmiljøer. Videre anbefaler vi at ett eller flere av universitetsmuseene i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim tar hånd om og kuraterer prøvene. I museene er imidlertid tilgjengelig magasinplass begrenset, spesielt for kjøle- og fryseplass. Museene må derfor involveres tidlig i et overvåkingsprogram for å sikre tilstrekkelig lagringskapasitet og personressurser. Kostnader til eventuelle nye magasin er ikke budsjettet i rapporten.

Flere faktorer innenfor et så omfattende prosjekt er vanskelige å vurdere uten å prøve dem ut praktisk. Kostnadene for sortering, mulighetene for DNA-metabarcoding, og lagringsplass for prøver er i skrivende stund usikre, og må testes ut før man kan anslå framtidige ressursbehov. Også mulighetene for billigere drift av feller, og for samlokalisering med en eventuell landsdekkende arealrepresentativ naturovervåking må vurderes i praksis. Det er derfor nødvendig med et pilotprosjekt som neste skritt der de praktiske realitetene testes ut. De data som kreves for å regne i detalj på statistisk styrke vil sannsynligvis kreve flere års innsamling. Vi anbefaler derfor at oppsettet for et insektovervåkingsprogram evalueres og justeres etter fem års driftstid.

I tillegg til dette presenteres et utvidet separat sammendrag rettet mot beslutningstakere som vedlegg.

Jens Åström, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Tone Birkemoe, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås
Torbjørn Ekrem, NTNU Vitenskapsmuseet, NTNU, 7491 Trondheim
Anders Endrestøl, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Frode Fossøy, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås
Frode Ødegaard, NTNU Vitenskapsmuseet, NTNU, 7491 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Rapportens omfang og innhold	7
2 Kunnskapsstatus og behovsanalyse.....	9
2.1 Introduksjon.....	9
2.2 Bakgrunn og datagrunnlag	9
2.3 Internasjonalt.....	10
2.4 Norge.....	16
3 Generelt om overvåkingsdesign	23
3.1 Mål med overvåkingsdesign og metodikk.....	23
3.2 Replikater og kilder til variasjon	24
3.3 Arealrepresentativitet – rutenettverk kontra naturtypekartlegging	25
3.4 Antall naturtyper/regioner/forklaringsvariabler å estimere effekt av	26
3.5 Forskjøvet overvåking og variasjon i tid og rom.....	26
3.6 Overvåking av sjeldne og kryptiske arter.....	28
4 Beregning av statistisk styrke.....	30
4.1 Forutsetninger for beregning av statistisk styrke	30
4.2 Konsekvenser av å undersøke mange forklaringsvariabler	32
5 Fast overvåking av insektsamfunn	33
5.1 Formålet med overvåking.....	33
5.2 Naturtyper og gradienter av interesse	34
5.3 Plassering av lokaliteter og samlokalisering med øvrig overvåking	35
5.4 Innsamlingsmetodikk	36
5.5 Fenologi og dataoppløsning	41
5.6 Kostnadsberegning.....	41
6 Registreringer av påvirkningsfaktorer.....	45
6.1 Feltregistreringer av miljøvariabler	45
6.2 Skala for innhenting miljøvariabler.....	45
6.3 Innhenting av fjernmålingsdata.....	46
6.4 Romlig presisjon av feltforhold	47
7 Overvåking av prioriterte arter	49
7.1 Formålet med overvåking	49
7.2 Diskrete artsgrupper og naturtyper	49
8 Datahåndtering	54
9 Prøvelogistikk, lagring og kuratering	55
9.1 Beskrivelse av logistikkjeden ved løpende prøvetaking.....	55
9.2 Håndtering av prøver.....	55
9.3 Datainnhenting fra prøver.....	56
9.4 DNA-basert identifisering av bulkprøver	57
9.5 Tilgang til materiale	59
10 Konklusjoner og anbefalinger	60
11 Referanser.....	62
12 Vedlegg 1 - Utvidet sammendrag	73

Forord

Denne rapporten er utført på oppdrag fra Miljødirektoratet og utgjør første steget på veien mot en løpende nasjonal overvåking av insekter i Norge. En kontinuerlig overvåking vil fylle et grunnleggende kunnskapshull ved å identifisere endringer i insektfaunaen og viktige påvirkningsfaktorer for en slik endring. Overvåking er nærmest nødvendig for å oppdage generelle tidstrender på en robust måte.

Det er behov for videre uttesting i felt og lab før et opplegg kan fastsettes, og vi anbefaler et pilotstudium som neste skritt.

Den 19 Oktober ble det gjennomført en workshop i NINA-huset i Trondheim, der utfordringer og mulige opplegg ble drøftet. Deltakere var Tone Birkemoe, Sondre Dahle, Anders Endrestøl, Rannveig Jacobsen, Anne Sverdrup-Thygeson, Frode Ødegaard, Sandra Åström, Jens Åström, fra prosjektgruppen, Tomas Holmern og Per Johan Salberg fra Miljødirektoratet, Dave Karlsson via video fra Svenska Malaisefelleprosjektet, Kristoffer Bøhn fra Sabima, Stine Svalheim Markussen fra Artsdatabanken, Kristin Magnussen fra MENON ECONOMICS, samt Jan Inge Skogheim fra Pandora Film AS (TV produksjonsselskap). Jeg vil takke for en interessant dag!

Kontaktperson på Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern. Vi takker for god dialog og relevante innspill gjennom prosjektets gang. Gode innspill har også kommet fra Jane Jepsen og Per Arneberg.

Trondheim, Desember 2018
Jens Åström
Prosjektleder

1 Innledning

Det siste århundret har vi sett et kraftig tap av urørt natur og store nedganger i ville bestander av dyr og planter. For eksempel rapporterte Grooten & Almond (2018) at menneskelig aktivitet har ført til 60 % reduksjon av vertebrater siden 1970. Hastigheten på nedgangen i artsmangfoldet er så stor at vi kan si at vi lever i den sjette masseutryddelsen (Ceballos & Ehrlich 2018, Pimm et al. 1995, Lawton & May 1995). Det nye er at den høyst sannsynlig er menneskeskapt.

I den senere tid har varsler om reduserte bestander og synkende artsantall for insekter fått internasjonal oppmerksomhet (e.g. NY Times 27.11.2018). Samtidig har vi blitt mer bevisst på de viktige økosystemfunksjonene insekter utfører, og har begynt å kunne måle effektene av tapet på de godene vi får av naturen (Losey & Vaughan 2006, Garibaldi et al. 2016). Nyheten om en kraftig reduksjon av insektbiomasse i et tysk naturreservat i fjor fikk spesielt stor oppmerksomhet (Hallman et al. 2017). Denne nedgangen har usikker årsak, men knyttes til forandret areal-bruk. I 2018 ble det rapportert om kraftig nedgang i insektfaunaen i en regnskog i Puerto Rico som resultat av klimaendringer (Lister & Garcia 2018). Disse studiene vitner om store forandringer av hele dyresamfunn, men urovekkende trender finnes også for enkeltarter. For eksempel rapporterer Brower et al. (2018) om overraskende stor tilbakegang i populasjonsstørrelse til Monark-sommerfugl de siste 37 år. Dette er bare noen av flere nyere studier som peker på nedadgående trender for insektmangfold og biomasse.

Samtidig er det betydelig mangel på kunnskap om status, trender og årsakssammenhenger for populasjonsendringer hos insekter, ikke minst i Norge (for pollinerende insekter, se Totland et al. 2013). Per i dag eksisterer løpende overvåking bare for dagsommerfugler og humler i tre regioner i Norge (Åström et al. 2017). I tillegg utforskes overvåking av insekter i palsmyr (Dahle et al. 2017), og bjørkemålere overvåkes i bestemte områder gjennom TOV-prosjektet (Framstad 2016).

Artsdatabanken har registrert en betydelige mengde funn av insekter i Artskart, men mesteparten av disse dataene er tilfeldig innsamlet, og er utfordrende å analysere på grunn av store variasjoner i innsamlingsinnsats over tid og rom, samt manglende dokumentasjon på fravær av arter. Det er også manglende belegg for observasjoner, og insektfunn rapportert fra befolkningen er både selektive og har manglende kvalitetssikring i forhold til bestemmelser. Slike registreringer er derfor problematiske å benytte når man skal vurdere trender i insektfaunaen.

Situasjonen er at vi kun har noen få spredte datakilder på bestandsstørrelser, utbredelser, forandringer, og årsakssammenheng for forekomster av insekter. Vår evne til å vurdere status for de fleste insektgrupper er derfor begrenset, og vi har ikke mulighet til å forstå trender og årsakssammenhenger for forekomster av insektsamfunn og deres påvirkningsfaktorer på en tilfredsstillende måte. Miljødirektoratets ønske om en kontinuerlig, bred insektovervåking er derfor etterlengtet. Et standardisert overvåkingsprogram er viktig om vi skal være i stand til å i oppdage endringer og treffe tiltak for å stanse nedadgående trender.

1.1 Rapportens omfang og innhold

Oppdragets mandat er å levere en behovsanalyse og et forslag til et anbefalt arealrepresentativt nettverk av overvåkingsstasjoner, slik at man kostnadseffektivt og med god statistisk utsagnskraft kan følge status, trender og forklare årsakssammenhenger for observerte endringer for artsgruppen insekter og deres betydning for vurdering av tilstanden i terrestriske økosystem. Prosjektet skal også vurdere separat overvåking av et utvalg trua insektarter. Etter videre presisering og konsultasjon med oppdragsgiver er vurderingene i rapporten begrenset til terrestriske insekter.

Tre ulike ambisjonsnivåer for overvåkingsopplegg har blitt spesifisert fra oppdragsgiver som aktuelle å beregne kostnader og ytelse for.

1. Ett opplegg på cirka 10 millioner årlig, eks mva. Vi vurderer her hva man kostnadseffektivt kan få til, gitt oppdragets prioriteringer og våre faglige vurderinger.

2. En større oppløsning på de fem regionene; Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge og Nord-Norge, slik at status og trender for insekter i de terrestriske systemene kan overvåkes for hver region.
3. Et forslag på geografisk oppløsning som kan gi en representativ overvåking på et representativt utvalg kommuner i de fem regionene. Hvordan er endringene på kommunenivå og hvordan kan overvåkingen brukes til å evaluere virkemidler på dette nivået? Vi har her regnet på kostnadene ved å estimere tilstand for fem kommuner i hver av disse fem regionene.

Det finnes mange måter å overvåke insekter på, og de varierer mye med tanke på kostnader og den type data de gir. Grunnleggende spørsmål er på hvor mange lokaliteter man skal observere insekter, og hvilke områder som skal overvåkes. I tillegg kommer spørsmål om hvor ofte, når, hvor mange feller, og med hvilken felletype/innsamlingsmetode man skal gjennomføre innsamlingene. Videre finnes det flere alternativ for hvordan de innsamlede prøvene skal behandles. Ny metodikk muliggjør kostnadsbesparelser, men man må samtidig passe på at kvaliteten på dataene, og lagring av referansemateriale for fremtiden er tilfredsstillende. Til sist er det også viktig å samle inn tilstrekkelig mange forklaringsvariabler for å kunne analysere funnene statistisk, og også her finnes det flere alternativ. Vi har prøvd å vurdere alle disse spørsmålene med tanke på praktiske muligheter, økonomi og mulige resultater. Ofte må man veie flere faktorer mot hverandre, og endelige løsninger er til dels et spørsmål om hva man ønsker å prioritere.

Vi mangler fortsatt detaljert kunnskap om flere av avveiningene som må gjøres og det er derfor vanskelig å fastslå et bestemt overvåkingsopplegg som det beste. Vi mener det fortsatt er behov for metodeutprøving før et endelig opplegg kan fastsettes. Følgende essensielle elementer vil være viktige å undersøke i et pilotprosjekt:

1. Innsamlingsmetodikk, tømingsintervall og ekstraksjonsmetode tilpasset DNA-analyser, og mulighetene for å kombinere disse med manuell identifisering. Felletype, plassering, tømingsintervall, oppbevaringsvæske, og ekstraksjonsmetode påvirker det totale antallet prøver man får fra en sesong, det fenologiske spennet man måler, og til hvilken grad DNA ekstraksjonen er destruktiv for små skjøre individer.
2. Samsvar mellom identifisering basert på DNA-strekkoding og morfologi. Alt tyder på at DNA-strekkoding vil gi en mer effektiv identifisering av de fleste artene i en prøve. Men, det er fremdeles uklart om metodikken er god nok for å fange opp trender i bestander, særlig endringer i antall individer og biomasse. Det trengs derfor flere sammenlignende studier, før en kan anbefale DNA analyse som eneste analyseform i overvåkingsøyemed. En kan tenke seg at DNA-strekkoding kombinert med samlede biomassemål som en fordelaktig metodikk.
3. Hvor mange feller kreves for å gi et representativt bilde på insektsamfunnet på en lokalitet? Det er uklart hvor mange feller og tøminger som kreves for å fange opp tilstanden på en gitt lokalitet, og om denne er ulik mellom naturtyper.
4. Hvilke ambisjonsnivåer for registrering av miljøvariabler som er praktisk mulige å gjennomføre.
5. Mulighetene for at frivillige drifter feller. I teorien kan dette være ressursbesparende, men gevinsten er avhengig hvor mange tøminger en velger å gjennomføre per sesong, og detaljnivået i miljøvariablene man må registrere ved hver tømning.

2 Kunnskapsstatus og behovsanalyse

2.1 Introduksjon

Insekter er en stor og tallrik organismegruppe. I Norge utgjør insekter 44 % av det kjente arts mangfoldet med sine om lag 18 000 arter (Artsdatabanken). I kraft av sin tallrikhet og det faktum at insektene er tilstede nesten overalt i terrestriske og limniske økosystemer, gjør insektene til en vesentlig del av norsk biologisk mangfold, og spiller en viktig rolle i økologiske prosesser og funksjoner i norsk natur.

Insektene er avgjørende for en rekke økosystemtjenester norsk natur leverer: De bidrar til næringsomsetning og resirkulering av organisk materiale, de står for pollinering og hjelper med frøspredning, de er avgjørende føde for en rekke andre arter som fugl, flaggermus og ferskvannsfisk, og de er viktige for å kontrollere andre arters populasjoner, inkludert arter vi betrakter som skadegjørere. Et velfungerende insektsamfunn er med andre ord avgjørende for god økologisk tilstand i alle våre terrestriske økosystemer.

2.2 Bakgrunn og datagrunnlag

Vi har gjennomgått internasjonale og norske rapporter og vitenskapelige artikler som berører tematikken, basert på både kjent litteratur og relevante søk i Web of Science og Google Scholar. Budsjetts rammer har muligens begrenset omfanget, men vi mener likevel vi har fanget opp de mest sentrale arbeidene som gir grunnlag for å si noe om generell status for insekter.

Enheter for eksisterende vurderinger: tallrikhet, artsantall, biomasse, artsammensetning

Insekters status kan vurderes på mange måter. Man kan se på **tallrikhet** eller populasjonsendring – altså at det blir flere eller færre individer av en eller flere arter. En eventuell endring i tallrikhet kan påvirke insektenes evne til å utføre økosystemtjenester, fordi det reduserer den samlede mulige innsatsen. Mindre populasjoner gjør også arten mer sårbar og kan føre til en negativ, nedadgående spiral som til slutt ender i utdøing (og dermed redusert artsantall). Nedgang i enkeltarters tallrikhet kan derfor være et godt tidlig varslingsystem for fremtidig utdøing, slik det også brukes ved rødlistekategorisering.

En annen mulighet er å studere endringer i **artsantall**, generelt for insekter eller innenfor ulike grupper, f.eks. pollinatorer. En utfordring her er at innførte arter kan bidra til å holde artsantallet stabilt eller endog økende, selv om hjemmehørende arter forsvinner. Det er dette som kalles artsforflatning (biotic homogenization) – at unike og sjeldne arter går tilbake på bekostning av generalistene. En effekt av dette er at områder som før var ulike, i dag i større grad innehar de samme artene. En måte å unngå dette på er å heller studere **artssammensetning**, for å kunne spore nettopp slike trender. Utfordringen da er å kunne kvantifisere endringen på en god måte, og vite hva endringen betyr.

Endringer i **biomasse** er også brukt, bland annet i det kjente studiet fra Tyskland (Hallmann et al. 2017), fra England (Shortall et al. 2009) og fra Puerto Rico (Lister & Garcia 2018). Her måler man endringer i samlet vekt av insekter over tid med så like innsamlingsmåter som mulig. En fordel med denne målemetoden er at den er lite kostbar, og at den setter fokus på biomassen av insekter som er tilgjengelig for eksempel insektetere. En ulempe er at det er umulig å skille mellom rene endringer i tallrikhet og endringer i artssammensetning. Dersom sammensetningen f.eks. har forskjøvet seg slik at noen større insekter har blitt vanligere kan det skjule en stor nedgang i antall av små arter. Det er heller ikke mulig å si noe om enkeltgrupper av insekter endres i forhold til andre, hvilket igjen kan ha betydning for f.eks. fuglers mattilgang, fordi ikke alle insekter er like egnet som føde.

Molekylære metoder for identifisering av arter, og estimering av biomasse og tallrikhet hos insekter har utviklet seg betydelig de siste 10 årene. Ikke minst skyldes dette etableringen av Barcode of Life Data Systems (BOLD), en internasjonal, åpen database for lagring, offentliggjøring og kuratering av DNA-strekkoder (Ratnasingham & Hebert 2007). BOLD er i dag den mest komplette referansebasen for strekkoder på dyr, og også stedet for deponering og offentliggjøring av data generert gjennom Norwegian Barcode of Life (NorBOL).

Bakgrunnsdata for eksisterende vurderinger

Kunnskapen vi har om insekters status i dag er i forsvinnende liten grad et resultat av systematisk, langsiktig overvåking. Den er snarere basert på en eller flere av følgende ressurser og metoder:

- **Endringer i sted- og tidfestede artsforekomster i globale- og/eller nasjonale databaser og samlinger over tid.** Dette er datamateriale som ikke er samlet inn systematisk (selv om deler av materialet kan være det), men statistiske metoder er utviklet for å justere for denne mangelen (se for eksempel (Carvalho et al. 2013)). Kvaliteten på datasettet er avhengig av innsamlingsinnsatsen i hvert enkelt land, og dette er også avgjørende for hva datasettet kan brukes til. Studier av slike data fra blant annet England og Nederland har blitt enormt mye lest og sitert (eksempel (Biesmeijer et al. 2006)).
- **Andel truede arter** (jf rødlistevurderinger etter IUCNs metode, nasjonalt, regionalt eller globalt), av alle arter vurdert, kan indikere bevaringsstatus til ulike grupper av insekter (Collen et al. 2012, Dirzo et al. 2014). På grunn av skjev og mangelfull utvalgelse av vurderte arter, er den globale rødlisten relativt lite egnet til denne type vurderinger (kun 7908 arter inkludert per 21.08.2018). Enkelte nasjonale eller regionale rødlistene derimot har langt bedre dekningsgrad og gir derfor mer pålitelige anslag, som for eksempel de skandinaviske rødlistene inkludert den norske (Collen et al. 2012).
- **Begrensede overvåkingsserier eller re-samplinger** basert på ulike fangstmetoder eller registreringer (store sugetårn, malaisefeller, sommerfugltransektorer, blad og nåleskader, barkbillefeller, radarer, fallfeller m.m.), over tid. Bakgrunnen for, og kvaliteten av, disse dataene varierer mye. Generelt er det snakk om registreringer gjort med lik innsamlingsmetode på de samme stedene flere år på rad. De fleste studiene er knyttet til kulturmark.
- **Endring i artssammensetning, og til dels også i mengde av insektrester** bevart i myrer, fuglemøkk og andre materialer over tid (Buckland et al. 2014, Nocera et al. 2012, Schweiger & Svenning 2018).

2.3 Internasjonalt

2.3.1 Hva vet vi om insekters status og trender?

Kunnskapsstatus når det gjelder insekter er langt svakere enn for virveldyr. Selv anslagene for antall arter spriker stort. I dag kjenner vi drøyt 1 million beskrevne arter (Zhang 2011). Anslagene over gjenværende arter varierer, men ligger stort sett mellom fem og 10 millioner gjenværende arter (Hamilton et al. 2011, Mora et al. 2011, Ødegaard 2000, Stork et al. 2015).

Ikke bare er det et stort etterslep når det gjelder å beskrive insektarter. Vår kunnskap om artenes status er enda dårligere. Den mest omfattende oversikten over verdens rødlistede virvelløse dyr (Collen et al. 2012) påpeker at vi kjenner bevaringsstatus for mindre enn 1 % av de beskrevne artene, og at invertebrater er grovt underrepresentert i bevaringslitteraturen.

I sum kan vi si at de studier og data som finnes støtter opp om en **total nedgang i antall insekter** (se kapittel 2.3.3 for hvilke overvåkingsinitiativ som finnes), selv om dette mønstret varierer med artsgrupper, tidsperioder og geografiske områder.

Uten at det er mulig å fastslå årsakssammenhengen, påpeker også stadig flere studier at det er nedgang i andre artsgrupper som er i tett samspill med insekter. Det gjelder både planter, som avhenger av pollinerende insekter (Biesmeijer et al. 2006), og fugl, ikke minst insektetende fugl. En studie fra 25 europeiske land viser at det har blitt 420 millioner færre fugl i Europa på snaut 30 år (Inger et al. 2015). I Canada har populasjonen av sandsvale gått tilbake med 98 % siden 1970 (COSEWIC) og fra Puerto Rico (Lister & Garcia 2018) har insektetende fugl, øgler og frosk gått tilbake samtidig med insektene.

2.3.2 Hvilke påvirkningsfaktorer er viktigst, og hva vet vi om endringer i disse i nyere tid?

Collen et al. (2012) sin statusrapport oppsummerer følgende hovedtrusler mot virvelløse dyr generelt: Arter i ferskvann er særlig truet av forurensning av nitrat og fosfat fra landbruket, etterfulgt av vassdragsregulering og oppdemming og uttak av vann til vanning av avlinger og bruk i husholdninger. Landlevende virvelløse dyr trues av vår stadig økende og mer intensive areal-bruk, samt av negative konsekvenser av fremmede arter. Ikke særlig overraskende vurderes risikoen å være størst for arter som er lite mobile og/eller har begrenset utbredelse.

Naturpanelets to ferske rapporter, regionrapporten for Europa og Sentral-Asia (IPBES 2018) og rapporten om arealforringelse og restaurering (IPBES 2018), viser at arealbruksendringer, inkludert intensivering i jordbruk og skogbruk, spredning av byområder og utbygging av infrastruktur har ført til at naturmangfoldet reduseres og at økosystemer blir svekket eller ødelagt. Dette går også ut over insektmangfoldet.

Jordbruk, skogbruk og utbygging er de største drivere av naturødeleggelse verden over. I tillegg vil ødelagt natur forverre klimaendringene, og klimaendringene vil på sin side forverre naturødeleggelser.

Naturpanelets pollinator-rapport (IPBES 2016) slår fast at ville pollinerende insekter flere steder er under press, og trekker spesielt frem endret arealbruk, intensivering i landbruket, forurensning og klimaendringer. Rapporten peker også på at det står store verdier på spill, siden verdien av insekters innsats for pollinering av verdens matvekster er anslått til å være på nivå med Norges bruttonasjonalprodukt.

Ifølge Naturpanelet har det globale dyrkingsarealet av matvekster som er avhengig av pollinatorer, økt med 300 % de siste 50 årene, men avlingene har ikke økt tilsvarende. Dette kan være et resultat av en nedgang i insekter. Rapporten dokumenterer at klimaendringer allerede har ført til endret utbredelse hos enkelte pollinerende arter, som humler og sommerfugler. Også sprøytemidler, forurensning, fremmede arter og parasitter trekkes frem som årsaker til tilbakegangen. I nyere tid har vært stort fokus blant annet på de såkalte neonikotinoidene (sprøytemidler) som har vist store negative effekter på blant annet humler (Raine et al. 2018). Neonikotinoider er også funnet i honning i Norge (Mitchell et al. 2017). Generelt er det svært begrenset kunnskap om årsak-virkning og dose-respons-forhold for de ulike påvirkningsfaktorene. I praksis virker flere av faktorer sammen, gjerne over et spenn både i tid og rom, og dette gjør det vanskelig å peke på enkle årsakssammenhenger. Det er derfor stort behov for mere kunnskap om disse sammenhengene.

2.3.3 Hvilke overvåkingsinitiativ finnes?

Kunnskapen vi har i dag er i liten grad et resultat av systematisk, langsiktig overvåking. I tabell 2.1 har vi sammenfattet noen sentrale initiativ, eller studier, som representerer viktige kilder til den kunnskapen vi har om endring i insektsamfunn. Endringene er i hovedsak studert over perioder på 15 til 50 år og stammer i stor grad fra landbruksområder i Europa, og spesielt fra Storbritannia. Vi har mest kunnskap om sommerfugler og andre pollinerende insekter.

De studiene som gir de største mulighetene for å beskrive endringene er studier av enkeltarters populasjonsstørrelser gjennom tid fra flere geografisk adskilte områder. Et eksempel på dette er et stort studie av sommerfugler tatt i lysfeller gjennom en 30-årsperiode i Storbritannia (Conrad et al. 2006). Her viste så mange som 2/3 av artene en total nedgang fra 1968–2002. Tilsvarende har den europeiske sommerfugl-indikatoren «European Grassland Butterfly Indicator», som inkluderer 17 sommerfuglarter fra 10 land, funnet en 50 % nedgang i sommerfuglenes totale tallrikhet over 21 år (1990–2011) (van Swaay et al. 2016). Ser vi nærmere på disse studiene, ser vi at det er store variasjoner knyttet til geografi og arter. Sommerfugler i Storbritannia (Conrad et al. 2006) viste nedganger kun i sørlige deler av landet og den europeiske sommerfuglindikatoren viste bare nedgang hos åtte arter. To arter holdt seg stabile, én økte og resten av artene var det for usikre tall til å si noe om. Et annet eksempel på store variasjoner er et studie av løpebiller fra Storbritannia

over en 15-års periode som viste både nedgang, økning og stabile populasjoner avhengig av habitat og geografisk område (Brooks et al. 2012).

Oppsummeringen til Dirzo et al. (2014) står i en særstilling da de sammenfattet 29 studier der enkeltarter har vært studert over en 50-års periode. De fleste av disse studiene var av sommerfugler, men også stikkveps, biller, humler, mygg og fluer var inkludert. Hovedtyngden av artene inkludert var fra Europa og Nord-Amerika, men noen enkeltarter fra andre deler av verden er også inkludert. Oppsummeringen benytter en indeks på endringer. Totalt falt denne indeksen med 45 % gjennom 50 år.

Når det gjelder «overvåkingsserier» av total insektbiomasse er det tre studier som peker seg ut; ett fra Puerto Rico, ett fra Tyskland og ett fra Storbritannia. Studiet fra et skogområde i Puerto Rico viser en nedgang i tørrvekt av biomasse på 75–80 % (slagåving) og 97–98 % (klisterfeller) i perioden mellom 1970 og 2012. I tillegg har de observert parallelle nedganger i insektspisende amfibier, frosker og fugler, samt nedgang i tallrikhet hos leddyr i trekronene over en 20 års periode. Studiet fra Tyskland (Hallmann et al. 2017), viser 75 % reduksjon i mengde insekter fanget over 27 år i malaise-feller i kulturmarksnære områder i Tyskland. I England var resultatene annerledes: Gjennom 40 år med overvåking basert på høye sugetårn i jordbruksområder sank insektbiomassen på bare ett av fire områder (Shortall et al. 2009). Da de delte insektene inn i grupper viste det seg videre at nedgangen vesentlig var knyttet til store tovinger.

Et studie fra Grønland skiller seg ut geografisk og fortjener derfor en kort omtale. Over en 15 års-periode har antall av fjærmygg og fluer fanget i fallfeller gått betydelig ned. Studiet spesifisere ikke hvor stor nedgangen var, men utfra en gjengitt figur ser den ut til å kunne tangere 75 % (Høye et al. 2013).

Bruk av databaser og samlinger har vist en nedgang i biearter i Storbritannia og Nederland før og etter 1980, mens blomsterfluer var mindre berørt i samme området (Biesmeijer et al. 2006). En analyse av endringer i en tidsperiode med sterk intensivering av landbruket (1950–1969 versus 1970–1989) viste at artssammensetningen av bier og humler endret seg mye, men at denne trenden senere har flatet ut (1970–1989 til 1990–2009) (Carvalho et al. 2013). I USA har fire av åtte studerte humlearter fått redusert sin relative tallrikhet med opp til 96 % (Cameron et al. 2011). Deres leveområdene har samtidig blitt redusert med over 20 % de siste 20 årene.

Tabell 2.1. Et utvalg studier med data som belyser endring av insekter over tid.

Land/naturtype	Tidsperiode	Insektgruppe	Hovedtrend	Måleenhet	Referanse
Sørlege Storbritannia, landbruks-områder	1973–2003	12 vanligste nattfly	Stabilt (vurdert ut fra graf) men fluktuasjoner som styres av temperatur og nedbør	Enkeltarters tallrikhet	Rothamsted insect survey (Mutshinda 2011)
Hele UK, Rothamsted Insect Survey (RIS)	1968–2002	Makro-sommerfugler i lysfeller 100 steder	2/3 av artene viste en nedgang over tid. Sum i antall: ingen endring i nordlige England, men en endring i syd	Enkeltarters tallrikhet	(Conrad et al. 2006)
Danmark, København by	1992–2009	Sommerfugler og biller fanget i lysfelle	Bille og sommerfugl-samfunn endret seg mer og mer over tid. Endringene kunne spores til enkelte traits/grupper	Enkeltarters tallrikhet	(Thomsen et al. 2016)
Storbritannia, UK Environmental Change Network: flere steder og mange naturtyper fra lavland til høyland	1994–2008	Løpebiller, fallfeller	Forskjeller mellom regioner og naturtyper: Fjellområder og myrer mellom 52 % og 35 % nedgang. Beitesmark, skog og hekker stabile. Heier viste en økning i antall.	Enkeltarters tallrikhet	(Brooks et al. 2012)
Europa, 10 land «European Grassland Butterfly Indicator»	1990–2011	17 arter dag-sommerfugler, registrert ved transekter	Totalt: 50 % nedgang. 8 arter med nedgang. 2 er stabile, 1 har økt. Resten usikre tall	Enkeltarters tallrikhet	(van Swaay et al. 2016)
Europa + litt annet, basert på 29 studier i	1960–2012	Mest sommerfugler, men også andre arter i totalt 8 ordner (mariehøner, stikkveps, stankelbeinmygg, skyggebille, minerende flue, fruktfluer med mer)	45 % nedgang i en indeks, sterkere for andre insekter enn sommerfugler	Enkeltarters tallrikhet omregnet til en indeks	(Dirzo et al. 2014)

Nord-Amerika	1900–1999, 2007 & 2009	Humler	4 (av 8) arter har fått en redusert relativ abundans med opp til 96 % og deres leverområder har blitt redusert med over 20 % de siste 20 årene	Enkeltarters relative tallrikhet/ Dyr i museumssamlinger	(Cameron et al. 2011)
Sverige, rødkløverfelt	1940–2010	Humler	Relativ abundans av korttungede humler har økt fra 40 til 89 %,	Enkeltarters relative tallrikhet, artsrikhet, diversitet	(Bommarco et al. 2012)
Storbritannia, GBIF-data	1970–2009	Løpebiller, marihøner Sommerfugler Øyestikkere Bier, veps og maur,	30–60 % av artene (varierer med orden, minst effekt for løpebiller/marihøner) viste en nedadgående trend	Endring i utbredelse for enkeltarter	(Dirzo et al. 2014)
Storbritannia, kornåkre	1970–2011	26 taxa, inkludert spretthaler og edderkopper, vacuum suction trap	Mange grupper viste nedgang på 70 og 80 tallet. Stabilt/oppgang siden?	Tallrikhet innenfor grupper	(Ewald et al. 2015)
Grønland, tundra	1995–2010	Møkkfluer, fjærmygg og edderkopper fanget i fallfeller	Møkkfluer og fjærmygg redusert med opp til 75? %. Ulveedderkopper – økning, mattevevere stabilt	Tallrikhet innenfor grupper	(Høye et al. 2013)
Tyskland, vesentlig i nærheten av åkerlandskap	1989–2016	Alt som går i en malaisefelle	75 % nedgang i biomasse	Biomasse	(Hallmann et al. 2017)
Sørlige Storbritannia, landbruks-områder	1973–2002	Alt som trekkes inn i et sugetårn (bladlus, møll, tovinger)	Stabilt på 3 av 4 målestasjoner, nedgangen på 1 stasjon er vesentlig nedgang i store diptera	Biomasse	Rothamsted insect survey (Shortall et al. 2009)
Puerto Rico	1971/1972-2012	Biomasse etter slagghåving og klisterfeller, antall leddyr i trekronene i en 20-års periode og pinnedyr	8–60 gangers reduksjon (omregnet til 75–98 % reduksjon)	Biomasse (tørrvekt)	(Lister & Garcia 2018)

Storbritannia og Nederland	Før og etter 1980	Artsantall, bier og blomsterfluer i samlinger	Artsantallet av bier gikk ned i 52 % av rutene (10x10 km) i Storbritannia, og 67 % av rutene i Nederland. Blomsterfluer viste ingen konsistente mønstre i Storbritannia, men en økning i 34 % av rutene i Nederland. Omkring 30 % færre arter stod for 50 % av forekomstene når de sammenlignet før og etter 1980 (gjaldt både bier og blomsterfluer)	Dyr museumssamlinger/databaser i	(Biesmeijer et al. 2006)
Storbritannia, Nederland og Belgia	1950–1969 til 1970–1989 sammenlignet med 1970–1989 til 1990–2009	Forskjeller i artssammensetning av humler, andre bier, blomsterfluer og sommerfugler i samlinger	Humler stort sett mindre endringer i siste perioden, det samme gjelder også for bier i Nederland. Varierende resultater for de andre gruppene.	Dyr museumssamlinger/databaser i	(Carvalho et al. 2013)

2.4 Norge

2.4.1 Hva vet vi om insekters status og trender i Norge?

Vi har svært lite informasjon om status og trender for insekter i Norge, siden det i liten grad har vært gjennomført systematiske studier over tid. Det finnes noe data for enkeltarter, særlig skadegjørere som granbarkbille (NIBIO 2018) i granrike områder og bjørkemålere i arktisk tundra (COAT 2018). I nyere tid har også populasjonene av enkelte rødlistede arter blitt fulgt over år, samt dagsommerfugler og humler.

Rødlistevurderingene er blant de beste kildene til status om arter, der 10 876 av insektartene er vurdert for rødlisten. Rødlisten 2015 angir at 1163 insektarter er truet, mens 655 er nær truet (Henriksen & Hilmo 2015). Det er særlig to grupper av insekter som utmerker seg. Insekter i kulturmark, hvor nesten en tredjedel av artene er rødlistet, og insekter knyttet til død ved/naturskog. Bare blant bier og humler er tolv biearter antatt å ha forsvunnet fra Norge de siste 100 år. Av alle truede arter i skog er 84 % knyttet til gammel skog.

Elven & Søli (2016) har oppsummert statusen for artsmangfoldet i Norge på tre nivåer; taksonomi, utbredelse og økologi. Skalaen går fra (0) *Ingen kunnskap* til (5) *sikker kunnskap*. Ser man på insektene isolert basert på de artene vi har dokumentert i Norge (18262 arter), har man *svært svak* til *svak kunnskap* innen taksonomi og økologi for omkring 10000 arter (hovedsakelig veps og tovinger), *svært svak* til *svak kunnskap* innen utbredelse for omkring 15000 arter (hovedsakelig veps, tovinger, biller og nebbmunner). Sammenstillingen vises i tabell 2.2.

Tabell 2.2. Kunnskapsstatus for taksonomi, utbredelse og økologi av insektsordner i Norge. Basert på Elven & Søli (2016). Kunnskapsstatus; 1 = Svært svak kunnskap, 2 = Svak kunnskap, 3 = Akseptabel kunnskap, 4 = God kunnskap, 5 = Sikker kunnskap.

Orden	Totalt	Kunnskapsstatus om taksonomi					Kunnskapsstatus om utbredelse					Kunnskapsstatus om økologi				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Archaeognatha	3			3				3						3		
Blattodea	10			10						10					10	
Coleoptera	3529			3529				3529						3529		
Dermaptera	4			4					4					4		
Diptera	5403		5403					5403					5403			
Ephemeroptera	48		48						48					48		
Hemiptera	1267			1267				1267						1267		
Hymenoptera	5050	5050						5050					5050			
Lepidoptera	2270			2270					2270						2270	
Mecoptera	5				5				5					5		
Megaloptera	5				5				5					5		
Neuroptera	59			59				59					59			
Odonata	50			50					50						50	
Orthoptera	31			31					31						31	
Phthiraptera	38					38										
Plecoptera	35				35					35					35	
Psocoptera	62			62					62					62		
Raphidioptera	4				4				4					4		
Siphonaptera	51			51					51						51	
Strepsiptera	3	3					3						3			
Thysanoptera	127			127					127			127				
Trichoptera	205			205					205					205		
Zygentoma	3			3				3							3	
	18262	5053	5451	7671	49	38	3	15314	2862	45	0	127	10515	5132	2450	0

2.4.2 Hvilke påvirkningsfaktorer er viktigst, og hva vet vi om endringer i disse faktorene i nyere tid, i Norge?

Vi har flere nasjonale systemer som beskriver status og utvikling i norsk natur, først og fremst naturindeksen og vannforskriften. Med utgangspunkt i disse systemene beskrives utviklingen i norske økosystem å variere fra god til under middels (miljostatus.no). For ferskvann og fjell er tilstanden relativt stabil og over middels. Likevel viser vannforskriften at det er risiko for at bare omkring 60 % av vannforekomstene når målet om god økologisk tilstand innen 2021. Våtmark og åpent lavland har en nedadgående trend og har en tilstand som ligger omtrent midt på skalaen. Tilstanden i skog har økt, men ligger fortsatt godt under middels på skalaen.

Det er med andre ord særlig i økosystemene skog, våtmark og åpent lavland at utviklingen er lite tilfredsstillende. Dette er viktig bakgrunnsinformasjon når status for norske insekter skal vurderes. Skog dekker nesten 40 % av Norges landareal, og er svært viktige leveområder for insekter. Åpent lavland utgjør 3–4 % av landarealet, men har en uforholdsmessig stor betydning for insekter, ikke minst blomsterbesøkere. Våtmark utgjør om lag 10 % av landarealet. Ofte forekommer disse habitatene som en mosaikk, og det som påvirker ett økosystem kan også ha betydning for et annet.

Det arbeides også med et system for å vurdere god økologisk tilstand i økosystemene (Nybø & Evju 2017). Både her og i arbeidet med naturindeks for Norge jobbes det i noen grad med å sammenstille trenddata for påvirkningsfaktorer, delvis bakover i tid men især med tanke på framtidig overvåking.

Skog

Mennesker har påvirket skogen siden de innvandret etter istiden, men påvirkningen økte sterkt med utviklingen av trelastnæringen på 1500-tallet. Med utviklingen av en mer omfattende skogindustri på slutten av 1800-tallet og bred gjennomføring av flateskogbrukets driftsmodell fra ca. 1950 er skogbruket blitt den totalt dominerende menneskelige påvirkningen på skogen. I tillegg har aktiv forvaltning av store hjortedyr og rovdyr skapt helt andre bestandsnivåer og dynamikk for disse artene, noe som igjen påvirker resten av økosystemet.

Dette påvirker i sin tur artsmangfoldet tilknyttet skogen, som for en stor del utgjøres av insekter. I følge Artsdatabanken finnes 48 % av norske truede arter i skog (Henriksen & Hilmo 2015). Mange av dem er knyttet til død ved, enten i soleksponerte omgivelser (som i de ekstremt dødved-rike fasene etter en stormfelling eller skogbrann) eller i gammel og lite påvirket skog.

Skog formet av bestandsskogbruk har en vesentlig kortere omløpstid enn naturskog. Skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder (70–120 år), hogges lenge før trærnes fulle livsløp er gjennomført. Ved at skogen høstes med mye kortere omløpstid enn hva som ville være tilfellet i naturskog, vil mye større andel av skogen bestå av yngre skog. For eksempel har Pennanen (Pennanen 2002) modellert aldersfordelingen i boreal skog under ulik hyppighet av skogbranner og vist at arealandelen av gammel skog (eldste kohort i bestanden > 150 år) i natur-skog generelt vil utgjøre 60–80 %. Til sammenligning utgjør arealandelen i dagens norske skog med alder på minst 120 år 16,8 % av alt skogareal (Tomter 2018), mens arealandelen som er minst 160 år utgjør 2,1 % (Granhus et al. 2012). Dette indikerer at dagens norske skog har betydelig lavere andeler av gammel skog enn det man ville forvente i naturskog. Dermed vil veldig gamle trær være sjeldne, og mengden av død ved vil være sterkt redusert, spesielt død ved av grove dimensjoner. Andelen med gammel skog har imidlertid økt noe de siste tiårene (Tomter 2018).

Anslag for mengden av død ved i naturskog varierer mellom 90–120 m³/ha for høyproduktiv sør- og mellomboreal skog, 50–80 m³/ha i nordboreal skog og 20 m³/ha for lavproduktiv fjell-skog (Jonsson & Siitonen 2012, Siitonen 2001). I dagens norske skog ligger mengden av død ved på 10,6 m³/ha, fordelt med ca. 1/3 på stående og 2/3 på liggende død ved. Mengden av død ved er økende i dagens skog (Storaunet & Rolstad 2015). Likevel er mengden død ved i dagens norske skoger fremdeles vesentlig lavere enn i naturskog, bare om lag 15–20 %.

For insektmangfoldet er flere ulike aspekter ved den døde veden viktig (Kraus & Krumm 2013, Seibold et al. 2016, Stokland et al. 2012). Ulike arter foretrekker forskjellige typer død ved: stående eller liggende, ulike treslag, dimensjoner og nedbrytningsstadier. I tillegg vil det være avgjørende hvilket miljø den døde veden befinner seg i, om det er kalkfattig eller kalkrikt, tørt eller fuktig, soleksponert eller skyggefullt, osv. Det er også dokumentert flere eksempler på tydelige sammenhenger mellom tidlige og sene arter i suksesjoner på død ved, der de første artene påvirker den videre suksisjon av insekter og andre nedbrytere (Jacobsen et al. 2015, Weslien et al. 2011). For insektenes del er ikke minst det omtrent komplette fraværet av de naturlig dødvedrike, soleksponerte tidlige suksesjonene vesentlig (Swanson et al. 2011).

Også endret treslagssammensetning vil påvirke insektmangfoldet i skogen. Prioritering av gran i skogskjøtselen gir mindre furu og færre eldre løvtrær enn i naturskog. Dette vil påvirke insekter knyttet til disse treslagene. Dessuten vil en skogbestand dominert av plantet gran gi en tett og mindre lysåpen skog enn en naturskog med større innslag av løvtrær eller furu. Dårligere lystilgang i granbestander vil generelt være negativt for lys- og varmekrevende vedlevende insekter.

I tillegg kan også faktorer som tidligere grøfting og grøfterensk, markberedning og uttak av grener, topper og lauvtrær til biobrensel påvirke insektmangfoldet i skog.

Våtmark

Våtmark dekker omtrent 10 % av Norges areal og er viktig for mange insekter, ikke minst arter knyttet til ferskvann. I Norge er endret arealbruk (oppdyrking, nedbygging, skogplanting etc.) er den viktigste årsaken til at arter som lever i våtmark er truet, men også andre trusler som vannstandsregulering, forurensning, forsuring, forsøpling, spredning av fremmede arter spiller inn.

I norske våtmarker lever mer enn 3000 arter leddyr, de fleste insekter (Miljostatus.no). Disse kan leve i de øverste lagene av torvmoser, i vannet eller være tilknyttet vegetasjonen. Noen vil være generalister mens andre er spesialisert til våtmark – som emblaringvinge som har larveutvikling på starr.

Det er 83 arter av true insekter tilknyttet våtmarkssystemer i iht. Norsk Rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

Hydrologi er den mest avgjørende økologiske faktoren for våtmarker, og den påvirkes gjennom mange av inngrepene beskrevet over. Oppdyrking, nedbygging og torvtekt har gjerne vært konsentrert til laveliggende strøk, og status og trusselbilde for våtmark i lavlandet er derfor annerledes enn for våtmark i nordboreal og lavalpin bioklimatisk sone (Nybo et al. 2018).

Klimaendringer vil påvirke næringstilgang i våtmark, men det er usikkert hva den samlede effekten av endret temperatur og nedbør vil bli.

Åpent lavland / semi-naturlig mark

Status for Åpent lavland omfatter åpent landareal nedenfor skoggrensa, i hovedsak av semi-naturlig hei og eng, der naturtypens karakter er formet gjennom langvarig ekstensiv beite og slått, uten å være pløyd, sprøytet, gjødslet eller tilsådd. Dyrka mark, bebygd areal og annet areal med kunstige økosystemer inngår ikke. Naturtypene i åpent lavland er formet gjennom interaksjoner mellom naturressurser og menneskers bruk over tid, helt tilbake til den første bosettingen etter siste istid.

Det er grunn til å tro at arealet av disse naturtypene var størst i siste del av 1700-tallet og frem til ca. 1850 (Nybo & Evju 2017). Kulturlandskapet i Norge har alltid vært i endring som følge av endringer i driftsformer i jordbruket. Men det er særlig fra 1950-tallet at overgangen fra tradisjonelle, ekstensive driftsmetoder til moderne, intensive metoder med monokultur og bruk av kunstgjødsel har skutt fart. Samtidig har reduksjon av beiteareal og opphør av slått fører til at

store arealer gror igjen. Flere naturtyper som var vanlige i kulturlandskapet før, har gått sterkt tilbake sammenliknet med situasjonen for femti eller hundre år siden. Det gjelder slåttemark, slåttemyr og kystlynghei, som har status som utvalgte naturtyper, men også strandenger og blomsterrike arealer generelt i lavlandet.

Disse naturtypene er kjent for et rikt mangfold av insekter, knyttet til det rike blomstermangfoldet (én kvadratmeter slåttemark huse hele 50 plantearter). Fordi naturtypen er på kraftig retur, er også mange av de tilhørende insektartene i nedgang. Dette reflekteres når man ser på status for pollinerende arter på rødlista: Mens andelen rødlista og trua arter (av vurderte) totalt utgjør 22 % og 11 %, er 30 % av bier og humler rødlistet og 18 % av dem er truet. Inkluderer man også andre insektgrupper med mange pollinerende arter (dagsommerfugler og tussemørkesvermere, blomsterbukker, gullbasser, børstebiller, glansbiller, bringebærbiller, bløtbukker, blomsterbiller, broddbiller, blomsterfluer og noen vepsearter, inkludert bier og humler) er 25 % av dem rødlistet og 16 % vurdert som truet. Dette betyr at pollinerende insekter som gruppe både har en høyere andel rødlistede arter og en høyere andel truede arter enn alle vurderte arter sett under ett (Henriksen & Hilmo 2015).

I tillegg til arealbruksendringer kan også klimaendringer, fremmede arter, plantevernmidler, miljøgifter og kjemikalier true bestandene av pollinerende insekter i semi-naturlig mark. Mattilsynet har ansvar for godkjenning av plantevernmiddel som skal brukes i Norge. Ved vurdering av plantevernmidler er det ifølge den norske pollinatorstrategien fra 2018 (Landbruks- og matdepartementet et al. 2018) behov for mer kunnskap om særnorske forhold, og om hvordan belastningen på pollinatorer kan reduseres. Neonikotinoider, som har vært satt i sammenheng med biedød, er fra desember 2018 kun tillatt i Norge som spesialpreparat i veksthus (Mattilsynet 2018).

Fjell

Fjell er bioklimatisk definert til områdene over skoggrensa og mangler et sammenhengende tresjikt. Det utgjør 28 % av det totale fastlandsarealet, men mye av dette dekkes av grus, stein, blokkmark eller nakent fjell. Klimaendringer vil ha særlig store utslag i dette økosystemet. Tregrensa og klimasoner vil trolig forskyves oppover i fjellet og høyfjellsarter vil få redusert sine leveområder.

Mye av endringer i fjellet de siste hundre årene skyldes også menneskelig påvirkning gjennom endring i arealbruk som redusert setring, utbygging av vei og jernbane, kraftutbygging, økt turisme, bygging av hytter og alpinanlegg. En reduksjon i seterbruket med tilhørende nedgang i beite, hogst og slått har ført til gjengroing av fjell-landskapet og bidratt til en heving av skoggrensa (Setten & Austrheim 2012).

Det er 24 truede insektarter tilknyttet NiN naturtype «fjell» i henhold til Norsk Rødliste for arter 2015 (Artsdatabanken 2018).

2.4.3 Hvilke overvåkingsinitiativ finnes i Norge?

Vi har lite detaljert kunnskap om status og utvikling for norske insekter.

Av eksisterende langtidsserier/overvåking finnes et prosjekt som ser på enkelte store og lett gjenkjennelige pollinerende insekter, basert på en «folkeforskningsmetodikk» (Citizen science), nemlig *Den nasjonale overvåkingen av dagsommerfugler og humler i Norge*. I dette prosjektet har man siden 2009 gjennomført arealrepresentativ overvåking av dagsommerfugler og humler i tre områder (Østlandet, Sørlandet, Trøndelag) i Norge (Åström et al. 2017). Inventeringene foretas i åpen gressmark og skogsmark i lavlandet av frivillige registranter som rekrutteres og organiseres gjennom Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (Sabima).

Analysene som er gjort i humle/dagsommerfugl-prosjektet så langt (to regioner fulgt fra 2009, tre regioner fulgt fra 2013), har ikke påvist noen trender over tid for hverken dagsommerfugler eller humler. Imidlertid indikerer dataene en kraftig redusert tilstand sammenliknet med

referansesamfunnet, som er basert på en antatt tilstand rundt 1950, særlig for dagsommerfugler. Vi vet foreløpig ikke i hvilken grad denne negative utviklingen fortsatt er til stede, men det er grunn til å anta at disse insektsamfunnene fortsatt forandres. Habitatene som dagsommerfugler og humler er avhengige av er fortsatt i endring på grunn endret arealbruk, effektivisering og intensivering i jordbruket, samt et endret klima. Det kan nevnes at undersøkelser fra Sverige viser at korttunge humler har økt i relativ abundans (fra 40 til 89 % av alle humler) i felt av rødkløver fra 40-tallet og fram til i dag (Bommarco et al. 2012).

På oppdrag fra miljødirektoratet har NMBU og NINA også foreslått en metode for overvåking av insekter knyttet til den utvalgte naturtypen hul eik, som ble publisert i en rapport våren 2018 (Sverdrup-Thygeson et al. 2018). Denne overvåkingen er avhengig av at en finansiering kommer på plass.

Det finnes også noe data for enkeltarter som mnemosynesommerfugl (årlige data fra 1988–2001, samt en del enkeltår fra 2005–2015) (Ødegaard et al. 2011) og klippeblåvinge (årlige data fra 2009–2018) (Endrestøl & Bengtson 2017), eremitt (årlige data fra 2010–2018) (Endrestøl et al. 2017), samt spredte initiativ for overvåking av enkelte skadegjørere blant insektene, i hovedsak bjørkemålere i Troms og Finnmark og granbarkbillen i granrike områder (Birchmoth-prosjektet, Økland et al. 2007).

Det er i veldig liten grad foretatt re-samplinger av områder som har vært undersøkt tidligere og det er ingen studier der man har tatt i bruk databaser/museumssamlinger for å se på endring i observasjoner/innsamlet materiale over tid.

2.4.4 Behovsanalyse for overvåking i Norge

Vi kan ta utgangspunkt i flere ulike kriterier for hvilke natursystemer der insektstatus bør overvåkes:

- Basert på hva vi allerede vet om den **økologiske tilstanden** til naturtyper peker våtmark, semi-naturlig mark i lavlandet og skog seg ut som aktuelle.
- Tar vi utgangspunkt i de naturtypene der **klimaendringer forventes å ha størst innvirkning** vil fjellet eller nord-områdene muligens være de beste å følge opp.
- Om vi fokuserer på økosystemer der tilstanden i dag er dårligst i iht. kilder beskrevet over, vil skog, våtmark og åpent lavland komme ut som viktige naturtyper for overvåking av insekter. Dette er også **de naturtypene hvor vi har flest muligheter for å sette inn forbedrende tiltak**.
- Vi kan også fokusere på områder **der hvor insektene kan ha størst økonomisk betydning for oss**. Dette er sannsynligvis i områder med åpent lavland, og da særlig i jordbruksområder, hvor insekters pollineringsstjeneste er viktig. Et alternativ kan være overvåking i ferskvann, våtmark eller skog der produksjon av insekter er av stor betydning for pattedyr, fugl og fisk. Høy biodiversitet kan også være et kriterium, da dette har betydning både for genressurser, i forhold til opplevelser, kontroll av utbruddsarter (eks. granbarkbille) med mere.
- Overvåking av **verneområder versus ikke vernede områder** i flere naturtyper. En slik sammenligning vil kunne bidra til en bedre forståelse av påvirkningsfaktorer og deres romlige effekt.
- Vi kan fokusere på **naturmiljøer som har flest rødlistede arter**

2.4.5 Stikkordsliste over mulige tiltak som vil forbedre status

En rekke ulike tiltak, av ulik karakter, vil kunne forbedre status for insekter i Norge. Omfanget av denne rapporten tillater oss ikke å gå i detalj på dette, så her nevnes kun kort en stikkordsliste over ulike typer tiltak:

1. Økt kunnskap gjennom kartlegging og systematisk overvåking.
 - Igangsette nasjonal overvåking.

- Sikre drift av allerede etablerte overvåkingsprosjekter, herunder dagsommerfugl- og humleovervåkingen, overvåking av insekter i hule eiker, overvåking av prioriterte arter.
 - Repetering av eldre studier i Norge, eller analyse av tidligere innsamlet materiale.
 - Kartlegge insektfaunaen i naturtyper som er dårlig kjent fra tidligere.
2. Tiltak som reduserer intensiv arealbruk og øvrige negative påvirkningsfaktorer
- Sikre tilstrekkelig vern etter NML
 - Legge til rette for mindre intensive driftsformer i skogbruk og jordbruk –
 - Sikre et mangfoldig og variert kulturlandskap og bylandskap
 - Sikre et godt regelverk for fremmede arter
 - Sikre et godt regelverk for bruk av sprøytemidler
3. Kunnskapsspredning og informasjon om insekter og deres betydning
- informasjon rettet mot politikere og arealforvaltere
 - informasjonstiltak rettet mot barn og unge
 - i. insekter som tema i barnehagen, i skolen (f.eks. Den naturlige skolesekken)

2.4.6 Hvor godt er referansebiblioteket for DNA-strekkoder på insekter?

Sammenligning av insektarter kjent fra Norge (Artsnavnebasen, 20. nov. 2018) med eksisterende data i BOLD (20. nov. 2018) viser at 76,5 % av de 18567 artene har sekvenser i BOLD. Hele 74,7 % av artene har sekvenser med såkalt "BARCODE-status". Det vil si at DNA-sekvenser og metadata tilfredsstiller kvalitetskravene som det internasjonale forskningsmiljøet har blitt enige om. Selv om tre firedeler av kjente norske arter har referansesekvenser i BOLD, er det et betydelig lavere antall (anslagsvis 54 %) som har DNA-strekkoder fra Norge. Regional representasjon i strekkodebiblioteket er viktig for korrekt identifikasjon av enkelte organismegrupper med DNA-strekkoding (Bergsten et al. 2012), og det er en fordel med bred geografisk representasjon i basen om en vil skille nærstående arter. Vi mener derfor det er svært viktig at arbeidet med utfylling av referansebiblioteket for insekter i Norge fortsetter med uforminsket styrke om DNA strekkoding skal kunne benyttes effektivt i fremtidig overvåking av insektsamfunn. Dekningen i biblioteket varierer også mellom insektgrupper (Tabell 2.3). For eksempel er familien soppmugg (Mycetophilidae) svært godt representert med over 80 % av alle kjente norske arter fra Artsnavnebasen. Det samme kan sies om orden sommerfugler (Lepidoptera), mens viktige familier som praktveps (Ichneumonidae) (63,4 %) og bladlus (Aphididae) (64,2 %) har lavere dekningsgrad. I tillegg kommer arter som fremdeles er ubeskrevet for vitenskapen og fra Norge.

Tabell 2.3. Dekningsgrad av arter med strekkoder i BOLD. Andel arter med strekkoder fra Norge for Diptera og Hymenoptera er estimert siden foreliggende data inneholder en stort antall ubeskrevne arter for vitenskapen.

Orden	Arter i Norge	Andel arter med formelle strekkoder i BOLD	Andel arter med strekkoder fra Norge
Coleoptera	3529	83,0 %	26,9 %
Diptera	5403	75,8 %	~70 %
Ephemeroptera	48	89,6 %	89,6 %
Hemiptera	1267	67,9 %	21,2 %
Hymenoptera	5050	57,3 %	~50 %
Lepidoptera	2270	99,4 %	97,3 %
Plecoptera	35	94,3 %	94,3 %
Trichoptera	205	92,5 %	79,0 %

3 Generelt om overvåkingsdesign

Her går vi gjennom ulike komponenter av et overvåkingsopplegg, og hvilke konsekvenser de har for kvaliteten på en studie. Vi presenterer statistiske analyser som er relevante og fremgangsmåten vi har valgt for forslaget. Gjennomgangen holder et overordnet nivå, og anbefalingene presenteres i kapittel 5 og 7.

3.1 Mål med overvåkingsdesign og metodikk

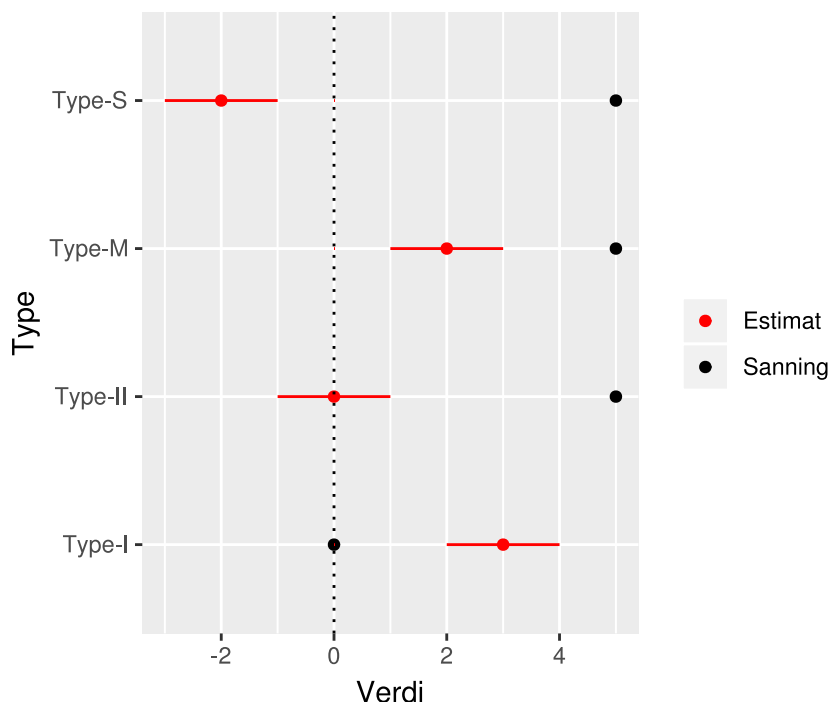
Tilstanden for arter i naturen varierer over tid og rom avhengig av en rekke forklaringsvariabler. Det overgripende målet for en organisert overvåking er å på en kostnadseffektiv måte produsere estimat på en eller flere tilstander med høy presisjon og lav bias. Med lav bias menes at man estimerer korrekt nivå for en tilstand, eller i hvert fall ikke estimerer tilstanden med en systematisk feil. Med høy presisjon menes at man måler tilstanden med lav usikkerhet, det vil si at man estimerer tilstanden til et presist intervall. Målefeil kan oppstå enten ved lav presisjon eller høy bias, eller en kombinasjon av de to.

For å diskutere konsekvensene av dette skiller man på ulike typer av feil en undersøkelse kan resultere i. De to vanligste, som stammer fra tradisjonell null-hypotese testing, er Type-I og Type-II feil. Type-I feil innebærer at man finner en forskjell eller effekt, når det i virkeligheten ikke eksisterer noen forskjell eller effekt. Typeeksemplet er når man tester to forskjellige kornsorter som har like stor avling i et felteksperiment, men at man feilaktig konkluderer at de to sortene gir forskjellig avlingstall. Den tradisjonelle metoden er å akseptere en risiko for denne typen av feil på 0.05. Type II feil innebærer det motsatte, at man ikke oppdager en forskjell som eksisterer. I tilfellet med kornet innebærer det at man ikke oppdager at de to sortene gir forskjellig avling, hvis de gjør det. Styrken i en statistisk studie pleier oftest å defineres som $1 - B$, der B er risikoen for en Type-II feil. Styrken er altså sannsynligheten for å oppdage en forskjell som eksisterer. En statistisk styrke på 0.8 er et vanlig nivå og anses å være god praksis. I empiriske studier er det likevel uvanlig at styrken beregnes, og flere empiriske studier har sannsynligvis lav statistisk styrke, hvilket får flere negative konsekvenser.

Disse to typer av feil fanger likevel ikke alle typer av feil som kan oppstå, og er kanskje mest relevante i de tilfeller der det vi er interesserte i å svare på er spørsmålet om det finnes en forskjell eller ikke. Altså en enten/eller situasjon. I de fleste praktiske tilfeller vet vi likevel at det finnes forskjeller mellom to populasjoner, og det er mer interessant å vite hvor korrekt vi beskriver disse forskjellene. Hvis man for eksempel undersøker nivået av insektpopulasjoner i to fylker, så kan vi anta at disse ikke vil være nøyaktig de samme i begge fylker. Et mer interessant spørsmål er hvilket fylke som har et høyere nivå enn det andre, og hvor stor forskjellen er. Disse to spørsmålene kan beskrives i lyset av to andre typer feil, som har blitt popularisert av statistikeren Andrew Gelman (Gelman & Carlin 2014).

Type-S feil innebærer at man oppdager en forskjell, men at man estimerer feil tegn (engelsk: Sign) på forskjellen. For eksempel at Fylke A har et høyere nivå enn Fylke B, når situasjonen er den motsatte. Type-M feil er hvis man tar feil av størrelsen (engelsk: Magnitude) på forskjellen. For eksempel at Fylke A har 5 % høyere nivå enn Fylke B, når forskjellen er 30 %. Figur 3.1 viser disse fire typer av feil grafisk. Vi ser at Type-M feilen også dekker inn Type-I og Type-II feilen. Type-M feilen vil være mer interessant enn disse tradisjonelle feil i et overvåkingsprogram, ettersom det i utgangspunktet ikke er tvil om at det eksisterer forskjeller i insektnivåene mellom to områder eller tidspunkter. Det interessante spørsmålet er isteden hvor stor forskjellen er, og hvor små forskjeller man er i stand til å oppdage.

Det er vanskelig å minimere risikoen for alle disse feilene samtidig. Ofte vil det være snakk om å kompromisse mellom disse risikoene. For eksempel vil en økning av statistisk styrke ofte øke risikoen for Type-I feil, hvis man ikke samtidig øker presisjonen på estimatene. Ved design av et overvåkingsopplegg bør man derfor helst være observant på alle disse typer av feil og vurdere hva man ønsker å minimere.

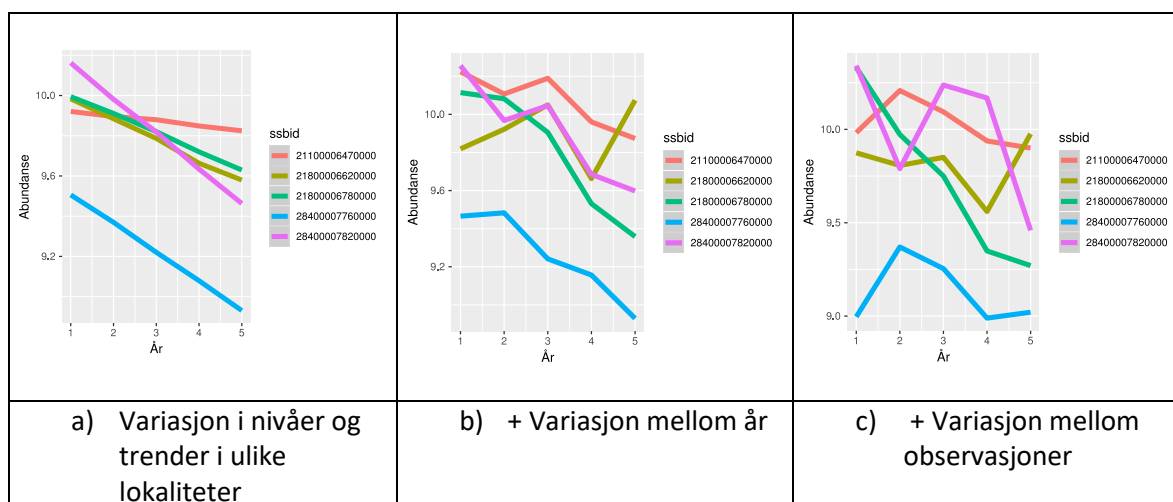


Figur 3.1. Statistiske undersøkelser risikerer å begå fire typer av feil. Type-I innebærer at man feilaktig oppdager en forskjell som er ikke sann. Type-II feil innebærer at man feilaktig ikke oppdager en forskjell som er sann. Type-M feil innebærer at man tar feil av størrelsen på en sann forskjell. Type-S feil innebærer at man estimerer feil retning på forskjellen.

3.2 Replikater og kilder til variasjon

Grunnen til at man må måle samme ting flere ganger for å få et bra estimat av nivået, er tilfeldig variasjon. I dette tilfellet holder det å definere tilfeldig variasjon som den variasjon vi ikke kan forklare. Tilfeldig variasjon hos insekter kan ha mange kilder, og vi vil ikke prøve å gå igjennom alle disse her. Figur 3.2 viser et eksempel på hvordan ulike kilder til variasjon adderes til hverandre selv om den underliggende trenden vi ønsker å estimere er den samme.

For å kunne beregne risikoen riktig for de fire forskjellige typene av feil, kreves i prinsippet kunnskap om alle de relevante kildene til variasjon. Et overvåkingssopplegg må bestemme hvordan lokaliteter skal velges ut for å representere en felles region eller en felles naturtype. Gjenspeiler for eksempel de utvalgte lokalitetene i Figur 3.2 den generelle situasjonen for det området vi ønsker å uttale oss om, eller varierer nivåene eller hellingen på linjene fra den generelle situasjonen? Klarer vi å kompensere for den årlige tilfeldige variasjonen, eller er våre estimater bare tegn på en naturlig variasjon i tid? Til sist, måler vi nivået på en lokalitet nøyaktig nok til at vi klarer å beskrive den virkelige situasjonen?



Figur 3.2. Skjematisk eksempel på ulike kilder til variasjon som kombineres for å lage en stor observert variasjon. Fargene på linjene viser simulerte abundanser av en populasjon i ulike 1km² ruter, jf. SSB sitt rutenettverk. Alle disse «lokalitetene» deler en felles tidstrend, men a) varierer i startnivå og størrelse på tidstrenden tilfeldig. I tillegg b) varierer alle lokaliteter tilfeldig mellom år. Til sist har vi c) en tilfeldig målefeil. Den statistiske oppgaven er typisk å finne tidstrenden som er felles for alle lokaliteter ved å estimere og dermed ta høyde for de ulike kildene til variasjon.

I praksis vil det være vanskelig å ta med alle kilder til variasjon, og man er nødt til å forenkle beregningene av statistisk kraft. Vanligvis vil man for eksempel ikke ta med steget med utvalg av lokaliteter. Isteden går man kun ut i fra de data man har for de lokaliteter som har blitt undersøkt. Da er det gjerne anbefalt å ha flere gjentatte besøk på hver lokalitet for å kunne kompensere for de ulike nivåene på de ulike lokalitetene. Dette vil ofte være en god anbefaling da såkalt parede tester vil ha mer kraft enn uparede tester i et gitt utvalg av lokaliteter. Men ved å ikke gå tilbake til samme lokalitet hvert år kan man besøke totalt sett flere lokaliteter og kan fange variasjonen mellom lokaliteter bedre. Ved å besøke samme lokalitet mange ganger får man altså bedre evne til å oppdage trender bland de lokaliteter man har undersøkt, men ved å besøke flere lokaliteter får man større evne til å generalisere til den underliggende populasjonen, hvilket typisk er målet med studien. Det beste opplegget vil være en avveining mellom disse strategier. Problemet er at evnen til å generalisere til den underliggende populasjonen er vanskelig å beregne uten å først ha data fra hele populasjonen, hvilket er selve grunnen til å gjennomføre studien overhodet. For å beregne denne avveining mellom flere replikater per lokalitet kontra replikater fra flere lokaliteter, er man ofte nødt til å bruke simuleringer med tilfeldige trekk av lokaliteter fra en underliggende populasjon.

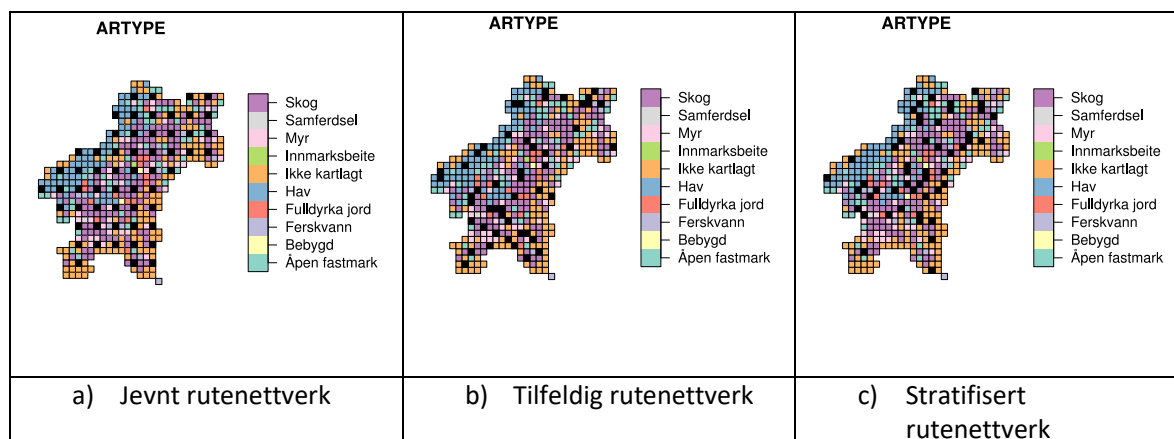
3.3 Arealrepresentativitet – rutenettverk kontra naturtypekartlegging

Et overvåkingsopplegg blir ofte designet for å være arealrepresentativt. Men hva som menes med «arealrepresentativt» er ofte uklart. Bokstavelig talt handler det om at et estimat skal kunne representere et gitt areal. I praksis mener man ofte med begrepet «areal» et administrativt område, og ikke en mer homogen naturtype, men strengt tatt kan et areal bety arealet av en gitt type innenfor en administrativ sone. Da arealet inneholder naturlig variasjon besøker man som regel flere lokaliteter innenfor arealet, og anslår deretter en gjennomsnittlig verdi for arealet. Man velger da ofte enten et jevnt fordelt utvalg av ruter, eller et tilfeldig utvalg av ruter (alt a) respektive b) i figur 3.3). For at dette skal lykkes kreves det at man besøker nok lokaliteter til å kunne gjenspeile arealets heterogenitet.

Ved å avgrense seg til et mindre område med mer enhetlig sammensetting, kan de lokaliteter man besøker bedre representere arealet. Ved å stratifisere utvalget av lokalitetene etter naturtype kan man derfor ofte effektivisere datainnsamlingen. Hvis det for eksempel kreves datainnhenting fra 20 lokaliteter for å lage et estimat for en gitt naturtype, vil det være ineffektivt

å fordele lokalitetene slik at det for eksempel tilfeldig havner 3 lokaliteter i myr og 37 i granskog. Da vil det sannsynligvis være bedre å besøke 20 myrer og 20 skogslokaliteter for å sikre seg gode estimat for begge typer, (alt c) i figur 3.3). Etter disse estimatene er beregnet kan man beskrive tilstanden i begge naturtyper. For å slå sammen estimatene til et felles estimat for skog og myr kreves det at man kjenner til de relative mengdene av disse naturtypene i regionen. Verdien oppskaleres dermed etter størrelsen på hver naturtype. Ulempen er at man må ha kunnskap om fordelingen av de naturtyper man er interessert i dels for å fordele lokalitetene, og dels for å kunne veie sammen estimat for regioner med kombinasjoner av ulike naturtyper.

For insektovervåkingens del tror vi at man er nødt til å velge/velge ut en begrenset mengde naturtyper, og at man ikke kan generalisere resultatene utenfor disse. Disse naturtyper må likevel være grove nok til å være relevante for forvaltning og kan knyttes til grunntyper i NiN.



Figur 3.3. Forskjellige strategier for plassering av rutenettverk. Et a) jevnt rutenettverk vil gjenspeile et areal gjennom uveid middelverdi, men krever et stort antall lokaliteter for å dekke all variasjon i landskapet. Et b) tilfeldig rutenettverk byr på samme fordeler og ulemper som et jevnt nettverk, men risikerer i tillegg å fange opp en mindre del av gradientene i landskapet. Et c) stratifisert utvalg vil ofte være mest kostnadseffektivt, men krever kunnskap om fordelingen av forskjellige naturtyper.

3.4 Antall naturtyper/regioner/forklaringsvariabler å estimere effekt av

Man må ha et visst antall lokaliteter for å kunne lage gode nok estimat for et område eller en naturtype. Antall områder og naturtype man klarer å lage egne estimat for vil begrenses av hvor mange lokaliteter man klarer å rekke over totalt sett. Det er viktig å ikke strekke seg over for mange forskjellige typer med tanke på disse praktiske begrensningene.

Generelt kan det sies at hvis man for eksempel krever 200 lokaliteter for å nå ønsket statistisk kraft for et område, vil det kreves 200 lokaliteter for hvert område man ønsker samme statistiske kraft for. Område kan her være enten en administrativ grense eller utbredelsen for en distinkt naturtype.

Det er dog mulig å estimere nivåer for forskjellige typer av inndelinger, hvis de «krysser» hverandre. Hvis man for eksempel vil måle tilstanden for tre ulike regioner i landet, men man også vil måle tilstanden for tre ulike naturtyper som forekommer i hver region, går det å gjøre begge deler uten å være nødt til å øke mengden replikater. Kravet er at de ulike «faktorene» er uavhengige av hverandre, det vil si at de ikke finnes interaksjonseffekter mellom de to.

3.5 Forskjøvet overvåking og variasjon i tid og rom

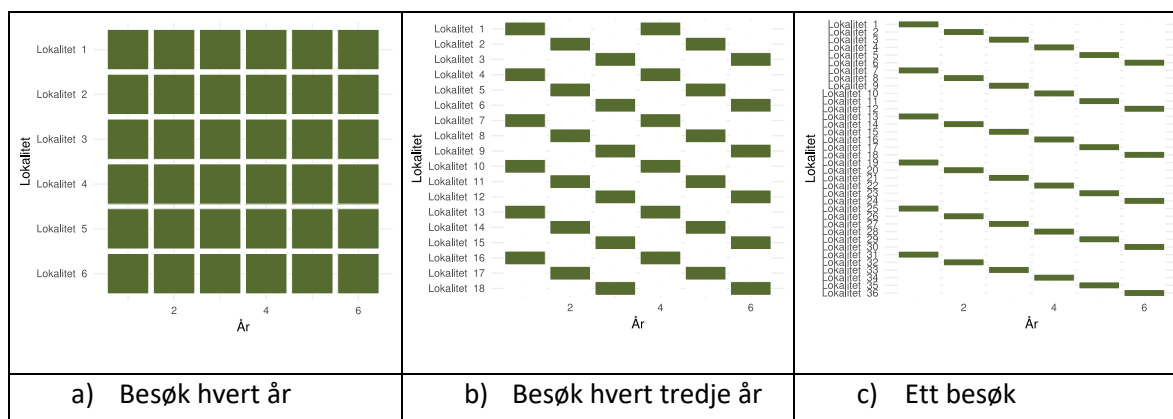
Utover valget av hvor mange og hvilke lokaliteter man må besøke, kommer valget om når de skal besøkes. Det prinsipielt enkleste er å besøke hver lokalitet hvert år, men det vil ofte være uøkonomisk. Hvis man først og fremst er ute etter å oppdage forskjeller mellom besøk, kreves det store årlige forandringer for å oppdage forskjeller over to år. Hvis man for eksempel har en

statistisk kraft til å oppdage forandringer på 5 %, og det skjer en årlig nedgang på 1 %, vil det gå 6 år før det har skjedd en så stor forandring at den kan oppdages. Selv om flere besøk fra hver lokalitet vil øke evnen å oppdage forandringer noe, så vil ikke dette opplegget være det mest kostnadseffektive. Gevinsten ved å besøke alle lokaliteter hvert år er at man får bedre kontroll på årlige variasjoner. Men da en del av disse årlige variasjonene går igjen over et større område (romlig korrelasjon) vil man kunne fange opp mange av de ved å besøke samme region hvert år, men representert gjennom andre lokaliteter.

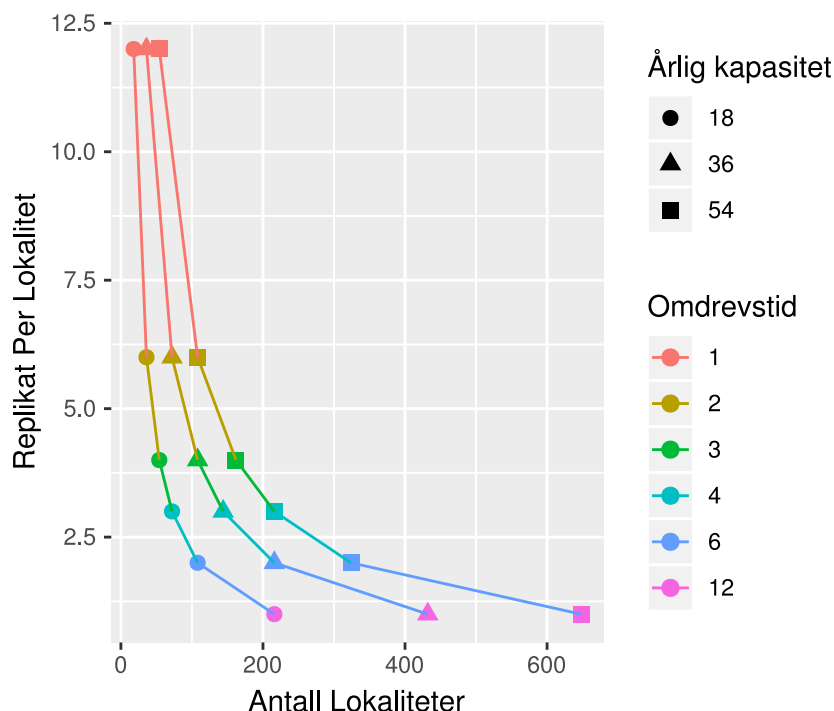
Hvis man ikke besøker hver lokalitet hvert år kan man også rekke over flere lokaliteter totalt. Dette vil minske skjevheten i datagrunnlaget. Flere lokaliteter vil simpelthen gjenspeile den underliggende populasjonen bedre enn få lokaliteter. Generelt er dette et spørsmål om å balansere skjevhet med presisjon. Ved å besøke flere lokaliteter, vil man minske skjevheten til den underliggende populasjonen, men ved å besøke hver lokalitet flere ganger vil man øke presisjonen for den enkelte lokalitet.

Figur 3.4 viser tre ulike alternative opplegg for en situasjon der man har en årlig kapasitet for å besøke seks lokaliteter hvert år i seks år. Vi viser tre balanserte opplegg. Enten a) besøke hver lokalitet hvert år, for totalt seks lokaliteter, eller b) ved å besøke hver lokalitet hvert tredje år for totalt 18 lokaliteter, eller c) ved å besøke hver lokalitet kun en gang for totalt 36 lokaliteter. Ikke vist er muligheten for å besøke hver lokalitet annen hvert år for totalt 12 lokaliteter. Det siste alternativet, å ikke vende tilbake til samme lokalitet noen gang, er ikke å anbefale, fordi man oftest trenger å sammenligne en og samme lokalitet med seg selv for å korrigere for tilfeldige forskjeller mellom lokaliteter. Det er samme prinsipp som at en parett t-test vil være sterkere enn en uparet. Vi mener det er helt nødvendig å besøke en lokalitet to ganger i løpet av en seksårsperiode for å få brukbare data til analyse av forandringer.

Forholdet mellom antallet lokaliteter, tid for omløp og årlig kapasitet er enkelt og kan regnes ut for en tilfeldig kombinasjon av verdier. Figur 3.5 viser hvordan antallet besøk per lokalitet og det totale antallet lokaliteter henger sammen, gitt ulike årlige kapasiteter og omløpstid



Figur 3.4. Tre eksempler på fordelinger av lokaliteter basert på samme årlige overvåkingskapasitet i et program som løper over seks år. Antallet unike lokaliteter som besøkes er årlig kapasitet * tidsspenn mellom besøk.



Figur 3.5. Forholdet mellom antallet besøk per lokalitet og det totale antallet lokaliteter, gitt ulik årlig kapasitet og tid mellom besøkene for hver lokalitet.

Hva som er optimalt for en gitt situasjon er i prinsippet mulig å regne ut, men det er avhengig av at man kjenner til de ulike kildene til variasjon. Hvis for eksempel et område er relativt homogent med liten variasjon mellom lokaliteter innen området av interesse, kan hver lokalitet være en god representant for området. Da trenger man få lokaliteter. Hvis hver lokalitet har en mellomårsvariasjon som er forskjellig fra andre lokaliteter, trenger man flere besøk for hver lokalitet for å få et bra estimat på den lokalitetens situasjon. Hvis isteden mellomårsvariasjonen er mer lik for alle lokaliteter, kan man erstatte en lokalitet med en annen og likevel plukke opp denne variasjonen, og dermed estimere den underliggende situasjonen.

I praksis er det ikke mulig å gjøre disse beregninger empirisk på dette tidspunktet, fordi vi mangler gode input-data. Input dataene for de forskjellige kildene til variasjon vil være mulig å beregne etter en tids datainnsamling, eller ved å hente representative data fra lignende undersøkelser. For denne rapporten har vi ikke prioritert dette da vi mener påliteligheten i resultatene ikke vil være gode nok i forhold til arbeidsinnsatsen. De generelle sammenhengene mellom årlig kapasitet, omløpstid og antall lokaliteter kan dog brukes til å ta noen grunnleggende avgjørelser, ved å utelukke uegnede opplegg. Dette diskuteres videre i kapittel 5.

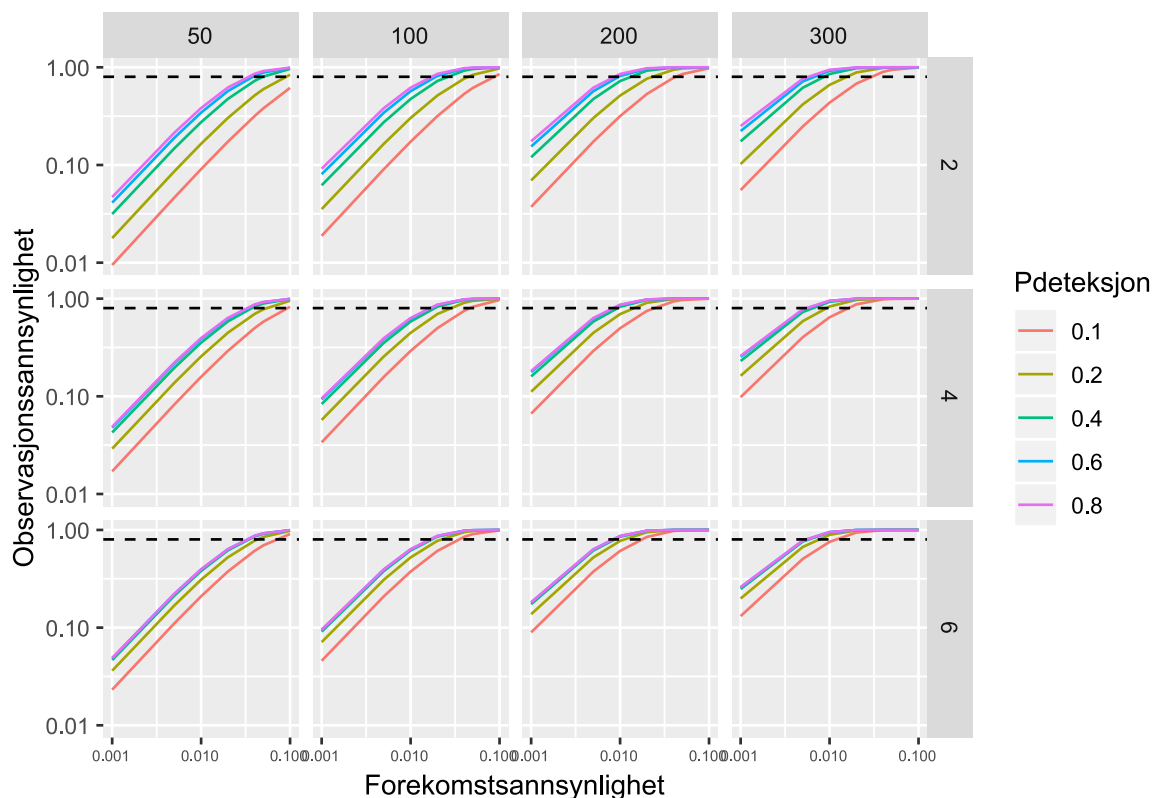
3.6 Overvåking av sjeldne og kryptiske arter

En løpende generell overvåking som skisseres her er ikke først og fremst tilrettelagt for å oppdage maksimalt antall arter. Formålet er isteden hovedsakelig å lage en tidsserie over artsmangfold og mengde insekter for å kunne oppdage trender og identifisere årsakssammenheng bak insektenes forekomst.

Til tross for dette vil et fast nettverk av prøvelokaliteter være i stand til å dokumentere forekomsten av noen sjeldne arter. Det er betydelig enklere å beregne mengden replikater som kreves for å oppdage disse artene, enn å beregne hva som kreves for å dokumentere tidstrender. Gitt en viss sannsynlighet for forekomst og deteksjonssannsynlighet kan man regne ut sannsynligheten for å oppdage en art gjennom ligningen nedenfor, der K er antallet besøk per lokalitet, og J er antallet lokaliteter som besøkes.

$$P_{obs} = 1 - (1 - P_{forekomst} * (1 - (1 - P_{deteksjon})^K))^J.$$

Sannsynligheten for å observere en sjelden art er visualisert i figur 3.6 for en rekke realistiske forhold i en insektovervåking. Vi ser at man må opp i en rimelig høy deteksjonsevne for å kunne nå en sannsynlighet på 0.8 for å oppdage en art som forekommer i én prosent av 200 lokaliteter. Regneeksempel viser betydningen av å søke sjeldne arter på en mer rettet måte, der forekomstsannsynligheten er større.



Figur 3.6. Sannsynligheten for å observere en art (y-akse) gitt en viss forekomstsannsynlighet (x -akse) og deteksjonsevne (fargete linjer), vist i logaritmisk skala. Forekomstsannsynligheten spenner fra 1 promille til 10 prosent. Antallet lokaliteter som besøkes angis kolonnevis, og antallet besøk per lokalitet radvis. Horisontale stiplede linjer angir en observasjonssannsynlighet på 0.8.

4 Beregning av statistisk styrke

Den statistiske styrken er et sentralt tema for design av et overvåkingsopplegg da underdimensjonerte undersøkelser risikerer å trekke feilaktige konklusjoner, eller ikke være i stand til å konkludere. Det å beregne den statistiske styrken for et overvåkingsopplegg er utfordrende av to grunner. Før det første så er det en teknisk komplisert oppgave, som i dag er avhengig av egenutviklede simuleringer som er tilpasset opplegget i detalj. Det finnes per i dag ikke noen analytiske formler for power-analyse for de statistiske modellene som er aktuelle her (hierarkiske mixed-models). For det andre krever en slik analyse input av informasjon fra en rekke variasjonskilder, noe som vi per i dag mangler. Konsekvensen er at vi vurderer at vi i dag ikke har evne til å beregne den statistiske styrken for et overvåkingsopplegg på et nivå som er vesentlig bedre enn tidligere publiserte studier. Dette vil kunne endre seg etter en tid med praktisk uttesting og datainnhenting. I denne rapporten baserer vi derfor anbefalingene våre på tidligere publikasjoner, og anbefaler mellom 100 og 300 prøvelokaliteter per region eller naturtype som skal overvåkes.

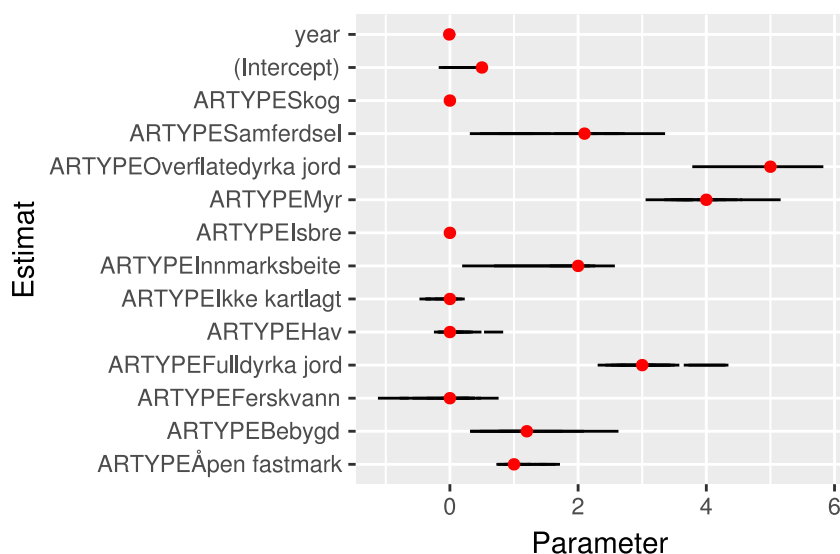
4.1 Forutsetninger for beregning av statistisk styrke

Som beskrevet i kapittel 3 er det en krevende oppgave å beregne den statistiske kraften for et fast overvåkingsprogram for insekter. Variasjonskildene er mange, og i stor grad ukjente. Vi har utviklet en prinsipiell metode for å beregne kraften i forskjellige opplegg, avhengig av antall lokaliteter, utplassering av lokaliteter, antall forklaringsvariabler, variasjonskilder, og de tidstrender man ønsker å kunne estimere (Åström 2018).

Trinnene i metoden er i korthet disse:

1. Simulere insektbestand over tid og rom med en gitt kombinasjon variasjonskilder og årsakssammenhenger, inklusive tidstrender
2. Simulere utplassering av innsamlingslokaliteter og omløp
3. Måle tilstanden for lokalitetene
4. Modellere årsakssammenhenger i dataene
5. Gjenta trinn 1-4 et høyt antall ganger
6. Sammenligne de modellerte resultatene med de simulerte i trinn 1 og presentere graden av Type-I, Type-II, Type-S, og Type-M feil.
7. Gjenta øvelsen for forskjellige overvåkingsopplegg og årsakssammenhenger.

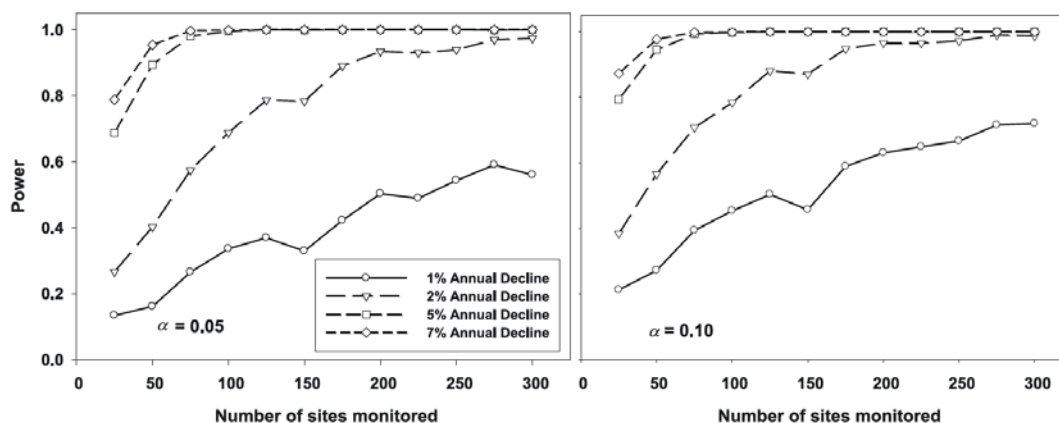
Ett eksempel på denne øvelse vises i figur 4.1. Her vises den simulerte effekten av ulike areal typer, og tidstrend (year) i rødt, og den estimerte størrelsen på disse effektene i svart.



Figur 4.1. Eksempel på en estimering av evnen til et gitt overvåkingsopplegg til å estimere de rette simulerte verdiene.

Denne metoden tar høyde for flere kilder til variasjon enn de som er vanlige i slike analyser, spesielt for selve plasseringen av prøveflater. Derfor krever den også (svært) mye informasjon som input. Per i dag vurderer vi at vi ikke har nok informasjon til at en slik analyse vil kunne bidra med bedre presisjon enn det vi finner i tidligere publikasjoner. Det er dog mulig å fortsette denne analyse når et overvåkingsprogram har pågått noen år, og det vil være mulig å tallfeste de ulike variasjonskildene. Alternativt kan man bruke nivåer på de inngående variasjonskildene fra andre studier og åpne datasett. Dette vil være en relevant oppgave for et pilotstudie

Lebuhn et al. (2013) gjennomførte en lignende analyse basert på empiriske data fra villbier, bortsett fra at valget av innsamlingslokaliteter her var basert på tidligere målte størrelser på årlig variasjon, bland annet fra malaisefeller. Studiet simulerte årlige bestandsnedganger på mellom 1 og 5 %, og estimerte hvor mange lokaliteter man måtte innom for å kunne oppnå en god statistisk evne til å oppdage forandringer gjennom en 5-års periode. I korthet kom de frem til at det kreves mellom 100 og 300 lokaliteter for å oppnå en 80 % statistisk styrke for å oppdage forandringer gjennom en periode på 5 år, ved en årlig bestandsnedgang på mellom 1 og 5 %. Antallet lokaliteter som kreves kan dog nærmere halveres hvis en aksepterer en statistisk styrke på 60 %, eller en risiko for Type-1 på 0.1. Disse nivåer er ikke usedvanlig høye sammenlignet med andre overvåkingsprogram. Et aktuelt eksempel er overvåkingen av hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2018) der det ble brukt 500 lokaliteter. Poweranalysene i det prosjektet viste at det vil lede til betydelig større usikkerhet å redusere antallet prøveruter, og usikkerheten øker betydelig ved mindre enn omtrent 200 lokaliteter. Det har også blitt gjennomført simuleringer basert på kartleggingsdata i ARKO-prosjektet for naturtypen strandeng (Evju et al. 2015), for å beregne hvor mange overvåkingsflater som kreves for at med en 80 % styrke fange opp 20 % endringer for en indikator. Resultatene varierer mellom 300 og 200 avhengig variabelen av interesse. I prosjektet «Ekstensiv overvåking av hekkefugl» (TOV-E) har man vurdert at det kreves minst 50 flater der en indikatorart forventes å forekomme, for å kunne gi gode estimat på bestandsendringer (Kålås et al. 2017), men det bør noteres at mer langlivede fugler er mer stabile enn insektbestander som har kjappere populasjonsdynamikk og ofte er følsomme for årlig og daglig variasjon i værforhold.



Figur 4.2. Estimert statistisk styrke (Power) for å oppdage en årlig nedgående trend for villbier, avhengig av antallet undersøkte lokaliteter. Fra Lebuhn et al. 2013.

Basert på den begrensede kunnskapen vi har om variasjonskildene til insektbestander på stor skala og de tidligere relevante poweranalyser her nevnt, virker 200 lokaliteter å være et minimum for å nå en statistisk styrke på 80 %, ved en risiko for Type-1 feil på 0.05. Alternativt kan man bruke 100 lokaliteter som en rettesnor for å oppnå 60 % styrke, eller en 80 % styrke ved en risiko for Type-1 feil på 0.1. Dette kan være en rimelig avveining med en begrenset budsjett. Se seksjon 5.1 for en diskusjon av effektstørrelser.

4.2 Konsekvenser av å undersøke mange forklaringsvariabler

I utgangspunktet kan vi være interessert i å undersøke en rekke årsakssammenhenger bak de forekomster av insekter vi finner i overvåkingen. Generelt er det slik at man trenger flere replikater jo flere årsakssammenhenger man ønsker å estimere. Men de forskjellige forklaringsvariablene faller innenfor ulike kategorier, og det har konsekvenser for hvor mye man må sample. Det kan være nyttig å dele forklaringsvariablene i fire kategorier for å få oversikt over generelle forutsetninger. For diskusjonens skyld kan vi tenke oss at vi trenger en basismengde på 100 lokaliteter for å oppnå nødvendig nivå av statistisk sikkerhet.

1. Geografiske områder (f.eks. fylker eller større områder).
 - a. Hvert område krever en egen basismengde for å oppnå kvalitetskravene. Hvis vi ønsker separate estimat for tilstanden i for eksempel tre regioner, vil dette kreve $100 * 3 = 300$ lokaliteter
2. Naturtyper (f.eks. åpent lavland, skog, myr).
 - a. Hver naturtype krever en egen basismengde for å oppnå kvalitetskravene slik som for de geografiske områdene.
 - b. Naturtyper og regioner er som regel «krysset», hvilket betyr at region og naturtype i prinsippet kan kombineres uavhengig av hverandre. Med 300 lokaliteter kan man teoretisk klare å skille på både tre naturtyper og tre regioner. Dette avhenger av at vi ikke ønsker å estimere interaksjoner mellom de to faktorene og at de er helt krysset med hverandre. I praksis kan det kreves enda flere lokaliteter for å estimere alle effekter med samme presisjon.
 - c. Hvis vi ønsker å estimere interaksjoner, det vil si forskjellige effekter av naturtypene, avhengig av hvilken region de forekommer i, trenger vi flere lokaliteter. Som tommelfingerregel trenger vi $100 * 3 * 3 = 900$ lokaliteter for å kunne estimere en separat effekt for alle tre naturtyper i alle tre regioner med samme presisjon. Men det ville kreve enda mer for å statistisk kunne skille disse fra hverandre.
3. Miljøvariabler (ofte ting som varierer kontinuerlig innen regioner)
 - a. De fleste miljøvariabler inngår i modellene som «kovariater», og forekommer på en finere skala enn de regionale faktorene. Disse tas med bare for å kunne kompensere for deres påvirkning og vi er ikke i første omgang interessert i å kunne estimere deres effekt nøyaktig. Så lenge disse øker forklaringsgraden finnes det i praksis ikke noen øvre grense for hvor mange av disse som kan inngå.
 - b. Noen kontinuerlige variabler er vi spesifikt interessert i å estimere effekten av, for eksempel nærheten til bebyggelse, eller temperatur. Hvor mange replikater som kreves for å estimere disse effektene er avhengig størrelsen på effekten og flere variasjonskilder, men vi går ut i fra at det tilsvarer i hvert fall ytterligere en region. Jo flere av disse kontinuerlige årsakssammenhenger vi ønsker å estimere, desto flere replikat vil kreves.

Konklusjonen av denne gjennomgangen er at mengden replikat som kreves bestemmes av det maksimale antallet nivåer for hver faktor, og av den faktor som har flest nivåer, hvordan disse samvirker med øvrige faktorer, samt hvor mange kontinuerlige faktorer vi ønsker å undersøke, og om disse samvarierer mellom hverandre. Det anbefales å ikke spre et overvåkingsopplegg over for mange områder og årsakssammenhenger, da dette vil øke den nødvendige mengden replikat betydelig.

5 Fast overvåking av insektsamfunn

5.1 Formålet med overvåking

Overvåkingen bør gi et bredt og representativt kunnskapsgrunnlag for å kunne oppdage endringer i sammensetningen av insektsamfunn i viktige biotoper. Ettersom prøveomfanget i enhver grundig undersøkelse av insekter nødvendigvis blir stort, bør utvalget av lokaliteter og naturtyper som overvåkes ikke være for omfattende. Samtidig bør utvalget være tilstrekkelig til å oppdage endringer, selv om disse kun forekommer i bestemte naturtyper og/eller geografiske regioner. Dette kan være utfordrende å få til. Våre forslag til fokusområder og metodikk i dette kapitlet reflekterer behovet for et kompromiss mellom innsamlingsintensitet, geografisk og taksonomisk dekning, og ressursbehov for sortering og identifisering av innsamlet materiale.

Avgjørende spørsmål er hvor store forandringer vi ønsker å kunne oppdage, hvor lang tid undersøkelsen skal pågå og hvor lange omløp det bør være mellom besøkene. Disse avgjørelser vil sette begrensninger for hvordan et opplegg kan se ut. Noen kompromisser er nødvendige allerede her. Vi mener det ikke er ønskelig å vente mer enn 4-5 år for man vender tilbake for å besøke samme lokalitet på nytt. Venter man lengre tid vil årlige forandringer kunne akkumuleres til store nivåer. Ved årlige prosentuelle forandringer vil en mengde forandre seg etter ligningen nedenfor, der N_0 er startantallet, λ er den årlige forandringen, og t er antall år. Tabell 5.1 sammenfatter hvor stor den kumulative nedgangen blir ved ulike nivåer på årlige forandringer. Nivåene på 1, 2, respektive 5 % årlig forandring er de nivåer som ble brukt i power-analysen til Lebuhr et al. (2013). Etter mer enn 4–5 år bygges effektene opp fra relativt beskjedne årlige forandringer slik at de overgår de nivåer vi ønsker være i stand til å oppdage. Merk at Lebuhr et al. (2013) også opererte med kumulative effekter, med gjentatte besøk etter 5 år, slik at de beregnet evnen til å oppdage nedganger på cirka 5, 10 og 20 %.

$$N_t = N_0 * e^{(\lambda * t)}$$

Tabell 5.1. Kumulative forandringer avhengig årlig forandningsrate.

Årlig forandring	Tid	Kumulativ forandring
-1%	2	-1.9 %
	4	-3.9 %
	5	-4.9 %
	8	-7.7 %
	10	-9.5 %
-2%	2	-3.9 %
	4	-7.7 %
	5	-9.5 %
	8	-14.8 %
	10	-18.1 %
-5%	2	-9.5 %
	4	-18.1 %
	5	-22.1 %
	8	-32.9 %
	10	-39.3 %

Ut ifra disse beregninger mener vi at et omløp på fire til fem år er egnet, med tanke på de nivåer av forandringer vi ønsker å oppdage, det vil si at det går fire eller fem år før man besøker hver lokal på nytt (for eksempel at man med et omløp på fire år besøker en lokalitet år 1, 5, 9 osv). Med tanke på at arbeidet med å sortere, kjøre DNA-analyser, og analysere vil ta tid, kan man gå ut ifra at man vil få resultatene fra et års undersøkelser påfølgende år. Med andre ord bør vi få resultatene fra et omløp på fire år fra de første lokalitetene etter fem år, og fra de siste lokalitetene etter 8 år.

Et slikt forskjøvet opplegg tar lenger tid å gå igjennom enn hvis man ville besøke hver lokalitet det første året. Men etter de første lokalitetene er besøkt to ganger år fem, i tilfellet med et omløp

på fire år, vil det hvert år adderes flere lokaliteter som har hatt to besøk, slik at den totale mengden lokaliteter som er besøkt to ganger øker til det siste åttende året. Man må ikke nødvendigvis vente 8 år før dataene analyseres, men det bør noteres at det vil ta 2*omløpstiden før alle ruter er besøkt to ganger. Selv en årlig nedgang på 2 % har da resultert i en kumulativ nedgang på cirka 15 %. En årlig forandring på 2 % forefaller dermed som et minste nivå for hva man bør ta sikte på å oppdage.

5.2 Naturtyper og gradienter av interesse

Som diskutert i seksjon 4.2 øker mengden nødvendige lokaliteter lineært med mengden naturtyper og gradienter man ønsker å estimere effekten av. Man vil derfor i praksis være begrenset til et fåtall naturtyper, og geografiske regioner man ønsker å uttale seg om, hvis man vil beholde den statistiske styrken på undersøkelsen. Vi presenterer her en grov foreløpig prioritering over naturtyper og geografiske regioner, med et anslag om hva som er rimelig å klare innenfor et realistisk budsjett.

Vi ser for oss at man kan starte en overvåking med to prioriterte naturtyper, og at man siden kan bygge på programmet med flere moduler, eller dele inn naturtyper i en finere klassifisering.

Tabell 5.2. Eksempler på moduler som kan inngå i overvåkingsprogrammet, med anbefaling om minstenivå. Noen moduler er naturlig skilt fra hverandre, som for eksempel skog og fjell, mens noen går på tvers, for eksempel verneområder og skog.

Prioritet	Naturtype	Kommentar	Samarbeidsmulighet
1-2	Semi-naturlig mark i lavlandet	1 og 2 bør begge inngå selv om det innebærer lavere styrke	ANO – for felles bakgrunnsvariabler. 3Q for felles bakgrunnsvariabler og eventuelt overlapp av pollinatorinventeringer.
1-2	Skog	1 og 2 bør begge inngå selv om det innebærer lavere styrke	
3-4	Myr	Kan fokuseres i områder der naturtypen gjennomgår forandring	
3-4	Fjell	Økte kostnader for logistikk	COAT har liten utbredelse og TOV-Es frivillige har begrenset evne å drifte insektfeller. Lokaliteter i fjell bør samlokaliseres i den grad det er mulig med TOV-Es flater.
	Urbane områder	Dette vil gå på tvers med andre «naturtyper».	Tidlig varsling av fremmede arter for felle innsamlingsmetodikk
3-4	Verneområder innen åpent lavland og skog	Kan planlegges i en paret design for et utvalg verneområder	
>4	Kystnær bjørkeskog	Eksempel på undernivå i skog	

5.3 Plassering av lokaliteter og samlokalisering med øvrig overvåking

SSB bruker et standardisert rutenett som er definert i en hierarkisk oppløsning på 250x250 m, 500x500 m, 1x1 km, 5x5 km, og 10x10 km. Derfor ender en utplassert felle opp i en eller annen rute på hvert nivå uavhengig av hvilket nivå man velger å forholde seg til. Størrelsenivået har likevel betydning for hvor tett feller kan stå og hvor stort areal som skal kartlegges for lokale forhold. Vi tar utgangspunkt i å plassere lokalitetene som undersøkes i henhold til SSB sitt 500x500 rutenett. Når vi snakker om lokaliteter vil dette dermed tilsvare en bestemt rute i dette rutenettet. Rutenettet er også anbefalt brukt til Arealrepresentativ overvåking av naturtilstand (Evju & Nybø 2018), og NiN-kartlegging (Bratli et al. 2017). Vi vurderer at det er mer hensiktsmessig å benytte seg av dette rutenettverket enn for eksempel LUCAS-nettverket, fordi det er mer fleksibelt i forhold til utplassering på grunn av sin mindre skala og at det brukes av flere andre pågående eller planlagte overvåkingsprogram. Generelt virker det som at SSB sitt rutenettverk mer og mer blir en standard for overvåking i Norge, og 500x500 m skalaen er hensiktsmessig ut i fra praktiske begrensinger av feltinnsats.

I den grad det er mulig bør det undersøkes om undersøkingslokalitetene kan samlokaliseres med andre pågående program. Fordelene ved å kunne koble sammen flere datasett fra samme lokaliteter, og effektivisere innhenting av bakgrunnsvariabler for felles bruk, vil veie tyngre enn fordelene ved å totalt sett innhente informasjon fra flere plasser.

ANO anbefaler også bruk av SSB500-ruter som dekker en rekke naturtyper over hele landet for fast kartlegging av naturtilstand (Strand 2016, Evju & Nybø 2018). Det prosjektet vurderer å trekke ut 1000 flater på landsbasis. Det vil være naturlig å bruke dette utvalg så langt det er mulig for å effektivisere og gi synergier mellom prosjektene. Det bør testes ut under en pilotfase hvordan en slik samlokalisering vil fungere, for eksempel med tanke på å kunne treffe de aktuelle naturtypene man er interessert i ulike regioner. Det er også tenkbart å samlokalisere lokaliteter i jordbrukslandskapet med rutenettet i 3Q, som er basert på SSB sitt 1x1km grid. 3Q kartlegger per i dag kun jordbruksmarker utifra flybilder og har derfor ikke data for hele 500x500 m ruter, og kartlegger heller ikke arealene tilsvarende en NiN-kartlegging som anbefales i dette prosjekt. Potensialet for kostnadsbesparinger er derfor mindre enn med ANO. Det skal dog nevnes at det i dag diskuteres å bruke 3Q-flater for en overvåking knyttet til pollinatorstrategier, og dette er verdt å følge med på med tanke på potensialet for å kombinere et slikt opplegg med en generell insektovervåking som skisseres i dette prosjektet.

Det pågår også planlegging og uttesting av ett overvåkingsprogram for tidlig varsling av fremmede karplanter og insekter (Jacobsen et al. 2018). Det prosjektet er en egnet samarbeidspartner, og NINA legger i sitt arbeid med begge prosjekt opp til å bruke tilsvarende metodikk for drift av feller og DNA-analyser. Da det prosjektet først og fremst vil ha sine undersøkingslokaliteter plassert nær bebygde strøk, vil det være naturlig å bruke disse lokalitetene for å kunne inkludere en urban gradient i undersøkelsene. Gjennom dette opplegget ville man kunne inkludere den urbane påvirkningsfaktoren kraftig rabattert. Da det prosjektet ikke budsjetterer for å kunne grovsortere materialet, vil disse kostandene komme i tillegg. Vi har ikke vurdert nøye hvor store besparinger dette kan gi da det per i dag ikke er fastlagt hvilket opplegg det prosjektet vil gå for, med hensyn til antall lokaliteter og geografisk utbredelse.

5.4 Innsamlingsmetodikk

Siden insektene er en svært artsrik gruppe og samlet sett har en nisjebredde som fyller omkring alle tenkelige nisjer (foruten det marine) vil man i en overvåking måtte gjøre en avveining av hvilke insektgrupper man vil prioritere. Man kan tenke seg en slik begrensning på flere nivåer.

1. Funksjonelle grupper
2. Taksonomiske grupper
3. Fenologiske begrensninger
4. Arter begrenset av habitat/livsmiljø
5. Arter begrenset av metodikk
6. Artsgrupper begrenset av taksonomisk kompetanse

I enkelte tilfeller vil en eller flere av disse begrensningene sammenfalle. Eksempelvis vil innsamling med lysfeller stort sett samle en taksonomisk gruppe (sommerfugler) innen hovedsakelig en funksjonell gruppe (pollinatorer) som vi har god taksonomisk kunnskap om, med én metodikk.

Hvilke begrensninger man gjør, må dessuten veies opp mot kostnader og realismen i den praktiske gjennomføringen av innsamlingen, spesielt på stor skala. For eksempel vil en innsamling kun basert på en taksonomisk tilnærming kunne bety bruk av mange innsamlingsmetoder, som i større skala ikke vil være gjennomførbart. Dessuten vil man kanskje ha ulik tilnærming til en begrensning basert på hvilke miljøer/naturtyper man skal overvåke. I skog vil det eksempelvis kanskje være hensiktsmessig å begrense seg til funksjonell gruppe *vedlevende insekter*, mens man i åpent lavland kanskje i større grad vil begrense utvalget basert på metodikk.

For et omfattende overvåkingsprogram slik det foreslås her, vil man fort måtte legge opp til en metodikk som er praktisk gjennomførbart og som gir flest (og eventuelt relevante) arter pr tidsenhet for innsamlingen. Siden det her ikke er lagt opp til en umiddelbar gjennomgang av det innsamlede materialet, vil man ikke behøve å vektlegge etterarbeidet større vekt enn til «lagringsklare», eventuelt grovsorterte, prøver. Sistnevnte gjør også at en begrensning på taksonomisk kompetanse heller ikke er særlig relevant. Her vil dessuten eventuelle molekylære metoder bidra til å lette arbeidet med identifisering av arter.

Ingen feller samler likt

Innen entomologien finnes det en rekke vel utprøvde og mer eller mindre standardiserte metoder for innsamling av insekter. Man kan dele disse metodene inn i tre grupper, i praksis basert på insektaktivitet.

1. Aktive metoder
2. Passive metoder
3. Manuell innsamling

1. Aktive metoder er felletyper eller innsamlingsaktivitet som stimulerer insektene til aktiv egenbevegelse mot den aktuelle metoden/fellen. Eksempler på slik metodikk tar i bruk attraherende midler som lys, farge, feromoner og lukt (inkludert møkk, åtsler, CO₂ etc.). Eventuelt i kombinasjon (Japansk billefelle som kombinerer farge og lukt). Karakteristisk for denne typen feller er at de samler relativt spesifikt, og gitt relevant attraherende middel kan man dermed i stor grad styre hva som fanges uten at man får mye bifangster. «Spesifikt» i denne sammenhengen går i en skala fra funksjonell gruppe (pollinatorer) eller orden (sommerfugler) til enkeltarter (ved bruk av feromoner). Ulempen med en slik metodikk er at den gjerne er effektiv slik at den må overvåkes (eventuelt tømmes) nokså ofte. For noen felletyper må man også fornye det attraherende middelet ofte. Det er derfor ikke realistisk å benytte denne type metodikk over lengre tidsperioder på stor skala. Det er også en viss risiko for «utfangst» (at innsamlingene i stor grad påvirker populasjonen/e lokalt).

2. Passive metoder er felletyper som til en stor grad er avhengig av insektenes (egeninitierte) aktivitetsnivå, og som samler inn individer ved å blokkere (fange) individers naturlige vandrings- eller spredningsveier. Karakteristisk for denne typen feller er at de ofte er basert på kollisjoner (eksempelvis malaisefelle, vindusfelle, nettingfelle). I noen tilfeller kan de også fysisk tiltrekke seg individer som beveger seg i nærheten (eksempelvis sugetårn). Siden de er basert på individenes egenbevegelse, er fangstene et mål på aktivitet, samtidig som arter med mye egenbevegelse vil være overrepresentert i fellene versus arter med mindre egenbevegelse (ofte, men ikke generelt, mindre arter) (Arneberg & Andersen 2003, Andersen & Arneberg 2016). Dette kan lede til bias i datainnsamlingen, hvilket også kan lede til skjeve trender da trender i forekomsten varierer mellom insekter med forskjellig adferd. Det er derfor relevant å korrigere for slike bias i modelleringen av det innsamlete materialet (Hancock & Legg 2012). Siden disse fellene er avhengig av å blokkere insekters egenbevegelse er derfor også plasseringen (og utformingen) av fellene av stor betydning for hvor mye som fanges. Man kan også tenke seg metodikk som registrer annen type adferd, for eksempel lyd (Browning et al. 2017). Måling av akustiske signaler er tidligere brukt innen entomologien for å registrere arter (f.eks. Tishechkin 1998), skille arter i artskomplekser (f.eks. Gogala et al. 2008), overvåke/søke etter enkeltarter (f.eks. Jeliaskov 2016, Buglife 2014). Det har i den senere tid også dukket opp mer stasjonære «lyttestasjoner» som på lik linje med viltkameraer kan overvåke et område over lengre tid (f.eks. Browning et al. 2017). Metoden er for øvrig egnet for et relativt begrenset artsutvalg, først og fremst gresshopper, men og muligens i en viss grad sikader (Tishechkin 1998, Riede 2018). Problemene med denne metoden er pr. i dag knyttet til analyseverktøy og referansebibliotek for lydsignaler (Riede 2018). I en overvåkingssammenheng må dessuten opptakene korrigeres for klimavariabel, siden lydproduksjon hos insekter er svært temperaturavhengig.

3. Manuell innsamling tar ikke hensyn til individenes eventuelle egenbevegelse, men benyttes for å fange arter der de måtte befinne seg. Karakteristisk for manuelle metoder er at innsamlingen utføres av en person i felt. Fordelen med disse metodene er at man ikke er avhengig av individenes egenbevegelse og at man kan rette innsamlingene mot spesifikke habitater, substrater eller vertsplanter, som vil kunne gi en mer relevant innsamling med mindre bifangster. Ulempen med metodene er naturligvis at den er ressurskrevende, gir ofte et øyeblikksbilde (innsamling over et kort tidsrom) og at den ikke er like enkel å standardisere.

Tabell 5.3. Ulike typer innsamlingsmetodikk. Listen er ikke fullstendig.

Innsamlingsmetodikk	Type	Fanger	Tømmefrekvens uker	Ulemper	Kostnad kr
Lysfelle	Aktiv	Hovedsakelig sommerfugler, men også mindre mengde andre grupper som trekkes til lys.	2	Må tømmes ofte, sikres mot nedbør, må ha strøm.	5000
Fallfelle	Passiv	Bakkelevende aktive grupper, eksempelvis edderkopper og løpebiller.	2–4	Fylles med regnvann, rusk og rask, ofte ureine prøver.	25
Malaisefelle	Passiv	Aktivt flyvende individer i de fleste ordner, med hovedvekt mot mindre arter av tovinger og veps.	2–8	Fangst sensitiv for plassering. Utsatt for vind. Kan kreve etterfylling av etanol.	1500
Fargefelle	Aktiv	(gule fat, limfeller etc). Blomstersøkende individer, bl.a. blomsterfluer, biller, sommerfugler.	2	Fargefeller med konserveringsvæske fylles med regnvann. Limfeller lite egnet for bevaring av individene.	50
Myggfelle	Aktiv	Blodsugende insekter.	4–8	Må etterfylles med gass og luktstoff.	6000
Håving	Manuell	Potensielt alle grupper som sitter i vegetasjonen.	Ikke relevant		250
G-vac/D-vac	Manuell	Potensielt alle grupper som sitter i vegetasjonen.	Ikke relevant	Innsamlet materiale må drives ut (plukkes) rett etter innsamling.	1500
Feromonfeller	Aktivt	Fra funksjonelle grupper til enkeltarter avhengig av feromon/luktstoff.	4–8	Må etterfylles med feromoner. Utfangst må vurderes.	250

Vindusfeller	Passiv	Større, flygende arter i flere grupper, men særlig biller. Viktig for vedlevende grupper.	2–4	Må sikres mot regnvann, fylles ofte med rusk og rask.	250
Nettingfeller	Passiv	Individer som svermer lavt over vegetasjonen.	2–4	Må sikres mot regnvann, må siles i felt.	250
Banking	Manuell	Individer som oppholder seg på vegetasjon.	Ikke relevant		350
Sugetårn	Passiv	Luftplankton (12 meter over bakken).	Fleksibelt (automatisk)	Stor, dyr konstruksjon. Trenger strøm.	~ 100 000
Sålding	Manuell	Bakkelevende arter, gjerne de med kryptisk levevis på et gitt substrat.	Ikke relevant	Innsamlet materiale må drives ut rett etter innsamling	250
Akustiske måleapparater	Passiv/manuell	Arter som lager lyd, først og fremst gresshopper og sikader.	2–4	Krevende etterarbeid/analyser (Riede 2018)	5000-10000 (Browning et al. 2017)

5.4.1 Aktuell metodikk for overvåking av insekter på stor skala

Som nevnt har all metodikk for innsamling av insekter sine begrensninger. Samtidig vil den drivende kostnaden i et slikt prosjekt, gitt at etterarbeid ikke inkluderes, være knyttet til selve feltarbeidet og innsamlingen. Dette kan være faktorer som:

1. Antall lokaliteter og omløp
2. Avstand mellom fellene/lokalitetene
3. Avstand til vei
4. Tømmeprosedyrer
5. Antall tømninger
6. Antall felletyper

En del av disse faktorene er knyttet til hvordan de aktuelle lokalitetene blir plassert, men også selve arbeidet på lokalitetene vil ha stor betydning.

Det er naturlig at man velger malaisefeller som et base-line felleoppsett. Dette er feller som fanger mange individer og som samler bredt (mange grupper). De er dessuten enkle å operere, gir rene prøver, og kan stå relativt lenge mellom hver tømning. De er dessuten velprøvde og benyttet i en rekke internasjonale studier (f.eks. Svenska Malaisefälleprosjektet og Hallman et al. 2017)

Særlig i skog er det aktuelt å supplere med vindusfeller, for å bedre fange biller som kan være vanskelig å fange i malaisefeller. Ved korte tømningsintervall av malaisefeller, kan disse tømmes samtidig og de bør settes opp på en måte som forhindrer at vann samles opp i dem. kan det være aktuelt å sortere bare bestemte taxa for videre lagring og identifisering. Vi anbefaler å begynne med både malaisefeller og vindusfeller i skogslokaliteter og vurdere opplegget etter et par års datainnsamling.

I tillegg til basisovervåking av insektsamfunn, kan det være ytterligere behov av å overvåke enkelte utbruddsarter som for eksempel barkbiller og bjørkemålere. Imidlertid vil det relativt lave årlige omfanget av antall overvåkingslokaliteter som skisseres i denne rapporten gi en begrenset evne til å oppdage eventuelle utbrudd for disse artene i god tid. Selv om det kan legges til felletyper i enkelte egnede habitat for spesifikke utbruddsarter til en rimelig kostnad, vurderer vi at disse artene best overvåkes gjennom separate designede overvåkingsprogram. For eksempel foregår per i dag overvåking av bjørkemålere i fjellskog i prosjektet COAT (f.eks. Jepsen et al 2016), og overvåking av barkbiller i regi av NIBIO (Økland & Wollebæk 2018). Vi antar likevel at man til en viss grad vil fange opp forekomst av utbruddsarter, men omfanget og deres skadepotensial ikke kan oppdages med den skisserte overvåkingsdesignet i denne rapporten.

5.4.2 Andre praktiske momenter

- Felleplassering: Man bør tilstrebe å ha en standardisert utplassering av fellene på de forskjellige lokalitetene. For en malaisefelle kan dette delvis gjøres ved bruk av himmelretning eller helning på terrenget. For andre typer feller kan man tenke seg utplassering i transekt (f. eks. fallfeller), eller at man plasserer fellene ved samme type substrat (f. eks. vindusfeller plassert på et gitt treslag). I denne sammenhengen er det også viktig at fellene plasseres på samme måte og på eksakt samme sted ved årvisse gjentak. Ved lang omløpstid er det naturligvis viktig å dokumentere felleplasseringen. Ideelt sett bør man benytte fastmerker, andre typer merking i felt og foto for å sikre likt oppsett. Bruk av høypresisjons-GPS vil også kunne sikre en nøyaktig stedfesting av fellene, hvilket også er anbefalt brukt for nøyaktig stedfesting av forklaringsvariabler.
- Feller er faste installasjoner, og man må søke grunneiers tillatelse for å sette opp feller. Dette kan ofte være en nokså stor administrativ jobb, i alle fall i det omfanget det her er snakk om. Man bør søke langsiktige skriftlige avtaler, både for å slippe å gjenta denne jobben årlig, men også for å hindre at tidsserien blir avbrutt før man ønsker. Jo flere lokaliteter, jo mer administrativ jobb vil dette være.

- Konserveringsvæske: I feller som benytter konserveringsvæske må man være påpasselig med å benytte en væske som ikke ødelegger DNA og som samtidig sikrer at dyrene kan undersøkes morfologisk. Etanol er i mange sammenhenger det foretrukne middelet, men dette fordampes gjerne raskt ved høye temperaturer. Derfor er det ofte praktisk å benytte en blanding av propylenglykol og etanol, som både bevarer DNA, sikrer dyrene for morfologiske analyser og fordampes seint.
- Fellene må standardiseres, og man bør benytte en type og en leverandør for å sikre at en og samme felletype benyttes gjennom hele tidsserien. For eksempel finnes det flere leverandører av malaisefeller, og selv om alle er bygd på samme prinsipp, er det forskjeller i materialbruk og lignende som gjør at de trolig også fanger ulikt.
- Dersom man ønsker å benytte DNA-metastrekkoding for det innsamlede materialet må man forhindre kontaminasjon. Dette betyr at alle feller og innsamlingsflasker og andre beholdere må rengjøres godt mellom hver sesong (med for eksempel klor). En viss sikring mot kontaminasjon kan sikres ved at samme feller benyttes på samme lokalitet hvert år. Ved omløp må man være ekstra omhyggelig med steriliseringen.

5.5 Fenologi og dataoppløsning

Insekters forekomst varierer ofte kraftig gjennom året, og deres fenologi, det vil si tidspunktene for deres forekomster, er ofte sensitiv for tilfeldig variasjon mellom år. For eksempel kan forekomstene av flygende insekter i mai måned variere kraftig mellom år, alt avhengig av tilfeldige værforhold. Fenologien vil også forskyve seg med økende breddegrader.

Det er viktig at en overvåking dekker et tilstrekkelig tidsrom for å måle tilstanden over en sesong, og ikke bare fanger en mindre del av insektfaunaen som forekommer i et mindre tidsvindu. Dette kan man løse gjennom å samle inn insekter gjennom flere perioder, spredt gjennom sesongen. Vanskeligere er det å ta høyde for tilfeldige variasjoner i fenologi. Dette krever en innsamling over lang tid, noe som fort øker kostnadene.

Svenska Malaisefälleprojektet (2018) har brukt kontinuerlig tømning av malaisefeller gjennom hele året, med en tømmefrekvens på 1–2 uker. Et så hyppig tømmeintervall er urealistisk for et kontinuerlig overvåkingsprogram som samtidig må strekke seg over mange lokaliteter. Vi har i grunnen to alternativer. Man kan la feller stå åpne over lenger tid. Man må da sikre at fellene ikke blir fulle, samt å kunne konservere insektene i fellene så de ikke ødelegges. Konserveringsmåten har samtidig konsekvenser for DNA-utvinning av prøvene. Bruk av ren etanol i fellene er velegnet for DNA-analyse og fremtidig bevaring av insektene, men de må da tømmes oftere for å forhindre nedbryting av DNA på grunn av uttynning av alkoholinnholdet i prøven. Ved bruk av propylenglykol kan fellene tømmes mindre hyppig, men man risikerer lavere kvalitet på DNA-analyser.

Det er i dag uklart hvilken blanding av væske i fellene som er det beste valget, og hvor lenge fellene kan stå åpne og fremdeles gi god datakvalitet. Dette vil være et tema for en metodeuttesting, og samarbeid med andre tilsvarende overvåkingsprogram som er under planlegging.

Per i dag anbefaler vi tre tømninger gjennom en sesong på cirka 2 uker hver ved vår, sommer og høst. Samtidig bør man registrere lokale værforhold og hvor langt fenologien har kommet nå, slik at man kan kontrollere for den informasjonen i de statistiske modellene. Man bør vurdere om dette kan erstattes med en lenger fangsttid, som nevnt ovenfor.

5.6 Kostnadsberegning

For å kunne beregne kostnadene for et overvåkingsopplegg må vi spesifisere kravene vi har til undersøkelsen. Det finnes flere måter å kombinere antall lokaliteter som besøkes hvert år, hvor ofte de besøkes og hvor lang tid undersøkelsen løper, og disse kombinasjoner vil avgjøre undersøkelsens evne til å oppdage forandringer og skille ut årsakssammenheng.

Det totale antall lokaliteter som besøkes er avgjørende for evnen til å oppdage tidstrender og årsakssammenheng, og vil bestemme hvor mange årsakssammenhenger man kan se på. Som nevnes i seksjon 3.5. kan man rekke over et større antall lokaliteter ved å ikke besøke hver lokalitet hvert år, gjennom en såkalt forskjøvet sampledesign. Dette vil også redusere mulige effekter av utfangst (at innsamlingen påvirker populasjonene). Jo lengre tid man er villig til å vente mellom hvert omløp, jo flere lokaliteter kan man strekke seg over. Ulempen er at man øker tiden som trengs for å sammenligne tilstand for hver lokalitet, samt den totale lengden på undersøkelsen. Disse to faktorer vil i praksis føre til naturlige begrensninger.

5.6.1 Antall lokaliteter

I seksjon 5.1, førte vi et resonnement for å bruke et omløp på fire år, hvilket betyr at man rekker besøke alle lokaliteter 2 ganger etter 8 år. Med dette opplegget kan man besøke 200 lokaliteter på 8 år, ved å besøke 50 lokaliteter hvert år. 200 lokaliteter ligger på linje med beregningene i Lebuhr et al. (2013) for å ha kraft til å oppdage årlige nedganger på mellom 1 og 5 %. Basert på samme beregninger kan man halvere kostnadene, alternativt doble antallet naturtyper man rekker over ved å akseptere en statistisk styrke på 60 % eller en Type-1 feil på 0.1. Som beskrives i seksjon 5.2 bør man ikke tillate en årlig forandring på mer enn 2 % over lengre tider før den oppdages, da også disse relativt små årlige forandringer fort fører til store akkumulerte konsekvenser.

Tabell 5.4. Eksempel på konsekvenser for det totale antallet lokaliteter, og den resulterende statistiske kraften gitt ulike årlige kapasiteter. Beregningen forutsetter besøk på hver lokalitet hvert 4. år, og et komplett omløp på alle lokaliteter etter 8 år. Tabellen viser et grovt estimat på hvor mange regioner eller naturtyper man kan gi separate estimat for gitt en årlig nedgang på 2 %, basert på beregningene i Lebuhr et al. (2013).

Årlig kapasitet	Omløp	Lokaliteter	Antall naturtyper med 80 % statistisk styrke	Antall naturtyper med 60 % statistisk styrke
50	4	200	1	2
100	4	400	2	3
150	4	600	3	6
200	4	800	4	8

5.6.2 Kostnader

Da vi ikke har testet ut opplegget praktisk i felt må vår kostnadsberegning utgå fra kvalifiserte gjetninger basert på tidligere erfaringer. Detaljene vil kunne endre seg etter en praktisk utprøving. Vi angir her et budsjett for to alternativer med oppstartskostnader og løpende utgifter per lokalitet. Vi baserer oss her på 3 tømningstilfeller per lokalitet hvert år. Den totale summen vil deretter være avhengig hvor mange lokaliteter man velger å besøke. Kostnadene for den manuelle sorteringen av prøvene spiser opp en stor del av budsjettet, og det bør undersøkes hvordan denne kostnad kan reduseres. Spesifikt bør man undersøke mulighetene til å bruke et lignende opplegg som i Svenska Malaisefälleprosjektet (SMTP), der man tilbyr gratis opplæring i grunnleggende insektsortering, med en viss tids pliktarbeid med sortering av fellemateriale som motytelse. Vi tar også her høyde for et relativt stor tidsforbruk for å grovsortere prøvene, etter innspill fra SMTP. Det kan vise seg at det tar ned til halvparten av tiden for denne post, hvilket skulle ha store konsekvenser for budsjettet.

Tabell 5.5. Estimert på faste kostnader for en løpende insektovervåking.

Faste kostnader		
	Pris per år (kr)	Kommentar
Drift lagringsplass	250 000	Grovt anslag, inklusive arbeide og lokaldrift.
Datainnlegging og drift av database	72 000	Grovt anslag basert på drøyt 1.5 ukesverk per år.
Analyse	180 000	Grovt anslag basert på 4 ukesverk per år. Inkluderer diverse innhenting av digitale forklaringsvariabler.
Rapportskriving	135 000	Basert på 3 ukesverk per år.
Administrasjon og logistikk	180 000	Basert på 4 ukesverk per år.
Sum	817 000	

Tabell 5.6. Estimert for kostnader per lokalitet og år for opplegg med 3 tømminger av malaisefeller per år og manuell grovsortering, samt en samlet analyse av DNA-metastrekkoder per tømming. Eventuell analyse av DNA-metastrekkode av hver sortert gruppe vil koste mer.

Årlige kostnader, grovsortering og DNA		
	Pris per lokalitet (kr)	Kommentar
Etablering av ny lokalitet	24 000	Dette inkluderer utplassering av felle(r), og registrering av lokale miljøvariabler for 2 personer over en hel dag.
3 ladninger og tømminger av feller	58 000	Inkluderer reiser til og fra, tømminger og registrering av lokal flora ved hver tidspunkt.
Grovsortering til ca 35 «grupper», med individtall og veiing	112 500	Beregnet ut ifra et ukesverk per prøve (3 stk) og en timepris på 1 000 NOK
DNA-metastrekkoding	7 500	Her regnet på en DNA-analyse per felle/tømming á 2500, inklusive bioinformatikk.
Sum	202 000	

Tabell 5.7. Estimert for kostnader per lokalitet og år for opplegg med 3 tømminger av malaisefelle per samt DNA-metastrekkoding for 3 størrelsefraksjoner.

Årlige kostnader, kun DNA		
	Pris per lokalitet (kr)	Kommentar
Etablering av ny lokalitet	24 000	Dette inkluderer utplassering av felle(r), og registrering av lokale miljøvariabler for 2 personer over en hel dag.
3 ladninger og tømminger av feller	58 000	Inkluderer reiser til og fra, tømminger og registrering av lokal flora ved hver tidspunkt.
DNA-metastrekkoding	22 500	Enkel sortering etter størrelse og analyse av 3 størrelsefraksjoner per felle.
SUM	104 500	

Tabell 5.8 Priseksempler for et utvalg av overvåkingsopplegg, avhengig presisjon av data og antallet ulike regioner og naturtyper man ønsker separate estimat for. Merk at regionene er nøstede i hverandre og at det ofte går ann å krysse regioner med naturtyper, hvilket innebærer at de kan kombineres og at den fineste romlige oppløsningen avgjør antallet lokaliteter. Det vil si, det går ann å estimere separate verdier for hele landet, åpent lavland og skog på kjøpet hvis man tar høyde for å estimere verdier på regionnivå. Antallet lokaliteter er angitt for både 80 og 60 % statistisk styrke for å kunne oppdage en 2 % årlig nedgang over en periode på 8 år. Antallet lokaliteter som kreves er et grovt anslag basert på Lebuhn et al. (2013). Presisjonsalternativet «Biomasse» innebærer veiing av en hel fellefangst, og fremtidig lagring for videre analyser. Kun DNA innebærer at man sorterer fangsten i et par størrelsefraksjoner for å forbedre identifiseringen av mindre arter.

Romlig oppløsning			Presisjon		Antall lokaliteter		Oppstartskostnader KNOK	Årlig drift KNOK
Nasjonale tall (samlet vurdering)		Biomasse	Power	80 %	200		200	4 919
			Power	60 %	100		200	2 943
		Kun DNA	Power	80 %	200		200	6 044
			Power	60 %	100		200	3 430
		Antall til orden + DNA	Power	80 %	200		200	10 919
			Power	60 %	100		200	5 868
Åpent lavland + Skog (nasjonal vurdering for disse økosystemer)		Biomasse	Power	80 %	400		200	9 021
			Power	60 %	200		200	4 919
		Kun DNA	Power	80 %	400		200	11 271
			Power	60 %	200		200	6 044
		Antall til orden + DNA	Power	80 %	400		200	22 521
			Power	60 %	200		200	10 919
5 geografiske regioner		Biomasse	Power	80 %	1000		200	21 327
			Power	60 %	500		200	11 072
		Kun DNA	Power	80 %	1000		200	26 952
			Power	60 %	500		200	13 884
		Antall til orden + DNA	Power	80 %	1000		200	55 077
			Power	60 %	500		200	27 947
5 kommuner per region (tot. 25)		Biomasse	Power	80 %	5000		200	103 367
			Power	60 %	2500		200	52 092
		Kun DNA	Power	80 %	5000		200	131 492
			Power	60 %	2500		200	66 154
		Antall til orden + DNA	Power	80 %	5000		200	271 117
			Power	60 %	2500		200	136 467

6 Registreringer av påvirkningsfaktorer

En sentral oppgave ved en fast insektovervåking er å gjennomføre en god datainnsamling av lokale feltforhold ved innsamlingslokalitetene, for å sikre seg muligheten for å kontrollere for kilder til variasjon og for å kartlegge årsakssammenhenger bak insektforekomster. Det er ønskelig å gjennomføre en betydelig bedre datainnsamling enn hva som er tradisjonelt ved mer tilfeldig innsamling med malaisefeller. Dette vil gi oss bedre mulighet til å identifisere årsakssammenhengene bak forekomstene av insekter, men stiller samtidig større krav til personalet som skal drifte fellene. Oppsett av fellene og innsamling av lokale forhold vurderer vi må gjennomføres av særskilt trenet personell, og kan ikke delegeres til frivillige. Avhengig av antallet felletømminger kan man ta i bruk frivillige ved ladning og tømming av feller. Hvis man bare skal gjennomføre tre tømninger per år og man ønsker å kartlegge den lokale floraen ved hvert tilfelle og eventuelt andre lokale forhold, er det ikke sikkert det er verdt planleggingen og administrasjonen av en stab av frivillige. I opplegg med hyppigere tømninger vil det derimot være nødvendig å benytte seg av ett distribuert nettverk av personell for tømninger.

6.1 Feltregistreringer av miljøvariabler

Oppdragsgiver angir en kartlegging i undersøkelseslokalitetene av NiN etter hovedtype som et sterkt ønskemål, samt en kartlegging av variabler etter landsskogstakseringen i relevante lokaliteter. Dette er ambisiøse mål, men vi anser at det vil la seg gjøre av et team på to personer på en dag for en lokalitet. Det er viktig å ha personell som er trent i kartlegging etter NiN, og som har generelt god botanisk kompetanse. Vi ser derfor for oss at teamet bør bestå av en botaniker og en entomolog.

I tillegg til NiN-kartlegging er det aktuelt å registrere den lokale floraen på lokaliteten. Mange insekter er mer eller mindre knyttet til floraen, noe som også kan variere innen år. Derfor er det relevant å oppdatere den botaniske gjennomgangen ved hver felleperiode, hvis de er vidt spredt på året. Dersom det er mulig å samkjøre lokalitetene med det planerte ANO vil både NiN og detaljert undersøkelse av floraen kunne bli dekket av ANO.

Andre gitte forklaringsvariabler å samle inn er temperatur og nedbør. Det anbefales å utstyre malaisefellene med temperaturloggere som måler temperaturen hyppig i den tiden fellen er satt opp og samler insekter. Data på temperatur fra Meteorologiske instituttet som interpoleres fra de faste målestasjonene er forholdsvis upresise med sine daglige middeltall på 1x1 km skala. Nedbør er mer vanskelig å måle selv, særskilt på lokaliteter med mye vegetasjon/skog, og der kan man være begrenset til met.no sine data.

Til sist kan det finnes andre lokale forhold som er av stor betydning for hvor mye insekter som fanges inn på en lokalitet. Forekomst av beitende dyr i nærheten, nærliggende vassdrag eller vannmettede marker, åpne arealer med sand, retning og grad av helning på marken, solinstråling, samt lineære elementer som leder mot fellen er noen eksempler på «kovariater» som vil kunne forklare den varierende lokale forekomsten av insekter. Selv om nye forklaringsvariabler kan bli lagt til under årenes løp, bør man unngå å ta bort variabler som er målt tidligere, for å sikre kontinuiteten i disse dataseriene. En liste på relevante forklaringsvariabler bør testes ut praktisk i felt gjennom et pilotprosjekt. Det er nødvendig å prøve ut den samlede mengden oppgaver i felt for å forsikre seg om et praktisk gjennomførbart opplegg.

Alle oppmålte forklaringsvariabler bør lagres sammen med fangstdata, gjerne i en database som tilrettelegger for enkle sammenkoblinger.

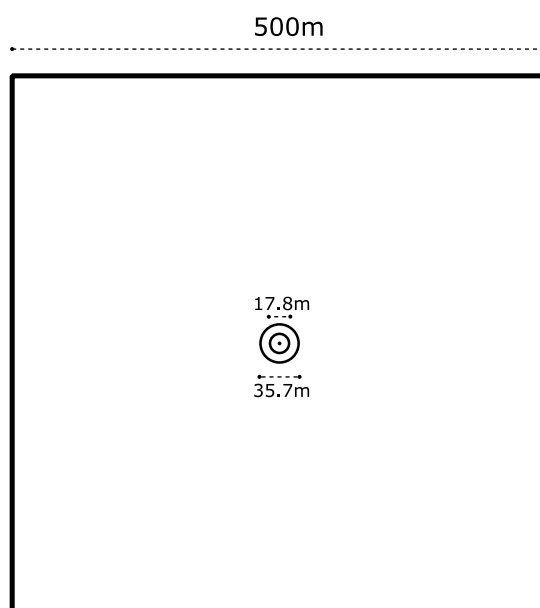
6.2 Skala for innhenting miljøvariabler

For de miljøvariabler som innhentes gjennom en allerede etablert metode, er det naturlig å bruke samme skala som metoden er utviklet for. Det gjør også at data som blir innsamlet i dette prosjekt kan deles med og inngå i samlede kilder. NiN-kartleggingen vil derfor helst foregå på hele SSB ruten på 500x500m i henhold til tidligere standard. I de ruter det er aktuelt med registrering av

skogskvaliteter i henhold til Landskogstakseringens metoder, vil deres metode for arealutvalg benyttes, med sentrumplassing ved sentrum i SSB ruten. Med andre ord vil registreringer av skogsrelaterte kvaliteter foregå i et sirkulært area med sentrum i sentrum for SSB ruten for et area på 250m^2 eller 1 daa, avhengig variabeltype etter feltinstruksen til Landskogstakseringen (Viken 2018).

Andre lokale miljøvariabler bør registreres for hele $500\times 500\text{m}$ ruten, der det er mulig. Insekter beveger seg iblandt over store områder, og det er trolig at de påvirkes av habitatkvaliteter på enda større skala, men vi vurderer at det vil bli for krevende å gjennomføre registreringer av miljøvariabler på enda større skala. Det bør i tillegg gjennomføres en registrering av miljøvariabler på en mindre skala, fortrinnsvis innen en diameter på 17,8 meter fra sentrum (250m^2), for å samsvare med registreringen av skogsvariabler. Dette siden insekters forekomst ofte bestemmes av en kombinasjon av faktorer på lokal og større skala.

Plasseringen av insektfeller bør være så nære sentrum av ruten som mulig, og for skogslokaliteter innen en radius av 17,8 mete



Figur 6.1. Skjematisk skisse over en prøvelokalitet. Flaten opptar $500\times 500\text{m}$, hvilket tilsvarer skalaen for NiN-kartlegging. Fellen plasseres i sentrum innen et sirkulært area på 250m^2 . Landskogstaksering foregår på denne sirkel og en sirkel på 1 daa, avhengig variabeltype.

6.3 Innhenting av fjernmålingsdata

I tillegg til de påvirkningsfaktorer som blir innhentet i felt, finnes det flere eksterne datakilder som er aktuelle som forklaringsvariabler. Meteorologiske data over hele året inklusive snødekke, solinnstråling, NDVI data fra satellitter, geologisk sammensetting, veinett, befolkningsmengde, bygningsmasse, arealbruk på større skala, samt LIDAR er eksempler på mulige relevante data.

Generelt er det ønskelig å få landsdekkende data på så mange variabler som mulig av de vi samler inn på lokal nivå, for å kunne lage prediksjonsmodeller på større skala. Helst vil man ha landsdekkende data på alle variabler som inngår i forklaringsmodellene på feltskalaen, for å kunne lage gode prediksjoner på større skala, men det kan være et uopnåelig mål. For noen variabler kan man bruke lignende data på stor skala som ikke helt overensstemmer i innsamlingsmetodikken vi bruker i felt. Andre vil være vanskelige å finne på stor skala, og må utgå i prediksjonsmodeller. For skogsvariabler er det naturlig å bruke de produkter som genereres på stor skala fra landsskogstakseringen, men det er usikkert om man kan få tak i prediksjonsmodeller fra landsskogstakseringen for hver variabel som inngår i

Landsskogstakseringen. Nyttene ved å gjennomføre en registrering av skogsvariabler i Landsskogstakseringen i prøveflatene bør derfor vurderes i henhold til å helt benytte seg av de prediksjoner som Landsskogstakseringen tilbyr.

I noen tilfeller kan de data overvåkingen innhenter i prøvelokalitetene være interessante for andre prosjekt. Disse data bør være tilgjengelig fritt for de som er interessert å legge disse til sine dataserier. NiN-kartlegging og Landsskogstakseringen er tenkbare brukere, men det er uklart om det vil la seg gjøre for Landsskogstakseringen med tanke på at deres øvrige datainnhenting gjøres i et enhetlig prosjekt der prøveflatene holdes hemmelige.

6.4 Romlig presisjon av feltforhold

Oppdragsgiveren har uttrykt et ønske om å bruke høy-presisjons GPS for stedsregistreringer av koordinater for funn og lokale forhold. Plassering og gjenfunn av insektfeller innenfor en undersøkelsesrute krever neppe høyere presisjon enn standard GPS. Allikevel vil det være et poeng å bruke nøyaktig GPS for å muliggjøre sammenkobling med fjernmålingsdata, for eksempel satellitt og lidardata. Dataene på forklaringsvariabler som samles inn øker også i verdi for fremtidig bruk når de har en høy geografisk presisjon. For eksempel tegningen av polygoner i NiN, samt en kartlegging i henhold til landsskogstakseringen vi vinne på å gjennomføres med høy presisjon.

Ulempene er at det er en betydelig kostnad å kjøpe inn utstyret, og det er mer tungvint å bruke i felt. Hvis et stort antall høypresisjons-GPS må kjøpes inn til overvåkingen bør det tas høyde for i budsjettet. Behovet og mulighetene for finansiering bør diskuteres i samråd med oppdragsgiver.

Tabell 6.1. Eksempler på relevante påvirkningsfaktorer for insekter. Listen er ikke fullstendig.

Påvirkningsfaktor	Skala			Datakilder
	< 500x500m	500x500m	Landskapsnivå (1-3 km radius)	
Arealbruk (Naturtyper, landskapskomposisjon, avlinger)			x	AR5, SSB statistikk
Beitedyr (For insekter spesialisert på møkk: antall dyr på beite)			x	Statistikk for landbruksstøtte.
Sprøytemidler			x	Statistikk for landbruksstøtte, Mattilsynet
Naturtyper (NiN kartlegging)		x		Egne registreringer
Skogsbruk (Lokale skogskvaliteter og skogstype på landskapsskala)	x		x	Landsskogstakseringen, Egne registreringer
Klima (Temperatur og nedbør lokalt under innsamlingsperioden, klimadata over større område for sesongen)	x		x	Egne registreringer, Met.no
Plantearter (Ressurser for spesialiserte, plantespisende insekter)	x			Egne registreringer, Artskart
Hydrologi (Lokale vannsamlinger, vassdrag, vannmettede myrer)		x	x	Egne registreringer, Elvis.
Lokal plassering (Himmelretning, helning, plassering i forhold til linjære elementer)	X			

7 Overvåking av prioriterte arter

7.1 Formålet med overvåking

Så langt har vi diskutert et generelt overvåkingsopplegg for hele samfunn av insekter. Malaisefeller og innslag av andre felletyper i enkelte naturtyper fanger mange arter bredt, hvilket passer hovedformålet med overvåkingen. For å gjenspeile de generelle forholdene over store arealer er man også nødt til å plassere overvåkingsflatene tilfeldig over grove inndelinger av naturtyper. Dette opplegg egner seg dårlig for en effektiv overvåking av enkelte arter, særlig de som er spesialiserte til særskilte habitater eller av annen grunn har en begrenset utbredelse. For å overvåke spesifiserte arter er man ofte nødt til å bruke rettede opplegg for hver art, eller for en hotspot som inneholder flere av artene av interesse.

Vi nevner her egnede metoder for et utvalg av spesielt truede arter, der man bør sette opp egne opplegg for overvåking.

7.2 Diskrete artsgrupper og naturtyper

7.2.1 Ansvarsarter listet i Bern-konvensjonen

Norge har en gjennom Bern-konvensjonen forpliktet seg til å ta vare på en spesifisert liste arter. Til det kreves en detaljkunnskap som det generelle opplegget ikke klarer å levere for disse arter. Vi går her igjennom de insekter som er knyttet til terrestriske miljøer på ansvarslisten listet i Bern-konvensjonen.

Tabell 7.1. Insekter med særskilt Norsk ansvar etter Bern-konvensjonen i terrestriske naturtyper.

Norsk navn	Latin
Apollosommerfugl	<i>Parnassius apollo</i>
Heroringvinge	<i>Coenonympha hero</i>
Mnemosynesommerfugl	<i>Parnassius mnemosyne</i>
Sinoberbille	<i>Cucujus cinnaberinus</i>

Apollosommerfugl (*Parnassius apollo*)

Apollosommerfuglen er en av våre største og mest iøynefallende sommerfugler. Den var tidligere utbredt over store deler av Sør- og Østlandet, men mellom 1920 og 1970 forsvant arten helt fra kystområdene og de østlige delene av innlandet. Den holder fortsatt stand i på noen lokaliteter i Jotunheimen, på Hardangervidda, lokalt i dalstrøk på Østlandet hvor den flyr i bratte, sørvendte berg.

I fjellet er larvens vertsplante rosenrot, mens den i lavlandet utnytter smørbukk. De voksne henter nektar fra bl. a. tistler, knoppurt og rødknapp. Apollo overvintrer som egg og klekker tidlig om våren. Utviklingen av larver og pupper skjer på forsommeren, og de voksne klekker som regel i juni i lavlandet og på ettersommeren i fjellet.

Høyfjellsformen av apollosommerfugl er beskrevet som egen underart *Parnassius apollo* ssp. *jotunensis*, men nyere studier foreslår at denne tilhører samme underart som lavlandsformen *Parnassius apollo* ssp. *norvegica* (Eliasson 2005). Apollosommerfuglen har gått kraftig tilbake både i Norden og i Europa for øvrig, er fredet i mange land og oppført i Appendiks II i Bern-konvensjon for bevaring av ville dyr og planter i Europa. Arten er vurdert til nær truet (NT) i Norsk rødliste for arter 2015.

Bestandsnedgangen for apollosommerfugl har trolig sammensatte årsaker. Det har vært spekulert i om forsvinningen langs kysten kan ha sammenheng med sur nedbør eller akkumulering av miljøgifter i vertsplanten smørbukk. Habitatforringelse som gjengroing eller nedbeiting av husdyr har trolig vært medvirkende i andre deler av utbredelsesområdet. Man kan heller ikke utelukke at også illegal fangst kan påvirke små bestander.

Høyfjellsformen av apollosommerfugl er påvist på ca. 10 lokaliteter i Jotunheimen (Hansen 1993). I nyere tid er det trolig kun bestandene i området mellom Memurubu og Gjendetunga som er livskraftig. Et gjensøk på de fleste kjente lokaliteter i Jotunheimen i 1994 indikerer at fjellbestandene har gått tilbake som følge av nedbeiting av blomsterenger i fjellet (Bretten &

Ødegaard upubl. data), men det er fortsatt behov for kartlegging i disse områdene. Det finnes videre et nytt funn fra Lungsdalsnuten, Hol på Hardangervidda (Artskart 2018). Lavlandsformen er i nyere tid kjent fra Vinstra i Oppland, flere steder i Hallingdalen, Numedalen, samt flere steder i lavereliggende, sørvendte lier i indre Telemark. Blant disse er trolig de største bestandene i Telemark. De gamle lokaliteter fra Valdres er trolig utgått (Bretten 2017). Det finnes et isolert funn fra Kvinesdal i Vest-Agder fra 2001. Det er usikkert om det finnes faste bestander i dette området.

Det har vært utført merking-gjenfangststudier av apollosommerfugl i Oppland i perioden 2015–2018 i regi av SNO (Bretten 2017). Bestanden i vestenden av Gjende ble individmerket i sesongene 1994 og 2015 og bestanden der var trolig opp mot 140 individer i disse årene (Bretten 2017). Det er fortsatt stort behov for videre kartlegging av gamle lokaliteter, samt overvåking av utvalgte kjente lokaliteter for apollosommerfugl.

Heroringvinge (*Coenonympha hero*)

Heroringvinge forekommer i Norge i Akershus, Østfold og Hedmark. I tillegg forekommer gamle funn fra Oslo og Vestfold. Man kan for praktiske formål dele utbredelsen til heroringvinge i dag til indre Oslofjord (Brønnøya), indre Østfold (Rømskog), indre Akershus (Nes, Ullensaker), østre Hedmark (Eidskog, Kongsvinger), midtre Hedmark (Nord-Odal) og nordre Hedmark (Ringsaker). Arten er vurdert til sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for arter 2015.

Heroringvinge må overvåkes på voksenstadiet, siden vi verken kan finne egg eller pupper av denne. Habitatet er typisk buskeng, frodige veikanter, tidligere hogstflater etc. Det er derfor heller ikke helt enkelt å kartlegge potensielle habitat for denne arten.

Problemet med å overvåke sommerfugler på voksenstadiet er at fenologien varierer fra år til år og at været på kartleggingstidspunktet er av stor betydning. Man må derfor «treffe» både med tid på året og været den aktuelle dagen. Fenologien er også forskjellig fra indre Oslofjord til Ringsaker, og den kan fly flere uker tidligere på Brønnøya enn i Ringsaker.

Faglig grunnlag for heroringvinge er utarbeidet av Endrestøl & Bengtson (2012). Her er det anbefalt at man bør sette i gang med bestandstakseringer. Metoder kan være linjetaksering og fangst-gjenfangst (se for eksempel Gärdenfors et al. 2002, Naturvårdsverket 2003).

En annen aktuell måte å overvåke denne arten på er å velge seg ut enkelte lokaliteter spredt på hele utbredelsesområdet, og totalkartlegge disse. Det vil si at man samler inn alle voksne individer, og holder dem på separate beholdere under innsamlingen. Innsamlingsinnsatsen kan begrenses i tid per arealenhet. Man bør kanskje ideelt sett gjøre dette to ganger per lokalitet pr år.

Heroringvinge har som nevnt en relativt stor utbredelse i Norge i dag, noe som gjør det til en nokså ressurrekrevende art å overvåke. Skal man overvåke populasjonene av heroringvinge er det viktig å få overvåket alle delområdene, kanskje spesielt populasjonene i randutbredelsen, som i dag vil si indre Oslofjord og Ringsaker.

Om man skal overvåke seks lokaliteter (eksempelvis Brønnøya, Rømskog, Hvam, Rømskog, Eidskog/Kongsvinger og Ringsaker) kan man for enkelthetsskyld anta at man bruker 1 dagsverk per lokalitet inklusiv transport. Med to personer og to kartlegginger per lokalitet gir dette 24 dagsverk. Alternativ overvåkingsmetodikk bør vurderes.

Mnemosynesommerfugl (*Parnassius mnemosyne*)

Mnemosynesommerfugl *Parnassius mnemosyne* er i Norge kun kjent fra noen sørvendte rasmarker på Vestlandet fra Sunndalen i Møre og Romsdal til Gudvangen i Sogn og Fjordane. Det er også nylig oppdaget en isolert bestand i Vinje i Telemark. Arten er vurdert til nær truet (NT) i Norsk rødliste for arter 2015 og har vært foreslått som prioritert art i henhold til Naturmangfoldloven. Det er også utarbeidet en nasjonal handlingsplan for arten. I europeiske

sammenheng er arten truet eller i tilbakegang i flere av de landene der den finnes og er ført opp på Appendiks II i Bern-konvensjon for bevaring av ville dyr og planter i Europa. I Norden er arten utdød i Danmark, i sterk tilbakegang i Finland og til dels i Sverige (Rødlistestatus 2015-endangered-EN) og har sannsynligvis i dag sine største nordiske bestander i Norge på Vestlandet.

Mnemosynesommerfuglen legger egg som overvintrer og klekker i mars-april påfølgende år. Hos oss lever larvene bare på vanlig lerkespore *Corydalis intermedia*. Larvene forpupper seg i mai og klekkes mot slutten av måneden eller i juni. Arten er avhengig av leveområder som både har lerkespore og blomsterplanter som tilbyr næring til de voksne sommerfuglene og som samtidig har et varmt mikroklima. Rasmarekene på Vestlandet har gjennom rasdynamikk bestått av kontinuerlig åpen engvegetasjon i meget lang tid. Dette i kombinasjon med et gunstig mikroklima i de sørvendte skråningene utgjør optimale leveområder for denne arten.

I Norge har det vært drevet bestandsovervåking (merking-gjefangst) av mnemosynesommerfugl i Sunndalen gjennom årlige undersøkelser i perioden 1988-2001, samt i 2010 og 2011. Bestandsovervåkingen i 2010 og 2011 ble gjenopptatt som et ledd i oppfølgingen av handlingsplanen for arten. Siden 1988 har nærmere fem tusen individer blitt merket. Totalt i Norge regner vi med at det kan finnes opp mot 10000 individer i en god sesong. Mnemosynesommerfugl i Sunndalen er derfor en av de best undersøkte insektbestander i Norge når det gjelder bestandsgenetikk og bestandsdynamikk. Arten er indikator for åpent lavland i Naturindeks.

Resultatene fra bestandsovervåking av mnemosynesommerfugl viser at populasjonsstørrelsene varierer svært mye fra år til år. Denne variasjonen forklares best med værforholdene i flygetida på forsommeren. Det antas derfor at denne arten kan være en viktig biologisk indikator for endringer i klima. Hypoteser som går på økt skydekke om sommeren som følge av temperaturstigning, vil kunne ha direkte effekt på bestandsutviklingen av mnemosynesommerfugl. Ellers er de naturlig åpne rasmarekene hvor man finner mnemosynesommerfugl i stor grad upåvirket av menneskelig aktivitet, men det er flere forhold ellers som kan true bestandene. Forurensning og beiting kan være av betydning for habitattilstand og overlevelse både lokalt og på større skala, samt at innsamling og oppdemming kan ha lokale negative effekter. Flere menneskeskapte lokaliteter påvirkes negativt av gjengroing, ulike inngrep og annen negativ bruk.

Handlingsplan for mnemosynesommerfugl ble iverksatt fra 2010, og har vært fulgt opp av NINA i årene 2010 og 2011 på oppdrag fra fylkesmannen i Møre og Romsdal. Bevilgningene for videre oppfølging i 2012 er imidlertid stoppet fordi Miljødirektoratet valgte å ikke foreslå den som prioritert art (PA), på tross av at arten oppfyller alle kriterier for slike arter i Norge. Med artens unike posisjon som norsk ansvarsart med internasjonale forpliktelser, og som eneste insektart i Norge med god kunnskap om årlig bestandsutvikling, vurderer vi det som høyt prioritert å fortsette arbeidet med overvåking av denne arten.

Sinoberbille (*Cucujus cinnaberinus*)

Sinoberbilleren er en karakteristisk art som er tilknyttet nylig døde trær, primært av osp. Arten er vurdert som nær truet (NT) i den norske rødlisten, står på Bern-konvensjonens liste over "strictly protected species" og på IUCNs globale rødliste som sårbar (VU). Den ble fredet i Norge i 2001. Arten har en egen handlingsplan (Sverdrup-Thygeson et al. 2009), som også er fulgt opp med en flere påfølgende kartleggings- og statusrapporter (Birkemoe et al. 2013, Olberg et al. 2010, Olberg et al. 2014).

Sinoberbillens kjente nåværende utbredelse omfatter Aust-Agder fylke (Froland, Åmli, Tvedestrand), Telemark fylke (Drangedal), Vestfold fylke (Larvik) og Akershus fylke (Lørenskog).

Funn og observasjoner av arten er fåtallige og tilfeldige og det er vanskelig å bedømme bestandsutvikling på grunnlag av den kunnskapen vi har. I litteraturen beskrives arten å være i

tilbakegang i ytterkanten av sitt europeiske utbredelsesområde, som Fennoskandia, mens den i deler av sentral-Europa og Østeuropa er i ekspansjon.

Selv om sinoberbillen er fredet, medfører fredningen ikke et vern av lokalitetene der billen finnes. Habitatødeleggelse i form av kraftig hogst, vedhogst som fjerner gjensatte osper, nedbygging etc. kan derfor være en trussel mot sinoberbillens langsiktige overlevelse i Norge.

Per i dag er eneste kjente overvåkingsmetode (utover å følge med på fangst i vindusfeller) å lete manuelt etter arten under bark, på en standardisert måte, som beskrevet i rapporter (Sverdrup-Thygeson et al. 2009). Metoden medfører en viss ødeleggelse av egnet habitat for arten og må derfor utføres skånsomt og i begrenset omfang. Det kunne være ønskelig å undersøke om det er mulig å bruke lukstoffer tilsvarende de som utvikles i gjærende innerbark fra osp til å overvåke arten, men dette innebærer betydelende metodeutvikling.

7.2.2 Andre aktuelle overvåkingsarter

I tillegg til artene nevnt over er det en rekke truede og prioriterte arter som det kan være aktuelt å sette i gang overvåking på. En rekke arter har fått utarbeidet handlingsplaner og noen av disse er sågar blitt prioriterte arter. For noen av disse foregår det per i dag overvåking som det vil være naturlig å fortsette med. Dette gjelder blant annet klippeblåvinge, eremitt og elvesandjeger. I tillegg er det en rekke «handlingsplanarter» som det vil være naturlig å foreslå som overvåkingsarter. Dette vil først og fremst være arter med begrenset utbredelse i Norge, og som man rasjonelt kan overvåke. Dette gjelder for eksempel prikkroutevinge, som har en lokalitet i Norge, og som er enkel å overvåke, eller mnemosynesommerfugl, som man allerede har overvåket en årrekke i Norge. Samtidig har man også «ansvarsarter», som er truede arter der Norge har en stor andel av Europeisk bestand. En aktuell art her er sikaden *Forcipata palustris* (endemisk norsk) og dragehodeglansbille (endemisk norsk, og som også har handlingsplan).

I tillegg er det en rekke «handlingsplanarter» som det vil være naturlig å foreslå. Dette vil først og fremst være arter med begrenset utbredelse i Norge, og som man rasjonelt kan overvåke. Dette gjelder for eksempel prikkroutevinge, som har en lokalitet i Norge, og som er enkel å overvåke. En annen art som bør prioriteres høyt blant de enkeltarter som eventuelt velges ut for enkeltartsovervåking er rødknappsandbie (*Andrena hattorfiana*). Den har en upublisert handlingsplan, utarbeidet i 2012 på basis av et faggrunnlag utarbeidet av NINA (Ødegaard 2012). Det er stort behov for årlig overvåking av alle kjente bestander av arten, men det er usikkert om dette blir fulgt opp gjennom handlingsplaner. Et annet eksempel kan være strandmurerbie *Osmia maritima*.

7.2.3 Hotspothabitater for overvåking av truede arter

Hule eiker

Hule eiker er en utvalgt naturtype med egen handlingsplan, og en revidert handlingsplan er under utarbeiding. Hule eiker representerer et viktig livsmiljø for mange arter. Det er kjent om lag 100 rødlistede billearter fra hule eiker i Norge. En stor andel av disse har larveutvikling i vedmuld inne i hule trær eller i døde partier på treet, og flere er (som voksne biller) blomsterbesøkere som bidrar i pollinering. Mange av artene er på retur over hele Europa. Det er derfor viktig å få i gang en overvåking av insektmangfoldet i hule eiker, og det er særlig biller det er aktuelt å følge med på (Sverdrup-Thygeson & Brandrud 2011).

I forbindelse med ARKO-prosjektet har det foregått utstrakt kartlegging av biller i hule eiker. Ved hjelp av et standard oppsett med to vindusfeller er mer enn 185 000 biller fra mer enn 1 400 forskjellige arter kartlagt, inkludert de fleste av de om lag hundre rødlistede billeartene. (åpent tilgjengelig gjennom Artsdatabankens database). Det er vist at fangstmetoden fanger godt opp arter som lever som spesialister i hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2018).

Utover et generelt høyt antall truede og nær truede arter vil en slik overvåking kunne fange opp følgende arter fra lista over 'fokusarter' fra miljødirektoratet: *Corticus fasciatus*, *Hypebaeus flavipes*, *Hypulus quercinus*, *Lymexylon navale* og *Procræus tibialis*.

Det er utarbeidet en metodikk for overvåking av hotspot hule eiker, samt en gjennomgang av resultater fra første omløp som også inkluderer et forslag til insektovervåking (Sverdrup-Thygeson et al. 2013). Vi foreslår at dette følges opp i det videre arbeidet.

Dyremøkk

Dyremøkk er et hotspot-habitat som har vært studert i ARKO-prosjektet (Ødegaard et al. 2011). Dyremøkk utgjør karakteristiske elementer på beitemark, og er et svært viktig livsmiljø for mange insektarter. Det er særlig ugjødslete naturbeitemarker, samt sanddynemark og strandenger i kystnære strøk i lavlandet på Øst- og Sørlandet som utgjør de viktigste naturtypene for rødlistede møkkbiller.

Nesten halvparten av alle norske møkkbiller er på rødlista pga. at de er svært sårbare ovenfor miljøendringer. Mange arter har derfor gått sterkt tilbake de siste 100 år som følge av endringer i landbrukspraksis. Det er observert 69 møkklevende arter i Norge, hvor hele 13 av artene er betraktet som regionalt utryddet (RE) på rødlista, dvs. at 20 % av dette artsmangfoldet trolig har forsvunnet fra Norge. Av de 56 gjenlevende koprofage artene, er 21 rødlistede.

Overvåking av møkkbillefaunaen på samfunnsnivå bør foregå innenfor utvalgte geografiske områder og naturtyper innenfor hotspot-regionen for artsgruppen. Overvåkingen bør samkjøres med eventuell annen overvåking av naturbeitemark og sandområder med beite. En slik overvåking vil kunne fange opp følgende arter fra miljødirektorates liste: *Aphodius sordidus*, *Aphodius granaries*, *Aphodius merdarius*, *Aphodius subterraneus*, *Hister bissexstriatus*, *Margarinotus carbonarius*, *Margarinotus neglectus* og *Onthophagus joannae*.

Andre muligheter for å fange opp habitatspesialister

ARKO-prosjektet har beskrevet flere hotspot-habitater med rikt mangfold av rødlistede habitatspesifikke insekter, enn de to som er gjennomgått ovenfor. Sandområder og strandenger er to eksempler. Dersom disse følges opp med hotspot-overvåking, bør det vurderes om et opplegg for insekter skal hektes på.

Flere av de truede blomsterbesøkende artene og de truede vedlevende artene vil også kunne dukke opp i den generelle overvåkingen, især dersom verneområder inkluderes. Dette vil likevel ikke kunne gi grunnlag for noen artsspesifikk overvåking.

8 Datahåndtering

Dataene innhentet i dette prosjekt anbefales å være prinsipielt fritt tilgjengelig for allmennheten. Det er naturlig å ha en samlet database over prøvelokaliteter, felletyper, forklaringsvariabler som er innsamlet i felt og tilgjengelig data. Moderne innsynsløsninger er ofte web-basert, der man kan søke seg frem til relevante data ut i fra søkeord og gjennom å velge prøvelokaliteter på et kart. Det finnes i dag mange fritt tilgjengelige infrastrukturløsninger som muliggjør kostnadseffektive koblinger mot ulike typer databaser. Gode eksempler på innsynsløsninger er Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no/>), TOV-E (<https://tov-e.nina.no/Fugl/>), og COAT (<https://www.coat.no/>), der prosjektene samler både bidragsytere for registrering av data og publikum for enkel inngang til dataene.

Både NINA og Vitenskapsmuseet har så kalt IPT-noder mot GBIF sin infrastruktur, slik at data kan eksporteres til Artskart og GBIF via automatiske rutiner. Ofte vil det være praktisk å lagre økologiske data i en database med gode GIS-rutiner, da en vanlig type analyse er å undersøke de romlige relasjonene mellom enkelte funn, og mellom funn og diverse forklaringsvariabler. PostgreSQL er en egnet database for formålet, som har god støtte for GIS analyser gjennom deres ekspansjonspakke PostGIS. Den har også fleksible muligheter for å koble opp mot eksterne analyseverktøy som for eksempel statistikkprogrammet R. Hvis ønsker oppstår fra mer avanserte brukere, kan man også åpne opp for muligheten for å koble seg opp mot databasen direkte, slik at for eksempel forskere vil ha muligheten å gjøre tilfeldige uttrekk fra databasen. Det er i dag uklart om dette behov er stort nok for å motivere et slikt oppsett.

I tillegg til grafiske grensesnitt anbefales det å lage en eller annen type av skriptbasert tilgang til dataene. Dette kan for eksempel gjøres ved å lage et API, eller ved å lagre oppdaterte sammenstillinger på faste adresser, slik at dataene kan nås via automatiserte rutiner. NINA har fra tidligere erfaring ved å utvikle slike rutiner for offentlig tilgjengeliggjøring av data.

På grunn av det omfattende arbeidet ved å identifisere de innsamlete individene, vil data bli tilgjengelig i en løpende prosess, ettersom man arbeider seg igjennom materialet. Det er viktig at man opparbeider rutiner for å angi graden av dataoppløsning for enkelte prøver, taksa, og områder, slik at kvaliteten på dataene kan vurderes av en tredjepart.

Det anbefales sterkt å lage gode rutiner for import av nye data. Mer manuelle former av dataimport, ved å for eksempel bruke excel-ark som kan fylles i mer eller mindre fritt er kjente kilder til feil. Ofte må det til betydelige ressurser for å kvalitetssikre og flette sammen excel-ark fra ulike kilder. Ved å sette opp skreddersydde rutiner for import av data kan man sørge for at dataene som importeres gjennomgår en kvalitetssjekk på forhånd. Man bør vurdere å lage løsninger for å registrere relevante variabler fra felt, gjennom for eksempel web-baserte innsynsløsninger eller mobil-baserte apper, lignende det som har blitt gjort i Hønsefuglportalen. Vi vurderer at slike investeringer vil betale seg ganske raskt, med tanke på at man da unngår en betydelende etterbehandling av dataene.

9 Prøvelogistikk, lagring og kuratering

Et fast overvåkingsprogram for insekter vil omfatte et betydelig prøveomfang (Kap. 5). For å sikre fremtidig repliserbarhet, må prøvene registreres, oppbevares og kurteres på en sikker måte, og gjøres tilgjengelig for forskning og forvaltning. De må også preserveres og håndteres optimalt for at fremtidige morfologiske og molekylære analyser skal være mulig. I Norge er det universitetsmuseene i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim som sitter på kompetansen og infrastrukturen til å klare denne oppgaven. Det er derfor viktig at disse institusjonene involveres tidlig i et fremtidig overvåkingsprogram for insekter, ikke minst for å sikre at både arealbehov og tilstrekkelig personalressurser til å ta imot prøver er tatt høyde for. Museene sitter også på fagkompetanse for en rekke insektgrupper, og personalet ved museene har erfaring med bruk av molekylære verktøy til identifisering av insekter, også i bulkprøver.

Arealbehovet for lagring av prøver vil være avhengig av overvåkingsprogrammets omfang og hvilken løsning som velges. Dagens tilgjengelige magasin ved universitetsmuseene er ikke dimensjonert for det store prøvetilfanget som et overvåkingsprogram for insekter potensielt kan medføre, men ved NTNU Vitenskapsmuseet og Tromsø museum – Universitetsmuseet planlegges utvidelse av magasinkapasiteten i nærmeste fremtid. Lokaler for lagring av spritfiksert materiale ved Universitetsmuseet i Bergen og Naturhistorisk museum i Oslo (NHM) har noe kapasitet per i dag. NHM har også noe kapasitet til å lagre prøver på -20°C og +4°C. Leie av lokaler eller kjøp av frysekontainere for oppbevaring av prøver kan være nødvendig, men bør bare benyttes midlertidig ettersom det er ugunstig om samlingen skal være tilgjengelig for forskning.

9.1 Beskrivelse av logistikkjeden ved løpende prøvetaking

Malaisefeller er enkle å sette opp og drifte, men fellenes nøyaktige plassering og orientering påvirker både mengde og sammensetning av innsamlede insektgrupper. Det betyr at fagpersoner med erfaring fra tilsvarende undersøkelser må stå for utsetting og plassering av feller. I tillegg må prøveflatene beskrives i detalj og et utvalg miljøvariabler registreres. Regulær tømning av feller kan gjennomføres av lokale samarbeidspartnere med tilstrekkelig opplæring. Mulighetene og kostnadsbesparingene ved et slikt opplegg er avhengig hvor ofte fellene skal tømmes, og hvilke forklaringsvariabler som registreres ved hvert tilfelle. Hvis man er nødt til å begrense de årlige kostnadene ved å ha samle inn et begrenset antall samples per år (f.eks. 3 stk), og det skal gjennomføres en omfattende registrering av for eksempel flora ved hvert tilfelle, kan det være lite å spare ved å involvere for eksempel frivillige ved det fåtall tilfeller det da er tal om.

Vi foreslår at universitetsmuseene får en rolle i innsamling av prøver der det er praktisk. Museene skulle også kunne ta et regionalt ansvar for lagring og kuratering av innsamlede prøver. Vi anbefaler sentral lagring til prøvene er prosessert, for å sikre lik behandling av prøvene, mens langtidslagring og tilgjengeliggjøring for forskningen gjøres gjennom universitetsmuseene.

9.2 Håndtering av prøver

Det er svært viktig at prøveflaskene etter innsamling behandles på en slik måte at insektene preserveres optimalt for fremtidig morfologisk og molekylær analyse. I dette ligger det blant annet at flasker kun transporteres dersom de er helt fulle, at benyttet fikseringsvæske byttes ut med ren 85–90 % etanol så snart som mulig, og at prøvene lagres mørkt og kjølig. Prøvene må etiketteres med nødvendig informasjon, og registreres elektronisk sammen med eventuelle observasjoner og bemerkninger så snart som mulig etter innsamling. Elektronisk registrering av prøver bør samkjøres med universitetsmuseenes samlingsbaser for å forenkle inkorporering i de vitenskapelige samlingene.

9.3 Datainnhenting fra prøver

Manuell taksonomisk grovsortering av hele malaisefelleprøver er svært tidkrevende. Erfaringer fra det Svenska Malaisefälleprosjektet (SMTP) viser at en full flaske fra en malaisefelle (for eksempel 2 uker sammenhengende fangst i godt sommervær på en rik lokalitet) kan ta en arbeidsuke å sortere til ordensnivå. For mindre fulle flasker vil dog dette arbeidet kunne gå raskere. Det er altså mulig at kostnadene blir mindre for et Norsk overvåkingsprogram, der optimale fangstforhold ikke er det normale. SMTP har brukt 35 grupper i første sorteringsfase, hvilket tilsvarer identifisering til orden pluss noen lavere grupperinger. De mener at en slik første sortering er nødvendig for å bevare hele materialet i en kvalitet som muliggjør videre taksonomisk identifisering til lavere nivå. De fraråder siling på størrelse, og selektiv utplukking av enkelte taksa fordi det lett ødelegger mindre, skjøre individer. En første grovsortering og telling på ordensnivå er også den eneste måten vi har per i dag for å få robuste individtall i prøvene. Det er derfor den sikreste måten å lage en tidsserie av et komplett materiale for fremtidig sammenligning som inneholder abundans.

Ulempen med en manuell grovsortering er først og fremst kostnader og tidsbruk. SMTP har brukt et program med studenter som har fått kursing i grunnleggende identifisering av insekter, mot at de utfører et antall dagers pliktarbeid. På den måten har de fått ned kostnadene betydelig for grovsorteringen. Det er uklart om det er mulig få til et tilsvarende opplegg i Norge, men det er verdt å vurdere. Det kunne også fungere som et første skritt i å rekruttere en ny generasjon insekttaksonomer. For denne rapporten har vi i mangel på et slikt opplegg regnet med kostnader for en kompetent insektingeniør, og da utgjør grovsorteringen omtrent halvparten av det totale budsjettet.

En annen ulempe med grovsortering er at man likevel ikke kommer frem til en artsliste, eller et estimat på artsantall. Rent kvantitativt vil man få antall og biomasse for cirka 35 undergrupper av insekter. Men, en slik grovsortering kan brukes som utgangspunkt for DNA-analyser på etanol eller ekstraksjonsbuffer. Resultatene vil da gi et data på artsmangfold, estimat på relativ artsmengde, og artslister for alle arter som finnes i referansebiblioteket.

Et rimeligere og raskere alternativ er å optimere kun for DNA-analyser, og spare restene for fremtidig mulig sortering (deWaard et al. 2018). Man får da en semikvantitativ relativ abundans av arter, identifiserte og uidentifiserte genetiske grupperinger, samt total biomasse. Med forbehold om at dette vil kunne ødelegge mindre, skjøre arter, vil metoden være ikke-destruktiv. Arbeidet med en mulig fremtidig grovsortering er da ugjort og prøvene er ikke direkte tilgjengelig for taksonomer. Et annet forbehold er at ekstraksjonsteknikkene sannsynligvis vil fortsette å utvikle seg, og det er usikkert hvor sammenlignbare en ekstrahert væske med DNA i dag, vil være med de vi får om 50 år. Et slikt opplegg skulle kunne bli omtrent 40 % rimeligere enn grovsortering + DNA analyse, noe som medfører at man kan inkludere flere lokaliteter. Valget handler om å veie presisjon i datagrunnlaget mot antall prøver, og i forlengelsen antall regioner/naturtyper man klarer å ta inn i overvåkingen.

I begge de beskrevne alternativene vil det være mulig å gå tilbake i prøven med referanseindivider og finne eventuelle dyr av arter som ikke er representert i referansebiblioteket. Disse kan DNA-ekstraheres på ny, identifiseres til art basert på morfologi, og komplementere eksisterende strekkode-bibliotek.

Vi mener det per i dag er uklart hvor bra et opplegg med «kun DNA» fungerer, og at metodikken bør testes i et oppsett som sammenligner data fra prøver som er analysert med begge framgangsmåtene. Vi er klar over at det foregår planer for løpende overvåking av insekter både i Sverige, og ellers i Europa gjennom et samarbeide i Consortium of European Taxonomic Facilities (<http://cetaf.org>). Det vil ha stor verdi å harmonisere prosesseringen av prøvene med andre nasjoners framgangsmåte for fremtidig sammenligning av overvåkingsresultat på tvers av landegrenser. Vi er i kontakt med CETAF for å diskutere metode i et eventuelt pilotprosjekt.

Vi skisserer her de to alternative oppleggene for prosessering av felleprøvene fra malaisefeller. Disse bør testes ut med tanke på kostnad, datakvalitet og harmonisering med andre overvåkingsprosjekt.

DNA-analyse:

1. Utvalgte taksonomiske grupper av spesiell interesse plukkes ut, veies, identifiseres og telles. Dette vil kunne gi populasjonsestimat på nøkkeltaksa fra flere trofiske nivå slik som bier, teger, blomsterfluer, etc.
2. Store individer plukkes ut av prøvene, tørkes, veies og lagres.
3. Resten av prøven filtreres, tørkes og veies. Det ekstraheres DNA fra filter og fra bulkprøven på en ikke-destruktiv måte (ekstraksjonsbuffer).
4. Prøven tilsettes fikseringsvæske (etanol), etiketteres og klargjøres for lagring. Alternativt kan prøven tørkes med HMDS (Hexamethyldisilazane) for oppbevaring i romtemperatur.
5. DNA isoleres og sekvenseres gjennom DNA-metastrekkoding.

Grov manuell sortering + DNA-analyse:

1. Spriten fra fellen kjøres gjennom et filter for DNA-metastrekkoding.
2. Insektene grovsorteres til cirka orden, telles og veies.
3. Prøvene tilsettes fikseringsvæske (etanol), etiketteres og klargjøres for lagring. Alternativt kan prøvene tørkes med HMDS (Hexamethyldisilazane) for oppbevaring i romtemperatur.
4. DNA kan ekstraheres fra de sorterte undergruppene på en ikke-destruktiv måte (ekstraksjonsbuffer) for DNA-metastrekkoding i høyere oppløsning.

9.4 DNA-basert identifisering av bulkprøver

Metoder for identifisering av arter i bulkprøver basert på DNA sekvenser kan i hovedsak deles i to ulike grupper: Metoder som er avhengig av oppformering av DNA-fragmenter (PCR) før sekvensering, og metoder som sekvenserer DNA direkte fra et ekstrakt uten PCR (tekstboks 9.1). Førstnevnte benyttes i såkalt DNA-metastrekkoding (metabarcoding). Denne metoden har vist seg svært effektiv for dokumentasjon av arter i en prøve, men bruken av PCR påvirker mengdeforholdet av resulterende sekvenser på en slik måte at estimerer på arters biomasse blir usikre. Såkalte PCR-frie metoder som mitokondriell metagenomikk gjennom shotgun sekvensering, og target-capture teknikker er derfor attraktive siden antallet sekvenser av en art korrelerer bedre med biomasse (Gómez-Rodríguez et al. 2015; Crampton-Platt et al. 2016; Bista et al. 2018; Shokralla et al. 2016). Mitokondriell metagenomikk krever et betydelig referansebibliotek av mitokondrielle genomer for å fungere effektivt, og target-capture teknikker trenger fremdeles en god del forskning og utvikling av prober for å kunne fungere effektivt på alle taksonomiske grupper en forventer å finne i en insektfelle. Begge metodene er bioinformatisk mer intensive enn DNA-metastrekkoding. DNA-metastrekkoding fremstår derfor som den foreløpig beste løsningen for bruk av DNA-basert identifisering av bulkprøver i stor skala. Ulike protokoller for DNA-metastrekkoding kan benyttes i et slikt prosjekt, og vi anbefaler at de mest relevante prosedyrene blir testet i pilotprosjektet før en eventuell endelig protokoll velges.

Tekstboks 9.1. Identifisering av arter med DNA-sekvenser (engelsk i parentes)

DNA-strekkoding (DNA barcoding)

Bruk av et kort, standardisert DNA-fragment til identifisering av enkeltindivid.

DNA-metastrekkoding (DNA metabarcoding)

DNA-basert identifisering av flere individer fra samme prøve ved hjelp av såkalt high throughput sekvensering (HTS).

Mitokondriell metagenomikk (mitochondrial metagenomics)

PCR-fri sekvensering av mitokondrielle genomer i en blandet prøve.

Målrettet DNA-fragment sekvensering (target-capture sequencing)

PCR-fri sekvensering av DNA-fragmenter isolert med hybridiseringsprober.

9.4.1 Valg av materiale for DNA-metastrekkoding

Felleprøver lagret på sprit egner seg godt til videre prosessering med DNA-metastrekkoding. En vanlig metode er å mikse insektene sammen til en «insektsuppe» som man isolerer DNA fra (Elbrecht & Leese 2017, Yu et al. 2012). Insektene vil da bli ødelagt, og man kan ikke kontrollere resultatene ved hjelp av morfologiske analyser i etterkant. En annen mindre brukt metode er å isolere DNA fra etanolen som insektene er lagret på, uten å ta med vev fra insektene i analysen (Carew et al. 2018, Hajibabaei et al. 2012). Siden dyrene på prøveglasset lekker DNA til etanolen, kan en på denne måten identifisere hvilke arter man har samlet uten å skade individene på prøveglasset. Vår erfaring tilser at denne metoden kan fungere når insektene blir fanget eller lagt direkte på etanol, men at den fungerer dårlig når man først fanger insektene på propylenglykol og senere overfører insektene til ren etanol (upubliserte resultater). En tredje mulighet er å tilsette lysesbuffer med protease eller proteinase til en tørket bulkprøve, og ekstrahere DNA fra bufferen etter noen timer. Dette er metodikk som er utprøvd med suksess ved kollegers laboratorier ved universitetene i København (Boheman pers. medd.) og Guelph (deWaard et al. 2018), og i Zoologische Staatssammlung München (Morinière et al. 2016).

Vi har tidligere testet miljø-DNA-metoder for påvisning av fremmede insekter i jordprøver tatt fra pottene til importerte planter (Bruteig et al. 2017). I jordprøver vil DNA fra sopp og bakterier være svært dominerende, og det fins relativt mindre DNA fra artsgrupper som insekter. Lærdommen fra disse testene var at generelle strekkodingsmarkører for insekter er problematiske å bruke på jordprøver da de som oftest i større grad påviser sopp og bakterier. Vi er derfor avhengig av å velge en eller flere markører som er mer spesifikk for insekter for å kunne benytte jordprøver til miljø-DNA-metastrekkoding.

Innsamling av vannprøver er en forholdsvis rask og effektiv innsamlingsmetodikk og miljø-DNA fra slike prøver vil kunne gi viktig tilleggsinformasjon i tillegg til Malaisefeller (Fossøy et al. 2017, Majaneva et al. 2018).

9.4.2 Valg av markør for DNA-metastrekkoding

Vi har testet markører for DNA-metastrekkoding av insekter basert på både COI og 16S (Bruteig et al. 2017, Majaneva et al. 2018), og det blir stadig utviklet primere for bedre amplifisering av ulike taksonomiske grupper. Som del av andre prosjekter har vi nylig testet to nye markører basert på COI, ZBJ-Art-F1c/R1c (Zeale et al. 2011) og BF2/BR2 (Elbrecht & Leese 2017), der den sistnevnte markøren fremstår som et godt valg basert på en bred taksonomisk dekning for insekter. Det testes for øyeblikket et stort spekter av primerkombinasjoner for ulike COI-fragmenter innenfor barcode regionen på malaisefellemateriale ved Universitetet i Guelph (Elbrecht pers. medd.). Foreløpige resultater viser at BF2/BR2 primerne gjør det bra, men også at andre kombinasjoner er verdt å prøve. Vi anbefaler at DNA-metabarcoding av insekter fra

malaisefeller benytter minst to ulike primerkombinasjoner for å redusere risikoen for at noen artsgrupper amplifiseres bedre enn andre.

9.4.3 Laboratorieprotokoller

Laboratorieprotokoller for DNA-metastrekkoding forbedres stadig, og det publiseres til stadighet nye tester av ekstraksjonskit, PCR-enzymmer, sekvenseringsbibliotek, etc. (f. eks. Majaneva et al. 2018, Nichols et al. 2018). Gjennom flere tidligere prosjekter har både NINA og NTNU Vitenskapsmuseet testet og utviklet protokoller for DNA-metastrekkoding av leddyr. Det er derfor vanskelig å anbefale én spesifikk protokoll på det nåværende tidspunkt. Vi anbefaler derimot at et overvåkingsprogram for insekter tar hensyn til publiserte forbedringer, og alltid benytter replikater i både ekstraksjoner og PCR for å minimere påvirkningen av tilfeldige utslag på analyseresultatet.

9.4.4 Sekvenseringsplattform og bioinformatikk

Den ledende teknologien for DNA-metastrekkoding i dag er Illuminas pair-end sequencing. To instrumenter er spesielt relevante for et overvåkingsprogram for insekter: Illumina MiSeq og Illumina HiSeq. Den store forskjellen mellom disse systemene er at MiSeq gir færre, men lengre sekvenser per kjøring (25 millioner, 2x300bp), mens HiSeq gir flere, men kortere sekvenser (4 milliarder, 2x150bp). For DNA-metastrekkoding er det en fordel å bruke lengre fragmenter siden disse er bedre til å skille nært beslektede arter, men med større output er det mulig å kombinere flere prøver i samme kjøring og dermed redusere kostnadene. Valg av plattform er nok mest avhengig av hva som er de mest optimale primerkombinasjonene og må avgjøres etter at dette er fastsatt.

Det finnes ulike bioinformatiske pipelines for analyse av sekvenser fra Illumina instrumenter. Programvaren OBITOOLS (Boyer et al. 2016) gjør mange av operasjonene som trengs. En kombinasjon av Mothur (Schloss et al. 2009) og Usearch (Edgar 2013) ser en også ofte brukt i denne typen studier. Felles for alle tilnærminger er at det benyttes en referansebase for identifisering av ukjente sekvenser. Dette kan være European Nucleotide Archive (www.ebi.ac.uk/ena), den europeiske ekvivalenten til NCBI GenBank (www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank) og DNA Databank of Japan (DDBJ) (www.ddbj.nig.ac.jp). Den absolutt mest komplette referansebasen på insekter er derimot BOLD (www.boldsystems.org) som også tilbyr ulike identifiseringsverktøy for sekvenser.

En nylig lansering av nettjenesten mBRAVE (www.mbrave.net) fremstår som et attraktivt valg for bioinformatiske analyser siden mange av operasjonene er automatisert, og alle ressurskrevende analyser foregår på eksterne servere. mBRAVE benytter gitte, eller egendefinerte datasett i BOLD til identifisering av sekvenser og snakker direkte med dette referansebiblioteket.

9.5 Tilgang til materiale

Oppbevaring og kuratering av det innsamlede materialet ved universitetsmuseene betyr samtidig at prøvematerialet er tilgjengelig for forskning og utlån til kvalifisert personale. Det er derfor ikke ønskelig å begrense tilgangen til prøvene utover det som gjelder for andre deler av de vitenskapelige samlingene. Samtidig, om oppbevaring av referansemateriale fra langtidsserier skal ha en verdi, er det viktig at resultater fra utlån av prøvene mates tilbake til overvåkingsbasen slik at dette ikke går tapt for fremtidige analyser. En omforent prosedyre for utlån av materiale fra insektovervåkingsprogrammet bør derfor etableres ved oppstart.

10 Konklusjoner og anbefalinger

Målet med dette prosjektet er å **forberede grunnen for å etablere en langsiktig tidsserie** av insektforekomster over hele landet. Nye data vil gjøre det mulig å følge endringer i **antall av flere insektgrupper og identifisere årsakssammenhenger og koblinger til forvaltningsrelevante forklaringsvariabler / påvirkningsfaktorer**. Det foreslåtte overvåkingsprosjektet skal formidle resultatene på et brukervennlig nettsted der for eksempel forekomst og tidstrender av insektbestander, beskrivelser av overvåkingslokaliteter, samt nedlastingsrutiner for rådata presenteres.

Vi anbefaler i utgangspunkt å starte overvåkingen av insekter i jordbrukslandskapet og i skog. Det er **ønskelig å utvide innsamlingen til flere naturtyper etter hvert**. Våtmark/myr og fjell er prioriterte naturtyper i en andre fase. Også forskjellen mellom vernede og ikke-vernede arealer innenfor en naturtype er en aktuell utvidelse. Betydningen av forklaringsvariabler, som for eksempel nærhet til bebyggelse og skjøtsel, kan undersøkes i dette oppsettet uten å øke prøvemengden betydelig. **Prosjektet foreslås å dele data og prøvelokaliteter med et eventuelt overvåkingsopplegg for tidlig varsling av fremmede arter.** Dette vil øke evnen til å undersøke betydningen av nærhet til bebyggelse. Videre anbefaler vi å plassere overvåkingslokalitetene i henhold til **SSB sitt landsdekkende 500x500 grid**. Disse kan samlokaliseres i stor grad med de lokaliteter som blir valgt i en eventuell fremtidig arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Dette vil kunne gi besparinger ved datainnsamlinger av forklaringsvariabler og potensielt by på synergieffekter ved analyser av årsakssammenhenger. Det er da vesentlig at ANO har selvstendige prøveflater i skog, og ikke baserer seg på landskognakseringens flater som har hemmelig posisjon og begrensinger som gjør montering av insektfeller uønsket.

Det er viktig at innsamlingsmetodikken fanger opp en stor andel av insektfaunaen. I utgangspunktet anbefaler vi malaisefeller, som er kostnadseffektive og samler mange insektgrupper, selv om aktivt flyvende arter som tovinger og veps er overrepresentert. Disse fellene bør kompletteres med vindusfeller i skogslokaliteter for å få inkludert biller, vår største kjente insektgruppe. En kontinuerlig innsamling gjennom sommeren er viktig for at ikke sesongvariasjoner forstyrrer muligheten til å oppdage langtidstrender. For å kunne være i stand til å vurdere konsekvensene av, og årsakene til, eventuelle forandringer er det også viktig å nå et så høyt taksonomisk detaljnivå som økonomisk mulig.

Vi har per i dag ikke data som kan utfordre den generelle anbefalingen om cirka **200 prøvelokaliteter per naturtype**, dvs. totalt 400 lokaliteter for jordbrukslandskap og skogmark som samlet gir en statistisk styrke på 80 % og en risiko for Type-1 feil på 5% (dvs. at man antar at man har 5% sannsynlighet for å konkludere med at det har skjedd endringer i insektbestandene når det ikke har det). En statistisk styrke på 80% betyr at hvis det har skjedd endringer i insektbestandene vil man ha 80% sannsynlighet for å oppdage disse.

Rapporten legger til grunn at overvåkingsprogrammet skal ha tilstrekkelig statistisk styrke til å kunne oppdage en total nedgang i insektbestandene på 15-30 % når hver overvåkingslokalitet er besøkt 2 ganger. Det vil være kostnadseffektivt å bruke et forskjøvet rullerende opplegg (omdrev) der man besøker hver lokalitet hvert 4 til 5 år, og dermed begrenser antallet lokaliteter og prøver som skal undersøkes hvert år til 100 alternativt 80 lokaliteter. Endringer i insektfaunanen beregnes da å kunne oppdages etter 8 eller 10 år avhengig hvilket omdrev (rullering) man velger. De største utgiftene ved overvåkingen er den manuelle grovsorteringen av prøvene som må til for å få data på antall individer i prøvene og den praktiske driften av fellene gjennom sesongen. Av økonomiske årsaker foreslår vi at den taksonomiske oppløsningen på identifiseringen begrenses til orden eller i enkelte tilfeller familienivå, og antall felletømminger til 3 per år. Selve dataserien blir dermed antall individer for hver av cirka 30 taksonomiske grupper av insekter for totalt 200 lokaliteter per naturtype med 3 prøvetakinger per år. Det er behov for prøvetaking vår, sommer og høst, da insektfaunaen endrer seg vesentlig gjennom sesongen. Identifiseringen og opptellingen av insektene bør i starten være manuell, men man bør undersøke underveis hvorvidt dette kan erstattes med DNA-metabarcoding. Dette

kan potensielt spare mye ressurser, men kvaliteten på metodikken, og først og fremst evnen til å relatere artsidentifisering til antall av hver art, er fremdeles ikke godt nok etablert.

Innsamlingen bør kobles til relevante forklaringsvariabler, og registrering av disse vil utgjøre en viktig del av feltarbeidet. Av denne grunn stilles det krav til **kunnskap og samkjøring av feltpersonell** og det er usikkert hvorvidt dette er mulig ved bruk av frivillige eller ved å samkjøre med allerede pågående prosjekt. Dette bør vurderes fortløpende. Mulighetene for å benytte seg av DNA-teknikker er også avgjørende for de totale **kostnadene i prosjektet**. Da vi per i dag ikke kan vurdere konsekvensene ved å kun anvende slike teknikker anbefaler **vi telling og identifisering i første runde. Dette og andre sentrale aspekter som antall lokaliteter bør vurderes på nytt etter omkring 5 års drift.**

Den anbefalte overvåkingen med 2 naturtyper vil koste omtrent 20 millioner NOK per år. Flere alternative opplegg med ulike kostnadsnivåer gis i rapporten. Ved å sikte på en statistisk styrke på 60 % (eller et Type-1 feil på 10 %) vil man kunne halvere kostnadene, men vi anbefaler i så fall å bruke dette til å undersøke flere naturtyper istedenfor å redusere antallet lokaliteter. For å kunne fange opp nok variasjon i rom og tid anbefaler vi at man som minimum undersøker 80-100 lokaliteter per år for totalt 400 lokaliteter over 4-5 år. Norge er et avlangt land med stor heterogenitet, og en mindre mengde lokaliteter risikerer å gi et skjevt bilde av de sanne nivåene. Hvis man har behov for å redusere kostnadsnivået til for eksempel 10 millioner per år og ikke klarer å redusere kostnadene knyttet til identifisering, vil man være nødt til å akseptere en lavere kvalitet på overvåkingen, for eksempel gjennom å bruke en grovere taksonomisk oppløsning, eller å minke antallet lokaliteter. Datainnsamlingen kan i prinsippet begrenses gjennom å bruke et grovere mål på statusen av insektfaunaen, f.eks. gjennom å kun måle biomasse, eller bruke DNA-analyser av usortert felle materiale. Vi mener at dette per i dag ikke kan anbefales, da det ikke er påvist at dette vil gi forsvarlig kvalitet på de innsamlede dataene, og man dermed vil få manglende innsikt i økosystemenes tilstand (funksjon og struktur). **Dersom bevilgningene blir lavere, mener vi overvåkingen bør starte i en begrenset del av landet, for å senere evalueres og utvides avhengig metodisk og økonomisk utvikling.** Kostnadene øker nærmest lineært med antallet områder eller økosystemer man ønsker egne estimater for. Hvis man for eksempel vil produsere separate estimater for 5 geografiske regioner, øker kostnadene til omkring 27 millioner per år med 60 % statistisk styrke. Kommunevise estimater blir enda dyrere og vurderes ikke å være økonomisk forsvarlig.

Flere faktorer i et så omfattende prosjekt er vanskelige å vurdere uten å prøve dem ut i praksis. Før detaljene i et overvåkingsprogram for insekter kan utarbeides, er det behov for å avklare:

- 1) Om innsamlingen kan samlokaliseres med en planlagt arealrepresentativ naturovervåking (ANO) eller lignende landsdekkende prosjekt.
- 2) Hvordan malaisefeller og vindusfeller på best måte kan driftes gjennom en sesong med hensyn til oppsett, tømmeintervaller, og logistiske konsekvenser av et storskala program.
- 3) Om kostnader ved grovsortering av insekter kan reduseres uten at det går på bekostning av forklaringsstyrke.
- 4) Mulighetene for å styrke eller ertstatte en manuell sortering med DNA-teknikk.

Disse punktene kan man i stor grad undersøke i et pilotprosjekt innenfor en tidsramme på ett år. **Vi mener et slikt pilotprosjekt er et nødvendig neste skritt før igangsetting av en overvåking av insekter i Norge.**

11 Referanser

- Arribas, P., Abellan, P., Velasco, J., Bilton, D.T., Millan, A. & Sanchez-Fernandez, D. 2012. Evaluating drivers of vulnerability to climate change: a guide for insect conservation strategies. *Global Change Biology* 18: 2135–2146.
- Andersen, J., & Arneberg, P. 2016. Hand collection as a method for assessing the community structure of carabid beetles. *Pedobiologia*. 59: 3 73–81.
- Arneberg, P. & Andersen, J. 2003. The energetic equivalence rule rejected because of a potentially common sampling error: evidence from carabid beetles. *Oikos* 101: 367–375.
- Artsdatabanken. 2017. Hvor mange arter finnes i Norge? Hentet i 2017 fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/205713>.
- Artsdatabanken 2018. <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste>
- Bartomeus, I., Potts, S.G., Steffan-Dewenter, I., Vaissière, B.E., Woysciechowski, M., Krewenka, K.M., Tscheulin, T., Roberts, S.P.M., Szentgyörgyi, H., Westphal, C. & Bommarco, R. 2014. Contribution of insect pollinators to crop yield and quality varies with agricultural intensification. *PeerJ* 2: e328.
- Bassler, C., Hothorn, T., Brandl, R. & Muller, J. 2013. Insects Overshoot the Expected Upslope Shift Caused by Climate Warming. *Plos One* 8. 10.1371/journal.pone.0065842
- Bergsten, J., Bilton, D.T., Fujisawa, T., Elliott, M., Monaghan, M.T., Balke, M., Hendrich, L., Geijer, J., Herrmann, J., Foster, G.N., Ribera, I., Nilsson, A.N., Barraclough, T.G. & Vogler, A.P. 2012. The Effect of Geographical Scale of Sampling on DNA Barcoding. *Syst Biol* 61(5): 851–869.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J. & Kunin, W.E. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785): 351–354.
- Birchmoth-prosjektet <http://www.birchmoth.no/>.
- Birkemoe, T., Sverdrup-Thygeson, A. & Hasle, T.E. 2013. Oppfølging av sinoberbille i Lørenskog 2013. INA Fagrapport 22. 15 s. UMB/INA
- Bista, I., Carvalho, G.R., Tang, M., Walsh, K., Zhou, X., Hajibabaei, M., Shokralla, S., Seymour, M., Bradley, D., Liu, S., Christmas, M. & Creer, S. 2018. Performance of amplicon and shotgun sequencing for accurate biomass estimation in invertebrate community samples. *Mol Ecol Resour* 18(5): 1020–1034.
- BOLD. 2018. <http://www.boldsystems.org/>
- Boyer, F., Mercier, C., Bonin, A., Le Bras, Y., Taberlet, P. and Coissac, E. (2016), obitools: a unix-inspired software package for DNA metabarcoding. *Mol Ecol Resour*, 16: 176-182. doi:10.1111/1755-0998.124528
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H.G. & Rundlöf, M. 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279: 309–315.

- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. Natur i Norge, Artikkel 8 (versjon 2.1.2). Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.
- Bretten, A. 2017. Kartlegging av apollosommerfugl i Oppland 2015–2017. SNO-Rapport M-819-2017.
- Brooks, D.R., Bajer, J.E., Clark, S.J., Monteith, D.T., Andrews, C., Corbett, S.J., Beaumont, D.A. & Chapman, J.W. 2012. Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1009–1019.
- Brower L.P., Williams, E.H., Dunford, K.S., Dunford, J.C., Knight, A.L., Daniels, J. Cohen, J.A., van Hook, T., Saarinen, E., Standridge, M.J., Epstein, S.W., Zalucki, S.P. & Malcolm, S.B. 2018 A long-term survey of spring monarch butterflies in north-central Florida, *Journal of Natural History*, 52(31–32): 2025–2046, DOI: 10.1080/00222933.2018.1510057
- Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P. & Jones, K.E. 2017. WWF Conservation Technology Series 1(2). WWF-UK, Woking, United Kingdom.
- Bruteig, I.E., Endrestøl, A., Westergaard, K.B., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Dahle, S., Staverløkk, A., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2017. Fremmede arter ved planteimport – Kartlegging og overvåking 2014–2016. NINA Rapport 1329. 221 s.
- Buglife, 2014. New Forest Cicada *Cicadetta montana* Survey Report. Higher Level Stewardship Agreement The Verderers of the New Forest AG00300016.
- Buckland, P.I., Buckland, P.C. & Olsson, F. 2014. Paleontomology: Insects and Other Arthropods in Environmental Archaeology. In: Smith C. (eds) *Encyclopedia of Global Archaeology*. Springer, New York, NY.
- Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.P., Koch, J.B., Cordes, N., Solter, L.F. & Griswold, T.L. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(2): 662–667.
- Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A.V. & New, T.R. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144: 2647–2655.
- Carvalho, L.G., Kunin, W.E. & Biesmeijer, J.C. 2013. Corrigendum to Carvalho et al. (2013). *Ecology Letters* 16: 1416–1417.
- Carvalho, L.G., Kunin, W.E., Keil, P., Aguirre-Gutiérrez, J., Ellis, W.N., Fox, R., Groom, Q., Hennekens, S., Van Landuyt, W., Maes, D., Van de Meutter, F., Michez, D., Rasmont, P., Ode, B., Potts, S.G., Reemer, M., Roberts, S.P.M., Schaminée, J., WallisDeVries, M.F. & Biesmeijer, J.C. 2013. Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters* 16: 870–878.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P.R. 2018. The misunderstood sixth mass extinction. *Science* 360 (6393): 1080–1081.
- COAT. 2018. <http://www.birchmoth.no/at-a-glance-monitoring/>
- Collen, B., Böhm, M., Kemp, R. & Baillie, J. 2012. Spineless: status and trends of the world's invertebrates. Zoological Society of London, United Kingdom.

- Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S. & Woiwod, I.P. 2006. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation* 132(3): 279–291.
- COSEWIC 2013. Assessment and Status Report on the Bank Swallow *Riparia riparia* in Canada.
- Crampton-Platt, A., Yu, D.W., Zhou, X. & Vogler, A.P. 2016. Mitochondrial metagenomics: letting the genes out of the bottle. *GigaScience* 5: 15–15.
- Dahle, S., Hanssen, O. & Ødegaard, F. 2017. Overvåking av palsmyr – pilotstudie på insekter i Haukskardmyrin, Dovre. NINA Kortrapport 76.
- deWaard, J.R., Levesque-Beaudin, V., deWaard, S.L., Ivanova, N.V., McKeown, J.T.A., Miskie, R., Naik, S., Perez, K.H.J., Ratnasingham, S., Sobel, C.J., Sones, J.E., Steinke, C., Telfer, A.C., Young, A.D., Young, M.R., Zakharov, E.V. & Hebert, P.D.N. 2018. Expedited assessment of terrestrial arthropod diversity by coupling Malaise traps with DNA barcoding. *Genome*, Published on the web 26 September 2018,
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.
- Dornelas, M., Antão, L.H., Moyes, F. et al. 2018. BioTIME: A database of biodiversity time series for the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography* 27: 760–786.
- Edgar, R.C. 2013. UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads. *Nature Methods* 10: 996–1000.
- Elbrecht, V. & Leese, F. 2017. Validation and Development of COI Metabarcoding Primers for Freshwater Macroinvertebrate Bioassessment. *Frontiers in Environmental Science* 5.
- Eliasson, C.U. 2005. Nationalnycklen til Sveriges flora och fauna. Fjärilar: Dagfjärilar. Papilionidae – Parnassius. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Elven H. & Søli G. (red.) 2016. Kunnskapsstatus for artsmangfoldet i Norge 2015. Utredning for Artsdatabanken 1/2016. Artsdatabanken, Norge.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for heroringvinge *Coenonympha hero*. NINA Rapport 860. 45 s.
- Endrestøl, A. & Bengtson, R. 2017. Kartlegging av klippeblåvinge *Scolitantides orion* i Norge 2015–2016. NINA Rapport 1342. 37 s.
- Endrestøl, A., Hanssen, O. & Flåten, M. 2017. Kartlegging og overvåking av eremitt *Osmoderma eremita* i Norge 2016. NINA Rapport 1336. 32 s.
- English, P.A., Green, D.J. & Nocera, J.J. 2018. Stable Isotopes from Museum Specimens May Provide Evidence of Long-Term Change in the Trophic Ecology of a Migratory Aerial Insectivore. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6. 10.3389/fevo.2018.00014
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. & Nybø, S. (red.), Framstad, E., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L. G. & Aarrestad, P. A. 2018. Arealrepresentativ overvåking av

- terrestriske naturtyper. Indikatorer for økologisk tilstand. NINA Rapport 1478. Norsk institutt for naturforskning.
- Ewald, J.A., Wheatley, C.J., Aebischer, N.J., Moreby, S.J., Duffield, S.J., Crick, H.Q.P. & Morecroft, M.B. 2015. Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. *Global Change Biology* 21: 3931–3950.
- Fossøy, F., Dahle, S., Eriksen, L.B., Spets, M.H., Karlsson, S. & Hesthagen, T. 2017. Bruk av miljø-DNA for overvåking av fremmede fiskearter - utvikling av artsspesifikke markører for gjedde, mort og ørekyt. Norsk institutt for naturforskning NINA Rapport 1299.
- Framstad, E., (red.). Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater NINA Rapport 1376, Norsk institutt for naturforskning.
- Garibaldi, A.L., Carvalheiro, L.G., Vaissière, B.E., Gemmill-Herren, B., Hipólito, J., Freitas, B. M., Ngo, H.T., Azzu, N., Sáez, A., Åström, J., An, J., Blochtein, B., Buchori, D., Chamorro García, F.J., Oliveira da Silva, F., Devkota, K., de Fátima Ribeiro, M., Freitas, L., Gaglianone, M.C., Goss, M., Irshad, M., Kasina, M., Pacheco Filho, A.J.S., Piedade Kiill, L.H., Kwapong, P., Nates Parra, G., Pires, C., Pires, V., Rawal, R.S., Rizali, A., Saraiva, A.M., Veldtman, R., Viana, B.F., Witter, S. & Zhang, H. 2016. Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science* 351: 388-391.
- Geiger, M.F., Moriniere, J., Hausmann, A., Haszprunar, G., Wägele, W., Hebert, P.D.N. & Rulik, B. 2016. Testing the Global Malaise Trap Program – How well does the current barcode reference library identify flying insects in Germany? *Biodiversity Data Journal* 4. 10.3897/BDJ.4.e10671
- Gelman, A. & Carlin, J. 2014. Beyond Power Calculations: Assessing Type S (Sign) and Type M (Magnitude) Errors. *Perspectives on Psychological Science*, 9(6), 641–651.
- Global Malaise Program. <http://biodiversitygenomics.net/projects/gmp/>.
- Gogala, M., Drosopoulos, S., Trilar, T. 2008. Present status of mountain cicadas *Cicadetta montana* (sensu lato) in Europe. *Bulletin of Insectology* 61 (1): 123-124. Gómez-Rodríguez, C., Crampton-Platt, A., Timmermans, M.J.T.N., Baselga, A. & Vogler, A.P. 2015. Validating the power of mitochondrial metagenomics for community ecology and phylogenetics of complex assemblages. *Methods in Ecology and Evolution* 6(8): 883–894.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.E. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005–2009. *Statistics of Forest Conditions and Resources in Norway, Skog og landskap*. 3/2012. 85 s.
- Grooten, M. & Almond, R.E.A. (red.). 2018. Living Planet Report - 2018: Aiming Higher. WWF, Gland, Switzerland.
- Grubisic, M., van Grunsven, R.H.A., Kyba, C.C.M., Manfrin, A. & Holker, F. 2018. Insect declines and agroecosystems: does light pollution matter? *Annals of Applied Biology* 173: 180–189.
- Gärdenfors, U., Aagaard, K., Biström, O. (red.) & Holmer, M. (ill.) 2002. Hundraelva nordiska evertrebrater. Handledning för övervakning av rödlistade småkryp. Nordiska ministerrådet och ArtDatabanken, Uppsala.
- Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W. & Schmitt, T. 2016. Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology* 30: 754–762.

- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12: e0185809.
- Hamilton, A.J., Basset, Y., Benke, K.K., Grimbacher, P.S., Miller, S.E., Novotný, V., Samuelson, G.A., Stork, N.E., Weiblen, G.D., Yen, J.D. 2010. Quantifying uncertainty in estimation of tropical arthropod species richness. Am Nat. 177(4): 90-95.
- Hamilton, A. J., Y. Basset, K. K. Benke, P. S. Grimbacher, S. E. Miller, V. Novotný, G. A. Samuelson, N. E. Stork, G. D. Weiblen and J. D. L. Yen (2011). "Correction." The American Naturalist 177(4): 544-545.
- Hancock, M.H. & Legg, C.J. 2012. Pitfall trapping bias and arthropod body mass. Insect Conservation and Diversity 5: 312–318.
- Hansen, L.O. 1993. Status for apollosommerfugl (*Parnassius apollo*) og herosommerfugl (*Coenonympha hero*) i Norge. NINA Utredning 046.
- Hendrich, L., Moriniere, J., Haszprunar, G., Hebert, P.D., Hausmann, A., Kohler, F. & Balke, M. 2015. A comprehensive DNA barcode database for Central European beetles with a focus on Germany: adding more than 3500 identified species to BOLD. Mol Ecol Resour 15: 795–818.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (Eds) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Mange pollinerende insekter på Rødlista. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/PollinerendeInsekter>>. Nedlastet 22.08.2018.
- Høye, T.T., Post, E., Schmidt, N.M., Trøjelsgaard, K. & Forchhammer, M.C. 2013. Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic. Nature Climate Change 3: 759.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P. & Gaston, K.J. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. Ecology Letters 18: 28–36.
- IPBES 2016. Assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- IPBES 2018a. Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- IPBES 2018b. Assessment Report on Land Degradation and Restoration. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- Jacobsen, R.M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2015. Priority effects of early successional insects influence late successional fungi in dead wood. Ecology and Evolution 5(21): 4896–4905.
- Jacobsen, R., Åström, J., Endrestøl, A., Błażid, R., Fossøy, F., Often, A., Sandercock, B. 2018. Tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter i Norge. System for overvåking av

- fremmede terrestriske karplanter og insekter. NINA Rapport 1569. Norsk institutt for naturforskning.
- Jeliazkov, A. 2016. Large-scale semi-automated acoustic monitoring allows to detect temporal decline of bush-crickets. *Global Ecology and Conservation* 6, 208-218.
- Jepsen, J.U., Vindstad, O.P.L., Barraquand, F., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. (2016). Continental scale travelling waves in forest geometrids in Europe: an evaluation of the evidence. *Journal of Animal Ecology* 85, 385–390
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1997. Rödlistade vedinsekter - var finns de? Fakta Skog Nr 15 1997. 4 s. SLU
- Jonsson, B.G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. S. 275–301.
- Karlsson, D., Pape, T., Johanson, K.A., Liljeblad, J. & Ronquist, F. 2005. Svenska Malaisefälleprojektet, eller hur många arter steklar, flugor och myggor finns i Sverige? *Entomologisk Tidskrift* 126: 43–53.
- Kerr, J.T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S.G., Roberts, S.M., Rasmont, P., Schweiger, O., Colla, S.R., Richardson, L.L., Wagner, D.L., Gall, L.F., Sikes, D.S. & Pantoja, A. 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349: 177–180.
- Kotze, D.J. & O'Hara, R.B. 2003. Species decline—but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia* 135: 138–148.
- Kraus, D. & Krumm, F. (Eds.) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf, EFI.
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2017. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl - TOV-E. - I Framstad, E., (red.). *Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater NINA Rapport 1376*, Norsk institutt for naturforskning. s. 102–113.
- Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet, Kommunal- og moderniseringsdepartementet, Samferdsledepartementet, Forsvarsdepartementet, Kunnskapsdepartementet og Olje- og energidepartementet (2018). Nasjonal pollinatorstrategi. En strategi for levedyktige bestander av villbier og andre pollinerende insekt. <https://www.regjeringen.no/contentassets/3e16b8410e704d54af40bcb3e687fb4e/nasjonal-strategi-for-villbier.pdf>
- Lawton, J.H. & May, R.M. 1995. Extinction Rates. *Journal of Evolutionary Biology*. 9: 124–126.
- Leather, S.R. 2018. "Ecological Armageddon" - more evidence for the drastic decline in insect numbers. *Annals of Applied Biology* 172: 1–3.
- Lebuhn, G., Droege, S., Connor, E.F., Gemmill-Herren, B., Potts, S.G., Minckley, R.L., Griswold, T., Jean, R., Kula, E., Roubik, D.W., Cane, J., Wright, K.W., Frankie, G. & Parker, F. 2013. Detecting insect pollinator declines on regional and global scales. *Conserv Biol* 27: 113–120.
- Lincoln, P.B., Williams, E.H., Dunford, K.S., Dunford, J.C., Knight, A.L., Daniels, J., Cohen, J.A., Van Hook, T., Saarinen, E., Standridge, M.J., Epstein, S.W., Zalucki, M.P. & Malcolm, S.B.

2018. A long-term survey of spring monarch butterflies in north-central Florida, *Journal of Natural History*, 52 (31-32): 2025–2046.
- Lister, B.C. & Garcia, A. 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(44): E10397–E10406.
- Losey, J.E. & Vaughan, M. 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *Bioscience* 56: 311–323.
- Majaneva, M., Diserud, O.H., Eagle, S.H.C., Boström, E., Hajibabaei, M. & Ekrem, T. 2018. Environmental DNA filtration techniques affect recovered biodiversity. *Scientific Reports* 8(1): 4682.
- Majaneva, M., Diserud, O.H., Eagle, S.H.C., Hajibabaei, M. & Ekrem, T. 2018. Choice of DNA extraction method affects DNA metabarcoding of unsorted invertebrate bulk samples. *Metabarcoding and Metagenomics* 2: e26664.
- Marshall, L., Biesmeijer, J.C., Rasmont, P., Vereecken, N.J., Dvorak, L., Fitzpatrick, U., Francis, F., Neumayer, J., Odegaard, F., Paukkunen, J.P.T., Pawlikowski, T., Reemer, M., Roberts, S.P.M., Straka, J., Vray, S. & Dendoncker, N. 2018. The interplay of climate and land use change affects the distribution of EU bumblebees. *Glob Chang Biol* 24: 101–116.
- Mattilsynet 2018. Hvordan vil EUs forbud mot utendørs bruk av neonicotinoider påvirke bruk i Norge?
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/godkjenning_av_plantevernmidler/hvordan_vil_eus_forbud_mot_utendørs_bruk_av_neonicotinoider_paaavirke_bruk_i_norge.31267
- Mitchell, E. A. D., B. Mulhauser, M. Mulo, A. Mutabazi, G. Glauser and A. Aebi (2017). "A worldwide survey of neonicotinoids in honey." *Science* 358(6359): 109-111
- Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B. & Worm, B. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLOS Biology* 9(8): e1001127.
- Morinière, J., Cancian de Araujo, B., Lam, A.W., Hausmann, A., Balke, M., Schmidt, S., Hendrich, L., Doczkal, D., Fartmann, B., Arvidsson, S., & Haszprunar, G. 2016. Species Identification in Malaise Trap Samples by DNA Barcoding Based on NGS Technologies and a Scoring Matrix. *PLOS ONE* 11(5): e0155497.
- Mutshinda, C.M., O'Hara R.B. & Woivood. I.P. 2011. A multispecies perspective on ecological impacts of climatic forcing. *Journal of Animal Ecology*. 80(1): 101–107. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01743.x
- Naturvårdsverket 2003. Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Dagaktiva fjärilar. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nebel, S., Mills, A., McCracken, J.D. & Taylor, P.D. 2010. Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient -*Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 5: [online]. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00391-050201>
- NIBIO. 2018. <https://www.nibio.no/tema/plantehelse/skadedyr/barkbilleovervakning>
- Nichols, R.V., Vollmers, C., Newsom, L.A., Wang, Y., Heintzman, P.D., Leighton, M., Green, R.E. & Shapiro, B. 2018. Minimizing polymerase biases in metabarcoding. *Mol. Ecol. Resour.* 18(5): 927–939.

- Nocera, J.J., Blais, J.M., Beresford, D.V., Finity, L.K., Grooms, C., Kimpe, L.E., Kyser, K., Michelutti, N., Reudink, M.W. & Smol, J.P. 2012. Historical pesticide applications coincided with an altered diet of aerially foraging insectivorous chimney swifts. *Proc Biol Sci* 279(1740): 3114–3120.
- Norbol. 2018. <http://www.norbol.org>
- Noriega, J.A., Hortal, J., Azcárate, F.M., Berg, M.P., Bonada, N., Briones, M.J.I., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D.A., Moretti, M., Potts, S.G., Slade, E.M., Stout, J.C., Ulyshen, M.D., Wackers, F.L., Woodcock, B.A. & Santos, A.M. C. 2017. Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology* 10.1016/j.baae.2017.09.006
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Arrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Nyffeler, M., Şekercioğlu, Ç.H. & Whelan, C.J. 2018. Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature* 105: 47. 10.1007/s00114-018-1571-z
- Olberg, S., Sverdrup-Thygeson, A. & Laugsand, A. 2010. Resultat av kartlegging sinoberbille 2010. NINA Mini-rapport 310.
- Olberg, S., Sverdrup-Thygeson, A., Birkemoe, T. & Laugsand, A.E. 2014. Oppfølging av handlingsplan for sinoberbille *Cucujus cinnaberinus* 2009–2013. Leserinnlegg 978-82-8209-339-2. 20 s. BioFokus
- Oliver, R.Y., Ellis, D.P.W., Chmura, H.E., Krause, J.S., Pérez, J.H., Sweet, S.K., Gough, L., Wingfield, J.C. & Boelman, N.T. 2018. Eavesdropping on the Arctic: Automated bioacoustics reveal dynamics in songbird breeding phenology. *Science Advances* 4(6), eaaq1084
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes - a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 213–231.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269 (5222): 347–350.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345–353.
- Prather, C.M. & Laws, A.N. 2017. Insects as a piece of the puzzle to mitigate global problems: an opportunity for ecologists. *Basic and Applied Ecology* 10.1016/j.baae.2017.09.009
- Pyle, R., Bentzien, M. & Opler, P. 1981. Insect Conservation. *Annual Review of Entomology* 26: 233–258.
- Raine, N. E. (2018). "Pesticide affects social behavior of bees." *Science* 362(6415): 643-644.

- Ratnasingham, S. & Hebert, P.D.N. 2007. BOLD: The Barcode of Life Data System (www.barcodinglife.org). *Mol Ecol Notes* 7(3): 355–364.
- Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R.H., Bouchet, P. & Fontaine, B. 2015. Mass extinction in poorly known taxa. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 7761–7766.
- Riede, K. 2018. Acoustic profiling of Orthoptera: present state and future needs. *Journal of Orthoptera Research* 27(2): 203–215.
- Robinet, C. & Roques, A. 2010. Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology* 5: 132–142.
- Scheffers, B.R., Joppa, L.N., Pimm, S.L. & Laurance, W.F. 2012. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Trends Ecol Evol* 27: 501–510.
- Schloss, P.D., Westcott, S.L., Ryabin, T., Hall, J.R., Hartmann, M., Hollister, E.B., Lesniewski, R.A., Oakley, B.B., Parks, D.H., Robinson, C.J., Sahl, J.W., Stres, B., Thallinger, G.G., Van Horn, D.J. & Weber, C.F. 2009. Introducing mothur: Open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 7537–7541.
- Schowalter, T.D., Noriega, J.A. & Tscharnkte, T. 2017. Insect effects on ecosystem services—Introduction. *Basic and Applied Ecology* 10.1016/j.baae.2017.09.011
- Schweiger, A.H. & Svenning, J.-C. 2018. Down-sizing of dung beetle assemblages over the last 53 000 years is consistent with a dominant effect of megafauna losses. *Oikos* 127(9): 1243–1250.
- Seibold, S., Bassler, C., Brandl, R., Buche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D. & Muller, J. 2016. Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53(3): 934–943.
- Setten, G. & Austrheim, G. 2012. Changes in land use and landscape dynamics in mountains of northern Europe: Challenges for science, management and conservation. - *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 287-291
- Shokralla, S., Gibson, J., King, I., Baird, D., Janzen, D., Hallwachs, W. & Hajibabaei, M. 2016. Environmental DNA Barcode Sequence Capture: Targeted, PCR-free Sequence Capture for Biodiversity Analysis from Bulk Environmental Samples. *bioRxiv*.
- Shortall, C.R., Moore, A., Smith, E., Hall, M.J., Woiwod, I. P. & Harrington, R. 2009. Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity* 2: 251–260.
- Siitonen, J. 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* (49): 11–41.
- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Strand, G.H. (red). 2016. Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge. Framlegg til hovedprosjekt og feltinstruks. NIBIO Rapport Vol 2: 130.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013).

- http://www.skogoglandskap.no/filearchive/oppdragsrapport_06_2015_landsskog_dod_ved.pdf, Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Stork, N.E., McBroom, J., Gely, C. & Hamilton, A.J. 2015. New approaches narrow global species estimates for beetles, insects, and terrestrial arthropods. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(24): 7519–7523.
- Sverdrup-Thygeson, A., Laugsand, A., Olberg, S. 2009. Oppfølging av handlingsplan for sinoberbille 2009. Kartlegging i Froland og Drangedal kommuner. NINA Rapport 529.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud T.E. (red.), Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J. B. & Ødegaard, F. 2011. Hotspots - naturtyper med mange truede arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Skarpaas, O., Jacobsen, R.M. & Birkemoe, T. 2018. Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring. MINA fagrapport 50. 33 s.
- van Swaay, C.A.M., van Strien, A.J., Aghababayan, K., Åström, S., Botham, M., Brereton, T. & Carlisle, B. 2016. The European Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2015. Technical Report. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Swanson, M.E., Franklin, J.F., Beschta, R.L., Crisafulli, C.M., DellaSala, D.A., Hutto, R.L., Lindenmayer, D.B. & Swanson, F.J. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(2): 117–125.
- Thomsen, P.F., Jørgensen, P.S., Bruun, H.H., Pedersen, J., Riis-Nielsen, T., Jonko, K., Słowińska, I., Rahbek, C. & Karsholt, O. 2016. Resource specialists lead local insect community turnover associated with temperature – analysis of an 18-year full-seasonal record of moths and beetles. *Journal of Animal Ecology*, 85: 251–261.
- Tishechkin D.Y. 1998. Akusticheskiye signaly i morfologicheskiye osobennosti cikadok gruppy *Aphrodes bicinctus* (Homoptera, Cicadellidae) iz yevropeyskoy chasti Rossii [Acoustic signals and morphological characters of leafhoppers from *Aphrodes bicinctus* group from central European Russia]. *Zoologicheskii Zhurnal*. 77(6):669–676. [In Russian].
- Tomter, S.M. & Dalen, L.S. (red.) 2018. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for bioøkonomi. <http://www.skogbruk.nibio.no>
- Totland, Ø., Hovstad, K. A., Ødegaard, F. & Åström, J. 2013. Kunnskapsstatus for insektpollinering i Norge - betydningen av det komplekse samspillet mellom planter og insekter. Artsdatabanken, Norge
- Viken, K. O. 2018. Landsskogstakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4(6).
- Wallisdevries, M.F., van Swaay, C.A.M. & Plate, C.L. 2012. Changes in nectar supply: A possible cause of widespread butterfly decline. *Current Zoology* 58: 384–391.
- Weslien, J., Djupström, L.B., Schroeder, M. & Widenfalk, O. 2011. Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *Journal of Animal Ecology* 80(6): 1155–1162.

- Yu, D.W., Ji, Y., Emerson, B.C., Wang, X., Ye, C., Yang, C. & Ding, Z. 2012. Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 613–623.
- Zeale, Matt & Butlin, Roger & Barker, Gary & Lees, David & Jones, Gareth. (2011). Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular ecology resources*. 11. 236-44. 10.1111/j.1755-0998.2010.02920.x.
- Zeuss, D., Brandl, R., Brändle, M., Rahbek, C. & Brunzel, S. 2014. Global warming favours light-coloured insects in Europe. *Nature Communications* 5: 3874. 10.1038/ncomms4874.
- Zhang, Z. 2011. Animal biodiversity: An introduction to higher-level classification and taxonomic Richness. *Zootaxa* 3148: 7–12.
- Ødegaard, F. 2000. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* 71(4): 583–597.
- Ødegaard, F. 2011. Faglig grunnlag for handlingsplan for rødknappsandbie *Andrena hattorfiana* og ildsandbie *Andrena marginata*. NINA Rapport 759. 59 s.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Aagaard, K. 2011. Bestandsovervåking og skjøtelsesplan for mnemosynesommerfugl *Parnassius mnemosyne*. NINA Rapport 676. 52 s.
- Ødegaard, F., Hansen, L. O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Dyremøkk – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 715. 42 s. NINA
- Økland, B., Christiansen, E. & Krokene, P. 2007. Overvåking av skogens helsetilstand. Populasjonsovervåking av insekter. *Viten fra Skog og landskap* 3/07: 28–30.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J. O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2017. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2016. NINA Rapport 1328.
- Åström, J. 2018. SurveyPower: Functions for calculating power of survey design. R package version 0.1.4. <http://github.com/NINAnor/SurveyPower>

12 Vedlegg 1 - Utvidet sammendrag

Denne rapporten gir en kort gjennomgang av kunnskapsnivået for utbredelse og bestandsendringer for insekter i verden og i Norge. Med utgangspunkt i dette kunnskapsgrunnlaget gir rapporten en behovsanalyse knyttet til arealrepresentativ landsdekkende insektovervåking. Rapporten beskriver hva som kreves av et godt overvåkingsprogram, og presenterer ulike alternativer og ambisjonsnivåer for veien videre. Til sist skisserer rapporten budsjett for de ulike alternativene.

Behovet for økt kunnskap om insektenes fordelingsmønstre og bestandsendringer i Norge er stort. Insektenes betydning i terrestriske økosystemer åpenbar. Insekter er en grunnleggende komponent i de fleste økosystemer, og større forandringer i insektfaunaen vil derfor per definisjon ha betydning for økosystemets tilstand. Insekter har flere kritiske funksjoner, blant annet som nedbrytere, plantespisere, naturlige fiender av andre dyr (inkludert flere arter vi definerer som skadedyr), pollinatorer og som mat for andre organismer. I kraft av deres høye antall og artsrikdom er de derfor en nøkkelkomponent i naturen. Vi har god grunn til å anta at insektfaunaen i Norge har forandret seg drastisk gjennom de siste 100 årene, men per i dag har vi begrenset med data som kan underbygge dette. En rekke rapporter fra utlandet viser nedganger i insektbestander i flere ulike økosystemer, for eksempel jordbrukslandskap, boreale skoger og regnskog. Noen av disse har vakt stor internasjonal oppmerksomhet i den senere tid og viser kraftige nedganger. Uten empiriske målinger fra Norge, har vi per i dag liten mulighet for å bedømme utviklingen her.

Årsakene til disse forandringene i insektfaunaen er mange, men flertallet av påvirkningene avspeiler forandringer i produksjonsformer og arealbruk i landbruk og skogbruk. Jordbrukslandskapet har gjennomgått en kraftig forandring også i Norge med økt andel monokulturer, homogenisering av landskapet, bortrasjonalisering av restarealer og økt bruk av kunstgjødsel, herbicider og pesticider. Skogbruket har også gjennomgått en kraftig omstilling med flatehogst og planting av monokulturer. Samtidig har man tapt hotspotmiljøer og større områder med naturskog. Tidligere og nåværende trender av forbruk av naturressurser antyder at menneskenes påvirkning på naturen vil fortsette å øke i fremtiden. Påvirkningene på insektene vil derfor sannsynligvis fortsette. Effekten av klimaendringer vil samvirke med tap av egnede livsmiljøer og vil kunne gi enda større effekter enn antatt i fremtiden. Det er også trolig at vi ennå ikke har sett alle konsekvenser av tidligere endringer, og at organismer fortsatt vil kunne dø ut, selv om endringer opphører (ubetalt «utdøelsesskjeld»).

Det er altså all grunn å tro at insektbestander har endret seg og vil fortsette med dette i fremtiden, og at dette vil få betydning for resten av økosystemet. Vi ser derfor et behov for å etablere en løpende overvåking av insektfaunaen i landet. ***En langsiktig registrering av detaljert informasjon om insektforekomster er en grunnpilar i en fremtidig overvåking.*** Dette er også en forutsetning for å kunne sette inn målrettede og effektive tiltak for å forhindre en uønsket utvikling. Innsamling, identifisering og opptelling av alle insektindivider på en overvåkingslokalitet er gullstandarden, men dette er i praksis uoppnåelig. Praktiske og økonomiske begrensninger påvirker derfor kraftig våre anbefalinger.

Målet med dette prosjektet er å ***forberede grunnen for å etablere en langsiktig tidsserie*** av insektforekomster over hele landet. Nye data vil gjøre det mulig å følge endringer i ***antall av flere insektgrupper og identifisere årsakssammenhenger og koblinger til forvaltningsrelevante forklaringsvariabler / påvirkningsfaktorer.*** Det foreslåtte overvåkingsprosjektet skal formidle resultatene på et brukervennlig nettsted der for eksempel forekomst og tidstrender av insektbestander, beskrivelser av overvåkingslokaliteter, samt nedlastingsrutiner for rådata presenteres.

Vi anbefaler i utgangspunkt å starte overvåkingen av insekter i jordbrukslandskapet og i skog. Det er ***ønskelig å utvide innsamlingen til flere naturtyper etter hvert.*** Våtmark/myr og fjell er prioriterte naturtyper i en andre fase. Også forskjellen mellom vernede og ikke-vernede arealer innenfor en naturtype er en aktuell utvidelse. Betydningen av forklaringsvariabler, som

for eksempel nærhet til bebyggelse og skjøtsel, kan undersøkes i dette oppsettet uten å øke prøvemengden betydelig. **Prosjektet foreslås å dele data og prøvelokaliteter med et eventuelt overvåkingsopplegg for tidlig varsling av fremmede arter.** Dette vil øke evnen til å undersøke betydningen av nærhet til bebyggelse. Videre anbefaler vi å plassere overvåkingslokalitetene i henhold til **SSB sitt landsdekkende 500x500 grid.** Disse kan samlokaliseres i stor grad med de lokaliteter som blir valgt i en eventuell fremtidig arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Dette vil kunne gi besparinger ved datainnsamlinger av forklaringsvariabler og potensielt by på synergieffekter ved analyser av årsakssammenhenger. Det er da vesentlig at ANO har selvstendige prøveflater i skog, og ikke baserer seg på landskogtakseringens flater som har hemmelig posisjon og begrensninger som gjør montering av insektfeller uønsket.

Det er viktig at innsamlingsmetodikken fanger opp en stor andel av insektfaunaen. I utgangspunktet anbefaler vi malaisefeller, som er kostnadseffektive og samler mange insektgrupper, selv om aktivt flyvende arter som tovinger og veps er overrepresentert. Disse fellene bør kompletteres med vindusfeller i skogslokaliteter for å få inkludert biller, vår største kjente insektgruppe. En kontinuerlig innsamling gjennom sommeren er viktig for at ikke sesongvariasjoner forstyrrer muligheten til å oppdage langtidstrender. For å kunne være i stand til å vurdere konsekvensene av, og årsakene til, eventuelle forandringer er det også viktig å nå et så høyt taksonomisk detaljnivå som økonomisk mulig.

Vi har per i dag ikke data som kan utfordre den generelle anbefalingen om cirka **200 prøvelokaliteter per naturtype**, dvs. totalt 400 lokaliteter for jordbrukslandskap og skogmark som samlet gir en statistisk styrke på 80 % og en risiko for Type-1 feil på 5% (dvs. at man antar at man har 5% sannsynlighet for å konkludere med at det har skjedd endringer i insektbestandene når det ikke har det). En statistisk styrke på 80% betyr at hvis det har skjedd endringer i insektbestandene vil man ha 80% sannsynlighet for å oppdage disse.

Rapporten legger til grunn at overvåkingsprogrammet skal ha tilstrekkelig statistisk styrke til å kunne oppdage en total nedgang i insektbestandene på 15-30 % når hver overvåkingslokalitet er besøkt 2 ganger. Det vil være kostnadseffektivt å bruke et forskjøvet rullerende opplegg (omdrev) der man besøker hver lokalitet hvert 4 til 5 år, og dermed begrenser antallet lokaliteter og prøver som skal undersøkes hvert år til 100 alternativt 80 lokaliteter. Endringer i insektfaunanen beregnes da å kunne oppdages etter 8 eller 10 år avhengig hvilket omdrev (rullering) man velger. De største utgiftene ved overvåkningen er den manuelle grovsorteringen av prøvene som må til for å få data på antall individer i prøvene og den praktiske driften av fellene gjennom sesongen. Av økonomiske årsaker foreslår vi at den taksonomiske oppløsningen på identifiseringen begrenses til orden eller i enkelte tilfeller familienivå, og antall felletømminger til 3 per år. Selve dataserien blir dermed antall individer for hver av cirka 30 taksonomiske grupper av insekter for totalt 200 lokaliteter per naturtype med 3 prøvetakinger per år. Det er behov for prøvetaking vår, sommer og høst, da insektfaunaen endrer seg vesentlig gjennom sesongen. Identifiseringen og opptellingen av insektene bør i starten være manuell, men man bør undersøke underveis hvorvidt dette kan erstattes med DNA-metabarcoding. Dette kan potensielt spare mye ressurser, men kvaliteten på metodikken, og først og fremst evnen til å relatere artsidentifisering til antall av hver art, er fremdeles ikke godt nok etablert.

Innsamlingen bør kobles til relevante forklaringsvariabler, og registrering av disse vil utgjøre en viktig del av feltarbeidet. Av denne grunn stilles det krav til **kunnskap og samkjøring av felpersonell** og det er usikkert hvorvidt dette er mulig ved bruk av frivillige eller ved å samkjøre med allerede pågående prosjekt. Dette bør vurderes fortløpende. Mulighetene for å benytte seg av DNA-teknikker er også avgjørende for de totale **kostnadene i prosjektet.** Da vi per i dag ikke kan vurdere konsekvensene ved å kun anvende slike teknikker anbefaler **vi telling og identifisering i første runde. Dette og andre sentrale aspekter som antall lokaliteter bør vurderes på nytt etter omkring 5 års drift.**

Den anbefalte overvåkingen med 2 naturtyper vil koste omtrent 20 millioner NOK per år.

Flere alternative opplegg med ulike kostnadsnivåer gis i rapporten. Ved å sikte på en statistisk styrke på 60 % (eller et Type-1 feil på 10 %) vil man kunne halvere kostnadene, men vi anbefaler i så fall å bruke dette til å undersøke flere naturtyper istedenfor å redusere antallet lokaliteter. For å kunne fange opp nok variasjon i rom og tid anbefaler vi at man som minimum undersøker 80-100 lokaliteter per år for totalt 400 lokaliteter over 4-5 år. Norge er et avlangt land med stor heterogenitet, og en mindre mengde lokaliteter risikerer å gi et skjevt bilde av de sanne nivåene. Hvis man har behov for å redusere kostnadsnivået til for eksempel 10 millioner per år og ikke klarer å redusere kostnadene knyttet til identifisering, vil man være nødt til å akseptere en lavere kvalitet på overvåkingen, for eksempel gjennom å bruke en grovere taksonomisk oppløsning, eller å minke antallet lokaliteter. Datainnsamlingen kan i prinsippet begrenses gjennom å bruke et grovere mål på statusen av insektfaunaen, f.eks. gjennom å kun måle biomasse, eller bruke DNA-analyser av usortert felle materiale. Vi mener at dette per i dag ikke kan anbefales, da det ikke er påvist at dette vil gi forsvarlig kvalitet på de innsamlede dataene, og man dermed vil få manglende innsikt i økosystemenes tilstand (funksjon og struktur). ***Dersom bevilgningene blir lavere, mener vi overvåkingen bør starte i en begrenset del av landet, for å senere evalueres og utvides avhengig metodisk og økonomisk utvikling.*** Kostnadene øker nærmest lineært med antallet områder eller økosystemer man ønsker egne estimater for. Hvis man for eksempel vil produsere separate estimater for 5 geografiske regioner, øker kostnadene til omkring 27 millioner per år med 60 % statistisk styrke. Kommunevise estimater blir enda dyrere og vurderes ikke å være økonomisk forsvarlig.

Flere faktorer i et så omfattende prosjekt er vanskelige å vurdere uten å prøve dem ut i praksis. Før detaljene i et overvåkingsprogram for insekter kan utarbeides, er det behov for å avklare:

- 5) Om innsamlingen kan samlokaliseres med en planlagt arealrepresentativ naturovervåking (ANO) eller lignende landsdekkende prosjekt.
- 6) Hvordan malaisefeller og vindusfeller på best måte kan driftes gjennom en sesong med hensyn til oppsett, tømmeintervaller, og logistiske konsekvenser av et storskala program.
- 7) Om kostnader ved grovsortering av insekter kan reduseres uten at det går på bekostning av forklaringsstyrke.
- 8) Mulighetene for å styrke eller ertstatte en manuell sortering med DNA-teknikk.

Disse punktene kan man i stor grad undersøke i et pilotprosjekt innenfor en tidsramme på ett år. ***Vi mener et slikt pilotprosjekt er et nødvendig neste skritt før igangsetting av en overvåking av insekter i Norge.***

Vi anbefaler at overvåkingsprogrammet, dataanalyser og rapportering av resultater ledes av en forskningsinstitusjon i et konsortium med relevante fagmiljøer. Videre anbefaler vi at et eller flere av ***universitetsmuseene i Bergen, Oslo, Tromsø og Trondheim tar hånd om og kuraterer prøvene fra insektovervåkingen.*** I museene er imidlertid tilgjengelig magasinplass begrenset, spesielt for kjøle- og fryseplass. Museene må derfor involveres tidlig i et eventuelt overvåkingsprogram for å sikre tilstrekkelig lagringskapasitet og personressurser. Kostnader til eventuelle nye magasin er ikke budsjettet i rapporten.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både fors–kning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3287-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger