

1725

NINA Rapport

Forslag til nasjonal insektovervåking

Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nytte-kostnadsanalyse

Jens Åström, Tone Birkemoe, Sondre Dahle, Marie Davey, Torbjørn Ekrem, Anders Endrestøl, Frode Fossøy, Øyvind Nystad Handberg, Oddvar Hanssen, Kristin Magnussen, Markus Antti Mikael Majaneva, Ståle Navrud, Arnstein Staverløkk, 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Forslag til nasjonal insektovervåking

Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nytte-kostnadsanalyse

Jens Åström

Tone Birkemoe

Sondre Dahle

Marie Davey

Torbjørn Ekrem

Anders Endrestøl

Frode Fossøy

Øyvind Nystad Handberg

Oddvar Hanssen

Kristin Magnussen

Markus Antti Mikael Majaneva

Ståle Navrud

Arnstein Staverløkk

Anne Sverdrup-Thygeson

Frode Ødegaard

Åström, J., Birkemoe, S. Dahle, T., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Nystad Handberg, Ø., Hanssen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2020. Forslag til nasjonal insektovervåking - Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nytte-kostnadsanalyse. NINA rapport 1725. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mars 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3479-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jørgen Rosvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1525 | 2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Mørkt skogfly, *Eurois occulta* (Linnaeus, 1758), på Buåsen.

©Arnstein Staverløkk

NØKKELOD

Overvåking, Insekter, Overvåkingsopplegg, Norge, Metabarkoding, Tidstrender, Terrestrisk, Arealrepresentativ, Malaisefeller

KEY WORDS

Monitoring, Insects, Monitoring program, Norway, Metabarcoding, Time trends, Terrestrial, Areal representative, Malaise traps

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Åström, J., Birkemoe, Dahle, S., T., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Nystad Handberg, Ø., Hanssen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2020. Forslag til nasjonal insektovervåking - Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nytte-kostnadsanalyse. NINA rapport 1725. Norsk institutt for naturforskning.

Bakgrunn og oppdrag

Insekter dominerer dyrelivet i mange terrestriske økosystemer, både i mangfold, antall og til og med i biomasse (Bar-On m.fl. 2018). De spiller en essensiell rolle både som nedbrytere, plante-spisere og som føde for andre dyr og utfører viktige økosystemtjenester som for eksempel pollinering og skadedyrsregulering. Insekter er derfor grunnleggende for økosystemenes funksjon og deres betydning er vanskelig å overvurdere. Det er likevel krevende å identifisere, kartlegge og overvåke insekter gitt deres store variasjon i mengde, forekomst og antall arter. Grunnleggende kunnskap om forekomst, utbredelse og individantall er derfor fortsatt ganske sporadisk, - ikke minst i Norge (Åström m.fl. 2019). I forhold til andre organismegrupper vet vi relativt lite om insekter.

Internasjonalt har insekter fått økt fokus etter en lang rekke urovekkende funn for pollinerende insekter (se f.eks. Potts m.fl. 2016), og i det siste årene har dette omfattet rapporter om nedgang hos insekter generelt. Flere aktuelle og bemerkelsesverdige studier viser kraftige nedganger hos insekter (Hallman m.fl. 2017, Selbold m.fl. 2019, Lister & Garcia 2018, Brower m.fl. 2018), og tonen i den vitenskapelige rapporteringen har til tider vært dramatisk (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Selv om vi sannsynligvis ikke risikerer å miste alle insektene slik den sistnevnte rapporten beskriver, tyder det likevel på at vi nå kan oppleve en alvorlig reduksjon av både mangfold og mengden insekter i terrestriske miljøer. Dessverre gjør det manglende omfanget av data at vi ofte står med flere spørsmål enn svar. Vi mangler tidsserier for å dokumentere eventuelle forandringer i norsk insektfauna, med unntak av en brøkdel av artene som tilfeldigvis har blitt studert av enkelte forskere eller kortere prosjekter med snevrere artsfokus. Per i dag savner vi fortsatt en regulær og generell overvåking av insekter i Norge, og det er nødvendig med en målretta innsats for å øke kunnskapen om utviklingen i insektfaunaen. Det bør derfor etableres en generell og kontinuerlig nasjonal insektovervåking.

Denne rapporten sammenfatter resultatene fra en pilotstudie i 2019 der vi testet ut diverse praktiske metoder som et ledd i å etablere en generell insektovervåking i Norge. Arbeidet er gjort på oppdrag fra Miljødirektoratet, og bygger på et tidligere prosjekt fra 2018 som sammenfattet kunnskapsgrunnlaget til insekters utvikling i Norge og behovet for økt nasjonal insektovervåking (Åström m.fl. 2019). Leseren henvises til den rapporten for en mer utførlig diskusjon omkring statusen for insekter, overvåking generelt, samt spesifikke metoder knyttet til insektovervåking. Grunnpilaren i det foreslåtte opplegget er et fast nettverk av overvåkingsruter der insekter samles inn ved bruk av Malaisefeller og identifiseres ved hjelp av DNA-metastrekkoding og kvalitetssikres ved morfologisk identifisering. Innsamlingen komplementeres med vindusfeller i skogshabitater, der biller er en spesielt viktig insektgruppe som i mindre grad fanges i Malaisefeller. Metodene samler bredt innen insektsamfunnet, men dekker ikke alle databehovene for alle insektgrupper. Vi forventer derfor ikke at dette opplegget vil erstatte pågående eller planlagt overvåking av spesifikke insektgrupper.

Vår pilotstudie i 2019 ble gjennomført med formål om å svare på følgende praktiske spørsmål:

- Hvordan bør fellene driftes gjennom en sesong, med tanke på type, fabrikat, konserveringsvæske og tømingsintervall?
- Hvordan kan fellefangstene prosesseres på en realistisk måte, både gjennom morfologisk identifisering og DNA-metastrekkoding?
- Hvor effektive er fellene for å kartlegge lokale og regionale insektsamfunn?

- Kan innsamlingslokalitetene samlokaliseres med en planlagt arealrepresentativ naturovervåking (ANO) eller andre landsdekkende prosjekt?

I tillegg til disse spørsmålene og flere aspekter rundt metodikk for måling av tilstanden for insekter, inneholder denne rapporten også en kost-nytte analyse av en fremtidig generell nasjonal insektovervåking, som har blitt utført av Menon Economics.

Omfang av datainnsamling

Naturlige variasjoner av værforhold og insektenes egen utvikling, både innen og mellom år, gjør det nødvendig å overvåke insektene gjennom hele den aktive sesongen. Statusmålinger ved kun et fåtall korte innsamlinger er vanskelige å sammenligne på tvers av år og risikerer å bli ubrukbare fordi man ikke klarer å vurdere endringer i utviklingstrender ved å kompensere for tilfeldige effekter statistisk. Vi foreslår derfor at man gjennomfører en kontinuerlig innsamling av insekter gjennom hele den aktive sesongen. Den aktive sesongen strekker seg fra rundt midten av april til midten av oktober, men kan være kortere i høylandet og nordlige strøk. Hvis man tømmer fellene annenhver uke slik det kan være nødvendig for å avdekke variasjon i arter og mengder, betyr dette i praksis mellom 10 og 15 datainnsamlinger per lokalitet hvert år. Insekter er en så stor og variert organismegruppe, og Norge er et så variert land, at det er praktisk umulig å overvåke alle arter i alle regioner og økosystemer. Noen prioriteringer må gjøres. Vi foreslår derfor at man deler inn de terrestriske økosystemene i noen få hovedtyper som skiller seg såpass mye i artssammensetning og menneskelig påvirkning at de krever en separat overvåking. Vi anbefaler å starte med hovedtypene «Jordbruksområder» og «Skog», og deretter «Fjell» ved en eventuell utvidelse. Urbane områder kan inkluderes med en begrenset ekstra kostnad ved å samarbeide med andre overvåkingsprogrammer dersom de blir finansiert, for eksempel prosjektet «Tidlig varsling av fremmede arter». Vi understreker at dette forslaget er en prioritering og ikke dekker alle økosystemer. For hver slik hovedtype vurderer vi at man trenger å besøke omtrent 200 lokaliteter fordelt over hele landet to ganger over en tidsperiode på 8-10 år for å kunne oppdage 1-5% av årlige bestandsforandringer. Tallene baseres på tidligere modelleringer av internasjonale data (Lebuhn m.fl. 2012), og bør revideres etter noen års erfaringer i et nasjonalt program. Man kan øke kostnadseffektiviteten ved at lokalitetene besøkes i et forskjøvet skjema, dvs. at man besøker en fjerde- eller femtedel av lokalitetene hvert år. Ved overvåking av to økosystemer kan man dermed besøke 100 lokaliteter totalt på landsbasis hvert år (50 + 50).

Presisjon for datainnsamling

Erfaringene fra pilotforsøket bekreftet våre forhåndsvurderinger om at manuell identifisering av taksonomiske eksperter ikke er praktisk gjennomførbart for de prøvemengder som kreves i en slik overvåking. Det er rett og slett for tids- og arbeidskrevende. Identifisering av insektene ved hjelp av DNA-metastrekkoding fremstår derfor som den eneste mulige kostnadseffektive løsningen til informasjon på artsnivå. Med denne teknologien analyserer man arvestoffet for alle arter i en felle samtidig, og man får et estimat på den relative mengden DNA for hver identifiserte art. Uten DNA-teknologi må man velge alternative opplegg som for eksempel registrering av en total biomasse for alle arter. Vi vurderer dette som et for grovt mål for å kunne gi et godt nok kunnskapsgrunnlag, særlig hvis man vil kunne forklare trendene og identifisere mulige tiltak. DNA-metastrekkoding utvikler seg raskt som metode, og vi kan nå samtidig kartlegge og overvåke innen-artsvariasjon, noe som muliggjør populasjonsgenetiske analyser for enkeltarter.

Vårt pilotforsøk viste at den antatt mest økonomiske metoden for DNA-metastrekkoding, ikke fungerer godt nok for å kunne anbefales. Denne metodikken omfattet å analysere den filtrerte etanolen fra insekfellene, men vi fant betydelig færre arter sammenlignet med en tradisjonell morfologisk kontrollidentifisering av biller og et utvalg av veps. Dette var ikke kjent ved planleggingen av pilotforsøket, men bekreftes av en nylig publisert studie fra Sverige (Marquina m.fl. 2019). Vi har derfor testet alternative teknologier for ekstraksjon av DNA fra insektene. Både knusing og ikke-destruktiv lysing (tilsetning av en lyseringsbuffer) av insektene økte deteksjonsevnen betydelig, og vi fant omtrent dobbelt så mange arter sammenlignet med metastrekkoding av den filtrerte etanolen. Ikke-destruktiv lysing har fordelene av at den både er billigere og raskere og at den til stor grad bevarer insektene for en senere morfologisk kontrollidentifisering eller

for langtidslagring. Selv om denne teknikken i dag ikke er perfekt, i og med at den ikke klarer å identifisere samtlige arter, anbefaler vi likevel lysering og DNA-metastrekoding som hovedmetode i en løpende overvåking. Vi ønsker å understreke at det i dette pilotstudiet i ett enkelt område på ca. 7 km over en kort tidsperiode ble påvist ca. 3000 arter av insekter, noe som utgjør ca. 15% av det antatt totale antallet av insekter i Norge. Dette inkluderer alle taksonomiske grupper, som f.eks. tovinger som tradisjonelt er svært vanskelig å bestemme med morfologiske metoder. Vi anser derfor at den planlagte metodikken for nasjonal overvåking har et stort potensiale for å generere nye og viktige data som tidligere ikke har vært mulig. Samfunnsanalyser av variasjonen i artsmangfold viser en klar strukturering mellom lokaliteter og tidspunkter innen området på kun 7 km og en relativt liten effekt av felletype, konserveringsvæske og ikke-destruktiv lysering eller knusing av insektene. Dette betyr at en overvåking av samfunnsendringer vil kunne gjennomføres med de fleste metodene vi har testet i denne pilotstudien.

Våre resultater indikerer at forekomsten av ulike arter kan skille seg betydelig mellom lokaliteter, også i nærliggende lignende miljøer. Videre forekommer mange arter ganske tilfeldig i en gitt felle på en lokalitet. Da selve fellene ikke fanger alle insektarter (hele diversiteten) på en lokalitet, klarer man altså ikke å observere hele mangfoldet på lokaliteten. Man ville hatt den samme utfordringen selv om man hadde en perfekt identifiseringsmetode (der hvert eneste individ i en felle kan bestemmes til art). Resursene anbefales derfor heller å brukes mer effektivt ved å øke antall felleprøver fremfor å finne en perfekt identifiseringsmetode av innsamlede prøver. Mer generelt viser våre resultater at det er svært utfordrende å observere alle arter for en så stor artsgruppe som insekter, selv i et relativt lite område. Dette tydeliggjør forskjellen mellom kartlegging på den ene siden, der man prøver å beskrive hele artsmangfoldet, og en overvåking på den andre siden, der man prøver å følge med på utviklingstrendene på et høyere taksonomisk eller en grovere geografisk skala. I et realistisk overvåkingsprogram må man akseptere at man ikke klarer å kartlegge hele diversiteten i hvert enkelt område. I stedet må man overvåke tilstand og trender over større arealer. På denne måten skiller overvåking av insekter seg fra overvåking av flere andre organismegrupper, der det lokale artsmangfoldet er mer begrenset.

Organisasjon og samlokalisering

En samlokalisering av innsamlingslokalitetene med andre overvåkingsprogram kan by både på effektiviseringer og synergier da man kan kombinere kostnader ved innsamling og tolkning av data på tvers av flere prosjektene. Dette kan gi bedre statistiske analyser enn hva prosjektene ville klart hver for seg. En samlokalisering med en planlagt landsdekkende arealrepresentativ naturovervåking (ANO) ser ut til å være praktisk gjennomførbart for lokaliteter i skogsområder og i fjellområder (hvis man ønsker å overvåke insekter der også), men vil ikke være mulig for jordbruksområder. ANO sine tilfeldig plasserte ruter treffer helt enkelt ikke ofte nok på jordbruksområder i et land som Norge, der dyrkbar mark dekker en relativt liten andel. Lokaliteter i jordbruksmark kan velges ut på en statistisk robust måte i samsvar med metodikken til ANO, men kan ikke forventes å overlape med en pågående eller annen planlagt overvåking. Disse lokalitetene vil dermed utøke det totale antallet ANO-ruter hvis en insektovervåking samtidig gjennomfører en ANO-kartlegging, noe vi anser å være gjennomførbart. En ANO-kartlegging vurderes å gi et godt og detaljert bilde over floraen ved overvåkingslokaliteten.

Evnen til å tolke resultatene og identifisere årsakssammenhenger bak observerte endringer i insektforekomster er i stor grad avhengig av kvaliteten og oppløsningen på de forklaringsvariablene som kan analyseres sammen med funnene. Evnen til å ekstrapolere funnene og trendene til større arealer er i sin tur avhengig av hvilket geografisk omfang disse forklaringsvariablene er tilgjengelige på. Mange insekter kan forflytte seg over relativt store arealer og de vil ofte påvirkes like mye av et helt landskap med noen kilometers radius, som av det lokale miljøet. Et overvåkingsprogram bør registrere relevante lokale forhold, men dette kan være krevende å gjennomføre på en større skala. Vi har også blitt spurt om å vurdere om dette prosjektet kan brukes for å samle inn data til Natur i Norge (NiN) og Landskogstakseringen. Begge disse oppgavene vurderes som gjennomførbare rent praktisk, men vil innebære en merkostnad for prosjektet. Dataene i seg selv kan være brukbare som forklaringsvariabler selv om de blir samlet inn på lokal skala (500x500m for NiN, sirkel med radius 8.92m for Landskogstakseringen). Slike data er

sannsynligvis mer interessante hvis de blir samlet inn over et større område. Tilgjengeligheten av eksisterende data på en heldekkende nasjonal skala har stor verdi som forklaringsvariabler for en nasjonal insektovervåking. Dette gjelder også for eksempel data på tilstand og skjøtsel innen landbruket. Detaljerte data på arealbruk som f.eks. avlinger, antall beitedyr, bekjempningsmidler, grøftekanter, åkerholmer og tilstand for semi-naturlige gressmarker er verdifulle forklaringsvariabler for lokale insektforekomster, men er utfordrende å samle inn for et enkelt overvåkingsprosjekt. Tilgjengeligheten av høyoppløste nasjonale data på arealbruk er derfor viktige komponenter for en nasjonal insektovervåking, men som prosjektet ikke kan forventes å samle inn selv.

Kostnader og nytteverdi

Det anbefalte forslaget vil innebære et betydelig kunnskapsløft for å vurdere tilstanden for insekter i Norge og vil gjøre det mulig med tidlig oppdagelse av bestandsendringer og knytte dette til relevante påvirkningsfaktorer. Uten en slik satsing vil de store kunnskapshullene vi har i dag forbli tomme. Kostnaden for et slikt opplegg beregnes til omtrent 20 millioner kroner per år. Kostnadsberegningene er av nødvendighet foreløpige, men basert på våre erfaringer så langt. Det er trolig at DNA-teknologien på sikt kommer til å gå ned i pris. Dette vil kunne gi noen kostnadsbesparinger. Omtrent 60% av kostnaden er likevel knyttet til personalkostnader ved feltarbeidet relatert til drift av fellene, og det er mulig at innsamlingen kan effektiviseres ved at man tømmer fellene sjeldnere. Våre foreløpige resultater tilsier at felletømminger hver måned kan fungere, og at også propylenglykol bevarer DNA bedre enn tidligere antatt. Men en eventuell degradering av DNA fra propylenglykol bør undersøkes nærmere utover det vi har klart å gjøre i dette begrensede pilotprosjektet. En videre uttesting av dette kan med fordel gjøres i samarbeid med en pågående uttesting av insektovervåking i hule eiker i løpet av 2020. Der vil vindusfeller være en viktig fangstmetode, og propylenglykol kan være nødvendig for å unngå fordamping eller fortykning i disse fellene. Det kan også være mulig å bruke frivillige eller offentlige organisasjoner til å drifte fellene, men vi vurderer den praktiske gjennomføringen og koordineringen av et stort nettverk som logistisk krevende. Det er derfor usikkert om bruk av frivillige vil gi kostnadsbesparelse sammenlignet med et mindre antall faste personer som drifter fellene. Hvis betydelige kostnadsbesparinger viser seg å være mulig, anbefaler vi å utvide antallet økosystemer som overvåkes til at også omfatte fjellområder.

Lagring av DNA-materialet fra fellefangstene er gjennomførbart og bør prioriteres innenfor budsjettet for prosjektet. Langtidslagring av hele fellefangster kan i tillegg skape store verdier for taksonomer og sikre en god tidsserie som ikke er avhengig av utviklingen innen DNA-teknologi, men må sannsynligvis finansieres utenfor dette prosjektet da slike lagringsmuligheter per i dag ikke finnes. Vi har tatt høyde for en løpende kostnad for lagring i budsjettberegningene for programmet, men per i dag savnes det et lager som har kapasitet til å ta hand om de volumer som kreves etter mer enn 2-3 år. Vi understreker at vi ikke har tatt med eller vurdert kostnadene for å bygge et slikt lagerrom i dette prosjektet. Som et alternativ til en langtidslagring av alle prøver kan man bruke en rullerende korttidslagring. En korttidslagring på et par år er essensielt for at man skal kunne gå tilbake i prøvene og validere uventete funn fra DNA-metastrekkoding, eller plukke ut individer for å lage strekkoder (referansesekvenser) der disse mangler. En slik lagring er mulig å gjennomføre ved å bruke tilgjengelig lagringskapasitet.

Nytten av overvåkingstiltaket er først og fremst evnen til å oppdage større endringer i insektfaunaen over tid. Overvåking er viktig for at det overhodet skal være mulig å gjennomføre tiltak for å ivareta insektbestanden på et ønskelig nivå før det er «for sent». Det er mye som tyder på at det kan være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et insektovervåkingssystem. For å få full effekt av et slikt program må man imidlertid være sikker på at overvåkingen og informasjonen fra denne medfører at det gjennomføres tiltak tidligere enn det som ellers ville blitt gjort, slik at samfunnet faktisk oppnår den samfunnsøkonomiske nytten som tiltaket kan gi.

Det er vurdert en rekke ulike ambisjonsnivåer for overvåkingsprogrammet, med ulike kostnader og potensielt ulike nyttevirkninger. Det er stor usikkerhet i tallmaterialet knyttet til hvor mye mer

eller mindre av tidstrender og årsakssammenhenger som oppdages ved å øke eller minke ambisjons- og kostnadsnivået. Det er også usikkert til hvilken grad kunnskapsnivået påvirker de tiltak som vil bli gjennomført. Denne usikkerheten er såpass stor at det gir lite grunnlag for å si klart at ett ambisjonsnivå for overvåking er mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn de andre. Det er imidlertid klart at hvis omfanget/ ambisjonen av overvåkingen er for lav, vil det være vanskelig å peke på mulige tiltak før en eventuell bestandsnedgang har gått for langt.

Nytten av å øke ambisjonsnivået til flere økosystemer, eller av å fortette datainnsamlingene slik at man er i stand til å estimere tidstrender for mindre områder, er avhengig av hvor forskjellig ulike habitater og påvirkninger er for insekter i de ulike økosystemene eller områdene. Det vil si at jo mer allmenngyldige funnene er, desto mindre er nytten av å gjennomføre flere undersøkelser, da man bare vil finne mer av det samme. Nivået på denne avveilingen er vanskelig å estimere i forkant, men grunnprinsippet er at nytteutsluttet av flere områder synker etter hvert som de legges til. Ut fra dette ser det ut som at de mest kostnadseffektive overvåkingsprogrammene er de som identifiserer separate tidstrender i et fåtall habitatstyper eller økosystem (her skog og jordbruk) over hele landet, uten å skille mellom ulike fylker eller kommuner. Disse lar seg gjennomføre til en budsjettmessig kostnad på henholdsvis 10 og 20 millioner kroner per år, for en statistisk kraft på 60 respektive 80%.

Også break-even-analysen og verdianslagene både for hva forvaltningstiltak kan koste, hvilke reduksjoner vi kan få i jord- og hagebruksproduksjonen og tidligere estimater for verdien av å bevare biodiversitet inkludert insekter, indikerer at nytten av et slikt ambisjonsnivå kan være større enn kostnadene – igjen gitt at det faktisk kan gjøres noe, og at det gjøres noe, for å hindre uønskede trender.

Veien videre

Det er ikke mulig på dette tidspunktet å bestemme alle aspekter av et fremtidig overvåkingsprogram. Et program med det omfanget og dybden som skisseres her, vil nødvendigvis påvirkes av de erfaringer man gjør underveis. Det vil også være praktisk utfordrende å starte en overvåking som dekker hele landet fra dag 1. Både felt- og labarbeidet er såpass krevende logistisk at alle tenkbare leverandører i Norge trenger tid for å bygge opp kapasiteten.

Vi anbefaler derfor å starte overvåkingen i en mindre region, for eksempel i en landsdel, slik at man kan etablere en effektiv felt- og labrutine som er i stand til å håndtere prøvematerialet i et fullskala nasjonalt overvåkingsprosjekt. Det gir mening at man i oppstartsfasen bruker flere malaisefeller per lokalitet for å kunne teste konsekvensene av ulike tømmingsintervall parallelt. Vi anbefaler videre at overvåkingsprosjektet blir evaluert etter ca. 5 år, dvs. **fase 1**. Etter 5 år vil man ha et tilstrekkelig datagrunnlag til å estimere den statistiske utsagnskraften i overvåkingen og som kan gi grunnlag for å vurdere hvordan overvåkingen skal bli mest mulig effektiv med hensyn til å oppdage endringer i insektfaunaen og årsaker til dette. Det kan også bli aktuelt å justere overvåkingen i fase 1. Etter fase 1 bør programmet være modent for å gå over i en mer rutinemessig **fase 2**.

Jens Åström, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Tone Birkemoe, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås.

Sondre Dahle, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Marie Davey, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Torbjørn Ekrem, NTNU Vitenskapsmuseet, NTNU, 7491 Trondheim.

Anders Endrestøl, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Frode Fossøy, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Øyvind Nystad Handberg, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369

Oslo. Oddvar Hanssen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Kristin Magnussen, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.

Markus Antti Mikael Majaneva, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Ståle Navrud, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.
Arnstein Staverløkk, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås.
Frode Ødegaard, NTNU Vitenskapsmuseet, NTNU, 7491 Trondheim.

Abstract

Åström, J., Birkemoe, Dahle, S., T., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Nystad Handberg, Ø., Hanssen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2020. Proposal for a national insect monitoring program in Norway – Findings from a pilot study with cost-benefit analysis. NINA rapport 1725. Norsk institutt for naturforskning.

Insects dominate the animal kingdom in many terrestrial ecosystems, in terms of diversity, abundance, and even biomass (Bar-On m.fl. 2018). They play essential ecological roles as detritivores and herbivores, as food sources for other animals, and provide important ecosystem services, including pollination and pest control. Insects thus form the base of many ecosystems and their importance is hard to overestimate. However, their abundance, diversity, and variability makes them difficult to identify, survey and monitor. As a consequence, basic knowledge about their occurrence, distribution and counts is still rather sparse, not least in Norway. Compared to other organismal groups, our knowledge is still relatively limited.

Insects have received increased focus internationally in the last years, following a host of worrying reports on pollinating insects (see e.g. Potts m.fl. 2016), and more recently after reports of general insect declines. Several noteworthy studies show strong reductions of insects (Hallman m.fl. 2017, Selbold m.fl. 2019, Lister & Garcia 2018, Brower m.fl. 2018), and the tone in the scientific literature has at times been dramatic (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Although it is unlikely the world is at risk of losing all insects as the last example claims, the emerging picture is that we are now experiencing a drastic reduction both in the diversity and total biomass of insects in terrestrial habitats. Unfortunately, the lack of existing, baseline data often leaves us with more questions than answers. We lack the longterm time-series needed to document potential changes in the Norwegian insect fauna, with the exception of a few select species that have been, by chance, surveyed repeatedly by individual researchers or short-term projects focused on specific species groups. Currently, we lack an ongoing, general insect monitoring scheme in Norway, and this state of affairs will not be rectified without targeted actions.

This report summarizes the findings of a 2019 pilot study in which we tested various practical methodologies for implementing a general insect monitoring scheme in Norway. The work is funded by the Norwegian Environmental Agency, and builds upon an earlier report published in 2019 that summarized the state of knowledge for the status of insects and identified the need for an extended national monitoring scheme (in Norwegian, Åström m.fl. 2019). We refer to that report for an extended discussion on the status of insects, and specific methods for surveying insects. The basis for the monitoring scheme is a set grid of sampling locations where insects are collected by Malaise traps, and later identified through DNA-metabarcoding in the lab, which is further validated by traditional morphological identification. The sampling is complemented by window traps in forest habitats, where beetles (for which Malaise trap capture rates are low) are particularly important. This methodology broadly samples the insect fauna, but cannot meet data requirements for all insects groups, and as such, the monitoring scheme is not intended to replace ongoing or planned monitoring schemes targeting specific insect groups.

The 2019 pilot study aimed to answer the following practical questions:

- How should the traps be operated throughout a season, with respect to type, make, preservation fluid and collecting schedule?
- How can the catches efficiently and effectively be processed, either through morphological identification or metabarcoding?
- How efficient are the traps for surveying the local and regional species community?
- Can the monitoring share sites with a planned area representative nature monitoring (ANO) or other country-wide projects?

In addition to these and other aspects of measuring the state of insect communities, the report contains a cost-benefit analysis, performed by Menon Economics, of a potential future general, nation-wide insect monitoring scheme.

Extent of data collection

Natural variations in weather and the intrinsic development of insects, both within and between years, necessitates monitoring throughout the active season. Status measurements made on few, brief occasions are difficult to compare across years and risk being unusable due to a lack of ability to statistically compensate for random variability. We therefore suggest a continuous sampling of insects during the entire active period. In practice, this would involve between 10 and 15 sampling events per locality and year, given that the traps are emptied every other week. Insects are such a large and diverse group of organisms, and Norway such a heterogeneous country, that it is practically impossible to monitor every species in all areas. As such, prioritizations must be made, and we suggest grouping terrestrial environments into a few main categories, that differ in species composition and anthropogenic impacts to the point that they require separate monitoring. We recommend initiating monitoring in the main habitat types “Agricultural land” and “Forest”, and further prioritizing mountain areas in any potential expansions of the program. Urban areas could be included with limited additional cost by cooperating with other existing and planned monitoring schemes, like the “Early detection of alien species” program. We emphasize that the outlined plan is based on prioritization of relevant habitat types and does not cover every relevant habitat type. Estimates from international literature suggest that for each main habitat type, one would need to visit approximately 200 monitoring sites twice to be able to detect yearly abundance trends of 1-5%, after a time period of 8-10 years. These estimates would need to be revised after assessing the first couple of years of data from a national monitoring program. Monitoring sites could be more efficiently surveyed in a staggered scheme, such that a fourth or fifth of sites are visited each year, and all sites are surveyed on an 8 or 10 year cycle, respectively. Monitoring two habitat types would require visiting a total of 100 sites per year across the country (50 + 50).

Precision of data collection

Our experiences in the pilot project in 2019 confirmed prior indications that manual identification by taxonomic experts is not economically feasible for the sample numbers needed in a monitoring program of this scale. Identification through metabarcoding thus appears to be the only viable road to information of insect occurrences on the species level. This technology analyzes the genetic material of all species in the sample simultaneously and provides counts of the relative amount of DNA for each identified species in the sample. Without DNA-based technologies, monitoring would be limited to very broad levels with, for example, only a measurement of biomass. In our opinion, this is too coarse a measurement to provide a satisfactory knowledge base, especially in order to be able to explain trends over time and identify and implement possible mitigative actions. Metabarcoding is a field under rapid development, and it is possible to both identify species, as well as characterize and monitor within-species genetic diversity.

The pilot project demonstrates that the cheapest method of metabarcoding - analyzing only the filtered sampling liquid (ethanol) – was neither effective nor reliable enough to be recommended. This technique found substantially fewer species than traditional morphological identification of Coleoptera and a subset of Hymenoptera, which functioned as a control. Although unknown at the onset of the project, this is in line with recently published international studies (Maquina *m.fl.* 2019). We tested alternative techniques to improve species detection using genetic methods: both lysis of homogenized the samples (crushed insects) and non-destructive lysis during DNA extraction considerably increased the ability to detect species, identifying approximately twice the amount of species as metabarcoding of the ethanol filtrate. Non-destructive lysis has the added advantages of being both cheaper and quicker than homogenization before lysis, and it preserves many of the insects sufficiently to allow manual identification for validation, as well as potential long-time storage. Although this method is not perfect and does not successfully recover all species in the sample, we nevertheless recommend a lysis-based DNA extraction of

entire insects followed by metabarcoding as the main method of identification of the samples in a continuous survey scheme.

Our results indicate that species occurrences can vary considerably across sites, even within a limited geographical range, and that many species occur rather sporadically in a given trap in a location. As traps cannot capture the total diversity in a location, it is not possible to observe the entire diversity at a location, even if one were to use a perfect identification method. As such, it is a more efficient use of resources to maximize sample numbers than to employ a perfect identification routine. More generally, our results indicate that it is very challenging to detect all species, even in a relatively small area, for such a diverse group as insects. This highlights the difference between surveying, where the goal is to describe the entire species community, and monitoring, where the goal is to observe trends of a more aggregated state on a higher taxonomic or geographical level. In any realistic monitoring program, it must be accepted that it is not possible to map the entire diversity at each location, and focus should instead be on monitoring states and trends over larger areas. In this respect, insect monitoring differs from monitoring of many other organismal groups where the local diversity is more limited and where a complete mapping of the diversity is feasible.

Organisation and cooperation

A joint localization of the monitoring sites with other programs can offer increased efficiency by sharing costs associated with the collection of data of shared interest. It will also offer synergies in that data from the programs can be combined to facilitate analyses that would not be possible independently. A co-location with the spatially representative nature monitoring program for terrestrial ecosystems (ANO) appears to be practically attainable for the sites located in forests or mountains (should the monitoring be extended to that habitat type), but does not seem to be possible for agricultural sites. ANO's randomly designated sites simply do not coincide with agricultural land often enough in Norway, where arable fields cover a relatively small portion of the landscape. Monitoring sites in agricultural lands could nevertheless be selected in a statistically robust manner following the same protocols as ANO, but should not be expected to coincide with any planned or ongoing monitoring scheme. These sites would thereby extend the number of ANO-sites, given that the insect monitoring program performs an ANO-mapping, which we deem is possible. An ANO-mapping will give a thorough and detailed image of the local flora of the monitoring site, and will therefore be of value to the project.

The ability to interpret the results and identify the causal mechanism behind insect occurrences depends to a great degree on the quality and resolution of the explanatory data that can be connected to the observed records. In turn, the ability to extrapolate the findings and trends to larger areas depends on the geographical extent these explanatory variables are available on. Many insects can disperse over relatively large areas and will often be affected to a similar degree by an entire landscape, spanning several kilometers, as by the local environment. A monitoring scheme should register relevant local conditions, but this can be challenging on a landscape scale. We have been asked to evaluate if the project could be used to collect data for the Nature in Norway (NiN), and national forest survey (Landsskogstaksering). Both tasks appear to be practically feasible, but would require added costs to the program. The data itself could be of some value as explanatory variables, but such data is probably of greater use on a larger spatial scale. The availability of such data on a national scale would have great value as explanatory variables for a national insect monitoring scheme. This is also true for data on the state and management of agricultural areas. Detailed data on agricultural management: e.g. cultivation, grazing, herbicide and pesticide use, linear elements, nonarable outcrops, and the state of semi-natural grasslands are valuable explanatory variables of local insect occurrences, but are challenging to survey for a monitoring program specialized on insects. The availability of high-resolution national data on habitat use are therefore important components of a national insect monitoring program, but not data that the program can be expected to gather by itself.

Cost and benefits

The proposed plan will substantially increase our knowledge of the state of insects in Norway, and will facilitate early detection of changes in insect densities, as well as identify relevant causal factors. Without such an effort, the large knowledge gaps of today will persist. The cost of the proposed design is estimated at approximately 20 million NOK per year. The estimated costs are out of necessity preliminary, but are based on our experiences to date. It is likely that the costs associated with metabarcoding will continue to decrease and leading to future cost reductions. About 60% of the costs are nevertheless tied to personnel costs associated with trap maintenance, and it is possible that this could be reduced by emptying the traps less frequently. Our preliminary results indicate that the traps could be emptied every fourth week, and also that propylene-glycol preserves the quality of the DNA better than was previously thought. However, the quality of the samples should be evaluated above and beyond what we have been able to do in this short pilot project. A further testing of this could preferably be done in cooperation with an ongoing pilot project on insect monitoring in hollow oaks during 2020. Another possibility to reduce costs is to employ citizen scientists or NGOs to maintain the traps, but we consider the logistical network needed for such a network to be challenging, and it is uncertain if this would reduce maintenance costs, compared to a small crew of specifically tasked people. If considerable cost-reduction measures should appear, we recommend to use the excess funds to expand the monitoring to mountain habitats.

Storage of the DNA-sequences from the catches is practically attainable and should be prioritized within the monitoring program. Long-time storage of all the collected material from the traps would in addition create great value for taxonomist and assure a high-quality time-series that is not contingent on the development of metabarcoding technology. However, this must in all probability seek funding outside of this project, since Norwegian natural science museums currently lack adequate storage facilities of the required scale. We have accounted for the running costs associated with storage in the program, but we currently lack capacity to store the number of samples that would accrue after 2-3 years. We emphasize that we have not included the costs associated with building long term storage facility in the project budget. As an alternative to long-term storage, one could employ a circulating short-term storage. A short-term storage of the previous few years' samples would allow time to return to the samples to validate unexpected identifications and to barcode species that are not present in the genetic databases. Such a storage solution would be possible to implement given the current facilities, but we have yet to test this in practice.

The economic benefit of a monitoring program is first and foremost to develop the capacity to detect larger changes in the insect fauna. A thorough monitoring program is a first step towards being capable of employing countermeasures for declining insect populations before it is too late. Our analyses indicate it may be social-economically profitable to establish an insect monitoring program. To gain maximum benefit from such a program, one must nevertheless be confident that the monitoring and associated data will allow implementation of measures earlier than would have otherwise been the case and in such a way that the benefits of the measure actually manifest.

We have considered several potential monitoring options, each with their own associated costs and potential benefits. The extent to which the sampling design affects the level of knowledge is largely uncertain in terms of identified time trends and causal mechanisms. It is also uncertain to what extent the level of knowledge will affect any measures that are later taken. This uncertainty prevents us from concluding which survey scheme is the most socially economically profitable.

The benefit of expanding the program to include additional habitat types, or to increase the density of the sampling scheme so that one is able to discern different temporal trends between counties or municipalities, will depend on the extent to which the status of insects differs between these habitat types or areas. In other words, the more generalizable the findings are, the less benefit will be gained through additional sampling, since you will only find more of the same. The optimal level of sampling is difficult to ascertain, but the general principle is that of diminishing

returns as more habitat types or areas are added. From these general considerations, it appears that for the programs that seek to estimate separate temporal trends for a few habitat types (forest and agricultural areas, as suggested here) on a national scale, using metabarcoding is the most cost-effective. These programs are calculated to cost approximately 10 or 20 million NOK per year, for a statistical power of 60 and 80%, respectively. The break-even analysis and the value estimation of what the mitigating measures might cost, indicates that the value of such monitoring programs could be greater than the costs. Again, this evaluation is based upon the assumption that mitigating measures are actually taken to prevent undesirable outcomes.

The road ahead

It is not possible at this time to pin down all aspects of a future monitoring program. A project of this scope and depth will undoubtedly be affected by lessons learnt along the way. It will also be practically challenging to start a monitoring scheme that covers the entire country from day one. Both the field and the lab work in such a monitoring program are logistically demanding, to the extent that all potential institutions in Norway would require some time to develop the capacity to tackle this task at a national scale.

We therefore recommend that monitoring starts in a smaller region, for example in one of the five regional subdivisions of Norway, in order to establish an efficient field and laboratory routine that is capable of processing samples at higher throughput. It is reasonable to use several traps per monitoring location during this stage; this will enable us to experimentally compare the duration of trap-nights, with regard to possible degradation of DNA. In addition, we further estimate that several years of operation time is needed to gather the data required for a power analysis of the sampling design. A custom power calculation could lead to new recommendations of the number of traps needed per location, or the number of locations needed per habitat type. We therefore suggest that the monitoring scheme is evaluated after approximately 5 years, or after a **phase 1** of operations. While scaling up to a larger area could be done during this phase, there is potential for changes in the design, contingent on the experiences made during this period. After this phase, the monitoring scheme should be able to enter a more routine **phase 2**, following a set protocol.

Jens Åström, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Tone Birkemoe, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås.
Sondre Dahle, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Marie Davey, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Torbjørn Ekrem, NTNU University museum, NTNU, 7491 Trondheim.
Anders Endrestøl, NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.
Frode Fossøy, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Øyvind Nystad Handberg, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.
Oddvar Hanssen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Kristin Magnussen, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.
Markus Antti Mikael Majaneva, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Ståle Navrud, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.
Arnstein Staverløkk, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU/MINA, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås.
Frode Ødegaard, NTNU University Museum, NTNU, 7491 Trondheim.

Innhold

1 Innledning	17
2 Pilotforsøk	19
2.1.1 Design.....	19
2.2 Innsamling av insekter.....	21
2.3 Grovsortering og veiing av insekter.....	23
2.4 Genetiske analyser.....	24
2.4.1 Ekstraksjon av DNA.....	24
2.4.2 DNA-metastrekkoding.....	25
2.4.3 Bioinformatiske analyser.....	25
3 Statistiske analyser	27
3.1 Samsvar mellom biomasse og artsantall.....	27
3.2 Forskjeller mellom felletyper og tømingsintervall.....	27
3.3 Forekomst – deteksjonsmodell på artsnivå.....	27
4 Resultater	29
4.1 Biomasse og samsvar med artsantall.....	29
4.2 Resultater fra DNA-analyser.....	31
4.2.1 Sammenligning av etanolfiltrat, homogenisering og lysering med morfologisk artsbestemmelse.....	31
4.2.2 Modellering av felletyper, konserveringsvæske og tømingsintervall.....	35
4.2.3 Diskusjon av DNA-metastrekkoding og morfologiske analyser.....	37
4.2.4 Diskusjon av COI-referansedatabasen og norsk artsliste.....	39
4.3 Fangstdata på artsnivå.....	39
4.4 Deteksjon av DNA i lyserte og homogeniserte prøver – Blomsterfluer som eksempel.....	43
4.4.1 Konsekvenser for total evne til å oppdage arter.....	47
4.4.2 Forekomst og deteksjon på artsnivå.....	48
4.5 Deteksjon av arter gjennom ulike metoder – biller som eksempel.....	51
4.6 Forskjeller i artssamfunn mellom lokaliteter, tidspunkter og felletyper.....	52
5 Fenologi og tømingsintervall	55
6 Forklaringsvariabler	57
6.1 Feltvariabler.....	57
6.2 Digital datainnhenting.....	58
7 Design av overvåkingsopplegg	60
7.1 Ambisjonsnivå for overvåking og konsekvenser for datakvalitet.....	60
7.2 Omfang og regional inndeling.....	62
7.3 Tidsplan og oppskalering av overvåking.....	62
8 Ruteutvalg og samlokalisering	63
8.1 Samlokalisering.....	63
8.2 Arealrepresentativ Naturovervåking - ANO.....	63
8.3 Geografisk fordeling og sammensetning av undersøkelsesflater.....	65
9 Validering av funn og lagring	70
10 Erfaringer og konklusjoner fra pilotforsøket i 2019	71
11 Budsjettberegninger og nytte-kostnadsvurderinger av insektovervåking	73
11.1 Innledning.....	73
11.2 Metode og gjennomføring av nyttekostnadsanalysen.....	73

11.2.1 Presiseringer og avgrensinger.....	75
11.2.2 Nærmere om fremgangsmåten i en break-even-analyse.....	75
11.3 Beregning av kostnader.....	77
11.3.1 Kostnadsposter.....	77
11.3.2 Budsjettmessige kostnader ved aktuelle alternativer.....	78
11.3.3 Samfunnsøkonomiske kostnader ved ulike alternativer.....	81
11.3.4 Sammenligning med kostnader ved det svenske malaiseprosjektet.....	83
11.4 Vurdering og beregning av samfunnets nytte av insektovervåking.....	84
11.4.1 Kategorisering av nyttevirksomheter.....	84
11.4.2 Hva er forventet nytte av (mer) informasjon fra overvåking?.....	86
11.4.3 Potensielle nyttevirksomheter av insektovervåking knyttet til bedre/tidligere tiltak.....	87
11.5 Aktuelle studier for vurdering av nytteverdien av insektovervåking.....	89
11.5.1 Illustrasjoner av nyttevirksomheter.....	90
11.5.2 Illustrasjon 1: Verdien av pollinering i norsk jord-, hage-, frukt- og bærproduksjon	90
11.5.3 Illustrasjon 2: Tiltakskostnader for å ivareta truede insektarter.....	91
11.5.4 Illustrasjon 3: Kostnader til tysk overvåkingssystem for insekter.....	92
11.6 Sammenligning av nytte og kostnader.....	93
11.6.1 Hvor stor må nytten av tiltakene være for at de skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme?.....	93
11.6.2 Er tiltak for insektovervåking samfunnsøkonomisk lønnsomt?.....	94
Referanser.....	96
Vedlegg I. Biomasse og antall individer fra pilotforsøket i 2019.	
Vedlegg II. Kostnadsberegninger av ulike programmer for insektovervåking.	

Forord

Dette arbeid har blitt gjort med blandede følelser. På den ene siden er det en glede å ta de første stegene mot en insektovervåking i Norge, noe som er svært etterlengtet og som vil fylle store kunnskapshull. Det er også en glede å se at vi nå begynner nærme oss ett opplegg som er praktisk gjennomførbart også på stor skala, og som vil kunne lage detaljerte tidsserier av insektforekomster med stor bredde og dybde. På den andre siden finnes det også en uro om at det allerede har skjedd store forandringer, og at vi kommer for seint på banen for å kunne dokumentere mye av dem. Et overvåkingsprogram risikerer også at bare dokumentere fremtida tap, uten at vi klarer å stanse en negativ utvikling. Men uansett hva som skjer er det for meg åpenbart at vi må danne oss et bedre kunnskapsgrunnlag for fremtiden, slik at vi har mulighet å bedre vurdere situasjonen for å finne ut hva vi bør gjøre.

Det er mange aspekter å behandle for et stort og nytt overvåkingsprogram for insekter. Vi klarer ikke å vurdere alt, hverken i denne eller tidligere års rapport. I år har det vært en god del nybruddsarbeid, ikke minst med DNA-teknologien, og vi har vært nødt til å revurdere og å gjenta en del analyser. Til sist har vi fått resultater som er lovende, men veien dit viser på utfordringene med en prosess der flere tekniske valg kan få store konsekvenser. Vi håper miljøforvaltningen fortsetter å drive denne prosessen videre mot en landsdekkende overvåking, selv om man må gjennom en del svinger på veien. Vi takker for god dialog med Miljødirektoratet i dess rolle som oppdragsgiver unner arbeidet.

Trondheim, 13.03.2019
Jens Åström
Prosjektleder

1 Innledning

Det er en stadig økende oppmerksomhet rundt tilbakegangen av insekter. Etter den første tyske artikkelen i 2017 som viste 75% reduksjon i biomasse av flyvende insekter (Hallmann m.fl. 2017) og en lignende tidsserieanalyser av insektreduksjon fra tropisk skog (Lister & Garcia 2018), kom det i fjor også en oversiktsartikkel som sammenstilte de viktigste årsakene til nedgangen (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Her framheves spesielt arealbruk og intensiv drift i jordbrukslandskapet.

Høsten 2019 kom også en ny tysk studie, publisert i prestisjetunge Nature. Den rapporterte resultater av en tiårig studie fra 150 enger og 140 skogområder i Tyskland (Seibold m.fl. 2019). Her brukes dels biomasse av samlet fangst (samlet vha håving i engene og vindusfeller i skogen), og dels individtall og artsrikdom i et subsett av de virvelløse dyrene som ble fanget. Resultatene var på linje med tidligere tyske funn: Biomassen ble redusert med henholdsvis 67 og 41 prosent på disse ti årene. Det ble 78 prosent færre insekter i engene i perioden, og i både enger og skoger forsvant i snitt en tredjedel av artene i løpet av perioden. Det er likevel på sin plass å påpeke at enkeltår kan gi betydelig utslag i korte tidsserier, spesielt for insekter som har store populasjonssvingninger, slik at det er nødvendig å følge utviklingen over lenger tid for å bekrefte dette mønsteret.

I Arktis peker nye studier på at flere arter viser nedadgående trender, etter samme mønster som i tempererte regioner (Gillespie m.fl. 2019, Loboda m.fl. 2018). De dramatiske endringene i klima trekkes fram som en vesentlig driver. Forskerne framhever at det er behov for lange tidsserier for å fastslå omfang og effekter av disse trendene.

En ny britisk studie så på et stort utvalg pollinerende insekter og fant nedgang blant mange av disse artene fra 1980 til 2013 (Powney m.fl. 2019). Denne nedgangen kommer på toppen av nedgang før 1980, vist i andre studier. Habitatendring, klimaendring og sprøytemidler trekkes fram som sannsynlige årsaker. Studien peker også på at det nytter å sette inn tiltak: For de vanligste pollinerende insektene i jordbruket finner de en svak framgang, som de mener kan være koblet til nye insektbevarende tiltak i jordbruket. Men, som de påpeker, mangelen på data fra en standardisert overvåking begrenser muligheten for å tolke og forstå denne sammenhengen.

En økende strøm av enkeltstudier bekrefter altså samme type trender. Ikke alle arter går tilbake – noen går også fram, gjerne allerede vanlige arter - og vi vet ikke om trenden er global, all den tid vi kun har enkeltstudier fra noen land. Men det er liten tvil om at insektsamfunnene er i endring, og at dette kan ha drastiske effekter på vår matproduksjon og en lang rekke naturgoder vi mennesker behøver, samt andre arter. For å trekke fram kun ett eksempel på det siste: En ny studie av fugl i Europa viser at insektetende fugl, særlig spesialistene, går mer tilbake mer enn andre fugl i Europas jordbrukslandskap (Bowler m.fl. 2019).

For å forstå hva som skjer må vi ha bedre kunnskap, og da er systematisk overvåking maktpåliggende. En ny oversiktstudie i velrennomerte *Annual Review of Entomology* oppsummerer status for verdens insekter (Wagner 2020). Den konkluderer: «Because the geographic extent and magnitude of insect declines are largely unknown, there is an urgent need for monitoring efforts, especially across ecological gradients, which will help to identify important causal factors in declines».

Det er ingen grunn til å skape inntrykk av at insektovervåking er en enkel jobb. Å følge en hyperdivers gruppe av små, kortlevde og dårlig kjente arter, dels med kryptisk leveste, over tid er både svært komplisert og meget ressurskrevende. En fersk artikkel som beskriver det svenske malaisefelle-prosjektet (Karlsson m.fl. 2020) kan illustrere poenget: Her samlet forskerne insekter i 3 år, i 55 lokaliteter over hele Sverige. 15 år og snaut 30 millioner svenske kroner senere er de i mål med å artsbestemme ca 1% av de om lag 20 millioner individer som er samlet inn. Av de 4 000 artene som er påvist så langt, er en tredjedel nye for Sverige, og nesten 700 av dem

er nye for vitenskapen. Dette viser at vi har en desperat kunnskapsmangel når det gjelder vår insektfauna.

En gruppe entomologer fra flere land lanserte nylig et veikart for insektbevaring (Harvey m.fl. 2020). Her lanserer de en rekke tiltak, både umiddelbare, 'no-regret'-tiltak (altså tiltak som vil ha positiv effekt på biomangfold og økosystemfunksjon uansett om de detaljerte effektene på insektpopulasjoner ennå ikke er kjent) og mer langsiktige virkemidler. Igjen fremheves behovet for å starte kunnskapsinnhenting som ett av flere sentrale tiltak: «To better understand changes in insect abundance and diversity, research should aim to prioritize the following areas: (...) initiating long-term studies comparing insect abundance and diversity in different habitats and ecosystems along a management-intensity gradient and at the intersection of agricultural and natural habitats...».

Behovet for en systematisk insektovervåking er med andre ord en unison konklusjon i all nyere forskning på feltet. Arbeidet med å overvåke insektpopulasjoner må være langsiktig, og det er ingen tvil om at det er både krevende og dyrt. Likevel kan det på sikt vise seg å være langt dyrere å overse denne grunnleggende viktige dyregruppen.

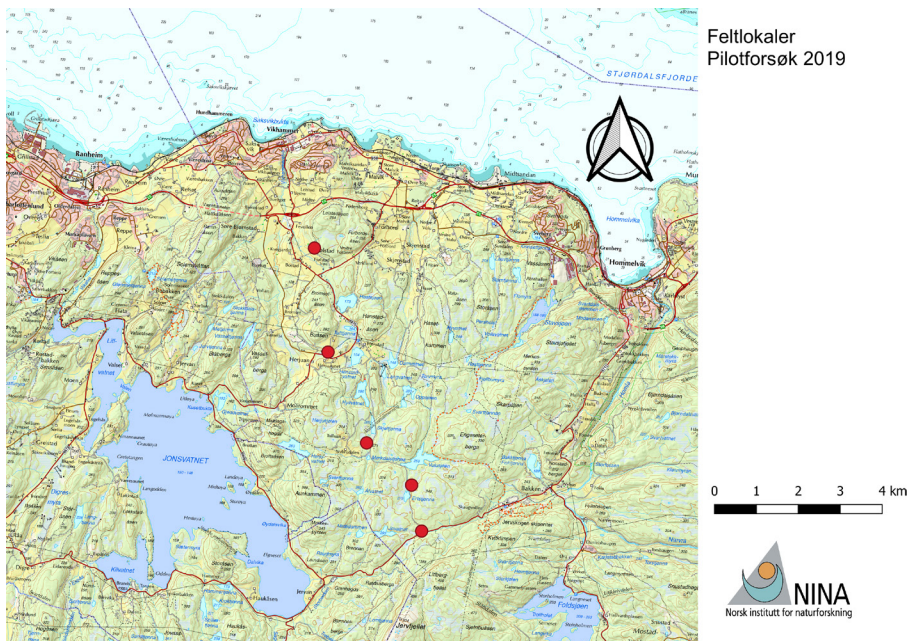
2 Pilotforsøk

Sommeren 2019 ble det gjennomført et mindre pilotforsøk med innsamling av insekter i Malvik kommune i Trøndelag. Formålet med forsøket var å svare på noen sentrale praktiske spørsmål for en fremtidig overvåking i større skala:

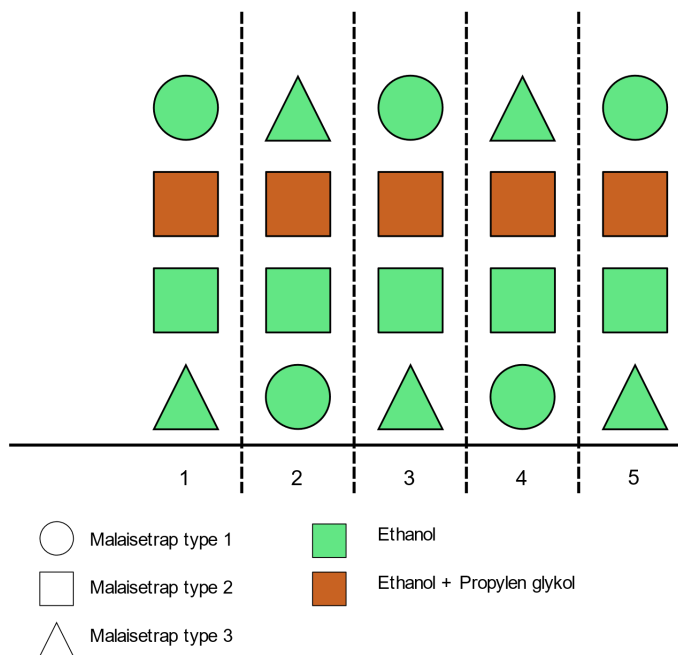
1. Hvor stor er variasjonen i insektforekomster mellom lignende lokaliteter? Dette har betydning for antallet lokaliteter som bør inventeres for å få et representativt estimat for en region eller økosystem.
2. Hvor stor er variasjonen mellom lignende feller innen samme lokalitet? Dette har betydning for hvor mange feller som trengs for å få ett representativt estimat for en lokalitet.
3. Hvilke fabrikat av feller er best egnet?
4. Hvilke konserveringsvæsker passer mht. fangstmengde og DNA-ekstraksjon? Her kan man forvente seg en trade-off mellom DNA-ekstraksjonsevne og risiko for uttørking eller utblanding med vann.
5. Hvilke tømmingsfrekvenser er best mht. fangstmengde og konservering av insektene?
6. Hvilke sorteringsnivåer er gjennomførbare på lab?
7. Hvilke DNA-ekstraksjonsteknikker er passende mht. effektivitet og bevaring av prøver?

2.1.1 Design

De budsjettmessige og tidsmessige rammene satte begrensinger for omfanget på pilotforsøket, og fremgangsmåten er et resultat av en rekke prioriteringer. I første omgang begrenset vi forsøket til fem lokaliteter innenfor et ganske lite område i relativt homogen natur. Vi valgte lokaliteter med en høy andel skogsmark, i Malvikmarka i Trøndelag (**Figur 1**), der tre av lokalitetene lå helt i skogsmark, hvorav to var preget av granskog med hogstfelt og den en lå i eldre furuskog, mens de to andre hadde betydelig innslag av gressmark. På hver lokalitet plasserte vi fire Malaisefeller på rekke. Denne felletypen fanger et bredt spekter av insekter, men med vekt på tovinger og veps. Malaisefellene som ble brukt var Bugdorm med sort stoff og hvitt tak fra Taiwan og Watkins med svart stoff og enten hvitt eller sort tak fra Storbritannia. Tre av fire feller på hver lokalitet var fylt med 96% etanol, mens en inneholdt en blanding av 70% propylenglykol og 30% blanding av 70% etanol. På den måten testet vi på hver lokalitet to fabrikater, to farger og to konserveringsvæsker i Malaisefellene (**Figur 2**). Malaisefellene var satt opp med to sammenkoblede plastflasker, der den nedre samlet opp materialet og var tildekket med aluminiumsfolie for å beskytte innholdet fra solstråling (**Figur 4**). På de tre lokalitetene i skogsmark plasserte vi i tillegg fire vindusfeller, som er spesielt egnet for å fange biller (**Figur 3**).



Figur 1. Plassering av prøvelokaliteter for pilotforsøket i 2019. Lokalitetene benevnes A-E fra nord til sydlig retning, der A: Fjølstad, B: Buåsen, C: Skjeltsjønnbekken, D: Erststjønna, og E: Jovatnet.



Figur 2. Skjematisk representasjon av feltoppsettet i pilotforsøket 2019. De ulike symbolene viser 3 typer av feller, som ble delvis randomisert i rekkefølge over de 5 prøvelokalitetene. Fargene angir ulike konserveringsvæsker, som ble plassert i midten av rekken for å oppnå så like forhold som mulig. Malaisefelle type 1 (sirkel) var av Taiwansk fabrikk (Bugdorm) med svart netting nederst og hvitt tak. Malaisefelle type 2 (firkant) var av Britisk fabrikk (Watkins) med helt svart netting, og Malaisefelle 3 (trekant) var av Britisk fabrikk (Watkins) med svart netting nederst og hvitt tak. Fellene med etanol inneholdt 96 % ren etanol. Fellene med Propylenglykol inneholdt en blanding av 70 % propylenglykol og resten med 70 % etanol.

2.2 Innsamling av insekter

Totalt tre fellelømminger ble gjennomført i perioden 03.06.2019 – 05.08.2019 der den første og den tredje ble brukt i etterfølgende genetiske identifiseringer. Den første innsamlingsrunden foregikk mellom 3/6 – 17/6, den andre fra 17/6 – 8/7 og den tredje innsamlingen foregikk mellom 8/7 – 5/8. De tre periodene foregikk dermed over respektive ca. 2, 3 og 4 uker. Prøvene fra Malaisefellene ble etterfylt med 96% etanol og plassert i kjøleskap fram til videre analyser.

På to lokaliteter hadde beitedyr helt eller delvis rasert fellene ved noen lømminger. De påvirkete fellene ble ikke tatt med i analysene. Erfaringene viser at fellene i fremtiden bør sikres mot påvirkning og stages opp godt slikt at de beholder stramheten i stoffet. På bakgrunn av resultatene av forskjeller mellom felletyper (se nedenfor) er det trolig at fellefangstene vil påvirkes av fasjonen på fellene og at det er viktig å stramme opp alle godt for å unngå å innføre tilfeldig variasjon i fellefangstene. Forøvrig fungerte Malaisefellene godt. Vi opplevde generelt lav fordampning av etanolen i Malaisefellene, noe som kan begrunnes med god innpakking med aluminiumsfolie. Vi noterer også at værforholdene var relativt kalde under sommeren 2019 og at fordampning dermed kan være en større utfordring ved andre tidspunkter.

Vindusfellene viste seg, på tross av modifiseringer, å håndtere regnet dårlig og oppsamlingsflaskene ble fylt opp med vann. Kvaliteten på insektene ble dermed vurdert til å være for dårlige for å gå videre med nærmere identifisering. Ved bruk av vindusfeller er det derfor viktig å ta i bruk en konstruksjon som kan motstå kraftig regn over lengre perioder. Vi har gode erfaringer med vindusfeller påsatt en egen vannavledningsmodul fra tidligere og det bør derfor være mulig å finne en konstruksjon som vil fungere i en framtidig overvåking. En framtidig vindusfelle bør ha tak og en vannavledningsmodul. NMBU er i skrivende stund i ferd med å utvikle slike feller i forbindelse med et utviklingsprosjekt på insektovervåking i hule eiker.



Figur 3. Oppsett av Malaise- og vindusfeller på lokalitet B, Buåsen.



Figur 4. Nærbilde av innsamlingsbeholder til Malaisefeller. Aluminiumsfolie brukes for at minke fordamping og forhindre nedbrytning av DNA fra sollys.

Sammenfatningen i **Tabell 1** over analysene av fellefangstene viser utfordringene ved å arbeide med insekter. Det er lett å samle inn fangster, men det er krevende å prosessere dem etterpå. Gitt budsjetttrammene for prosjektet og tidligere erfaringer fra vannlevende insekter prioriterte vi å gjennomføre DNA-metastrekkoding av fangstene fra andre og tredje felletømming ved å analysere etanolen fra fellene. Vi tester dermed tømmingsintervall på 2 og 4 uker. I tillegg gjennomførte vi en manuell identifisering basert på morfologi av billene og et utvalg av veps i fellene fra lokalitet D. Funnene fra metastrekkoding fra etanolen kunne dermed sammenlignes for et utvalg av i artene i totalt åtte feller fra samme lokalitet fordelt på to innsamlingsperioder. Basert på erfaringene fra disse analysene gjennomførte vi så en ytterligere uttesting av metodikken til metastrekkoding ved å knuse fangstene fra lokalitet D fra innsamlingsperiode 1 og 3, og gjennomførte lysering, fulgt av metastrekkoding av nye prøver fra lokalitet B og D, fra innsamlingsperiode 2.

Som et resultat av den sammenligningen gjennomførte vi til sist en tredje DNA-analyse, med lysering og metastrekkoding av de resterende prøvene fra innsamlingsperiode 1 og 3. Vi får dermed et fullt datasett fra en forbedret DNA-metodikk som kan sammenlignes med resultatene fra etanolen. Se nedenfor for en mer detaljert beskrivelse av metodikken til metastrekkodingen (**Seksjon 2.4**).

Tabell 1. Oversikt over felletømmingene i pilotforsøket i 2019.

Lokalitet (Fra nord til syd)	Periode		
	1: 2 uker (2019-06-03 - 2019-06-17)	2: 3 uker (2019-06-17 - 2019-07-08)	3: 4 uker (2019-07-08 - 2019-08-05)
A (Fjølstad)	DNA - Etanol		DNA - Etanol
	DNA - Lysering		DNA - Lysering
B (Buåsen)	DNA - Etanol	Morfologi	DNA - Etanol
	DNA - Lysering	DNA - Lysering	DNA - Lysering
C (Skjeltskjønnbekken)	DNA - Etanol		DNA - Etanol
	DNA - Lysering		DNA - Lysering
D (Ertsjøna)	DNA - Etanol		DNA - Etanol
	Morfologi	Morfologi	Morfologi
	DNA-Knusing	DNA - Lysering	DNA-Knusing
E (Ø for Jovatnet)	DNA - Etanol		DNA - Etanol
	DNA - Lysering		DNA - Lysering

2.3 Grovsortering og veing av insekter

Alle felleprøvene gjennomgikk først siling gjennom en 0.3 mm filterduk for å skille insektene fra etanolen og for å måle våtvekt av felle materialet, ved en metode basert på Hallman m.fl. (2017) (**Figur 5**). En manuell grov taksonomisk sortering ble deretter gjennomført, der insektene ble delt inn i grupper som tilsvarer omtrent ordensnivå, med unntak av tovinger (Diptera) som inngikk i en restfraksjon. Denne fraksjonen inneholdt foruten tovinger også små individer fra andre grupper, først og fremst veps (Hymenoptera). Grovsorteringen kan fortsette videre, slik at restfraksjonen blir mindre, noe som må til hvis man skal kunne finne størst antall arter manuelt. Med tanke på hensikten med denne studien og budsjettet så valgte vi å stoppe på dette nivået. En oversikt over de ulike gruppene med antall individer og biomasse vises i **Vedlegg I**. Som en kvalitetskontroll på deteksjonsevnen til metastrekkodingen ble også billene og et utvalg av vepsene (Hymenoptera) identifisert til art for de åtte prøvene tidligere nevnt. Senere ble samme prosedyre gjennomført for ytterligere 8 fellefangster fra to lokaliteter fra innsamlingsperiode 2 (se **Tabell 1** for oversikt).



Figur 5. Siling av en prøve før veiing av biomasse og DNA-ekstraksjon på etanolen.

2.4 Genetiske analyser

2.4.1 Ekstraksjon av DNA

2.4.1.1 Filtret etanol

Den silte etanolen fra 40 malaisefeller (tømming 1 med to ukers fangstperiode og tømming 3 med fire ukers fangstperiode) ble videre filtrert gjennom et 0.45 μm cellulose nitrat filter (Nalgene Analytical Test Filter Funnels, ThermoFisher Scientific) ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Microsart e.jet, Sartorius GmbH) oppkopleet til en 3-arms manifold (Pall Corporation). Den filtrerte etanolen ble så forkastet og filtrene ble lagt i et 2 mL Eppendorfrør med 1440 μm ATL-buffer (Qiagen) og 160 μL proteinase-K (Qiagen) som så ble inkubert i varmeskap ved 56°C over natt. DNA ble ekstrahert fra bufferløsningen ved hjelp av et NucleoSpin Plant II Midi kit (Macherey-Nagel) og eluert i 200 μL AE-buffer (Qiagen) mens filtrene ble forkastet.

Ved å kun benytte den filtrerte etanolen fra insektfeller kan vi ta vare på alle insektene i etterkant og dermed kunne bekrefte resultater basert på DNA med morfologiske analyser av taksonomiske eksperter. Analyser basert på filtrert etanol har vist seg å være en god metode for akvatiske insekter (Hajibabaei mfl. 2012, Zizka mfl. 2018).

2.4.1.2 Homogenisering og ikke-destruktiv lysing av insekter

Insektprøvene fra åtte prøver (fra lokaliteten Ertstjønnna, tømming 1 og 3) ble først tørket i varmeskap ved 56°C for å fjerne etanolen. Prøvene ble så frosset i -20°C i seks dager før insektmassen ble homogenisert i en IKA Tube Mill control i 2 min ved 10 000 rpm. Den knuste insektmassen ble så tilsatt 2 mL ATL-buffer (Qiagen) og 1 mL proteinase-K og inkubert i varmeskap over natt ved 56°C.

Insektprøver fra 8 andre prøver (fra lokalitetene Ertstjønnå og Buåsen, tømning 3) ble også først tørket i varmeskap ved 56°C for å fjerne etanolen. Disse prøvene ble lysert umiddelbart og tilsatt 168.3 mL ATL, 1.7 mL prot-K og 1.7 mL DTT, og inkubert over natt med rotering ved 56°C. For både homogenisering og direkte lysing ble det tatt to delprøver på 200 µL og to delprøver på 1000 µL av lysingsmiksen som alle ble ekstrahert med Qiagen Blood & Tissue kit. Totalt ble det altså generert 32 DNA-ekstrakter fra lysing og 32 DNA-ekstrakter fra homogenisering.

Mens homogenisering vil ødelegge alle muligheter for morfologiske analyser av taksonomiske eksperter i etterkant, vil ikke-destruktiv lysing ta vare på de fleste morfologiske karakterer (**Figur 6**). Resultater fra danske forskere har vist at lysing på denne måten kan gi like gode resultater som homogenisering (knusing) av insekter (Nielsen mfl. 2019).



Figur 6. Morfologiske karakterer er relativt intakte etter lysing og vil kunne brukes av taksonomiske eksperter. Foto: Arnstein Staverløkk.

2.4.2 DNA-metastrekkoding

En bit av det mitokondrielle genet COI ble amplifisert ved hjelp av primerne BF3-BR2 (Elbrecht m.fl. 2019) i en standard to-trinns 16S-Illumina protokoll. En første PCR inkluderte primere med «overhang adaptor»-sekvenser, etterfulgt av en andre PCR for å tilsette Illumina-indeks. PCR-produktene ble kvalitetsjekk på en Tape Station (Agilent 4200) og renses med kuler (MAG-BIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR. Til slutt ble prøvene normalisert og slått sammen til et bibliotek for sekvensering på en Illumina MiSeq maskin ved NTNU Genomics Core Facility (GFC) i Trondheim.

2.4.3 Bioinformatiske analyser

Resultatene ble analysert i programmet dada2 (Callahan m.fl. 2016) for å generere ASVer (Amplicon Sequence Variants). Tidligere har man brukt OTUs (Operational Taxonomic Units), som grupperer DNA-sekvenser med en relativ likhet, (ofte satt til 3%, Kopylova m.fl. 2016, Westcott & Schloss 2015), ved bruk av DNA-metastrekkoding-analyser. Slike relative OTUs er helt avhengig av det enkelte datasettet man bruker og tillater i liten grad sammenligning mellom ulike studier i form av metaanalyser. Ved å bruke ASVer kontrollerer man for usikkerheten i DNA-

sekvensen for hver analyse (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfylte DNA-sekvenser (genotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan m.fl. 2017). Flere studier har vist at denne tilnærmingen reduserer antall grupper/arter (OTUs eller ASVs) og ikke minst reduserer risikoen for falske genotyper og dermed feilaktig påvisning av arter som ikke finnes i prøven (Caruso m.fl. 2019, Tsuji m.fl. 2018). I dette studiet har vi benyttet programmet RDP-Classifer (Wang mfl. 2007) og en «trenet referansedatabase», satt sammen av nesten en million COI-sekvenser fra artropoder og chordater (Porter og Hajibabaei 2018) for å tilegne ASVer til arter. Denne metoden gir en raskere og sikrere metode for kobling av DNA-sekvenser mot referansedatabaser enn metodene vi har benyttet i tidligere år, men foreløpig er ikke denne databasen komplett med hensyn til norske arter. Databasen ble utviklet med fokus på Nord-Amerika.

3 Statistiske analyser

De statistiske analysene av dataene består av tre hoveddeler.

3.1 Samsvar mellom biomasse og artsantall

Måling av biomasse er et slags minstenivå av fangstprosessering som kan identifisere forandringer i totalt antall insekter på en grov skala. Kombinert med en grovsortering til ordensnivå kan det identifisere separate trender i forskjellige grupper av insekter. Ulempen er at sorteringen er tidkrevende, at man ikke vet hvilke arter som står for forandringen, og at opp- og nedganger hos forskjellige arter kan maskere hverandre. Grunnprinsippet er likeså at biomassen skal samsvare med mangfoldet i prøvene. Derfor gjennomførte vi en regresjonsanalyse mellom antallet arter som ble funnet gjennom metastrekkoding, og biomassen i de forskjellige grovsorterte gruppene. Disse analysene ble gjennomført med artsmangfoldet som ble funnet via ikke-destruktiv lysering & metastrekkoding.

Analysene av artsantall vs. total biomasse ble gjennomført med lineær regresjon av $\log(\text{artsantall})$ og $\log(\text{våttvekt})$, ligning 2. Det tilsvarer en akkumulasjon av arter ifølge ligning 1, kjent fra art-area forhold, der S er antall arter, c er en konstant som betegner antall arter ved vekt 1, A er våttvekten (A for det vanlige bruket av Area) og z beskriver hvor kjapt antallet arter øker med våttvekten.

$$S = c * A^z \quad \text{Ligning 1.}$$

$$\log(S) = \log(c) - z * \log(A) \quad \text{Ligning 2.}$$

Vi analyserte også samsvaret mellom biomasse og antall individer for de grupper som ble identifisert, veid og telt opp. Antall individer antas å øke lineært med biomasse, og de ble analysert med en lineær regresjon der skjæringspunktet settes til 0, slik at vi har null individer ved null våttvekt. Da forskjellige insektgrupper forventes ha ulik gjennomsnittlig vekt, testet vi muligheten for forskjellige helninger på linjen etter insektgruppe. Modellen ble analysert gjennom rutinen 'lm' i R, versjon 3.6.2. Feilfordelingen ble antatt være normalfordelt, hvilket viste seg å stemme bra etter plott av residualene.

3.2 Forskjeller mellom felletyper og tømmingsintervall

Den totale biomassen og det artsantallet funnet gjennom metastrekkoding ble analysert fra tømmingstilfelle 1 og 3 for alle lokaliteter. Fellene 1-3 i Lokalitet E i tømmingsperiode 3 ble ikke tatt med, da de var delvis rasert av beitedyr, hvilket innebærer at det totale antallet prøver ble 37. Metastrekkodingen ble gjennomført etter ikke-destruktiv lysering for lokaliteter A, B, C, og E, og etter homogenisering av materialet for lokalitet D (**Tabell 1**). I denne analysen blir disse metodene ikke separert, men den eventuelle forskjellen kompenseres for i modellene gjennom at de inneholder lokalitet som tilfeldig faktor. Vi estimerte effekten av fellefabrikant (Bugdorm vs. Watkins), fellefarge (hvit, svart), konserveringsvæske (etanol, propylenglykol + etanol), og tømmingsintervall (2 respektive 4 uker).

Modellene ble analysert gjennom lineær regresjon med rutinen 'lmer' fra pakken 'lme4', versjon 1.1-21 i R, versjon 3.6.2.

3.3 Forekomst – deteksjonsmodell på artsnivå

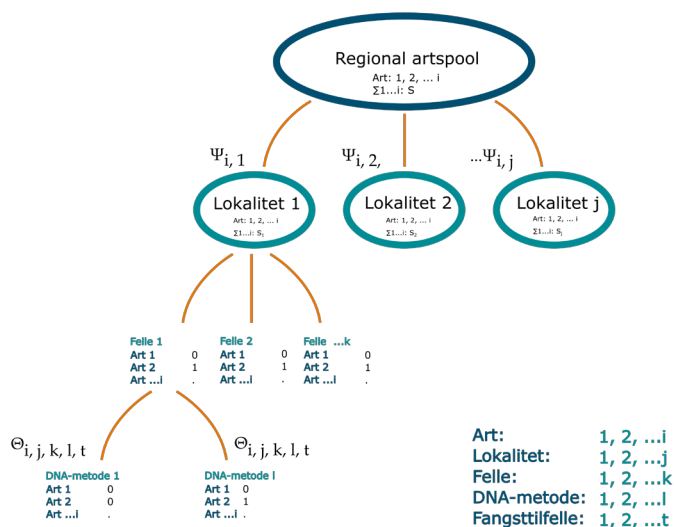
Selv om fellene vi bruker fanger et voldsomt stort antall individer, observeres mange arter kun med noen få individer. Insektforekomster er som regel svært variable, med en lang hale av sjeldne arter som man observerer mer eller mindre tilfeldig. Gjennom å bruke flere feller på hver lokalitet, og samle inn data fra flere lokaliteter relativt nære hverandre, kan man få en oppfatning om hva som skal til for å kartlegge hele insektsamfunnet i en mindre region. Dette kan man gjøre gjennom å estimere artenes sannsynlighet for å forekomme på en gitt lokalitet i et visst tilfelle, og sannsynligheten for å detektere arten hvis den er tilstede.

Prinsippet bak modellen er at artene som forekommer i en region utgjør en samlet artspool der hver art i prinsipp kan være tilstede i hver lokalitet i et gitt tilfelle. I hvert innsamlingsstilfelle har man dermed en lokal artspool som man i prinsippet kan observere i hver felle. Men da ikke alle arter går i hver felle, og vi ikke klarer å identifisere alle arter som fanges, observerer vi ikke hele den lokale artspoolen, og dermed heller ikke hele den regionale artspoolen. Hvis man ikke tar høyde for disse ikke-observerte artene vil man undervurdere det totale mangfoldet på en lokalitet og i en region, og overvurdere sannsynlighetene for forekomst og deteksjon. Vi brukte derfor en såkalt Dorazio/Royle-modell (Dorazio & Royle 2005), der man øker listen av observerte arter i hver felle med et antall ikke-observerte, men antatt forekommende arter. Slik kan man estimere det totale artsantallet ved hver lokalitet, og det totale artsantallet i den regionale artspoolen.

Figur 7 viser modellen skjematisk. Vi antar her at forekomstene ved en lokalitet i forskjellige innsamlingsperioder er uavhengige, det vil si at bare fordi en art var tilstede i én innsamlingsperiode på en gitt lokalitet, trenger den ikke å være tilstede der i en annen innsamlingsperiode. På grunn av at insekter er en så artsrik gruppe er vi nødt til å begrense utvalget av artene vi inkluderer i modellen. Vi kjører derfor modellen separat for utvalgte taksa. I denne rapporten bruker vi gruppen blomsterfluer som eksempelgruppe i en analyse av alle fellene, samt biller i en analyse for fellene fra lokalitet D, som vi har identifisert morfologisk i innsamlingsperiode 1 og 3.

Modellen estimerer disse parameterne:

- Gjennomsnittlig forekomstsannsynlighet for en tilfeldig art i en tilfeldig lokalitet under en innsamlingsperiode (2 uker) (lokalnivå)
- Variasjon i denne forekomstsannsynlighet mellom tilfeldige lokaliteter (lokalnivå)
- Forekomstsannsynlighet for en gjennomsnittlig art for hver undersøkt lokalitet (lokalnivå)
- Gjennomsnittlig deteksjonssannsynlighet for en art i en lokalitet (artsnivå)
- Artsspesifikke variasjoner i forekomst- og deteksjonssannsynlighet (artsnivå)
- Samvariasjon mellom artsspesifikke forekomst- og deteksjonssannsynligheter (artsnivå)
- Estimert antall arter i den regionale artspoolen (regional nivå)
- Estimert antall arter i lokale artspooler (lokalnivå)

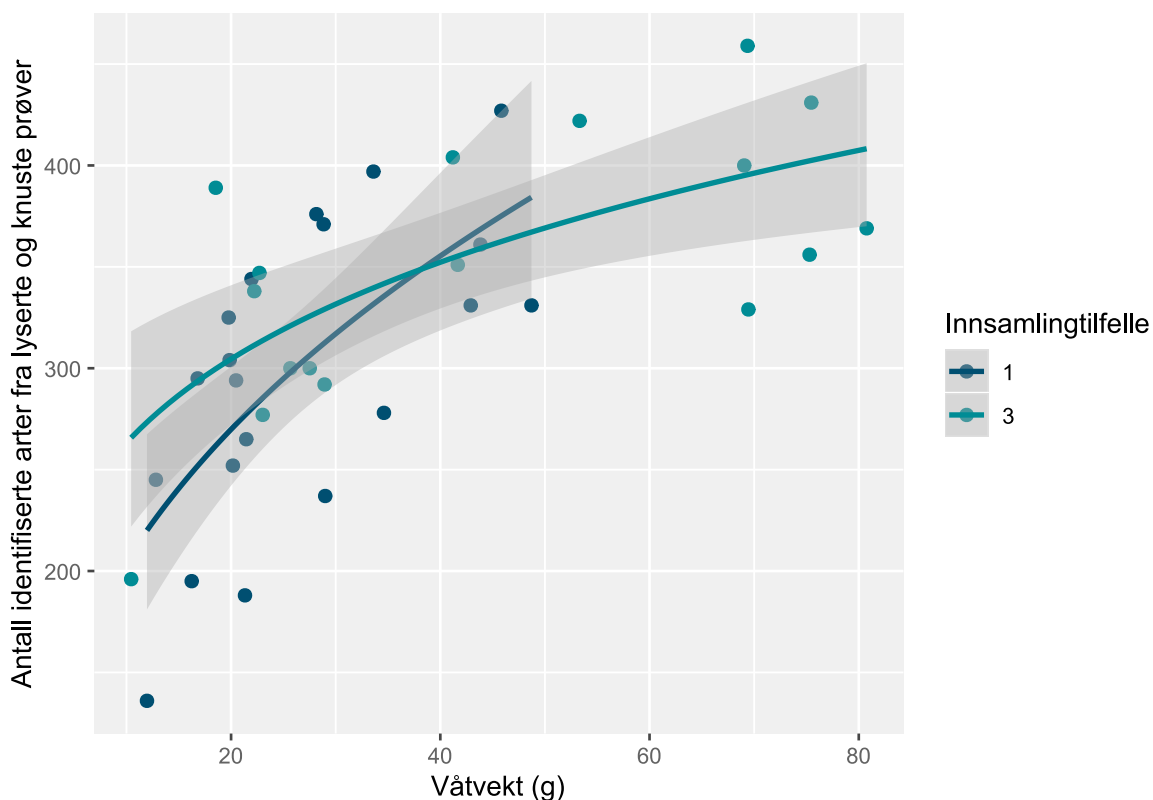


Figur 7. Skjematisk illustrasjon over forekomst-deteksjonsmodellen som ble brukt. Den regionale artspoolen har et totalt artsantall S , som blir estimert fra modellen. Hver art (i) forekommer på en gitt lokalitet (j) ved et samplingstilfelle (t) med en art og lokalitetsspesifikk forekomstsannsynlighet Ψ_{ij} . Hver felle (k) samler fra den lokale forekomsten og insektene identifiseres med metodikk l . Metodikken oppdager de artene som er tilstede i hver lokalitet med sannsynlighet Θ_{ijklt} .

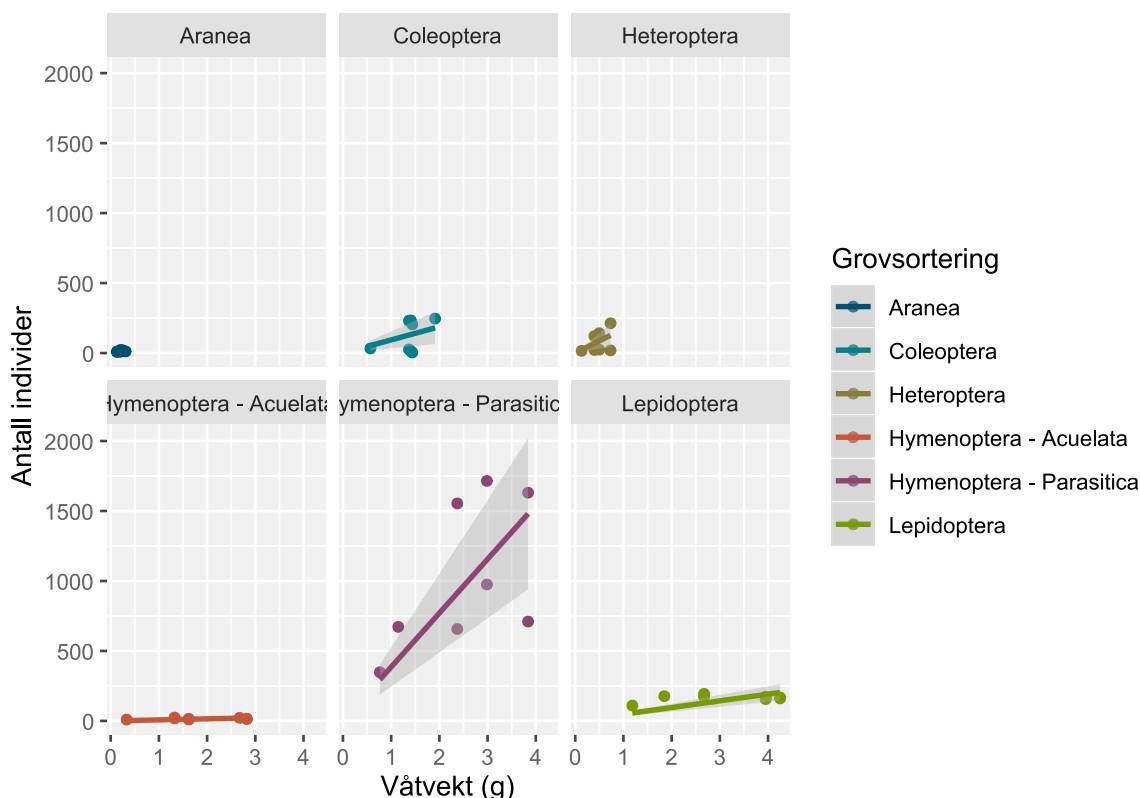
4 Resultater

4.1 Biomasse og samsvar med artsantall

Vi så et tydelig samsvar mellom antall arter som ble funnet i prøvene og den totale (våt-)vekten. Vi antok at antallet arter ville øke asymptotisk, hvilket også så ut å passe dataene bra. Skjæringspunktet ($\log(c)$ i **Ligning 2**) ble estimert til 2.29 (1.08 – 3.50, 95% konf. int.), og stigningen (z i **Ligning 2**) ble estimert til 0.33 (0.22 – 0.45, 95% konf. int.). Dette betyr at antallet arter i prøvene forventes øke med $e^{2.29} * \text{våtvekt (g)}^{0.33}$, og at 1 gram (våtvekt) fellemateriale forventes inneholde i gjennomsnitt $e^{2.29} \approx 10$ arter. Dette begrensede datagrunnlaget tyder også på at forholdet mellom antall arter og biomasse kan variere ganske kraftig, og muligens skille seg mellom innsamlingstilfeller. I **Figur 8** nedenfor er de to ulike innsamlingstilfellene separert med farger. Det ser ut som at stigningen på kurven skiller seg noe mellom de ulike tilfellene, men denne effekten var usikker i den statistiske analysen (t-verdi: -1.76. 95% konf. int. for interaksjonsparameter: -0.49 – 0.03). Selv fra dette begrensede datagrunnlaget ser man at prøver med tilsvarende vekt kan skille seg betydelig i artsantall. Total biomasse virker derfor som et svært usikkert og ufullstendig mål på statusen for insekter.



Figur 8. Samsvar mellom total våtvekt i fellefangstene og antall arter identifisert gjennom metastrekkoding av DNA. Linjen representerer modellen $\text{Antall arter} \sim \text{intercept} * \text{Våtvekt}^{\text{stigning}}$, identifisert gjennom linjer regresjon av $\log(\text{arter}) \sim \log(\text{intercept}) + \text{stigning} * \log(\text{våtvekt})$.



Figur 9. Samsvar mellom antall individer og våtvekt av de forskjellige gruppene som ble grovsortert. Dataene baseres på to tømningstilfeller fra lokalitet D, Ertstjønnna. Alle grupper ble ikke veid på grunn av lave antall (og dermed vekt). Restfraksjonen som inkluderte diptera ble ikke telt opp på grunn av det var et svært stort antall. Linjene i figuren viser individuelle linjerte regresjoner og gjenspeiler ikke eksakt resultatet fra modellen med taxa som interaksjon med våtvekt.

Antallet individer for de enkelte gruppene var ikke uventet avhengig av våtvekten. Analysene viste også at de ulike gruppene hadde ulike helninger på forholdet mellom vekt og antall ($\Delta AICc$: 54.6). Helt enkelt betyr det at de har forskjellig gjennomsnittlig vekt per individ. **Figur 9** viser forholdene for de grupper der vi hadde både vekt og antall individer tilgjengelige. Fra modellen kan man også få fram estimert middels våtvekt per individ for hver gruppe (**Tabell 2**). Dette skiller seg noe fra en ren middsverdi som kan regnes ut fra tabellene i **Vedlegg I**, da ekstreme verdier blir straffet hardere i en regresjon.

Tabell 2. Middels våtvekt for et individ, delt inn etter gruppe. Estimaten kommer fra en lineær regresjon og skiller seg noe fra en ren middsverdi.

Gruppe	Middelvekt (mg)*
Aranae (Edderkopper)	14.8
Coleoptera (Biller)	10.6
Heteroptera (Teger)	5.8
Hym. Acuelata (Broddveps)	133.0
Hym. Parasitica (Parasittveps)	2.6
Lepidoptera (Sommerfugl)	20.9

4.2 Resultater fra DNA-analyser

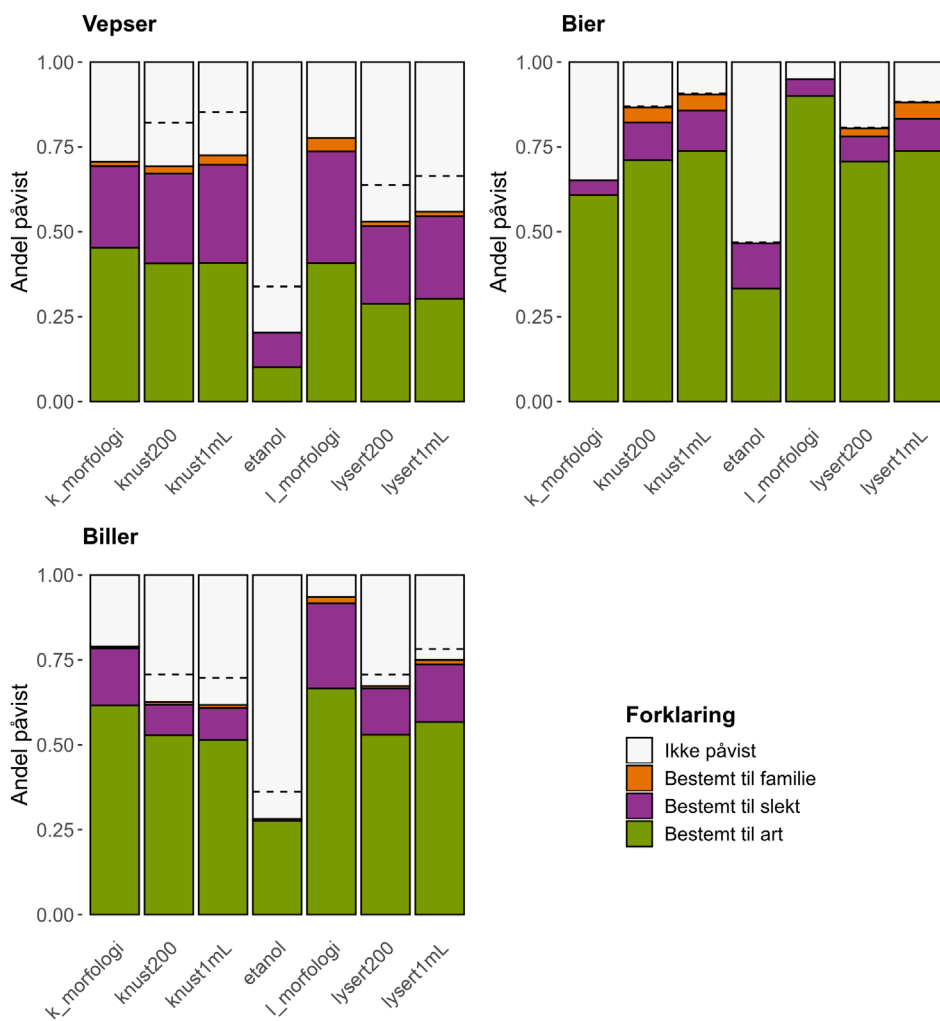
4.2.1 Sammenligning av etanolfiltrat, homogenisering og lysering med morfologisk artsbestemmelse

For åtte av prøvene kunne vi sammenligne artslister basert på taksonomisk ekspertise (morfologi), genetisk analyse av etanolfiltrat (etoh) og homogenisering (knusing) av insekter. For åtte andre prøver kunne vi sammenligne artslister basert på morfologi og ikke-destruktiv lysering av insekter. Kun biller, bier og vepser ble bestemt av taksonomer i dette studiet. Vi ser raskt fra resultatene at ingen av metodene, inkludert morfologi, klarer å påvise samtlige arter i hver prøve (**Figur 10**. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra de samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve. , **Figur 14**). Etanolfiltrat gav det dårligste resultatet med hensyn til artsmangfoldet da metoden kun påviser 20-30% av artene i hver prøve i denne testen, mens både homogenisering og ikke-destruktiv lysering påviste noenlunde det samme artsmangfoldet som taksonomiske eksperter **Figur 10**. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra de samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve. **og Tabell 3**. Oversikt over antall arter påvist med ulike metoder og analysetyper. Øverst finner vi biller, vepser og bier der vi har direkte sammenlignbare data mellom morfologi og DNA-metastrekoding. De tre siste kolonnene viser sammenligning mellom morfologiske analyser og ikke-destruktiv lysering av insektene før DNA-ekstraksjon. De fire kolonnene i midten viser sammenligning mellom morfologiske analyser og homogenisering (knusing) av insektene før DNA-ekstraksjon. For hver analysetype ble det tatt ut to små delprøver (200 µL) og to store delprøver (1 mL) for å sammenligne hvordan prøvevolum påvirker resultatet.). Morfologiske analyser finner en noe høyere andel av forekomster, spesielt for biller, men når man kontrollerer for manglende referansesekvenser i referansebasen vi brukte i denne analysen, ville man kunne finne lignende resultater med de genetiske analysene (se stipla linje i **Figur 10**. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra de samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve.).

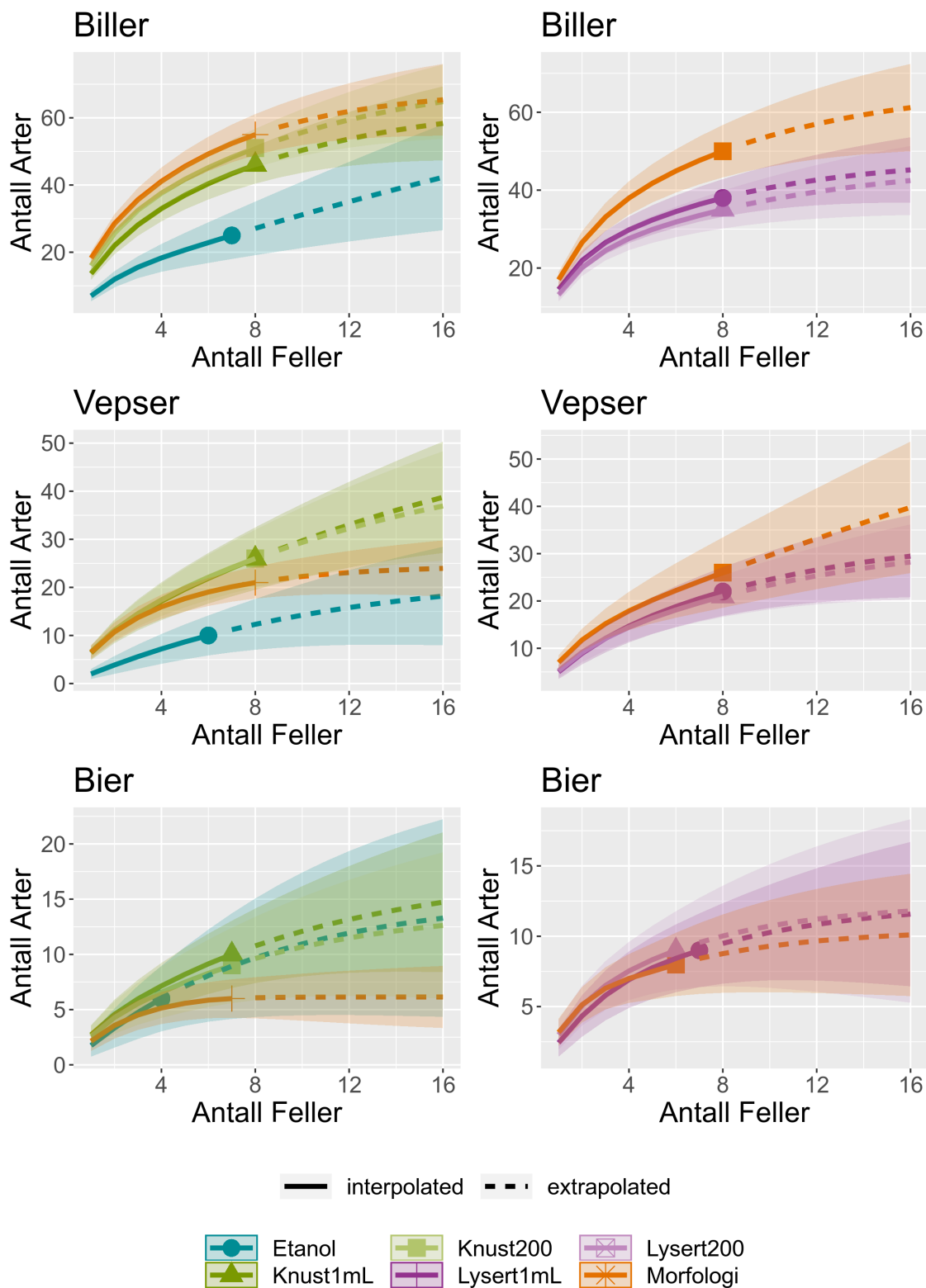
Homogenisering (knusing) av insektene ser ut til å gi et noe bedre resultat relativt til de morfologiske analysene sammenlignet med lysering av insektene. Nå hadde morfologi en mye høyere andel påviste forekomster blant de åtte prøvene som ble lysert sammenlignet med de åtte prøvene som ble knust (**Figur 10**. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra de samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve.).

etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve.). Om dette skyldes faktiske forskjeller eller forskjeller mellom ulike taksonomiske eksperter er vanskelig å bekrefte. Men ulike prøver ble delvis gjennomgått av to ulike eksperter.

For hver av de to analysetypene (knusing/ikke-destruktiv lysering) ble det tatt to små delprøver (200 µL) og to store delprøver (1 mL) for å sammenligne hvordan prøvevolum påvirker resultatet. Prøvevolumet er her avgjørende for hvilken metode vi kan bruke for å ekstrahere DNA. Det større prøvevolumet krever større rør på laben, og medfører en både tidsmessig og kostnadsmessig økning i forhold til det mindre volumet. Resultatet viser at de to prøvevolumene og forskjellige DNA-ekstraksjonsmetodene gir svært like estimater for antall arter (**Figur 10**. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra de samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre feller og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve. , **Tabell 3**. Oversikt over antall arter påvist med ulike metoder og analysetyper. Øverst finner vi biller, vepser og bier der vi har direkte sammenlignbare data mellom morfologi og DNA-metastrekkoding. De tre siste kolonnene viser sammenligning mellom morfologiske analyser og ikke-destruktiv lysering av insektene før DNA-ekstraksjon. De fire kolonnene i midten viser sammenligning mellom morfologiske analyser og homogenisering (knusing) av insektene før DNA-ekstraksjon. For hver analysetype ble det tatt ut to små delprøver (200 µL) og to store delprøver (1 mL) for å sammenligne hvordan prøvevolum påvirker resultatet.), og vi kan derfor konkludere med at små delprøver er tilstrekkelig for å fange artsmangfoldet i malaisefelleprøvene. Et lignende resultat ble også funnet i Danmark, der de også fant liten forskjell mellom ulike prøvevolumer etter ikke-destruktiv lysering (Nielsen mfl. 2019).



Figur 10. Oversikt over andel arter av vepser, bier og biller som ble påvist av hver metode og analysetype. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder og prøver. For hver felle er det summert opp hvilke arter de ulike metodene påviser hver for seg og til sammen. De første 4 kolonnene er fra samme 8 fellene og sammenligner fra venstre morfologi, knusing med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, knusing med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve og DNA-ekstraksjon fra filtrert etanol. De siste 3 kolonnene er fra 8 andre fellene og sammenligner fra venstre morfologi, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 200 µl delprøve, ikke-destruktiv lysering med DNA-ekstraksjon fra 1 mL delprøve.



Figur 11. Akkumulasjonskurver som viser antall arter påvist for biler, vepser og bier for hver metode og analysetype. Den venstre kolonnen viser sammenligning mellom morfologiske analyser og homogenisering (knusing) av insektene før DNA-ekstraksjon. Den høyre kolonnen viser sammenligning mellom morfologiske analyser og ikke-destruktiv lysing av insektene før DNA-ekstraksjon. For hver analysetype ble det tatt ut to små delprøver (200 µL) og to store delprøver (1 mL) for å sammenligne hvordan prøvevolum påvirker resultatet.

Tabell 3. Oversikt over antall arter påvist med ulike metoder og analysetyper. Øverst finner vi biller, vepser og bier der vi har direkte sammenlignbare data mellom morfologi og DNA-metastrekkoding. De tre siste kolonnene viser sammenligning mellom morfologiske analyser og ikke-destruktiv lyserting av insektene før DNA-ekstraksjon. De fire kolonnene i midten viser sammenligning mellom morfologiske analyser og homogenisering (knusing) av insektene før DNA-ekstraksjon. For hver analysetype ble det tatt ut to små delprøver (200 µL) og to store delprøver (1 mL) for å sammenligne hvordan prøvevolum påvirker resultatet.

Klasse	Orden	Morfologi knuste prøver	Knust-200µL	Knust-1mL	Etanolfiltrat	Morfologi lyserte prøver	Lysert-200µL	Lysert-1mL
	Biller	55	53	53	25	51	41	42
	Broddvepser	21	28	27	10	26	24	24
	Bier	6	10	10	6	8	9	9
Arachnida	Araneae	0	13	14	3	0	4	7
Arachnida	Opiliones	0	2	2	0	0	1	1
Arachnida	Sarcoptiformes	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida	Trombidiformes	0	1	2	1	0	2	1
Chilopoda	Lithobiomorpha	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	Entomobryomorpha	0	1	1	2	0	2	2
Collembola	Poduromorpha	0	0	0	2	0	0	0
Collembola	Symphyleona	0	1	0	2	0	2	2
Insecta	Blattodea	0	1	1	1	0	1	1
Insecta	Coleoptera	55	53	53	25	51	39	40
Insecta	Diptera	0	410	406	189	0	489	500
Insecta	Ephemeroptera	0	2	2	4	0	1	1
Insecta	Hemiptera	0	29	30	17	0	23	24
Insecta	Hymenoptera	23	325	328	29	65	314	315
Insecta	Lepidoptera	0	116	116	101	0	120	123
Insecta	Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0
Insecta	Neuroptera	0	10	9	3	0	8	9
Insecta	Odonata	0	0	0	0	0	1	2
Insecta	Plecoptera_Insecta	0	2	2	0	0	0	0
Insecta	Psocoptera	0	5	5	8	0	4	4
Insecta	Raphidioptera	0	1	1	0	0	1	1
Insecta	Thysanoptera	0	0	1	2	0	0	0
Insecta	Trichoptera	0	9	9	2	0	10	10
	SUM	78	981	982	391	116	1022	1043

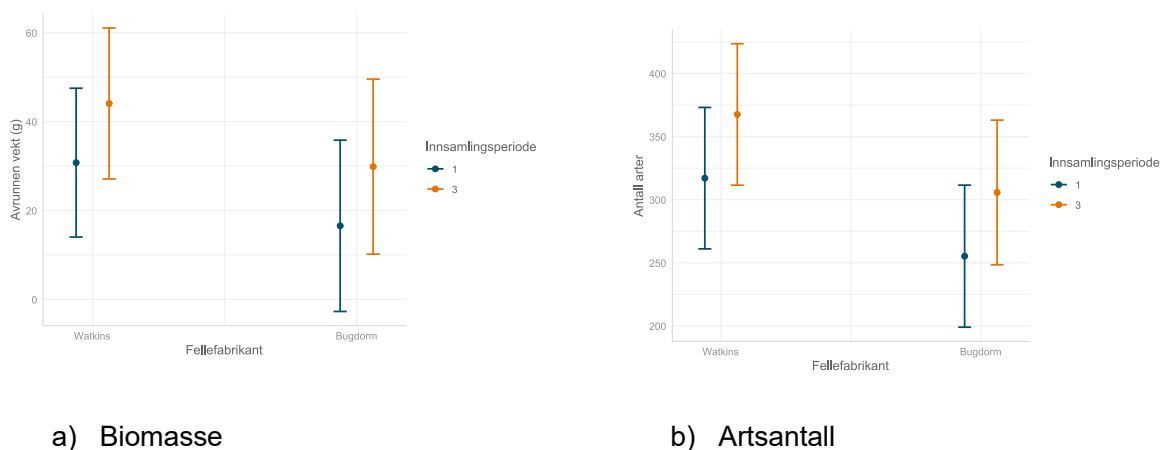
4.2.2 Modellering av felle typer, konserveringsvæske og tømmingsintervall

Modellen på biomasse viser en klar effekt av både fellefabrikant og tømmingsintervall, mens væske og farge ikke viste tegn på en effekt. Fellene fra Bugdorm hadde en estimert 14 gram lavere biomasse enn de britiske (95% konf. int.: -23.5 – -4.9g), hvilket kan sammenlignes med det totale middelveidien på 33.4 gram. Så store forskjeller er oppsiktsvekkende, men er i linje med tidligere anekdotiske observasjoner om mindre fangster i Bugdorm-fellene. Forskjellen kan ikke forklares gjennom rekkefølgen i raden med Malaisefeller, da denne ble randomisert mellom lokalitetene. Den senere perioden med 4 ukers innsamlingsintervall viste ikke uventet en høyere

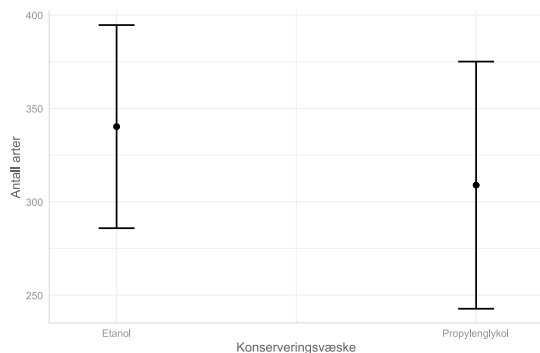
biomasse enn den første tømningen etter 2 uker. Den senere tømningen hadde en estimert høyere biomasse på 13 gram (95% konf. int.: 6.5 – 20.1g), sammenlignet med den første. De estimerte effektene av væske og farge (propylenglykol og hvite felletak) var -0.8 gram (95% konf. int.: -10.2 – 8.7g), respektive -0.2 gram (95% konf. int.: -9.5 – 9.1g).

Artsantallet oppviser de samme mønstrene med en klar effekt av både fellefabrikant og tømingsintervall. Fellene fra Bugdorm ble estimert til å fange i gjennomsnitt 62 færre arter en Watkins (95% konf. int.: -97 – -26). Tømmingsintervallet på 4 uker ble estimert til å fange i gjennomsnitt 25 flere arter enn de på 2 uker (95% konf. int.: 12 – 38). I fellene med propylenglykolblanding fant vi også i gjennomsnitt 31 færre arter, men denne effekten var usikker (95% konf. int.: -68 – 4). I en tidligere analyse som baserte seg på metastrekkoding av den filtrerte konserveringsvæsken var denne effekten mer tydelig med estimert 28 færre arter i fellene med propylenglykol (95% konf. int.: -44 – -11). Men med den metodikken fant vi også bare omtrent halvparten av artene som ble funnet med lysering eller knusing. Det ser derfor ut som at propylenglykol ikke gir like stor mengde DNA som fellene med bare etanol, men at ikke-destruktiv lysering eller knusing delvis kan kompensere for dette. Det er kjent blant annet fra vindusfeller at etanol tiltrekker seg insekter og at disse fellene derfor kan vise større fangster. Noe som taler imot denne forklaringen for Malaisefellene er at forskjellen i biomasse var svært liten mellom fellene med etanol vs. propylenglykol. Hvis etanolen generelt tiltrekker seg flere insekter burde vi sett dette i en forskjell i biomasse. Når dette er sagt kan vi ikke se bort ifra muligheten for at etanolen tiltrekker seg enkelte mindre arter bedre enn propylenlykol, og at vi derfor ser et større mangfold i disse fellene.

Det oppsiktsvekkende er likevel at vi fant såpass lik artsmengde i fellene med propylenglykol som i fellene med etanol. Det internasjonale miljøet på metastrekkoding advarer nærmest unisont mot å bruke propylenglykol, men våre resultater viser at kvaliteten kan være akseptabel. Dette åpner opp for muligheter ved å bruke lengre tømingsintervall og metastrekkoding av vindusfellemateriale, der man benytter seg av propylenglykol for å motvirke fordamping og fortykning fra regnvann.



Figur 12. Estimert forskjell i a) biomasse (avrundet) og b) artsantall, for de forskjellige fellefabrikantene og innsamlingsperiodene.



Figur 13. Estimert forskjell i artsantall (metastrekkodet etter lysering eller knusing) for de forskjellige konserveringsvæskene. Merk at denne effekten er usikker.

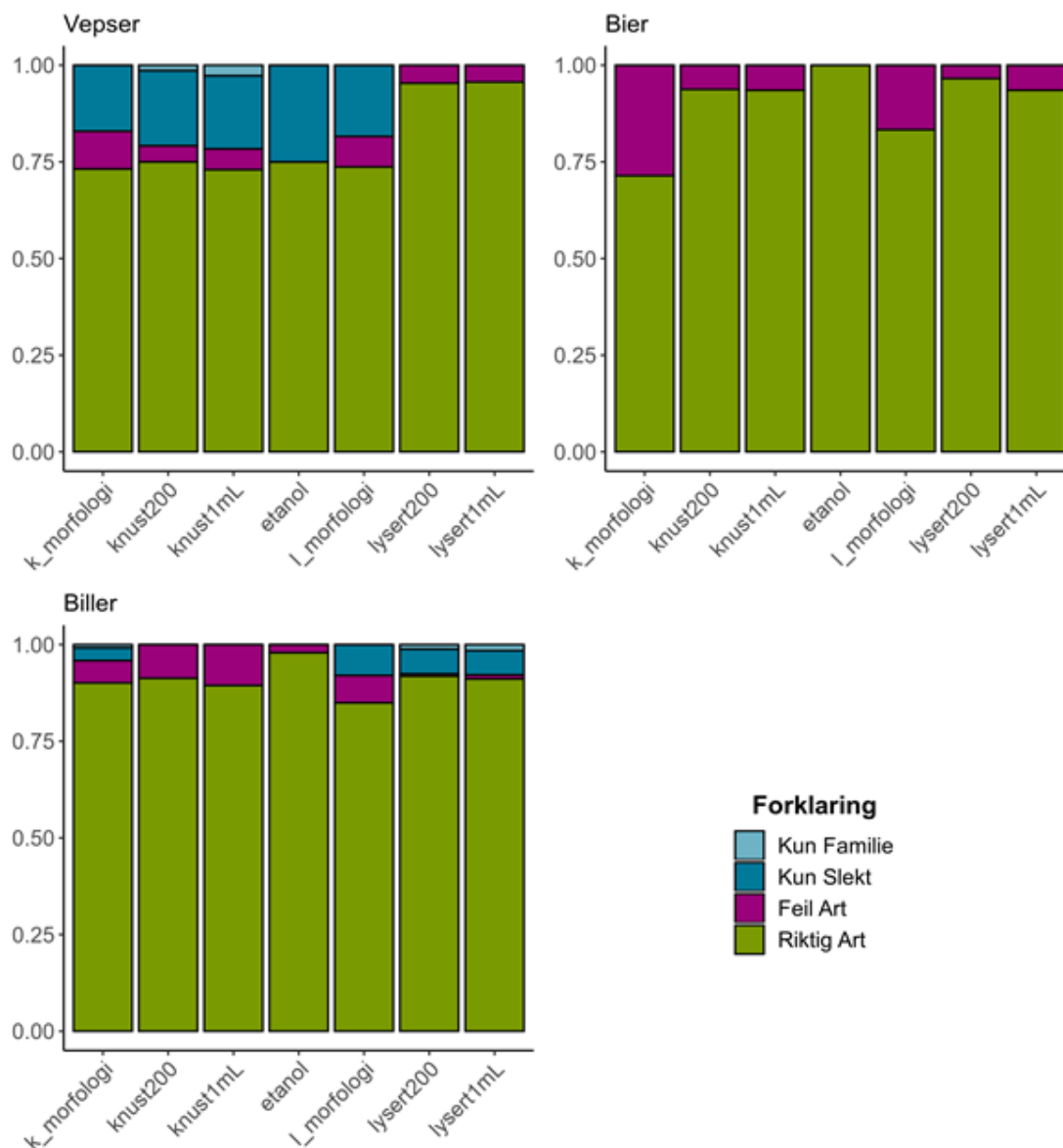
4.2.3 Diskusjon av DNA-metastrekkoding og morfologiske analyser

Sammenligning mellom artslistene fra taksonomiske eksperter og artslistene fra genetiske analyser kan være ganske komplisert. Ingen av metodene vil kunne bestemme alle individer til art, men ender opp med en del slekts- og familienavn. I en prøve med ukjent antall arter er det vanskelig å vite om det handler om den samme arten, eller om det er flere forskjellige arter i denne gruppa. Både slektsnavn og artsnavn blir endret etter taksonomiske revisjoner, og synonymer av samme art i ulike databaser er ikke alltid like lette å oppdage. Det er altså mange årsaker til hvorfor artslistene fra de to metodene kan skille seg, og vi har satt opp en liste over disse her:

1. Art bare funnet av taksonomisk ekspert
 - a. Synonymer (man bruker forskjellige navn på samme art)
 - b. Manglende genetisk referanse i databasen
 - c. Feilbestemmelse
 - d. Prøven avgir ikke DNA fra alle arter
2. Art bare funnet ved DNA-metastrekkoding
 - a. Synonymer (man bruker forskjellige navn på samme art)
 - b. Små arter ikke funnet av taksonom
 - c. Larvestadier som ikke kan bestemmes av taksonom
 - d. Bare fragmenter av individ som mangler taksonomisk karakter
 - e. Parasittiske arter som ikke oppdages eller er skjult inne i andre individer
 - f. Arter som er blitt spist av rovinsekter i prøven
3. Morfologisk bestemmelse bare til slekt eller familie
 - a. Taksonom kan ikke bestemme til art
4. Genetisk bestemmelse bare til slekt eller familie
 - a. Arter kan ikke skilles med markør
 - b. Manglende referanse i databasen

I tillegg, feilbestemmelse av arter kan skje med alle metodene. Arter kan være vanskelig for taksonomiske eksperter å skilles gjennom morfologiske karakterer, spesielt hvis insektene var skadet i prøvetakingsprosessen (f. eks. manglet kroppsdeler) og hvis de er fra ei gruppe med mange nært beslektede arter eller er for ung å ha alle de karakterene som brukes til å bestemme art. Artsbestemmelser med genetiske metoder er avhengig av databaser med referansesekvenser. Hvis databasen mangler en referanse til en art er det mulig at den kan bli klassifisert til en nært beslektet men likevel feil art. Feilbestemmelser skjer relativt sjelden og de fleste metoder har

<15% feilbestemmelser for forekomster av vepser, bier og biller. **Figur 14** viser resultatene av en manuell etterkontroll av identifiseringene, der vi har sammenlignet artsnavnene fra de forskjellige metodikkene og korrigert noen sannsynlige feilidentifiseringer. Til sist noterer vi at denne sammenligningen baserer seg på det utvalget av arter som er praktisk mulig for taksonomene å arbeide seg igjennom i dette prosjektet, og at omfanget av materiale i dette korte pilotstudiet var langt større enn hva som er mulig å behandle gjennom taksonomisk ekspertise i sin helhet. Resultatene her viser dermed at metastrekkoding identifiserte mange flere arter enn en manuell identifisering med de ressursene som var til rådighet.



Figur 14. Oversikt over feilbestemmelser på artsnivå for hver metode for veps, bier, og biller. I denne grafen tilsvarer 1.00 på y-aksen 100% av totalt antall påviste forekomster av arter for samtlige metoder som var bestemt til artsnivå av minst en metode. Andelene markert 'Kun familie' og 'Kun slekt' består av forekomster som var bestemt til familie- eller slektsnivå av en metode, men som var bestemt til artsnivå gjennom en annen metode.

4.2.4 Diskusjon av COI-referansedatabasen og norsk artsliste

I dette studiet har vi benyttet en «trenet referansedatabase», satt sammen av nesten en million COI-sekvenser fra artropoder og chordater (Porter og Hajibabaei 2018). Denne metoden gir en raskere og sikrere metode for kobling av DNA-sekvenser mot referansedatabaser enn metodene vi har benyttet i tidligere år, men foreløpig er ikke denne databasen komplett med hensyn til norske arter. Databasen ble utviklet med fokus på Nord-Amerika. Dersom en sammenligner denne databasen med insekter definert som norske arter i Artsdatabanken finner vi en god del mangler (**Tabell 4**). Spesielt ser vi at biller (Coleoptera), fluer (Diptera), nebbmunner (Hemiptera) og veps (Hymenoptera) mangler mange arter.

Nå finnes det referansesekvenser for mange av disse artene i Genbank (Benson mfl. 2006) og/eller BOLD (Ratnasingham & Hebert 2007), men å lage en utvidet ny trenet database var ikke mulig innenfor rammene for dette prosjektet. Vi anser derfor at det å lage en ny trenet database som inneholder alle tilgjengelige referanser for norske arter er svært viktig for videre studier med bruk av DNA-metastrekkoding.

Tabell 4. Oversikt over antall arter per orden i klasse insekter listet som norske i Artsdatabanken men som mangler en referanse i COI-referansedatabasen (Porter og Hajibabaei 2018) brukt i dette studiet.

Orden	Archaeognatha	Coleoptera	Dermaptera	Diptera	Ephemeroptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Mecoptera	Megaloptera	Neuroptera	Odonata	Orthoptera	Phthiraptera	Plecoptera	Psocoptera	Raphidioptera	Siphonaptera	Strepsiptera	Thysanoptera	Trichoptera	Zygentoma
Antall arter	3	958	3	4090	24	716	4092	484	2	2	9	34	19	36	12	37	1	70	3	108	58	2

4.3 Fangstdata på artsnivå

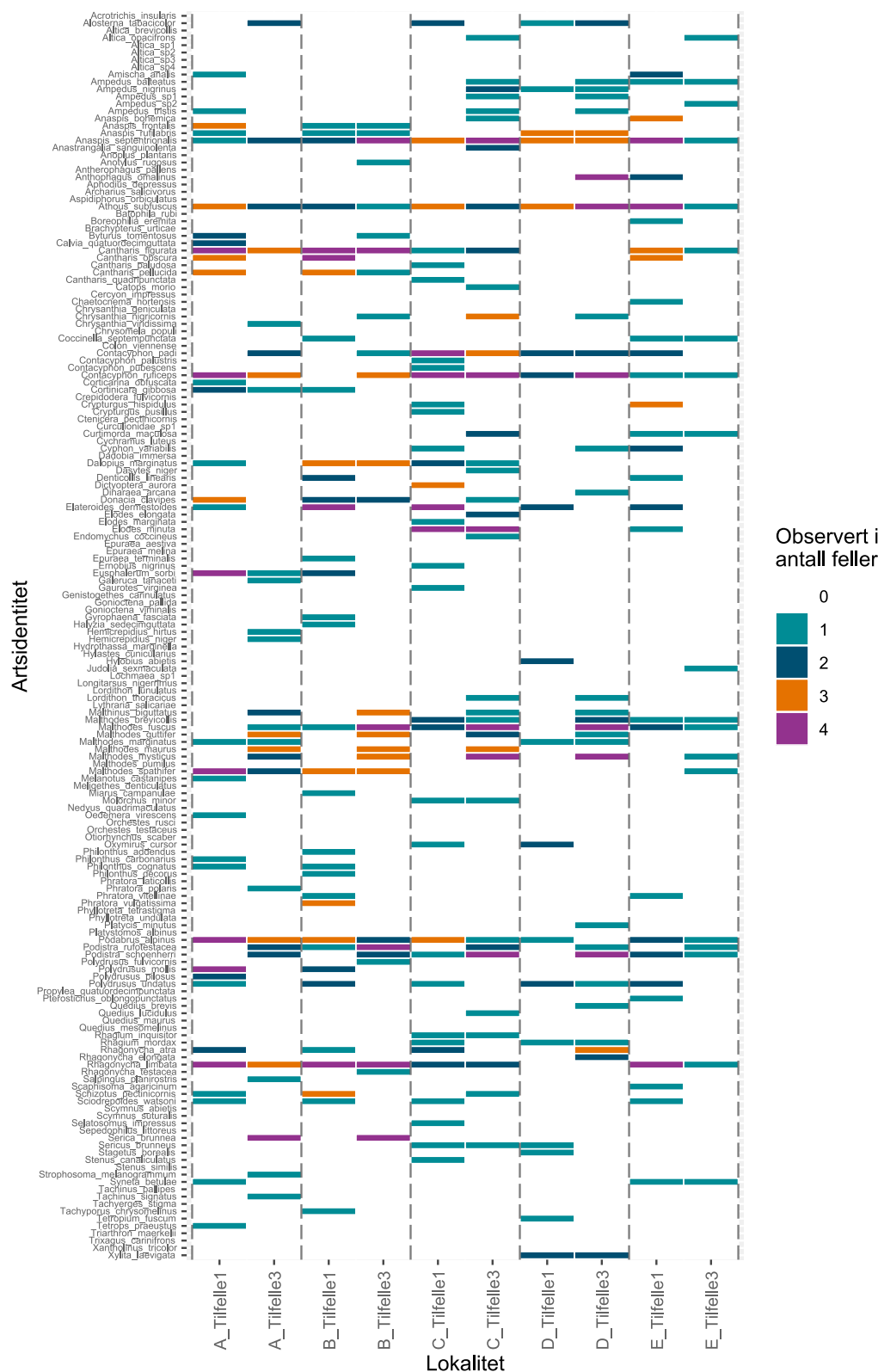
Aggregerte data som biomasse, individ- eller artsantall er viktige rådata og utgjør basen for tradisjonelle beregninger om hvor stor samplestørrelse som kreves for en god overvåking. Men forekomstdata på arts- og lokalitetsnivå viser flere interessante mønstre som ikke lar seg vise på aggregert nivå. Resultatene fra DNA-analysen tyder på at mange arter som er tilstede i en region allikevel har liten sjans for å oppdages i en enkelt felle. **Figur 15.** Observasjoner av biller (Orden Coleoptera) gjennom metastrekkoding av ikke-destruktivt lyserte (A, B, C, E) og knuste (D) prøver fra Malaisefellene i to innsamlingstilfeller i 2019. Artsidentitetene er basert på matching med tilgjengelige bibliotek, og kan være feil hvis den rette arten mangler strekkode i biblioteket. I de tilfeller hvor matchingen ikke klarer å finne frem til art er identiteten angitt som «Slekt artsnummer». Ved innsamlingstilfelle 3 i lokalitet E valgte vi å ikke metastrekkode tre feller som hadde blitt ødelagt av beitedyr. Denne kolonnen kan derfor ha observasjoner i kun en felle. viser observasjonshistorikken for biller fra DNA-analysene av Malaisefellene. Fargene angir i hvor mange av de fire fellene per lokalitet hver art ble påvist i. Påfallende mange arter er bare observert i enkelte lokaliteter eller ved enkelte tilfeller. Dette kan være forårsaket av en kombinasjon av flere faktorer, som vi bare til dels kan separere.

For det første så er ikke hver art tilstede på hver lokalitet ved hvert tilfelle. Undersøkellesområdet i dette lille pilotprosjektet er et relativt homogent område i Malvikmarka med maks 7.3 km mellom fangstlokalitetene, men forekomsten av insekter i et slikt område er likevel ikke helt homogen. Forskjeller på liten skala i det lokale habitatet kan ha mye å si for hvilke arter som kan leve på et sted. Det forekommer altså en viss «arts-sortering» etter miljø på liten skala. Dette presenteres i mer detalj i **Seksjon 4.6**. Mange insekter flyr også over større områder og er derfor ikke alltid tilstede på en lokalitet der den potensielt skulle kunne leve. Ved andre tilfeller har den helt enkelt

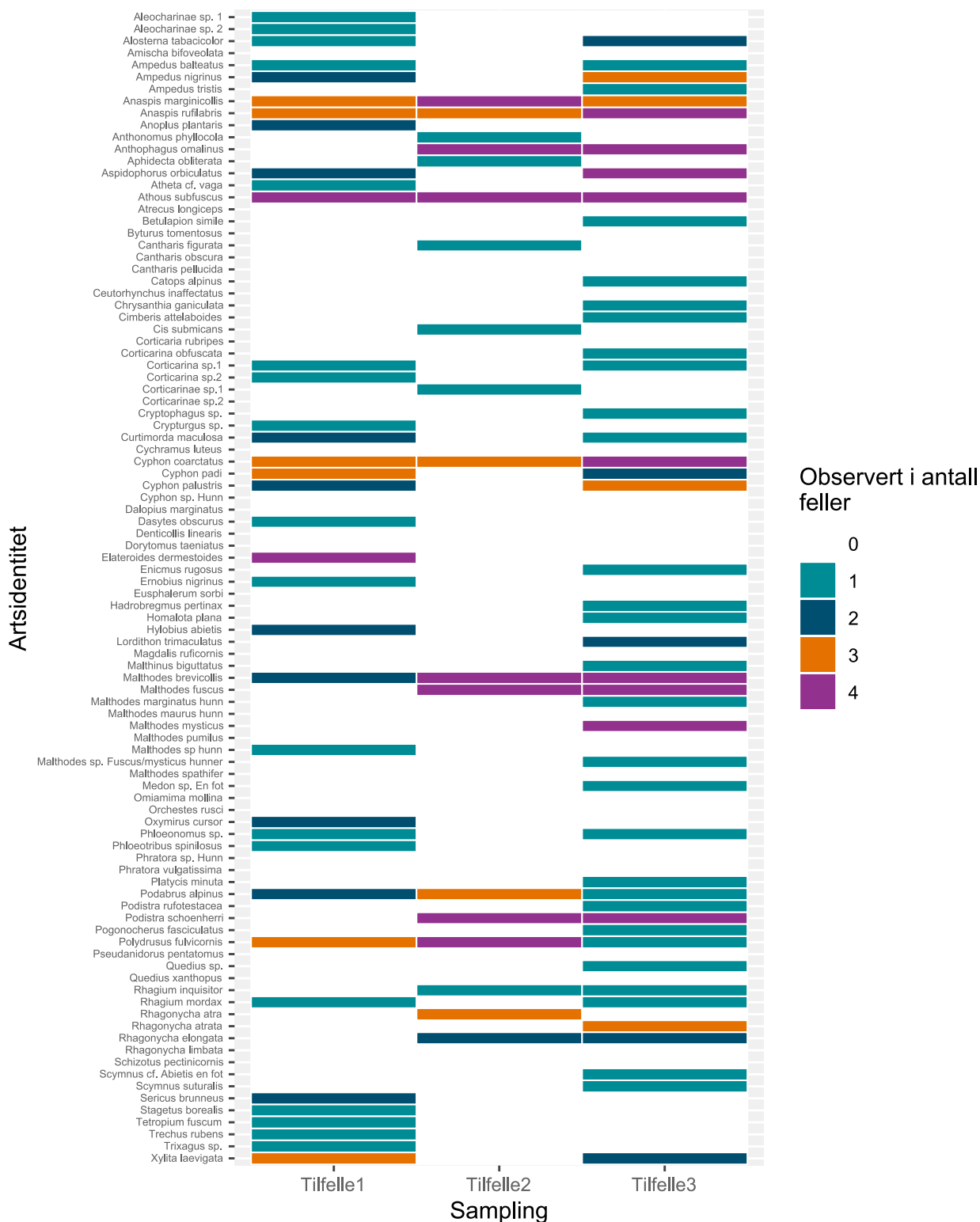
ikke rukket å spre seg til et potensielt habitat. Forekomstene av en art på en gitt lokalitet er derfor delvis tilfeldig. Artene som er påvist i en region forekommer dermed på en enkelt lokalitet ved et enkelt innsamlingstilfelle med en sannsynlighet, som vi benevner forekomstsannsynlighet. I **Figur 15**. Observasjoner av biller (Orden Coleoptera) gjennom metastrekkoding av ikke-destruktivt lyserte (A, B, C, E) og knuste (D) prøver fra Malaisefellene i to innsamlingstilfeller i 2019. Artsidentitetene er basert på matching med tilgjengelige bibliotek, og kan være feil hvis den rette arten mangler strekkode i biblioteket. I de tilfeller hvor matchingen ikke klarer å finne frem til art er identiteten angitt som «Slekt artsnummer». Ved innsamlingstilfelle 3 i lokalitet E valgte vi å ikke metastrekkode tre feller som hadde blitt ødelagt av beitedyr. Denne kolonnen kan derfor ha observasjoner i kun en felle. ser man at en art som er observert på en lokalitet (avskilt med strekede linjer) ofte ikke er observert på en annen lokalitet. Dette er en indikasjon på at man har en forekomstsannsynlighet som er mindre en 1.

For det andre kan en art som ikke observeres forklares av at vi rett og slett ikke oppdager den. Alle arter går ikke nødvendigvis i en felle selv om de er tilstede på en lokalitet. Vi har heller ikke en fullstendig evne til å registrere alle arter som faktisk har gått i en felle. Disse to kilder til ikke-deteksjon bakes i vårt tilfelle sammen i det vi samlet kaller deteksjonsannsynlighet, det vil si sannsynligheten for at vi oppdager en art som faktisk forekommer på en lokalitet. I våre forekomst/deteksjonsmodeller klarer vi å skille på forekomstsannsynlighet og deteksjonsannsynlighet, men ikke mellom de ulike kildene til deteksjonsannsynligheten. Dette skulle kreve gjentatte artsidentifiseringer av fellematerialet, noe vi ikke har gjennomført. En deteksjonsevne som er mindre enn 1 vises i **Figur 15**. Observasjoner av biller (Orden Coleoptera) gjennom metastrekkoding av ikke-destruktivt lyserte (A, B, C, E) og knuste (D) prøver fra Malaisefellene i to innsamlingstilfeller i 2019. Artsidentitetene er basert på matching med tilgjengelige bibliotek, og kan være feil hvis den rette arten mangler strekkode i biblioteket. I de tilfeller hvor matchingen ikke klarer å finne frem til art er identiteten angitt som «Slekt artsnummer». Ved innsamlingstilfelle 3 i lokalitet E valgte vi å ikke metastrekkode tre feller som hadde blitt ødelagt av beitedyr. Denne kolonnen kan derfor ha observasjoner i kun en felle. ved at artene ikke er registrert i alle fire av fellene på hver lokalitet hvor den forekommer. De fleste artene er bare er registrert i en av de fire fellene, noe som tyder på en generelt lav deteksjonsannsynlighet.

Presisjonen i DNA-analysene av den filtrerte etanolen i fellene viste seg å være mye dårligere enn hva vi hadde håpet på. Oppdagelsesevnen økte betydelig ved å lysere eller knuse insektene før metastrekkodingen. Dette diskuteres videre i **Seksjon 4.2**. Likevel er ikke metastrekkodingen perfekt og noen arter i hver prøve – særlig de som representeres av få individer – blir ikke oppdaget gjennom denne metoden. Men **Figur 16** viser at også de prøvene som ble gjennomgått av en taksonom viser en svært sporadisk forekomst av artene i de enkelte fellene. De fleste artene er bare observert i en av de fire fellene på lokaliteten, og arten savnes ofte helt ved enkelte observasjonstilfeller. Dette tyder på at deteksjonsevnen til en enkelt felle for hver art er relativt lav.



Figur 15. Observasjoner av biller (Orden Coleoptera) gjennom metastrekkoding av ikke-destruktivt lyserte (A, B, C, E) og knuste (D) prøver fra Malaisefellene i to innsamlingstifeller i 2019. Artsidentitetene er basert på matching med tilgjengelige bibliotek, og kan være feil hvis den rette arten mangler strekkode i biblioteket. I de tiffeller hvor matchingen ikke klarer å finne frem til art er identiteten angitt som «Slekt artsnummer». Ved innsamlingstifelle 3 i lokalitet E valgte vi å ikke metastrekkode tre feller som hadde blitt ødelagt av beitedyr. Denne kolonnen kan derfor ha observasjoner i kun en felle. Figuren viser navnen på alle «arter» som ble funnet, inklusive også fra den filtrerte etanolen, og har viser derfor en del arter som aldri ble funnet gjennom ikke-destruktiv lysering eller homogenisering.



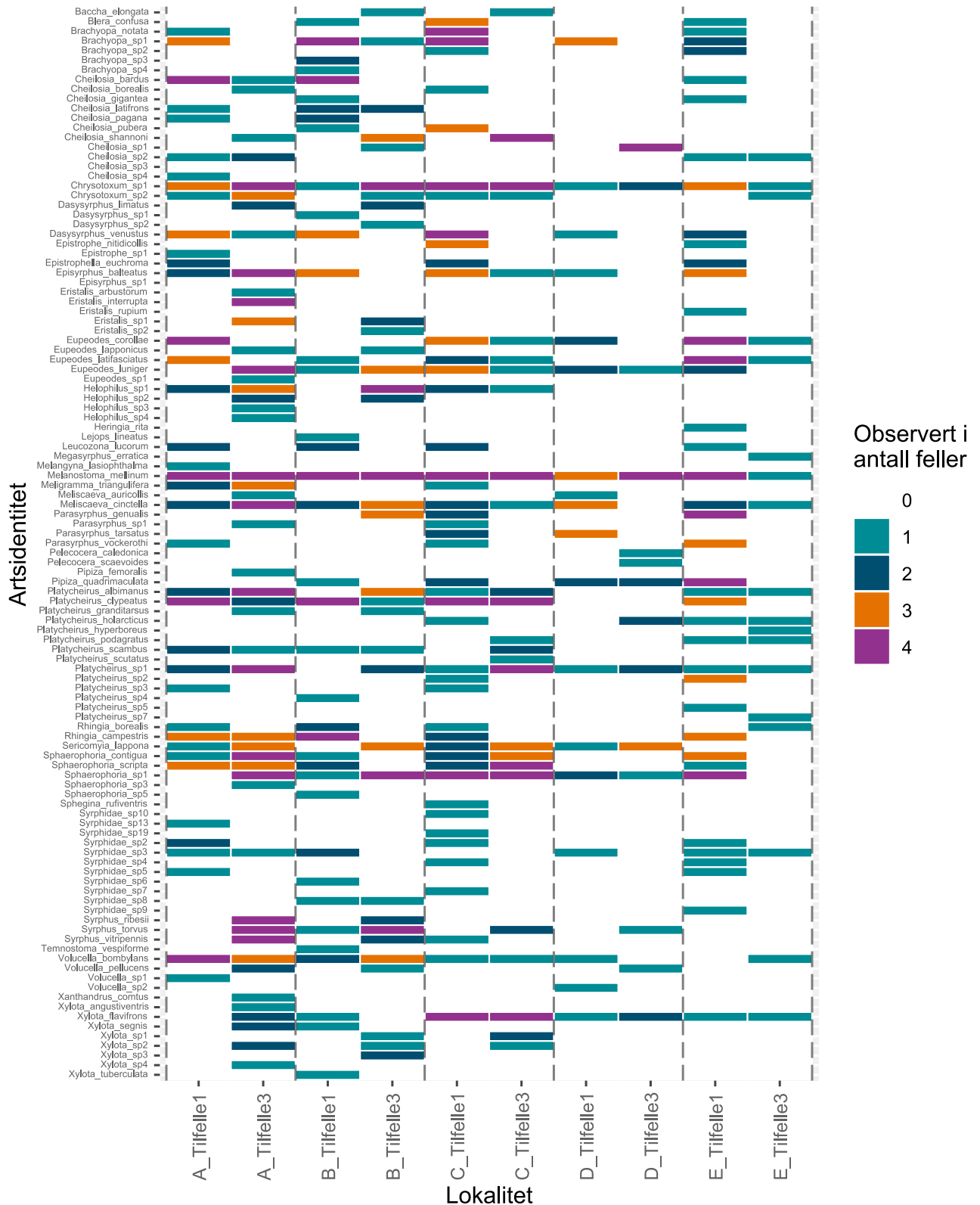
Figur 16. Observasjoner av biller (Orden Coleoptera) gjennom morfologisk artsbestemming i Malaisefellene for tre innsamlingstilfeller for en lokalitet (D) i 2019.

4.4 Deteksjon av DNA i lyserte og homogeniserte prøver – Blomsterfluer som eksempel

Metastrekkoding av lyserte og homogeniserte prøver fra Malaisefellene gav treff på 111 arter av blomsterfluer. Denne gruppen er godt kjent i Norge og har en passelig størrelse for å modellere forekomst og deteksjonssannsynlighet i Malaisefellene. Vi bruker derfor denne gruppen som eksempel for forekomst/deteksjonsmodelleringen. Biblioteket vi bruker for å matche DNA-sekvensene er ikke perfekt for norske blomsterfluer og det kan derfor forekomme noen feilidentifiseringer på grunn av at vi mangler strekkoden for den rette arten. Vi kan da få en matching til feil art, fordi den er den beste matchen i DNA-biblioteket. Et eksempel på dette er identifiseringen av *Brachopya notata* (**Figur 17**), som ikke er kjent fra Norge tidligere. Det mangler per i dag strekkoder for norske arter av denne slekta i vår database. Det er derfor trolig at «*Brachopya notata*» egentlig er en av disse artene. Selv om artsnavnene i flere tilfeller ikke er komplette, og i noen tilfeller feil, er identifiseringen konsistent for alle feller og de påvirker ikke analysen. Som nevnt ovenfor anbefaler vi å lage en ny trenet referansedatabase for Norske arter.

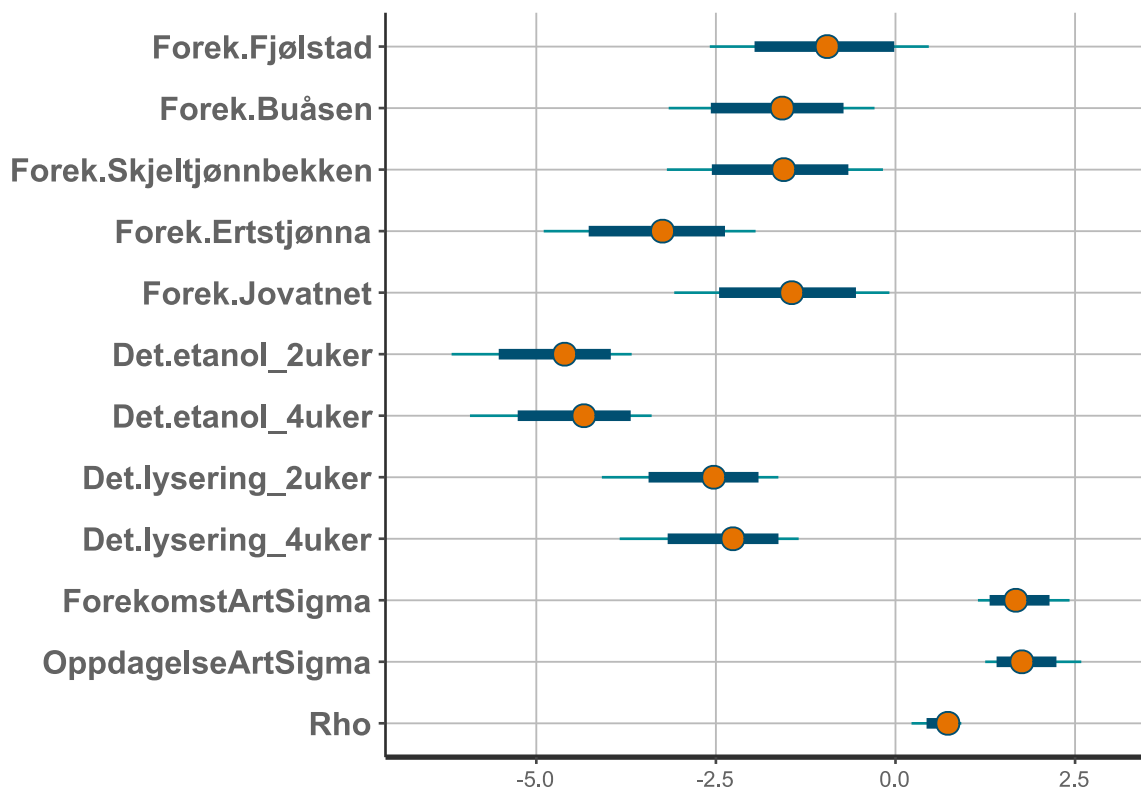
Malaisefeller er godt egnet til å fange blomsterfluer, men også her ser vi svært sporadiske observasjonsmønstre, der de fleste artene bare er observert i en av fire feller i en lokalitet, og mange arter bare er observert på en av de fem lokalitetene (**Figur 17**). Igjen peker det på en forekomstsannsynlighet som er lavere enn 1, og generelt lav deteksjonssannsynlighet. Figuren viser også at lokalitetene D og E ser ut å ha lavere forekomster enn de andre, noe som også vises i modellresultatene (**Figur 18**, og **Tabell 5**). Parameterestimat for forekomst/deteksjonsmodell over blomsterfluer i Malvikmarka 2019. Verdiene er her addert sammen for de forskjellige kontrastene, og tilbake-transformert til sannsynlighetsskala. Modellen viser de estimerte forekomstsannsynlighetene for de fem besøkte lokalitetene. For eksempel estimeres det at en tilfeldig blomsterflueart har 27% sjans for å være tilstede i lokalitet A i et innsamlingsstilfelle. Sannsynligheten for å oppdage arten gjennom ikke-destruktiv lysering eller knusing og av metastrekkoding i den første perioden med 2 ukers fangst er 6,8%, men bare 0,9% for den rene etanolen. I tillegg estimerer modellen at det totale artsantallet blomsterfluer i undersøkelsesområdet er 252. Tabellen viser grenser for 95% konfidensintervall, antall effektive trekninger i estimeringen og R-hat-verdien som vil være nær 1 ved konvergens av MCMC-trekningene. I tillegg estimerer modellen også forekomst og deteksjonssannsynligheter på artsnivå, men dette vises ikke her. Merk at parameterne refererer til alle arter i den regionale artspoolen, og inkluderer altså også de artene som aldri ble observert.).

Forskjellene i deteksjonsevne hos de ulike DNA-metodene vises tydelig for blomsterfluer. Identifiseringen av 111 arter blomsterfluer via metastrekkoding etter lysering eller knusing av prøvene kan sammenlignes med resultatene fra metastrekkoding av den filtrerte etanolen, der kun 48 arter ble funnet (**Figur 17**).



Figur 17. Observasjoner av blomsterfluer (Familie Syrphidae) gjennom metastrekkoding av lyserte (A, B, C, E) og knuste (D) prøver fra Malaisfellene i to innsamlingsperioder i 2019. Noter at DNA-biblioteket ikke er komplett for norske blomsterfluer og tabellen kan vise noen falske identifiseringer, f.eks. slekten *Brachyopa*. Ved innsamlingstilfelle 3 i lokalitet E valgte vi å ikke metastrekkode tre feller som hadde blitt ødelagt av beitedyr. Denne kolonnen kan derfor ha observasjoner kun i en felle.

Det som skiller seg ut i denne analysen er den lave deteksjonssannsynligheten (**Figur 18** og **Tabell 5**. Parameterestimat for forekomst/deteksjonsmodell over blomsterfluer i Malvikmarka 2019. Verdiene er her addert sammen for de forskjellige kontrastene, og tilbake-transformert til sannsynlighetsskala. Modellen viser de estimerte forekomstsannsynlighene for de fem besøkte lokalitetene. For eksempel estimeres det at en tilfeldig blomsterflueart har 27% sjanse for å være tilstede i lokalitet A i et innsamlingstilfelle. Sannsynligheten for å oppdage arten gjennom ikke-destruktiv lysering eller knusing og av metastrekkoding i den første perioden med 2 ukers fangst er 6,8%, men bare 0,9% for den rene etanolen. I tillegg estimerer modellen at det totale artsantallet blomsterfluer i undersøkelsesområdet er 252. Tabellen viser grenser for 95% konfidensintervall, antall effektive trekninger i estimeringen og R-hat-verdien som vil være nær 1 ved konvergens av MCMC-trekningene. I tillegg estimerer modellen også forekomst og deteksjonssannsynligheter på artsnivå, men dette vises ikke her. Merk at parameterne refererer til alle arter i den regionale artspoolen, og inkluderer altså også de artene som aldri ble observert.). Sannsynligheten for at man gjennom metastrekkoding av lyserte eller homogeniserte prøver fra en Malaisefelle som har samlet i 2 uker kan detektere en blomsterflue som er tilstede i området er kun ca. 7% (2 - 16%, 95% konf.int.). Dette er som diskutert tidligere en kombinasjon av at fluen ikke går i hver enkelt felle, og at vi gjennom metastrekkodingen av etanolen ikke oppdager alle individer som har blitt fanget. Det er også relativt stor forskjell mellom lokalitetene, der lokaliteten i intakt eldre furudominert skog (Ertsjønn) viser betydelig lavere forekomstsannsynligheter enn de andre mer åpne. Fjølstad viser også størst forekomstsannsynlighet, hvilken til stor del utgjøres av beitesmark og en flora av høy diversitet. Dette er for så vidt forventet, men viser betydningen av det lokale miljøet. Konsekvensen av den lave deteksjonssannsynligheten og de generelt lave forekomstsannsynlighetene er at vi forventer at det finnes langt flere blomsterfluer enn de vi har klart å detektere i området. Dette avspeiles i det estimerte totale artsantallet for området, på ca. 252 arter blomsterfluer (**Tabell 5**. Parameterestimat for forekomst/deteksjonsmodell over blomsterfluer i Malvikmarka 2019. Verdiene er her addert sammen for de forskjellige kontrastene, og tilbake-transformert til sannsynlighetsskala. Modellen viser de estimerte forekomstsannsynlighene for de fem besøkte lokalitetene. For eksempel estimeres det at en tilfeldig blomsterflueart har 27% sjanse for å være tilstede i lokalitet A i et innsamlingstilfelle. Sannsynligheten for å oppdage arten gjennom ikke-destruktiv lysering eller knusing og av metastrekkoding i den første perioden med 2 ukers fangst er 6,8%, men bare 0,9% for den rene etanolen. I tillegg estimerer modellen at det totale artsantallet blomsterfluer i undersøkelsesområdet er 252. Tabellen viser grenser for 95% konfidensintervall, antall effektive trekninger i estimeringen og R-hat-verdien som vil være nær 1 ved konvergens av MCMC-trekningene. I tillegg estimerer modellen også forekomst og deteksjonssannsynligheter på artsnivå, men dette vises ikke her. Merk at parameterne refererer til alle arter i den regionale artspoolen, og inkluderer altså også de artene som aldri ble observert.). Det kan virke som et høyt antall, men er ikke urimelig med tanke på det totale kjente mangfoldet av blomsterfluer i Norge på 351 arter.



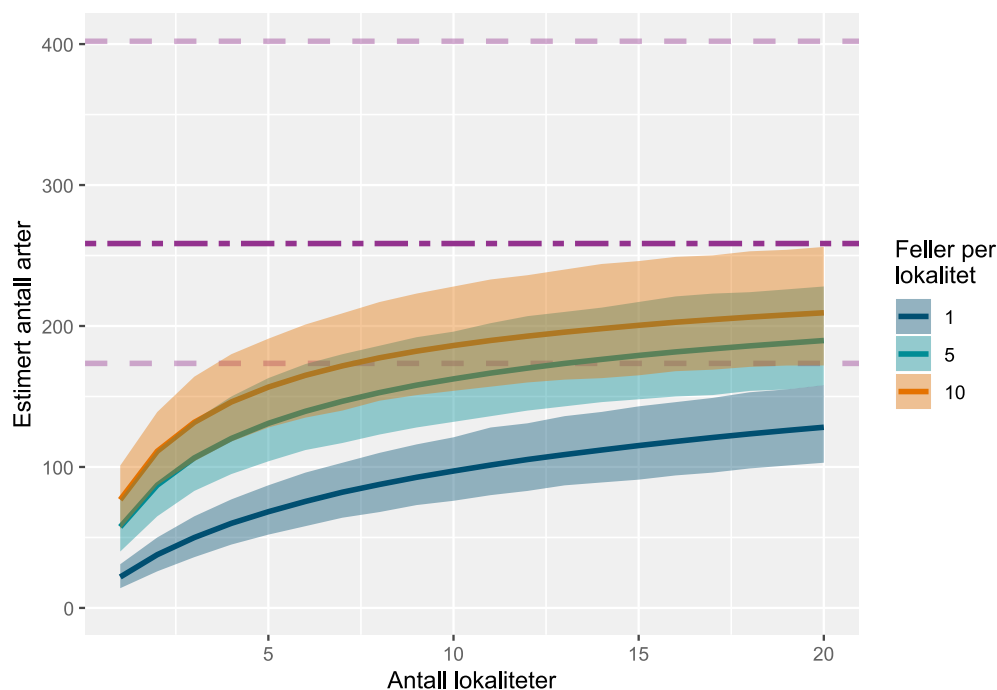
Figur 18. Parameterestimater for occupancy-detection modellen av blomsterfluer (Syrphidae). Verdiene vises i logit-skala. Forek.Lokalitet angir den gjennomsnittlige forekomstssannsynligheten for en blomsterflue i hver enkelt lokalitet. Det. etanol_2uker angir deteksjonssannsynligheten for en gjennomsnittlig blomsterflue i filtrert etanol ved to ukers fellefangst. Tilsvarende deteksjonssannsynlighet vises også for 4 ukers innsamling og i lyserte prøver. ForekomstArtSigma og OppdagelseArtSigma viser variasjonen i forekomst og deteksjonssannsynlighet på artsnivå som standardavvik, og Rho angir samvariasjonen mellom disse.

Tabell 5. Parameterestimater for forekomst/deteksjonsmodell over blomsterfluer i Malvikmarka 2019. Verdiene er her addert sammen for de forskjellige kontrastene, og tilbake-transformert til sannsynlighetsskala. Modellen viser de estimerte forekomstssannsynlighetene for de fem besøkte lokalitetene. For eksempel estimeres det at en tilfeldig blomsterflueart har 27% sjans for å være tilstede i lokalitet A i et innsamlingstilfelle. Sannsynligheten for å oppdage arten gjennom ikke-destruktiv lysering eller knusing og av metastrekkoding i den første perioden med 2 ukers fangst er 6,8%, men bare 0,9% for den rene etanolen. I tillegg estimerer modellen at det totale artsantallet blomsterfluer i undersøkelsesområdet er 252. Tabellen viser grenser for 95% konfidensintervall, antall effektive trekninger i estimeringen og R-hat-verdien som vil være nær 1 ved konvergens av MCMC-trekningene. I tillegg estimerer modellen også forekomst og deteksjonssannsynligheter på artsnivå, men dette vises ikke her. Merk at parameterne refererer til alle arter i den regionale artspoolen, og inkluderer altså også de artene som aldri ble observert.

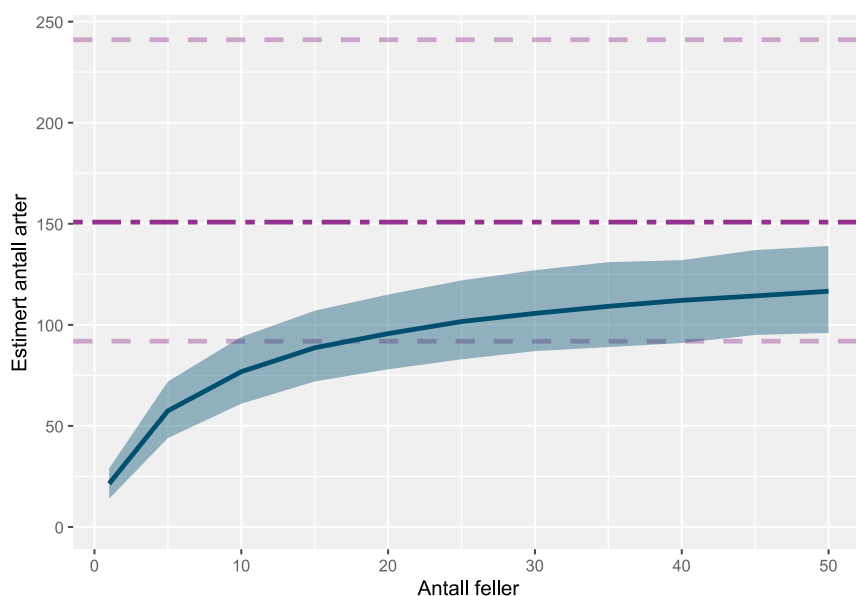
Parameter	Middelerverdi	2.5%	97.5%	N_eff	Rhat
Forekomst. sannsynl. Lok:A	0,27	0,07	0,61	537	1,01
Forekomst. sannsynl. Lok:B	0,17	0,04	0,43	570	1,01
Forekomst. sannsynl. Lok:C	0,17	0,04	0,45	541	1,01
Forekomst. sannsynl. Lok:D	0,04	0,007	0,13	688	1,01
Forekomst. sannsynl. Lok:E	0,19	0,04	0,48	602	1,01
Deteksj. sannsynl. Etanol tømning:1	0,0091	0,0021	0,025	675	1,01
Deteksj. sannsynl. Etanol tømning:2	0,012	0,0026	0,033	681	1,01
Deteksj. sannsynl. Lys\knus tømning:1	0,068	0,017	0,16	659	1,01
Deteksj. sannsynl. Lys\knus tømning:2	0,087	0,021	0,21	666	1,01
Estimert regional artsantall	252	163	415	856	1,01

4.4.1 Konsekvenser for total evne til å oppdage arter

Vi kan bruke estimatene i **Figur 18** for å simulere hvor mange lokaliteter og feller per lokalitet vi trenger for å oppdage alle artene. **Figur 19** viser at vi ved å bruke metastrekkoding av de lyserte eller homogeniserte prøvene kun beregner å oppdage omtrent halvparten av alle de 252 artene vi antar finnes i Malvikmarka, selv om vi skulle besøke 20 lokaliteter innen samme område. Resultatene ser bedre ut hvis man bruker mange feller per lokalitet, men man må opp i et stort antall feller for å nærme seg det totale artsantallet. **Figur 20** viser på tilsvarende måte at vi ikke vil klare å oppdage alle 151 arter blomsterfluer som vi estimerer at en tilfeldig lokalitet vil ha, selv om vi bruker opp mot 50 feller.



Figur 19. Estimert antall arter blomsterfluer som vil oppdages i et område gjennom metastrekkoding av lyserte eller knuste prøver, gitt forskjellig antall feller per lokalitet, og antall lokaliteter som undersøkes (95% konfidensintervall, credible confidence interval). Stiplede linjer viser det estimerte totale regionale artsantallet (95% konfidensintervall).

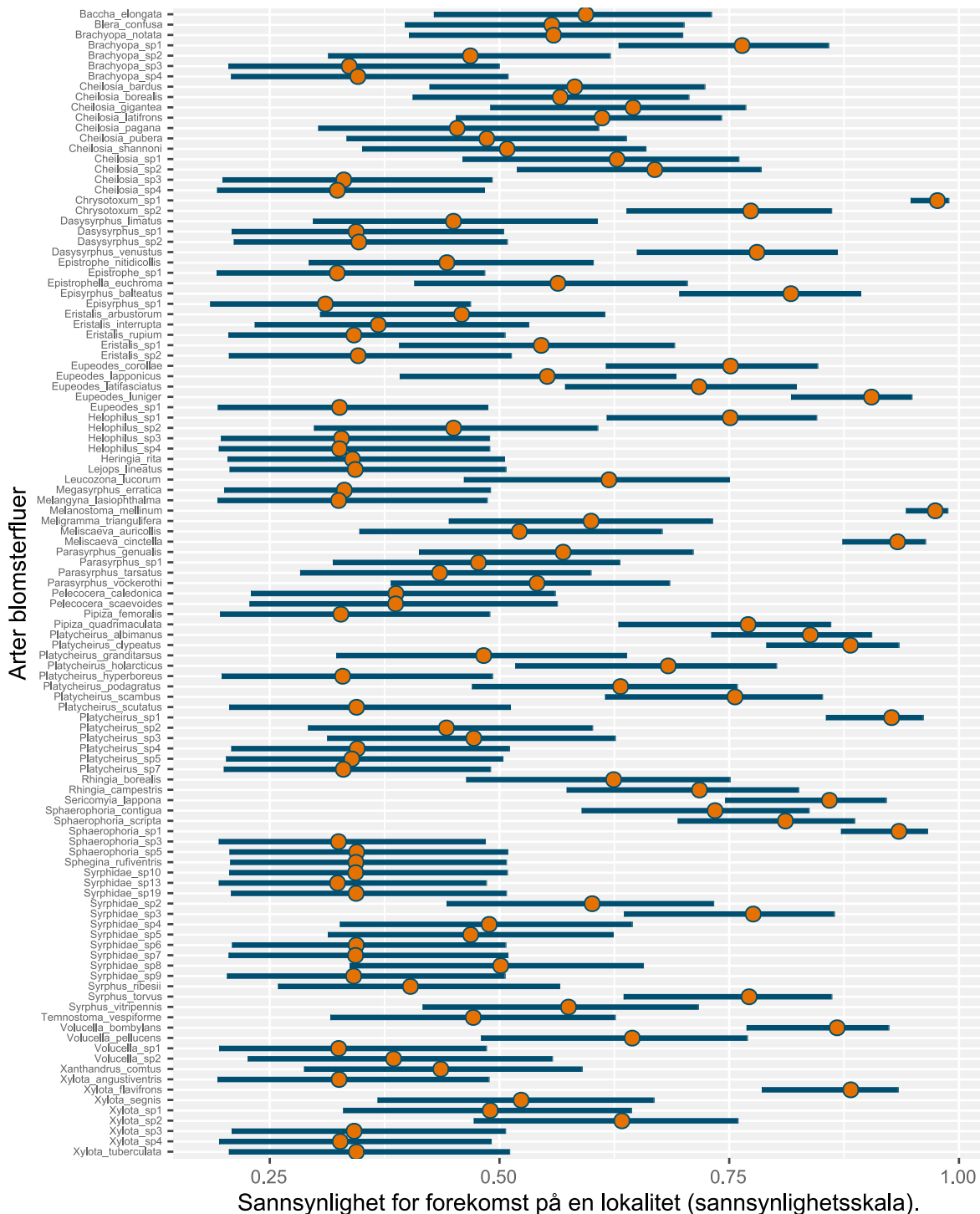


Figur 20. Estimert antall arter blomsterfluer som vil oppdages ved en lokalitet gjennom metastrekkoding av lyserte eller knuste prøver, gitt forskjellig antall feller (95% konfidensintervall, credible confidence interval). Stiplede linjer viser det estimerte artsantallet for en lokalitet (95% konfidensintervall).

4.4.2 Forekomst og deteksjon på artsnivå

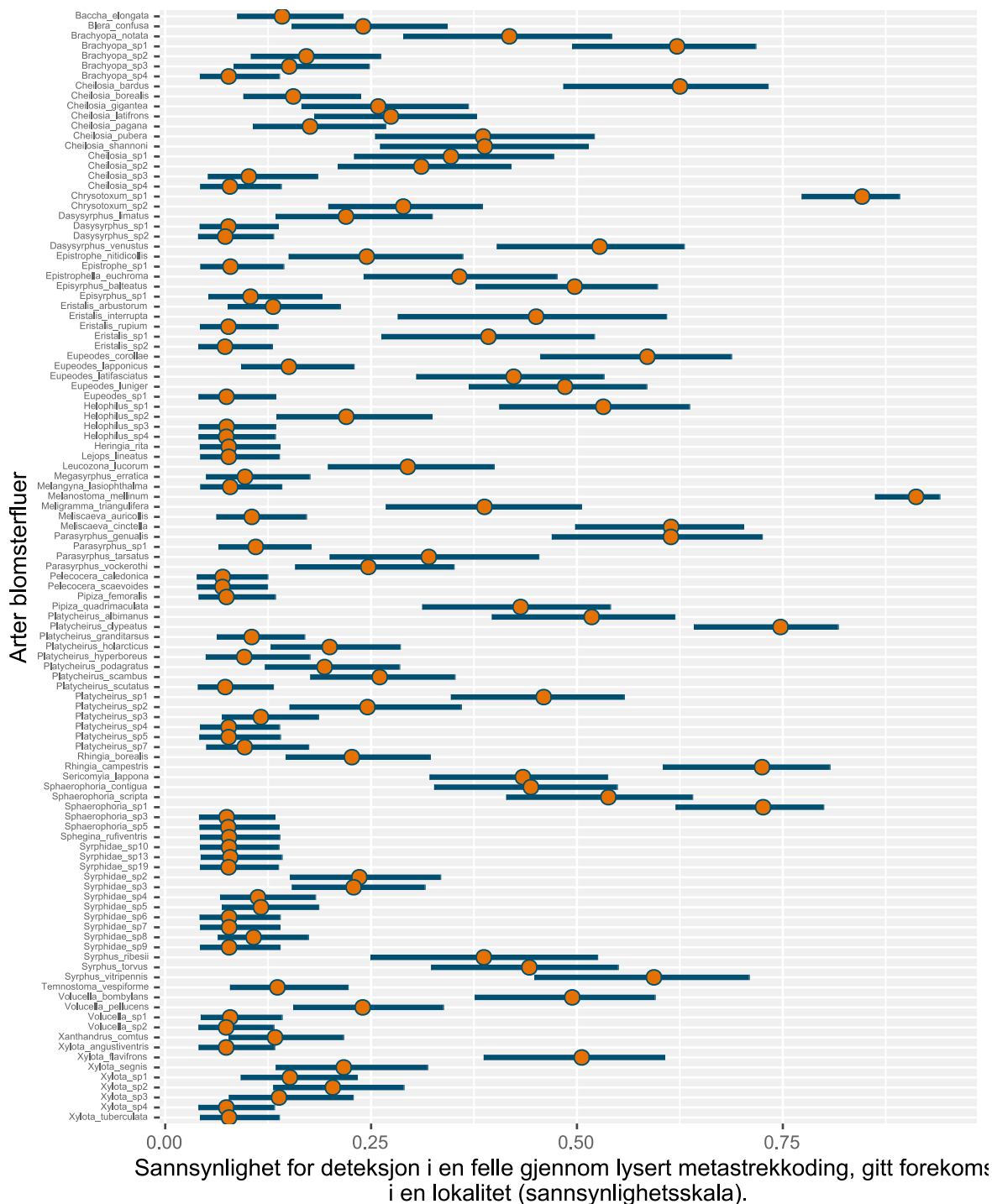
Modellen antyder at de ulike artene blomsterfluer har ganske like forekomstsannsynligheter. De aller fleste observerte artene har en forekomstsannsynlighet på 40% og oppover, mens noen arter estimeres til å forekomme svært ofte ved en enkelt lokalitet (**Figur 21**. Estimerte gjennomsnittlige forekomstsannsynligheter for blomsterfluer i regionen, gitt to ukers innsamling med Malaisefeller. Linjene viser 50% konfidensintervall (credible confidence interval). Artsidentifikasjonen er basert på en statistisk matching av DNA-resultatene til vår tilgjengelige databaser, som

per i dag ikke inkluderer alle norske arter. Noen feilidentifiseringer kan begrunnes dette.). For de fleste av artene er estimatene ganske usikre, noe som er et resultat av at vi har et begrenset antall observasjoner av disse artene i datasettet til denne pilotstudien.



Figur 21. Estimerte gjennomsnittlige forekomstsannsynligheter for blomsterfluer i regionen, gitt to ukers innsamling med Malaisefeller. Linjene viser 50% konfidensintervall (credible confidence interval). Artsidentifikasjonen er basert på en statistisk matching av DNA-resultatene til vår tilgjengelige databaser, som per i dag ikke inkluderer alle norske arter. Noen feilidentifiseringer kan begrunnes dette.

Tilsvarende figur for deteksjonsansynlighet viser betydelig lavere tall. Dette samsvarer med at mange av artene forekommer bare i et fåtall av de fire fellene på hver lokalitet.

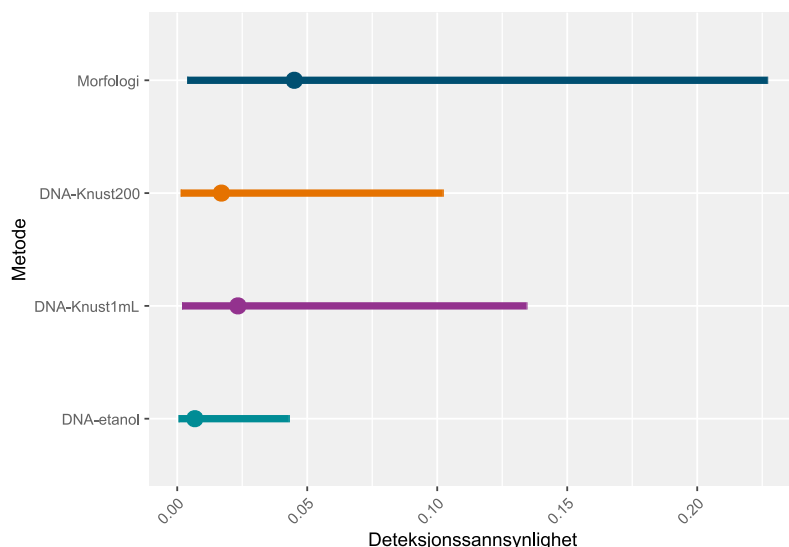


Figur 22. Estimerte deteksjonssannsynligheter for blomsterfluer i regionen, gitt to ukers innsamling med Malaisefeller og identifisering gjennom metastrekkoding etter ikke-destruktiv lysing eller knusing. Verdiene angir sannsynligheten for at respektive art oppdages i en felle under en innsamlingsperiode på to uker, gitt at den er tilstede i lokaliteten. Linjene viser 50% konfidensinterval (credible confidence interval). Artsidentifikasjonen er basert på en statistisk matching av DNA-resultatene til den tilgjengelige databasen, som per i dag ikke inkluderer alle norske arter. Noen feilidentifiseringer kan forklares gjennom dette.

4.5 Deteksjon av arter gjennom ulike metoder – biller som eksempel

For biller har vi mulighet å sammenligne flere ulike metoder for identifisering gjennom å se på deteksjonen for hver metode av enkelte arter i forskjellige feller. Analysen baseres på data fra kun en lokalitet (D, Ertstjønn), der vi har identifisert artene gjennom flere metoder; tradisjonell morfologi, metastrekkoding av filtrert etanol og metastrekkoding av knuste insekter med to forskjellige mengder ekstraksjonsvæske. Vi noterer at Malaisefeller ikke er optimale for å samle inn biller, men det er bare for denne gruppen vi har klart å manuelt bearbeide alle individer. Deteksjonssannsynlighetene kan derfor være lavere enn andre grupper generelt. Likevel kan sammenligningen være interessant for å sette deteksjonssannsynlighetene i et videre perspektiv. Disse sannsynlighetene er det samlede resultatet av evnen til en felle å fange en bille-art som er tilstede i en lokalitet, og vår evne til å identifisere arten i en fellefangst. Se **Seksjon 4.2.1** for en analyse av identifiseringsmetodenes evne til å oppdage artene, analysert separat fra effektene av fellene.

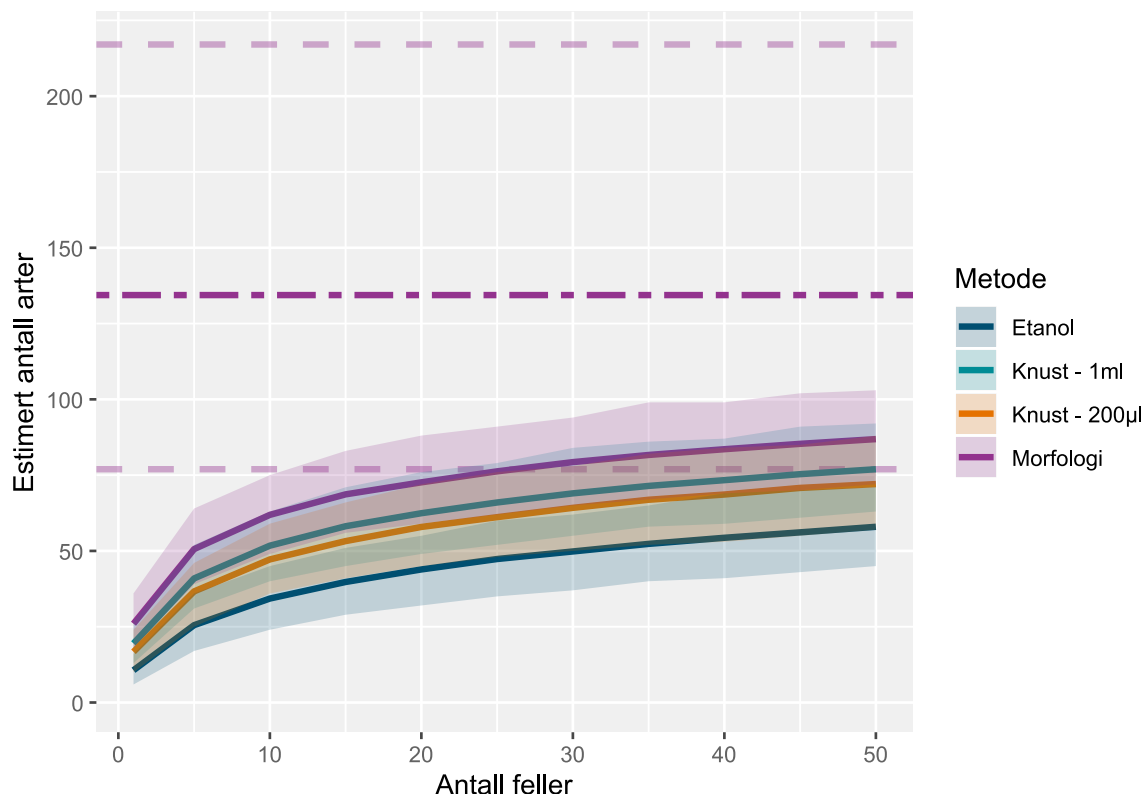
Figur 16 og **Figur 23** viser at vi uansett identifiseringsmetode har relativt lav deteksjonssannsynlighet for biller, i og med at mange arter observeres kun i en av de fire fellene på lokaliteten. Mesteparten av dette skyldes altså fellenes lave evne til å fange artene, men forskjellene mellom de ulike identifiseringsmetodene er også tydelige (jmf **Seksjon 4.2.1**). Den morfologiske identifiseringen oppdager flest antall arter, mens metastrekkodingen har som best omtrent halvparten så stor deteksjonsevne for biller. Til sist kommer metastrekkoding av etanol, på omtrent 15% av nivået for morfologisk identifisering. Disse estimatene virker lavere enn bildet man får fra **Seksjon 4.2.1**, der det totale antallet arter biller er relativt like, i de forskjellige metodene. Grunnen til dette er at det er en sammenligning av det totale antallet arter som ble funnet i de forskjellige metodene, mens **Figur 23** er et estimat av deteksjonen i en enkelt felle. Sett over flere feller vil artsmangfoldet ligne hverandre mer i de forskjellige metodene.



Figur 23. Estimert deteksjonssannsynlighet for fire forskjellige identifiseringsmetoder av biller fra innsamlingsperiode 1 og 3 i lokalitet D, Ertstjønn. Verdiene vises på logit-skala.

Ut ifra disse estimatene kan vi også estimere hvor mange feller man vil trenge for å observere alle arter av biller som er tilstede på en gitt lokalitet. **Figur 24** viser at man uansett identifiseringsmetode vil ha vanskeligheter med å oppdage alle artene som forventes å forekomme på en lokalitet. Metastrekkoding av etanol skiller seg ut med en særlig dårlig evne, mens metastrekkoding av knuste prøver havner nærmere en morfologisk identifisering. Selv hvis man skulle kunne gjennomføre en manuell identifisering av 50 Malaisefeller på en lokalitet som samler insekter i to uker, estimerer vi at man vil oppdage kun ca. 65% av billeartene som antas være tilstede på lokaliteten. Tilsvarende mengde for metastrekkoding av knuste prøver er 57%, respektive 42% for metastrekkoding av etanolen. Dette betyr - som i eksempelet med blomsterfluer - tildels at

man ikke kan forvente å kartlegge hele mangfoldet (i hvert fall i løpet av en så kort periode), og at det ikke alltid er rasjonelt å bruke ressurser på den aller beste identifiseringsmetoden, gitt den generelt lave deteksjonsansynligheten.

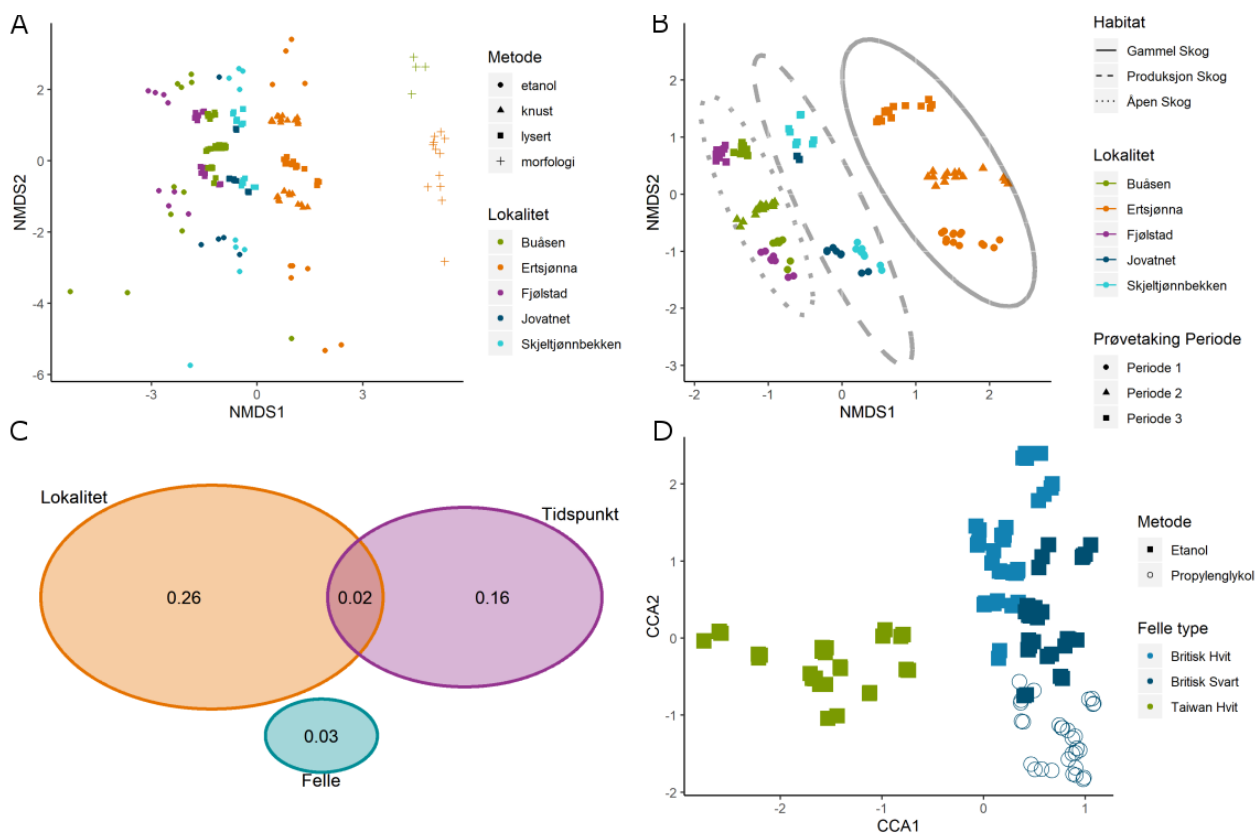


Figur 24. Estimert antall observerte billearter på en lokalitet, gitt forskjellige identifiseringsmetoder og antall Malaisefeller. Noter at Malaisefeller ikke er den beste metoden for å samle biller, og at analysen baseres på et relativt lite datagrunnlag.

4.6 Forskjeller i artssamfunn mellom lokaliteter, tidspunkter og felletyper

Detaljerte funndata på artsnivå sier ikke bare noe om artsmangfoldet, men inneholder også informasjon om de relative mengdene av hver art. Dette er viktig for å se strukturen i et artssamfunn. Metastrekoding klarer ikke å telle antallet individer direkte hos enkelte arter, men man kan nærme seg et artssamfunn i og med at det finnes en viss sammenheng mellom mengden DNA man finner og antallet individer i prøven. Mengden DNA man registrerer fra hvert individ varierer mellom arter, og sannsynligvis også med den totale mengden øvrig DNA i prøven. Derfor samsvarer ikke mengden DNA til antallet individer i et 1:1 forhold. Likevel ser resultatene ut til å være konsistente nok til at man kan analysere artssamfunnene gjennom dataene fra metastrekodingen, så lenge man er bevisst på at de relative mengdene DNA-sekvenser ikke tilsvarer de relative mengdene individer. **Figur 25** viser variasjonen i artssamfunn fra det relativt homogene området som pilotforsøket var lagt til i 2019. **Delfigur 25 a)** viser et NMDS-plot av den totale variasjonen, inklusive datasettene fra de morfologisk bestemte artene og de fra metastrekodingen av den filtrerte etanolen. Da kun en del av artene ble morfologisk bestemt er det ikke uventet at artssamfunnene fra den morfologiske identifiseringen skiller seg ut. For øvrig er det tydelig at resultatene fra den filtrerte etanolen står for en stor del av variasjonen. Disse resultatene spriker mer og viser den dårlige presisjonen med denne metoden. En konsekvens av dette er at det vil være betydelig vanskeligere å modellere data fra den filtrerte etanolen, da det inneholder såpass stor tilfeldig variasjon.

Delfigur 25 b) viser variasjonen i artssamfunn da kun resultatene fra de lyserte prøvene er tatt med. Disse punktene kommer dermed alle fra den anbefalte metoden. Vi ser at forskjellen i artssamfunn tydelig skiller seg mellom lokalitet og tidspunkt. NMDS-akse 1 plukker opp forskjeller i lokalitet, der gruppen lengst til venstre består av lokalitet Fjølstad og Buåsen (A og B), som hadde et betydelig innslag av gressmark. Gruppen i midten består av Skjeltjønnbekken og Jovatnet (C og E), som hadde preg av flathogstområde i granskog. Gruppen lengst til høyre består av lokaliteten Ertstjønn, som bærer preg av gammel furuskog. På tvers av denne variasjonen, i NMDS-akse 2, kommer prøvetakingsperiode (tidspunkt). De ulike periodene grupperer seg der i tydelig i rekkefølge, med den andre tømningen i midten, representert av lokalitet B og D som var de eneste fra denne tømningen som ble lysert. Det er slående at fem så nærliggende lokaliteter i tid og rom viser så tydelige og konsekvente forskjeller i artssamfunn. **Delfigur 25 c)** viser en variansoppdeling av mengden variasjon i hele datasettet. Forskjellene grunnet lokalitet og tidspunkt forklarer en betydelig del av variasjonen i datasettet, tilsammen 42 %, mens forskjeller i felletyper (fabrikat, farge, konserveringsvæske) står for kun 3% av variasjonen. **Delfigur 25 d)** viser variasjonen i artssamfunnene som helt begrunnes forskjeller i felletyper (de 3%). Også her skiller seg Bugdorm-fellen seg ut fra Watkins-fellene. Artssamfunnene i de ulike fargene av Watkins-fellene er meget like, mens vi ser at funnene i fellene med propylenglykol skiller seg noe ut. Sammensatt viser **Figur 25** en meget tydelig og intuitiv gruppering av artssamfunnene. Dette betyr at uansett hvilken felletype man bruker på en lokalitet, vil man sannsynligvis være i stand til å skille på plasser og tidspunkt. Dette er et beroligende resultat, med tanke på forskjellene mellom felletyper som vi har diskutert tidligere.

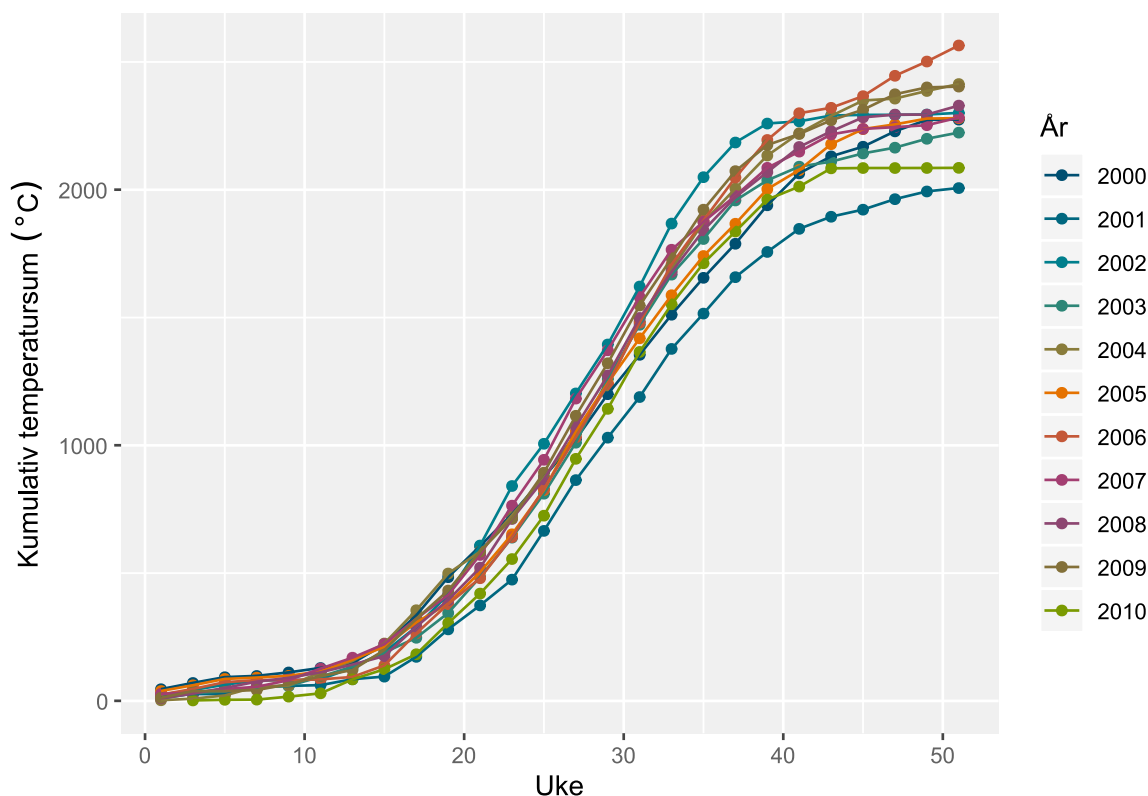


Figur 25. Resultater av en DNA-basert artssamfunnanalyse av fellefangstene i Malaisefellene i Malvikmarka 2019. Figur a) viser spredningen i artssamfunn i hele datasettet, inklusive de artslistene som er identifisert morfologisk og gjennom metastrekkoding av DNA fra den filtrerte etanolen. Figur b) viser variasjonen i funnene fra de lyserte prøvene hvor DNA ble ekstrahert med eller uten homogenisering. Figur c) viser mengden variasjon i datasettet som kan forklares med forskjeller i lokalitet, tidspunkt og forskjellene i felleoppsett innen hver lokalitet. Figur d) viser variasjonen i artssamfunn som kan begrunnes med forskjeller i felle typer innen hver lokalitet (3%), det vil si etter variasjonen fra lokalitet og tidspunkt har blitt kontrollert for.

5 Fenologi og tømingsintervall

De fleste insekter har en stor potensiell evne til å formere seg, men er sensitive for lokale miljøforhold. Populasjonsstørrelsene kan derfor variere kraftig mellom ulike lokaliteter, avhengig av variasjoner i lokalt klima. Utviklingen for insekter øker typisk lineært med økt temperatur, og de blir ofte inaktive ved lave temperaturer, for så å fortsette når temperaturen senere går opp (Dixon m.fl. 2009). Hvor mye insektene rekker å formere seg, og dermed hvor store tetthetene blir, er derfor i stor grad avhengig av temperatursummen, det vil si temperaturene for de passerte dagene summert (Ratte 1984). Flyveaktiviteten til insekter er også sterkt avhengig av værforhold. På kalde regnværsdager kan det praktisk talt være null insekter i luften, mens det på varme, tørre dager er stor aktivitet. Mengden insekter en felle fanger i en gitt innsamlingsperiode er derfor avhengig både av temperatursummen før innsamlingen begynner og temperaturen under selve innsamlingen.

Figur 26 viser variasjonen i temperatursum for Lokaltet A i Malvikmarka mellom år 2000 og 2010, oppdelt i 2-ukersperioder. Punktene er utregnet som summen av de daglige middeltemperaturene som er over 0°C. Dataene er hentet fra de interpolerte daglige middeltemperaturene fra Meteorologisk institutt, som er tilgjengelig på 1x1 km skala (Met.no 2019). Figuren viser at temperatursummen varierer kraftig mellom år. I den hovedsakelige aktivitetsperioden for insekter, mellom mai og oktober (uke 20-32), kan temperatursummen skille seg med mer enn tilsvarende en måned (den vertikale spredningen er omtrent lik den horisontale spredningen). Populasjonsstørrelsene til insektene kan derfor forventes å variere ganske kraftig mellom samme tidspunkt i forskjellige år.

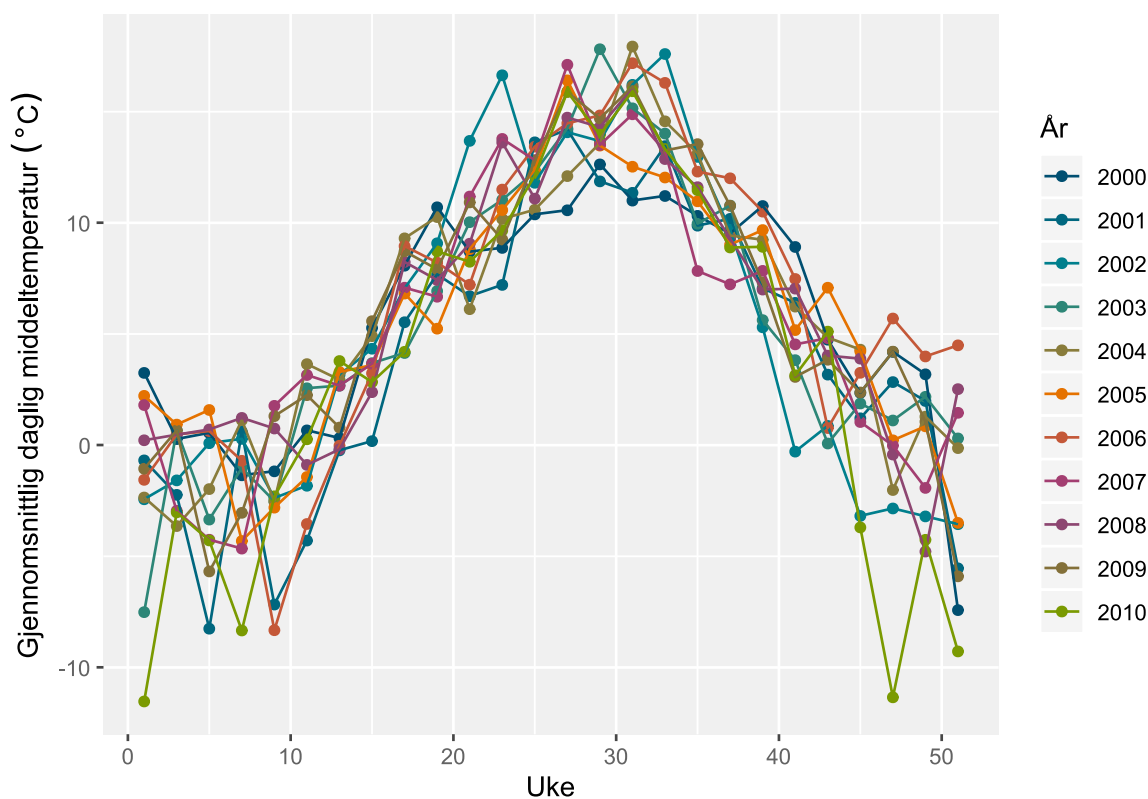


Figur 26. Kumulativ daglig temperatur for dager med middeltemperaturer over null, for hver to-ukersperiode mellom år 2000 og 2010 i Lokaltet A «Fjølstad».

Figur 27 viser middeltemperaturen for hver to-ukersperiode for samme tidsperiode og lokalitet. Selv om de ulike årene viser samme hovedsakelige trend, er det slående hvor stor variasjon det er mellom år. Linjene krysser også ofte hverandre, noe som betyr at de ulike årene ikke er

konsekvent varmere eller kaldere enn de andre. Man kan altså ha en særdeles varm to-ukersperiode som etterfølges av en særdeles kald to-ukers periode.

Disse to måtene som klimaet varierer på påvirker altså hvor mye insekter man vil fange i en felleperiode. Noe av denne variasjon vil teoretisk være mulig å kompensere for gjennom statistiske modeller, mens andre effekter vil være vanskelig å kompensere for. Det er for eksempel vanskelig å svare på om en art ikke påvises i en fangstperiode på grunn av at den har forsvunnet fra et område, eller at den helt enkelt ikke har rukket å bli flyveferdig. Resultatet blir at det er utfordrende å sammenligne fellefangster mellom ulike år som bare spenner over korte tidsintervaller. Konsekvensen er derfor at man bør samle inn insektene over større tidsperioder, for å dekke inn en større del av sesongen. Derfor anbefaler vi å la fellene fange insekter under hele den aktive perioden, dvs. fra April til og med Oktober. Ved felletømming annenhver uke betyr det 14 tømminger per år. Teoretisk sett kan man bruke lengre fangstperioder der man tømmer fellene for eksempel hver måned, men man må i så fall være sikker på å unngå at flaskene blir fulle. Man kan for eksempel teste ut spesifikt utstyr som skifter innsamlingsflasker automatisk. Kvaliteten på DNA bør heller ikke påvirkes for mye. Sollys, varme, fordamping og fortykning av etanolen er alle faktorer som kan påvirke DNAet negativt. Foreløpig viser våre resultater at en tømming hver 4. uke kan være gjennomførbart med tanke på DNA-kvalitet, men dette baseres på en relativt liten prøvemengde, og bør belegges videre. Se for eksempel **Figur 8**, som kan tyde på forskjellige arts-akkumulasjoner for to respektive fire ukers tømming. Potensielt skulle dette kunne innebære betydelige kostnadsreduksjoner da den største delen av budsjettet ellers brukes til å besøke lokalitetene for å skifte flaskene i fellene.



Figur 27. Gjennomsnittlig daglig middeltemperatur for hver 2-ukersperiode mellom år 2000 og 2010 i Lokalitet A «Fjølstad». De mange kryssingene av linjene viser at ulike år ikke er konsekvent forskjellige i temperatur, og at samme uke kan være vanskelige å sammenligne mellom år.

6 Forklaringsvariabler

Data på viktige forklaringsvariabler av god kvalitet er alfa og omega for å kunne forstå og forklare insekters antall og utbredelse på de steder hvor de undersøkes. Dette er videre en forutsetning for å kunne predikere insektenes forekomster, både geografisk for større områder eller tidsmessig i form av fremtidige scenarier. Vi diskuterer her de forklaringsvariabler vi ser som relevante for å forklare forekomstene av insekter, men utelukker ikke at andre kan komme til å bli aktuelle i fremtiden.

6.1 Feltvariabler

Landsskogstaksering

Vi har i løpet av sommeren 2019 prøvd ut feltinstruksen for «Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog» (Ørka mfl. 2019). Miljødirektoratet har lagt opp til at denne kartlegging skal inngå for de prøveruter som karakteriseres som skog. Ideen er å spre feltinnsatsen over flere overvåkingsprosjekt som finansieres av Miljøforvaltningen og dermed få en merverdi av de ulike prosjektene. Feltinstruksen er en forenklet og noe modifisert versjon av Landsskogstakseringen (Viken 2018). Hensikten er å lage et stort datagrunnlag for å statistisk knytte fjernmålte egenskaper, f.eks. satellitt-data, til lokale skogskvaliteter. Det underliggende målet er å lage bedre prediksjoner av skogstillstanden over store arealer, med hjelp av moderne fjernmålingsdata.

Feltinnsatsen går i korthet ut på å registrere de trær som står innen en sirkel med radius 8.92 meter. Skogskarakter, treslag, brysthøydiameter, trehøyde, og alder er den hovedsakelige informasjonen som registreres. Sentrumsposisjonen for sirkelen bestemmes med en presisjon på under 100 cm, for å sikre en god romlig matching med fjernmålte data. Dette betyr i praksis at man må bruke spesielt egnede GPSer (GNSS), med en form for korrigerings av posisjonene. I områder med mobildekning får man som regel en presisjon på under 10 cm. Annet nødvendig utstyr er målebånd, tømmerklave, høydemåler, og trebor for aldersbestemmelse.

Sentrumpunktet til den undersøkte sirkelen er vanligvis sentrum i en SSB rute, men kan plasseres ved insektfellen(e) for å øke tilknytningen til insektforekomstene. Selv om vi vil prøve å plassere fellene i midten av den relevante SSB-ruten, vil det være tilfeller der dette passer dårlig med tanke på fellenes evne til å fange insekter.

Vi bedømmer at innsamlingen av disse feltdataene er praktisk gjennomførbar i tilknytning til at prøveruten etableres og fellene settes ut i starten av feltsesongen. Metodikken, og særlig aldersbestemmelse av trærne, krever litt erfaring, men skal i prinsippet være gjennomførbart uten spesialistkunnskaper. Tidsbruken for en trent registrant beregnes å ligge mellom 0.5 – 1 time. I tilfeller der etterkorrigering av GPS-posisjon kreves, eller da trealderen ikke kan bestemmes i felt, må ytterligere tid regnes inn. Dette vurderes å være relativt sjeldent.

Selv om feltinnsatsen virker praktisk gjennomførbar, er nytten for en insektovervåking mer usikker. Da flyvende insekter kan bevege seg over den prøvetatte 8.92 meter store sirkelen på noen sekunder er det uklart i hvilken grad trekarakterene på dette området vil påvirke fangstene i fellen. Det er mer trolig at insektene påvirkes av skogskarakteren over et større areal, da dette bedre vil gjenspeile insektenes funksjonelle habitat. Informasjon om skogsdata på mellom noen hundre meter til noen kilometers avstand virker derfor mer relevant i forhold til insektenes forekomst. Et program for insektovervåking er derfor mer tjent av de interpolerte resultatene av en fjernmålingsbasert kartlegging av skog, enn av de underliggende lokale grunndataene.

Vår vurdering er at denne datainnsamlingen er praktisk gjennomførbar, til en ikke ubetydelig merkostnad, uten åpenbar gevinst for selve insektovervåkingen. Oppdragsgiveren bør vurdere om det er mer samfunnsøkonomisk lønnsomt å legge denne typen av kartlegging i dedikerte prosjekt.

Natur i Norge - NiN

Prosjektet har ikke gjennomført en egen uttesting av NiN-kartlegging, da NINA har stor erfaring fra før av på området. NiN-kartlegging har også blitt uttestet i forbindelse med NINA-prosjektet på «Tidlig varsling av fremmede arter» i 2019 (Jacobsen m.fl. 2019). Erfaringene viser at det tar omtrent en dag for en gruppe på to personer å gjennomføre kartleggingen i en 500x500 rute, avhengig av kompleksiteten på sammensettingen av naturtyper i prøveruten. Kartleggingen er mulig å gjennomføre enten ved etableringen av en prøveflate i starten av innsamlingssesongen, eller ved et separat dedikert tilfelle senere i sesongen, da vegetasjonen har vokst seg stor nok til å kartlegges effektivt.

Den direkte nytten av informasjonen for insektovervåkingen vurderes å være ganske høy, da den sannsynligvis fanger opp viktige karakterer for det lokale habitatet. Potensielt kan den forsterkes ved å inkludere ytterligere karakterer som er relevante for insekter for de polygoner som stedfestes i kartleggingen. Det vil sannsynligvis kreves noen år med innsamling av data for å kunne vurdere den statistiske sammenhengen mellom NiN-kartleggingsdataene og de lokale insektsamfunnene.

Vi identifiserer likevel to utfordringer med denne type av data i forhold til dens evne å predikere insektforekomster. For det første er det totale arealet NiN-kartlagt mark fortsatt ganske lavt og det vil finnes betydelige hull i datagrunnlaget i overskuelig fremtid. Det er altså ikke trolig at man vil kunne få heldekkende datagrunnlag for bruk til predikering av insektforekomster i ikke-prøvetatte områder. I praksis kan det derfor bli relevant å bruke en eller annen heldekkende datakilde som er derivert fra NiN-kartleggingen. I skrivende stund kjenner vi ikke til at slike produkter finnes.

Vår vurdering er at NiN-kartlegging er praktisk gjennomførbart og at dataene er potensielt verdifulle som forklaringsvariabler for insekter, men at det har en betydelig kostnad da det grovt regnet fordobler kostnadene ved å etablere en prøverute.

Flora

I tillegg til en NiN-kartlegging av naturtypene i prøveruten kan det være nyttig å registrere vegetasjonen i finere detalj. Mange insekter er planteetere og til en viss grad spesialiserte i forhold til de planter de kan spise. Et mangfold av plantearter kan derfor skape flere mulige nisjer for insekter å fylle og dermed gi høyere insektdiversitet. En høy biodiversitet i plantesamfunnet kan også indikere en generelt lavere næringstilgang, og dermed lavere primærproduksjon. Dette kan lede til mindre næring til generalister blant insektarter, som for eksempel skadedyr eller nedbrytere. Artsmangfoldet av planter kan derfor ha viktige, men komplekse innvirkninger på insektsamfunnet. Vi anbefaler å gjøre en mer detaljert registrering av floraen i prøverutene, enn hva som fanges opp i NiN-systemet. Et mulig rammeverk er ANO-kartlegging, se **Seksjon 8.2**.

6.2 Digital datainnhenting

Vi bygger i denne seksjon videre på et avsnitt fra tidligere rapport (Åström m.fl. 2018).

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. Det er et omfattende arbeid å etterforske tilgjengeligheten av alle relevante forklaringsvariabler. Dataene er ofte spredde over mange utgivere, og vi har ikke full kunnskap om dem alle. Vi angir i **Tabell 6** statusen for et antall relevante forklaringsvariabler, basert på en overflatisk gjennomgang.

Tabell 6. Eksempler på relevante påvirkningsfaktorer for insekter. Vi noterer til hvilken grad datakildene er tilgjengelige i dag, utefra en begrenset undersøkning. Listen er ikke fullstendig og vi kan ha misst at en datakilde er tilgjengelig.

Påvirkningsfaktor	Skala			Datakilder	Tilgjengelige i dag*
	< 500x500m	500x500m	1-3km		
Arealbruk (Naturtyper, landskapskomposisjon, avlinger)			x	AR5, SSB statistikk	Tilgjengelig
Detaljert informasjon om drift av jordbruk (grøder, tradisjonell skjøtsel, økologisk dyrking)			x		Data ennå ikke tilgjengelig på stor skala
Beitedyr (For insekter spesialisert på møkk: antall dyr på beite)			x	Statistikk for landbruksstøtte.	Stedfestet data kan [sannsynligvis] settes sammen fra SSB.
Sprøytemidler			x	Statistikk for landbruksstøtte, Mattilsynet	Stedfestet data [sannsynligvis] ikke tilgjengelig.
Naturtyper (NiN kartlegging)		x	x	Egne registreringer	Data ennå ikke tilgjengelig på stor skala
Skogsbruk (Lokale skogs kvaliteter og skogstype på landskapskala)	x		x	Landsskogstakseringen, Egne registreringer	Tilgjengelig på liten skala, til dels på stor skala. F.eks. kart over gammel naturskog er ikke tilgjengelig.
Klima (Temperatur og nedbør lokalt under innsamlingsperioden, klimadata over større område for sesongen)	x		x	Egne registreringer, Met.no	Tilgjengelig
Plantearter (Ressurser for spesialiserte, plantespisende insekter)	x			Egne registreringer, Artskart	Tilgjengelig fra prosjektet
Hydrologi (Lokale vannsamlinger, vassdrag, vannmettede myrer)		x	x	Egne registreringer, Elvis.	Tilgjengelig på stor skala, mulig å kartlegge på liten skala i prosjektet.
Lokal plassering (Himmelretning, helning, plassering i forhold til linjerelementer)	x				Tilgjengelig fra prosjektet

7 Design av overvåkingsopplegg

7.1 Ambisjonsnivå for overvåking og konsekvenser for datakvalitet

Overvåking av insekter kan foregå på en rekke ulike måter, der både typen av data man samler inn og omfanget har konsekvenser for hva man siden kan gjøre med informasjonen. I dette prosjektet har vi hele tiden fokusert på passive innsamlinger med feller som samler så bredt som mulig med en rimelig arbeidsinnsats. Dette innebærer at vi baserer oss på Malaisefeller som komplementeres med vindusfeller i lokaliteter der biller har en særskilt viktig rolle. Mer arbeidsintensive og manuelle innsamlinger som fanger spesifikke grupper har aldri vært aktuelt da vi vurderer at dette ikke er praktisk gjennomførbart på stor skala.

Også med Malaisefeller kan man legge ambisjonsnivået på ulike nivåer. For å ikke gjøre sammenligningen unødvendig komplisert diskuterer vi her tre nivåer på presisjon av de innsamlete dataene som også har konsekvenser for mengden av felletømminger. Kostnadene for opplegget kan på dette tidspunktet bare være et estimat, men de tre forskjellige oppleggene havner ganske likt, på en kostnad på rundt 20 millioner kroner per år for to økosystemer på landsbasis.

Mulige nivåer av prosessering av fellefangster:

- 1) **Biomasse.** Her veier man det innsamlete materialet og biomasse blir den primære målingen. Man begrenser da kostnadene kraftig og kan gjennomføre hyppige tømminger ved mange nok lokaliteter for å følge med på grove trender. Vi tar utgangspunkt i **10-15 tømminger i totalt 100 lokaliteter per år** for å overvåke to økosystemer. En stor ulempe er at man mister viktig informasjon om forskjeller mellom ulike grupper av insekter da man ikke identifiserer dem. Viktige forandringer kan derfor maskeres, særlig da en gruppe går opp og en annen går ned. Hvis man til tross for dette finner en trend i et slikt datamateriale, blir så neste spørsmål hva dette betyr. Uten å ha arts- eller gruppespesifikke data er det vanskelig å tolke forandringene og identifisere passende tiltak, noe som har blitt vist i den mye omtalte artikkelen fra Tyskland i 2017 (Hallman m.fl. 2017). Derfor virker det nødvendig å også lagre det innsamlete materialet i et slikt opplegg for å kunne gå igjennom fangstene i detalj hvis man oppdager forandringer. Denne kostnaden inngår ikke i overslaget ovenfor. Kostnadsbesparingene fremstår derfor som usikre i et slikt opplegg.
- 2) **Grov morfologisk sortering og mål av biomasse, med eller uten metastrekkoding.** Her kan man oppnå en taksonomisk oppløsning til ordensnivå for utvalgte grupper (biller, veps, fluer, etc.) gjennom manuell sortering av prøvene. I tillegg kan man få biomassen målt for hver av disse gruppene og antallet individer opptelt. Man kan dermed følge med på separate trender for disse grupper, noe som kan gi praktisk mening selv om ikke alle arter er like innen hver gruppe. Dette kan kompletteres med metastrekkoding av DNAet i fangstene for en relativt liten merkostnad for å samtidig få artsidentitetene på de fleste av individene. Ulempen med dette opplegget er at man ikke rekker å grovsortere alle fellefangstene, uten å kraftig begrense enten antallet lokaliteter eller antall tømminger hvert år. Man kan begrense seg til **tre tømminger per år i totalt 100 lokaliteter for to økosystemer** og dermed nå et likt kostnadsnivå som de andre oppleggene, men det er risikabelt med tanke på variabiliteten i insektbestandene. Dette vil gå betydelig ut over den statistiske kraften i analysene, og havne på et nivå som er vanskelig å estimere. Langtidslagring av materialet er ikke like nødvendig i dette opplegget hvis man kompletterer med metastrekkoding, men muliggjør en senere identifisering og kontroll.
- 3) **Metastrekkoding og biomasse.** Her måler man den samlede biomassen og bruker kun metastrekkoding for identifisering. Man lagrer i tillegg det ekstraherte DNAet for fremtiden. I dette opplegget identifiserer man det store flertallet av artene som går i fellene og dette er den eneste metoden der man klarer å samle inn data på artsnivå, kontinuerlig over sesongen i mange nok lokaliteter. Lagring av fellefangstene er ikke strengt tatt nødvendig, men er mulig da DNA-ekstraksjonen ved lysering som beskrevet ovenfor bevarer de fleste individene for morfologisk identifisering. Identifiseringen av arter fra

metastrekkodingen kan oppdateres i fremtiden ved å bruke forbedret bioinformatikk. Man kan også selektivt plukke ut individer for å lage strekkoder for de arter bioinformatikken ikke klarte å identifisere. Ulempen er at man ikke klarer å identifisere hvert individ, og at man ikke kan relatere antallet fangete individer av ulike arter da ulike arter ikke oppdages likt av metastrekkodingen. Antallet individer man klarer å identifisere er til tross for dette mye større enn hva man kan klare med tradisjonell morfologisk identifisering. Vi tar også her utgangspunkt i **10-15 tømminger i totalt 100 lokaliteter per år** for å overvåke to økosystemer.

Det finnes også flere valg når det gjelder hvilke områder som bør overvåkes. Her vil det finnes flere meninger og få konkrete rette eller feil svar. Vi legger her frem argumentasjonen bak de prioriteringer vi gjør.

Mulige nivåer av romlig dekning av innsamlingene:

- 1) **Geografisk spredning.** Norge er et langstrakt land som spenner over store forskjeller i klima og menneskelig påvirkning. Hvis man vil dekke situasjonen i hele landet er det umulig å gjøre det uten å samle inn data fra hele landet. Ved harde prioriteringer er det vanlig å fokusere på de landsdeler der det bor flest mennesker og det er enklere å gjennomføre en overvåking. I Norge sammenfaller disse ofte med steder der biomangfoldet er stort, på grunn av fordelaktig klima og en tradisjon med god hevd av dyrkamark. En slik prioritering er ikke i seg selv feil, men man risikerer å gå glipp av data fra flere regioner. Derfor håper vi at det etter hvert kommer på plass en overvåking av insekter som virkelig er nasjonal, der også de nordligste områdene, og fjellområdene kommer med. Prediksjonene om effektene fra klimaforandringer angir generelt at de største forandringene vil komme i områdene nær polene og i fjellstrøk. Hvis man kun ønsker å følge med på effektene av klimaendringer kan det derfor være verdt å prioritere disse områdene. Vi mener likevel det er rimelig å fokusere på fastlandet, og hvis nødvendig, prioritere de områder som har gjennomgått størst påvirkning av menneskelig aktivitet. Det er i disse områdene vi har grunn til å forvente de største forandringene i insektforekomster så langt, og der har vi større mulighet til å identifisere mulige tiltak for å minske uønskede bestandsforandringer.

Det er av praktiske grunner lurt å dele inn landet i et fåtall grunnregioner, der man starter overvåkingen i en region for å siden å utvide den til de resterende. Det vil være krevende for et program å dekke hele landet fra dag 1, med tanke på den felt- og labmessige logistikken som må bygges opp. Vi anbefaler derfor å starte opp overvåkingen i en større region, for eksempel en landsdel, for siden å utvide innsamlingsområdet til hele landet.

- 2) **Økosysteminndeling.** Definisjoner og inndelinger av landet i habitattyper eller økosystemer er et komplekst tema, noe arbeidet omkring Natur i Norge kan vitne om. Vi skal ikke prøve oss på en detaljert oppdeling her, men noterer bare at økosystemene er forskjellige nok til at det er verdt å separere noen hovedtyper, selv om disse skulle kunne deles opp i flere deler. Insektfaunaen kan variere ganske kraftig mellom ulike hovedtyper av habitater, og de er ofte også utsatt for vidt forskjellige påvirkninger fra menneskelig aktivitet. Derfor kan man forvente seg forskjellige forekomster og trender mellom ulike områder, og disse bør vurderes og overvåkes separat.

Norge er et tynt befolket land, der jordbruksarealene er konsentrert rundt de regionene med mest bebyggelse. Insektfaunen er her for en stor del knyttet til de åpne områdene som preges av en historisk kontinuerlig hevd av markene. Landskap som preges av åpne arealer med semi-naturlig gressmark og moderne jordbruk er de områder der de fleste internasjonale studier over insektforekomster har blitt foretatt i og det er her de største nedgangene har blitt observert. Jordbruksområder i vid forstand er derfor en prioritert habitattype eller økosystem som man bør følge med på.

Landet består for øvrig av store arealer skog, som i likhet med jordbruksmarkene preges av betydelig menneskelig påvirkning siden lang tid tilbake. Skogsmarker er derfor en annen sentral habitattype man bør følge med på. Norge er også ganske unikt ved å ha så store fjellområder, som spenner over mange breddegrader. Her er generelt menneskelig påvirkning mindre, men miljøet er som nevnt tidligere spesielt utsatt for fremtidige klimaforandringer. Klima, flora og fauna er også såpass særegen at man bør behandle disse områdene som et separat studieområde.

7.2 Omfang og regional inndeling

I en tidligere rapport (Åström m.fl. 2018) ble omfanget på antall prøveruter diskutert mer grundigere enn her. I korthet konkluderte vi der med at man trenger å overvåke omtrent 200 lokaliteter for å ha en 80% sannsynlighet å oppdage relevante forandringer i insektbestander under en tidsperiode på 8-10 år. Antallet kan omtrent halveres hvis man er beredt på å akseptere en lavere evne til å oppdage forandringer (60%). I tillegg anbefalte vi å dele opp overvåkingen over flere år, slik at man gjennomfører en komplett datainnsamling på 4 til 5 år. Antallet ruter å besøke per år, og kostnadene knyttet til dem synker dermed i tilsvarende grad (1/4 resp. 1/5 av kostnadene), men man må samtidig vente noe lengre før man kan oppdage forandringer.

Antallet ruter man trenger å besøke øker også med antallet typer av områder man ønsker å overvåke. Hvis man for eksempel ønsker å kunne oppdage separate trender i både skog og jordbrukslandskap trenger man omtrent dobbelt så mange ruter. Det samme gjelder hvis man ønsker separate estimater for ulike geografiske regioner. Det vil si, hvis man ønsker seg separate, og like gode estimater for eksempelvis de 5 landsdelene, så trenger man 5 ganger så mange overvåkingslokaliteter. Dette er en sannhet med modifikasjoner, da man vil kunne bruke en del felles informasjon i de statistiske modellene, og at man dermed kan få noe økt statistisk kraft. Men dette er sannsynligvis en mindre effekt, og usikker å planlegge for. Derfor regner vi enkelt med en lineær økning av overvåkingsbehovet. Hvis man ikke øker antallet prøveruter vil evnen til å oppdage forandringer minke, og sjansen for å identifisere falske forandringer øker samtidig.

I tillegg mener vi at man ikke bør ha færre enn totalt 100 overvåkede lokaliteter per år, hvis man sprer dem over hele landet, eller et område med betydelig variabilitet. Da risikerer man at resultatene påvirkes for mye av tilfeldig variasjon i tid og rom, med dårligere presisjon i estimatene. Denne grensen er subjektivt vurdert da vi per i dag mangler tilstrekkelig data for å kunne estimere det statistisk.

7.3 Tidsplan og oppskalering av overvåking

Med dette sagt kan det være en rimelig fremgangsmåte å starte overvåkingen i mindre skala, for siden å øke den til fullt omfang. Det vil være praktisk utfordrende å starte opp en omfattende overvåking i for eksempel 100 til 200 overvåkingsruter spredt over hele landet fra dag 1 i et overvåkingsprosjekt. Det kan derfor være gunstig å starte med en region, og dermed unngå behovet for en stor mengde feltpersonell. Organiseringen av logistikken omkring innsamling vil kreve planlegging og det vil være utfordrende å starte opp direkte på landsdekkende skala, gitt det tidskjema som oftest er aktuelt ved tildeling av midler fra Miljødirektoratet, med beskjed om tildeling tett på den angitte startdatoen for virksomheten. Også på lab vil det være behov for å investere i materiell og organisering, for å være i stand til å håndtere prøver på full skala fra hele landet. Til sist kan dette opplegget være enklere å finansiere, da en full bevilgning fra første året kan være politisk utfordrende. Etersom den største delen av kostnadene er knyttet til tidsforbruk ved feltbesøk og analyser av prøver, vil kostnadene skaleres nærmest lineært.

Vi foreslår derfor å starte overvåkingen i en landsdel første året, for siden å suksessivt øke til resterende landsdeler. I praksis vil det innebære at man er i stand til å starte en overvåking av jordbruksområder og skogsområder i én region, for litt mer enn en femtedel av den totale kostnaden for et landsdekkende opplegg. Dette vil åpenbart ikke kunne fungere som en erstatning for et landsdekkende opplegg, da både det geografiske omfanget, og antall besøkte ruter blir for begrenset.

8 Ruteutvalg og samlokalisering

8.1 Samlokalisering

Det finnes potensielt store gevinster ved å samlokalisere overvåkingen til lokaliteter som inngår også i andre overvåkingsopplegg. Det handler til dels om effektiviseringer, ved at man kan dele opp arbeidet med innsamling av data av felles interesse, og siden spre informasjonen mellom prosjekter. Det kan også lede til synergier, ved at man klarer å knytte sammen data som ellers ikke hadde vært mulig, for eksempel detaljerte data på forekomst av vidt forskjellige taksa.

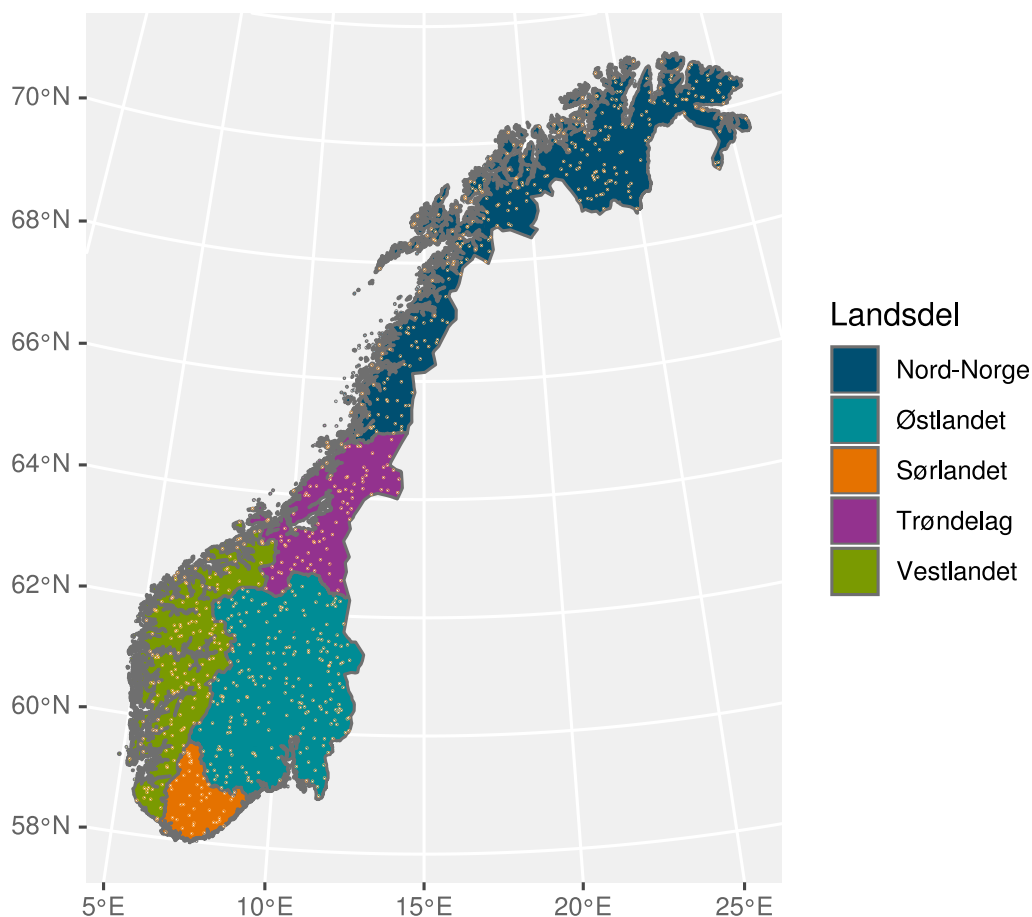
En forutsetning for en samlokalisering med andre overvåkingsopplegg er selvfølgelig at entomologer får tilgang til lokalitetene, og at man får tillatelse til å samle inn insekter. Noen programmer kan ønske å holde lokalitetene sine hemmelige, og vil unngå eventuell påvirkning fra en aktiv innsamling av insekter. For eksempel er vår erfaring at Landskogstakseringen ikke ønsker å samlokalisere med annen overvåking, eller i hvert fall ønsker å unngå en innsamling av insekter samme område. Lignende forbehold kan være aktuelle for andre programmer, og det er viktig å avklare slike ting før innsamlingen starter.

8.2 Arealrepresentativ Naturovervåking - ANO

Vi har spesielt vurdert potensialet for en samlokalisering med Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). ANOs mål er å fremskaffe arealrepresentativ statistikk for tilstand og utvikling for naturtypene i fastlands-Norge og gi statistikk på indikatorer for vurdering av økologisk tilstand (Tingstad m.fl. 2019). En slik overvåking vil gi detaljert info om naturtyper og floraen i lokalitetene, data som er ganske tidskrevende å innhente. Registeringen av floraen skjer på et antall spredte punkter over hele ruten (**Figur 28**). ANO sine lokaliteter baseres på et tilfeldig utvalg av et stort antall ruter i samsvar med SSB sitt 500x500m grid. Foreløpig er 1000 flater aktuelle for videre utvalg, og vi har gjennomført noen grunnleggende GIS-analyser for å kunne vurdere hensiktsmessigheten ved å samlokalisere insektovervåkingen til dette utvalget. I praksis vil flere av de 1000 potensielle rutene bli forkastet av praktiske grunner (Tingstad m.fl. 2019) og det endelige utvalget er ennå ikke gjort på landsbasis. Derfor skal følgende analyser ses på som foreløpige, men vi tror at hovedresultatene vil holde. **Figur 29** viser den romlige fordelingen av de vurderte rutene.



Figur 28. Eksempel på inventering av lokal flora gjennom ANO. Røde punkter viser mikrohabitat der den lokale floraen inventeres detaljert i 1x1m ruter. Figur fra Strand m.fl. (2016).



Figur 29. Fordelingen av de 1000 potensielle rutene for Arealrepresentativ naturovervåking (ANO).

Vi har foreløpig tatt utgangspunkt i en tradisjonell fem-delt oppdeling av landet. Vi har videre vurdert mulighetene for å finne lokaliteter av tre hovedtyper. Utvalgsriteriene er av nødvendighet subjektive, men er valgt for å fange opp et bredt og representativt utvalg av de økosystemene.

- **Skog**, her definert som at rutene er dekt av minst 50% skog, og har sitt sentrum under en høyde på 600 meter,
- **Jordbruk**, her definert som at rutene er dekt av tilsammen minst 30% «Fulldyrka jord», «Overflatedyrka jord», og «Åpen fastmark», samt at sentrum av ruten ligger under 400 meters høyde,
- **Fjell**, her definert som at rutene er dekt av til sammen minst 50% av «Myr», «Åpen fastmark», eller ikke er kartlagt.

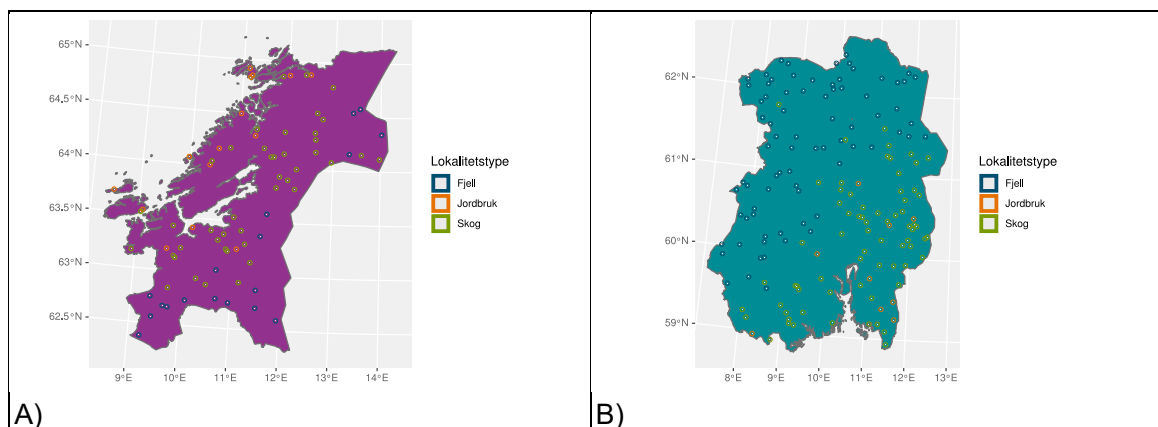
I samsvar med tidligere års rapport, anbefaler vi å prioritere å starte opp en overvåking i landskapstypene Jordbruk og Skog, men Fjell vurderes til tredje plass og derfor rapporterer vi mulighetene for også denne typen. Informasjonen for rutene er tatt fra arealtypeklassifiseringen i AR5 (Nibio 2016) og fra Kartverket sin høydemodell på 10 m oppløsning fra 2013 (Georange 2019a). Arealene til landsdelene er basert på Kartverket sine FKB-data (Georange 2019b).

Utvalgsriteriene fungerer bra for skog og fjell, men fanger opp få lokaliteter av jordbrukskarakter, spesielt i noen landsdeler (**Tabell 7**). I Trøndelag og Østlandet fanger vi på denne måten opp kun 15, respektive 9 jordbrukslandskap. Dette gjenspeiler ikke den dominerende posisjonen som Østlandet har i Norsk jordbruk. **Figur 30** viser fordelingen av de utvalgte lokalitetene for regionene Trøndelag og Østlandet. Vi konkluderer at de 1000 potensielle ANO-rutene ikke er

tilstrekkelig for å trekke et stort nok antall ruter av jordbrukskarakter. Det ser derfor ut som at det ikke vil være mulig å samlokalisere disse ruter med ANO-overvåkingen. Et alternativ er å trekke disse rutene fra et større utvalg ruter. ANO har et underlag på hele 10 000 ruter, men der man per i dag kun vurderer de 1000 første. I praksis vil dette bety at det er lite overlapp mellom ANO og en insektovervåking i jordbruksmark. Hvis insektovervåkingen skal gjennomføre en ANO-kartlegging vil derfor disse programmene komplettere hverandre, heller enn å by på effektiviseringsgevinster.

Tabell 7. Antall potensielle overvåkingslokaliteter, gitt utvalgsriteriene.

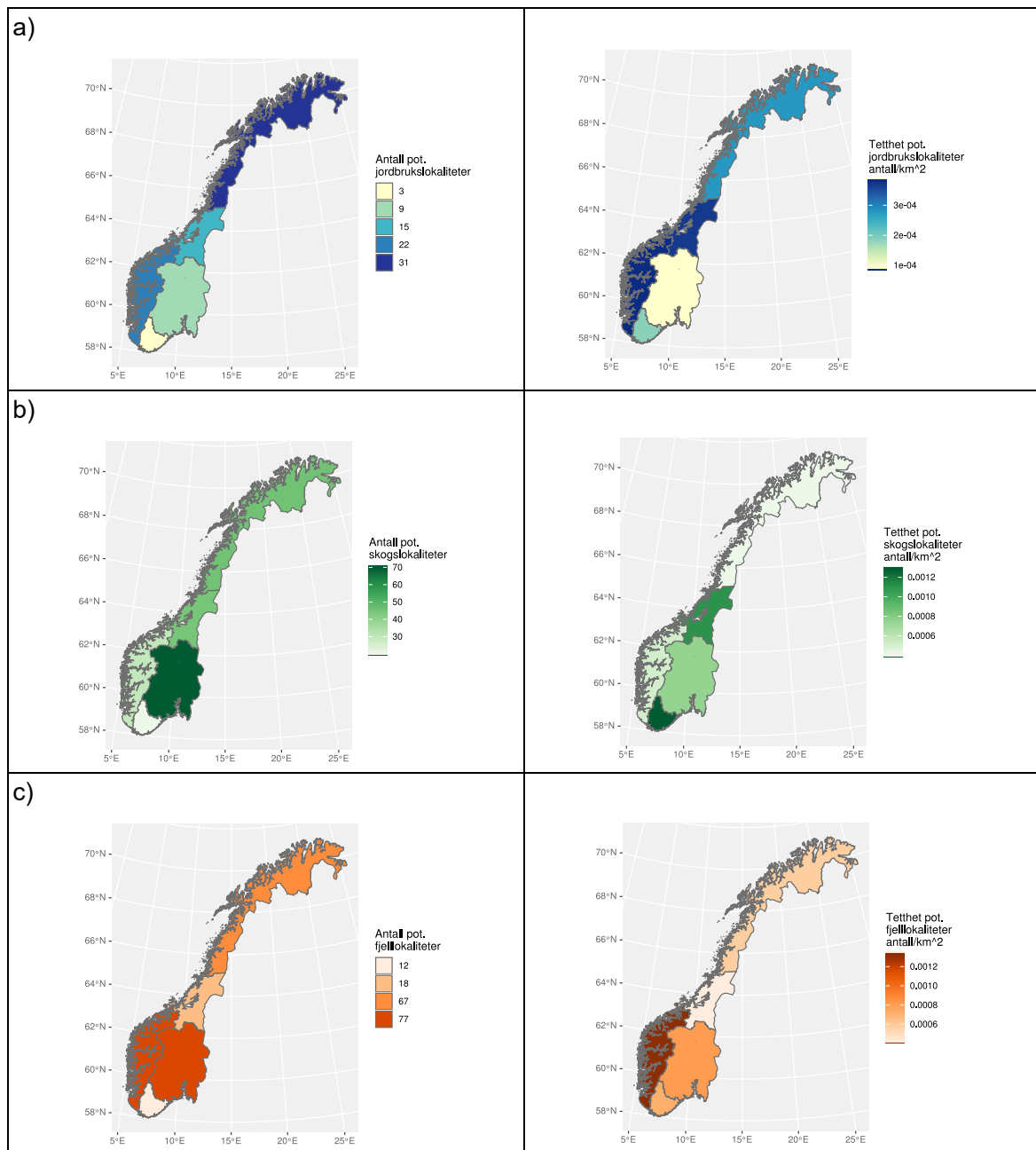
Landsdel	Areal (km ²)	Totalt antall ruter	Antall skogsruter	Antall Jordbruksruter	Antall Fjellruter
Nord-Norge	112722.74	287	46	31	67
Sørlandet	16426.84	46	21	3	12
Trøndelag	41012.73	95	45	15	18
Vestlandet	58230.19	153	30	22	77
Østlandet	94628.57	220	70	9	77
Hele landet	323021	801	212	80	251



Figur 30. Fordeling av de utvalgte potensielle overvåkingsflatene i A) Trøndelag, og B) Østlandet.

8.3 Geografisk fordeling og sammensetning av undersøkelsesflater

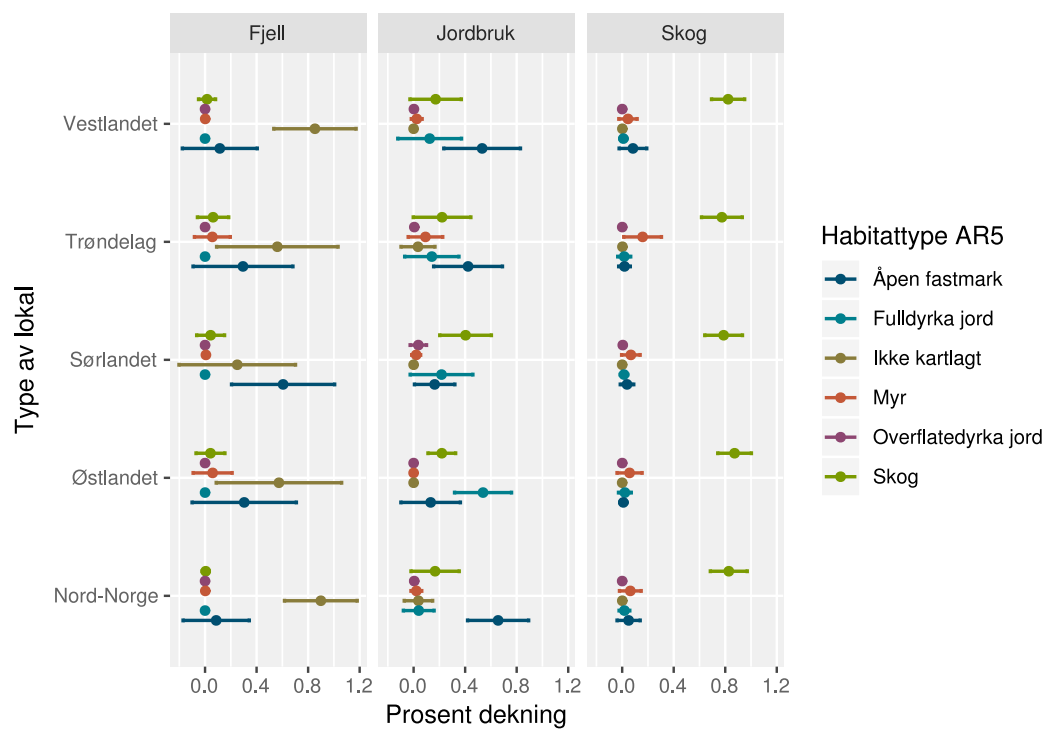
Figur 31 viser hvordan de tre ulike økosystemene fordeler seg over landet, gitt ANO sitt rutevalg. Jordbruksområdene forekommer som diskutert tidligere i alle regioner i mindre antall, men fordelingen i landet blir kontraintuitiv. Områdene vi hovedsakelig forbinder med jordbruk, som Øst- og Sørlandet gir inntrykket av å ha relativt lite jordbruksareal i disse kartene. Skogs og fjell-lokalitetene viser mer forventede resultat, selv om den relative andelen skog i Sørlandet kan overraske. Sammenlagt viser figuren at det vil bli nødvendig å stratifisere utvalget for hvert økosystem innen regionene, hvis man ønsker en noenlunde balansert design med likt antall lokaliteter av hver type i hvert område.



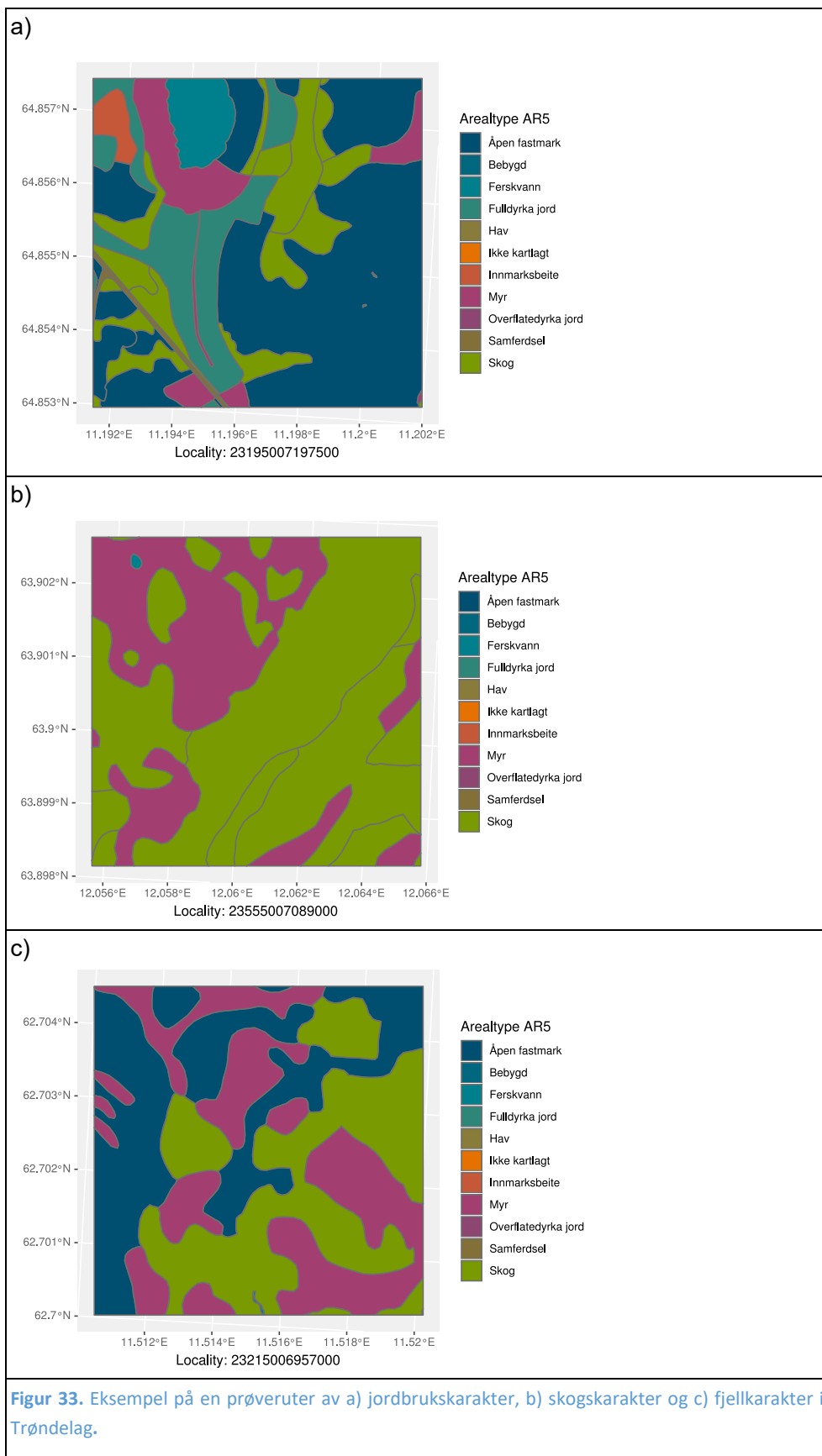
Figur 31. Romlig fordeling av lokaliteter i klasse a) jordbruk, b) skog, og c) myr, gitt utvalgsriteriene fra ANOs 1000 potensielle ruter for antall ruter (venstre kolonne) og tetthet av ruter per kvadratkilometer (høyre kolonne).

De fleste av rutene på 500x500m skala er sammensatt av flere habitattyper. Spesielt rutene som klassifiseres som jordbruk vil være et mosaikk av flere typer av arealer. **Figur 32** viser fordelingen av forskjellige habitattyper som de tre økosystemene i praksis vil være bygd opp av i hver landsdel. Figuren viser ikke alle mindre vanlige habitattyper som ikke er relevant for utvalget. Store deler av fjellene er ikke kartlagt i AR5 ennå, mens «Åpen fastmark» inngår i varierende grad i flere landsdeler. Det kan hende at denne typen hadde dominert, hvis fjellene hadde blitt kartlagt i større grad i AR5. Jordbruket domineres av Åpen fastmark i flere av regionene, og fulldyrka jord utgjør bare en betydelig del i Østlandet. Det er verdt å vurdere om man ønsker knytte overvåkingen tettere mot intensiv dyrking, eller hvis den skal gjenspeile åpent lavland mer generelt som det ser ut til at den gjør her. Merk også at jordbruksmarkene ofte har betydelig innslag av skog. Skogslokalitetene er mer homogene, men kan inneholde betydelig innslag også av åpen fastmark og myr, særlig i Trøndelag. Sett under ett vurderer vi at utvalget fanger

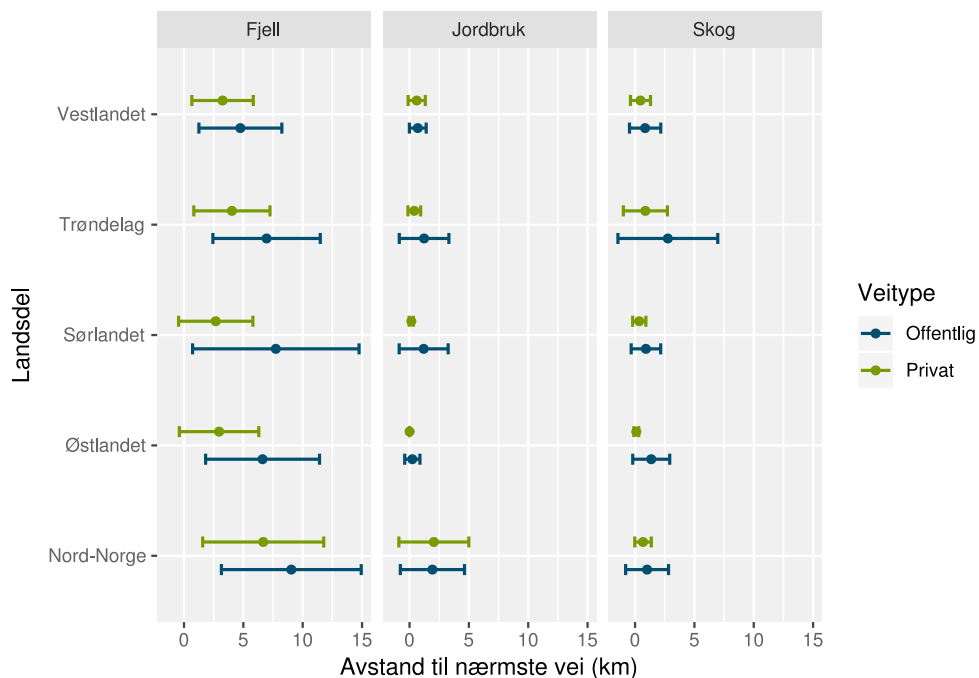
komposisjonen av naturtyper godt i Norge og fungerer som et representativt utvalg. **Figur 33** viser representative eksempler på hvert økosystem i Trøndelag. Noter kompleksiteten, særlig for jordbrukslokaliteten i kontrast med skogslokaliteten.



Figur 32. Fordeling av habitattyper etter AR5, som inngår i utvalgskriteriene for de potensielle rutene i de tre økosystemene.



Lokalitetene bør også være mulig å gå til / nå innen et rimelig tidsrom. Lange fotvandring vil øke kostnadene ved felledrift betraktelig. **Figur 34** viser avstanden til rutene fra nærmeste vei. Da private veier ikke alltid er tilgjengelige er det sikrest å regne med offentlige veier. Fjellokalitetene ser ut å by på betydelig høyere feltkostnader, mens jordbruk og skogslokalitetene virker å være enklere å gjennomføre.



Figur 34. Middeltall på avstand til nærmeste vei for de potensielle rutene i de tre lokalitetstypene.

9 Validering av funn og lagring

Identifisering av fellefangster gjennom metastrekkoding av DNA er den eneste realistiske metoden for de mengdene av prøver som vi mener bør til for en nasjonal overvåking av insekter. Teknikken virker også lovende med tanke på mengden arter som identifiseres og presisjonen sammenlignet med verifiserte funn. Men teknikken er per i dag ikke perfekt, og det er behov for å validere en del av treffene fra metastrekkodingen. Referansesekvenser i databasene som brukes for å matche DNA til artsnavn mangler fortsatt for mange arter og i noen tilfeller kan de inneholde feil fra at et feilidentifisert individ har blitt lagt inn. I de tilfellene hvor det mangler strekkoder for alle arter i en prøve vil man få treff på enten bare et slektsnavn eller i verste fall feil artsnavn. I begge disse tilfeller er det mulig å manuelt plukke ut individer til strekkoding for å bygge ut bibliotekene. Til dette kreves det detaljert taksonomisk ekspertise og mulighet for å lagre prøvene, i hvert fall under den perioden som kreves for valideringen.

Det er derfor viktig at et overvåkingsprosjekt har tilgang til, eller kan samarbeide med de som har god taksonomisk kompetanse på insekter for å kunne kvalitetssikre funnene fra metastrekkoding kontinuerlig. Analysearbeidet stiller også høye krav til teknisk kompetanse i DNA-teknikk og bioinformatikk. Etter våre erfaringer i pilotprosjektet krever en god identifisering et tett samarbeide mellom entomologer og bioinformatikere.

Det er et problem for en nasjonal overvåking at det per i dag mangler store nok lagringsressurser for å oppfylle kravene for en lagring av større mengder fellefangster. For eksempel har NINA kapasitet til å langtidslagre det ekstraherte DNAet for eventuelle fremtidige analyser, men har ikke kapasitet til å lagre selve insektfangstene. NTNU Vitenskapsmuseet har kapasitet til en midlertidig lagring av maks noen års prøver. Utover dette kreves sannsynligvis nybygg av anlegg for ytterligere lagringskapasitet.

10 Erfaringer og konklusjoner fra pilotforsøket i 2019

I det store og hele fungerte innsamlingen i pilotforsøket godt. Vi klarte å måle variasjonen i fangstene, både mellom fellene på en lokalitet og mellom lokalitetene. I tillegg har vi estimert både forekomst- og deteksjonssannsynligheter på artsnivå for en stor mengde insekter. Dette til sammen legger grunnen til en power-analyse av tilfeldige opplegg, men datagrunnlaget er fortsatt for lite for å kunne generalisere til større områder. Vi har også testet ut ulike felletyper og fått vurdert praktiske spørsmål omkring håndtering og prosessering av felle materialet. En rekke mulige identifiseringsmetoder har blitt uttestet i praksis og vurdert med tanke på kvalitet og kostnader.

Hva gjelder felledrift har vi identifisert behovet for å sikre fellene mot beitedyr i lokaliteter der dette er aktuelt. Det er også viktig å sikre at Malaisefellene er godt strekt opp under hele innsamlingsperioden, noe som er særlig viktig ved lange tømingsintervall. I tillegg er det viktig å bruke en type vindusfeller som takler regnvær bedre. Videre uttesting av dette kan med fordel gjennomføres sammen med et pågående prosjekt i 2020 om design av insektovervåking i hule eiker.

Fargene på fellene og konserveringsvæsken ser ikke ut å ha stor påvirkning på antallet fangede insekter, og foreløpig ser kvaliteten på DNAet fra bruk av propylenglykol god nok ut for å kunne brukes, selv om den kan gi noen færre observasjoner gjennom metastrekkoding. Fabrikatet på fellene hadde uventet stor - og etter det vi vet udokumentert - effekt på fellefangstene. Foreløpig er det ukjent hva denne forskjellen skyldes, men det er åpenbart viktig å bruke samme felletype innen et overvåkingsopplegg. Hvis dette ikke er mulig, for eksempel hvis et fabrikat går ut av produksjon, er det viktig å fase inn en ny type gradvis, slik at man kan estimere og kompensere for de ulike typenes forskjeller.

Totalt sett viser resultatene likevel tydelig at forskjellene i insektsamfunn som skyldes forskjeller i felletype, farge og konserveringsvæske er svært lave, sammenlignet med forskjeller mellom relativt like lokaliteter bare noen kilometer fra hverandre. Det ser derfor ut som at de fleste Malaisefelletyper vil måle tilstanden presist nok til å fange opp eventuelle forskjeller mellom lokaliteter.

Resultatene fra DNA-analysen av etanolen i insektfellene var mye dårligere enn forventet. Sammenlignet med tradisjonell morfologisk identifisering klarte vi bare å oppdage omtrent 20-30% av artene i etanolen. Disse resultatene bekrefter nylige publiserte funn fra Sverige, der DNA-analyser av etanolen fra Malaisefeller fanget opp ca 20% av familiene av medium til små individer, sammenlignet med knusing av insektene (Marquina m.fl. 2019). Man kan derfor konkludere med at DNA-analyser av filtrert etanol fra fellefangster av terrestriske insekter ikke klarer å identifisere artene godt nok. Dette var dessverre ukjent ved planleggingen av pilotforsøket i 2019. Resultatene fra metodeutprøvingen av knusing og ikke-destruktiv lysering var mye bedre, og fanget omtrent dobbelt så mange arter som metastrekkoding av etanolen.

DNA-analyser av knuste eller ikke-destruktivt lyserte insekter ser ut å kunne identifisere de fleste av de morfologisk identifiserte artene, og knusingen virker å være hakkert bedre enn ikke-destruktiv lysering. Sistnevnte metode er imidlertid en rimeligere å utføre og gjør det mulig å identifisere fellefangsten morfologisk i ettertid. Fotografier av insektmaterialet etter lysering tyder på at man fortsatt vil være i stand til å identifisere de fleste av artene morfologisk, noe som bør testes for ulike insektgrupper. Dette kan brukes til å kontrollere enkelte tvilsomme DNA-resultater, eller for å strekkode de arter der det mangler en referanse i biblioteket ettersom DNA kan ekstraheres på nytt fra enkeltindivider. Muligens kan disse prøvene også langtidslagres for fremtiden, men holdbarheten på de lyserte prøvene er fortsatt ikke testet. Dette er et viktig punkt å undersøke videre for et overvåkingsopplegg. Til sammen vurderer vi at DNA-analyser etter ikke-destruktiv lysering av felle materialet er en kostnadseffektiv måte å behandle store mengder fellefangster av terrestriske insekter på og at denne metodikken oppnår en god presisjon i identifiseringene.

Vi utelukker morfologisk identifisering som identifiseringssmetode av så store datamengder som er aktuelle for en storskala overvåking. Uten DNA-basert metodikk ville en være tvunget til å stoppe på mål av biomasse, enten totalt for alle insekter, eller oppdelt i svært grove grupperinger. Som sammenligning kan man ta erfaringene fra Svenska Malaisefålleprosjektet (SMTP) som etter snart 15 års etterarbeid har klart å identifisere bare ca. 1% av individene som ble samlet inn i løpet av 3 år (Karlsson m.fl. 2020). I prosjektet har vi flere ganger sett behovet av å vurdere DNA-funnene sammen med erfarne taksonomer. Feilidentifiseringer kan skje både med DNA-metodikken og med tradisjonell identifisering, og det er en nyttig øvelse å gå igjennom prøvene sammen og verifisere enkelte identifiseringer. Vi understreker derfor nytten av å lagre prøvene i hvert fall i en buffer-periode, mens identifiseringene valideres, og at teamet som gjennomfører overvåkingen innehar både god bioinformatisk og taksonomisk kompetanse.

Tømmingsperioden bør strekke seg over hele den hovedsakelige aktivitetsperioden for insektene. Vi noterer at Karlsson m.fl. (2020) fant en betydelig mengde arter kun i de kaldere månedene. Likevel mener vi det kan være rimelig å begrense fangstperiodene til de periodene som har dagtemperaturer hovedsakelig over null grader, det vil si april-oktober for de fleste områdene i Norge. Forskjellen i temperatur mellom år og variasjon mellom uker gjør det vanskelig å lage en sammenlignbar dataserie fra spredte datainnsamlinger. Innsamlingen bør derfor være kontinuerlig. Tømmeintervallet kan eventuelt økes til fire uker, men man bør da sikre at fellene står godt hele perioden, og at flaskene ikke blir fulle underveis. DNA-kvaliteten ser foreløpig bra ut for et slikt tømmingsintervall, men det bør analyseres med et større datamateriale. Særlig bør man sammenligne parallelle tømminger med to, respektive fire ukers intervall, under samme tidsperiode på samme lokalitet, for å kunne sammenligne funnene direkte.

Figurene over fangsthistorikken i **Seksjon 4.3**, og analysene av blomsterfluene i **Seksjon 4.4** illustrerer den tilfeldige karakteren på forekomstdata av insekter og setter fingeren på en del utfordringer for et overvåkingsopplegg. På grunn av insekters store diversitet og variabilitet i forekomst vil det være vanskelig å kartlegge hele biomangfoldet på en gitt lokalitet, for ikke å snakke om et område med ett par kilometers radius. Mer effektive identifiseringsteknikker kan bare delvis kompensere for de tilfeldige forekomstene hos mange insekter. En perfekt kartlegging av den lokale faunaen krever et stort antall feller per lokalitet, og en perfekt kartlegging av en regions fauna krever et stort antall lokaliteter. Begge disse strategier er kostbare, fremfor alt bruk av flere fangstlokaliteter. Det oppstår derfor en konflikt mellom å kartlegge biomangfoldet perfekt på en begrenset plass og overvåke trender på en større skala. Ressursene rekker helt enkelt ikke til begge deler. Vi mener derfor at man blir nødt til å nedprioritere målet om å kartlegge all lokal diversitet, hvis man ønsker å følge med på trender på større geografisk skala. Eksempler på gjennomførbare mål kan være å overvåke mengdene eller mangfoldet av insekter i en større region, der man kan følge med på individuelle trender for ulike grupper av insekter, for eksempel på ordens- eller familienivå. Dette kan man gjøre på for eksempel fylkesnivå og knytte til en håndfull forklaringsvariabler. Men det blir vanskelig å følge med på trender i enkelte kommuner eller vise effekten av tiltak i enkelte naturvernområder. For dette kreves det separat overvåking. Trender for enkelte arter kan også observeres, men da på større romlig eller tidsmessig skala.

De trender og årsakssammenheng man vil være i stand til å oppdage er likevel svært viktige, og praktisk brukbare for å identifisere spesielt truede områder og mulige tiltak. Et løpende prosjekt med regulære tømminger og identifisering med DNA-teknikk vil gi enorme økninger av vår informasjon om forekomstene av insekter i landet. Man vil drastisk øke datagrunnlaget for å kunne identifisere og forklare trender i insektforekomster. Vi har i dette begrensede pilotprosjektet identifisert mer enn 3000 forskjellige arter. Dette kan settes i sammenheng med de nærmere 4000 artene som Svenska Malaisefålleprosjektet har rukket å identifisere på snart 15 år (Karlsson m.fl. 2019).

11 Budsjettberegninger og nytte-kostnadsvurderinger av insektovervåking

11.1 Innledning

For å vurdere om det er god anvendelse av samfunnets ressurser å gjennomføre insektovervåking i Norge, gjennomføres en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse (NKA) av ulike forslag til overvåking, som beskrevet i Åström m.fl. (2019) og i foregående kapitler i denne rapporten. Analysen gjennomføres som en nyttekostnadsanalyse med utgangspunkt i anerkjent metodikk for gjennomføring av NKA, som beskrevet blant annet i Finansdepartementets rundskriv (Finansdepartementet 2014) og veileder i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ 2018). Vi starter med en beskrivelse av metode og grunnlag for gjennomføring av den samfunnsøkonomiske analysen. Deretter beskrives kostnader. Hovedoppgaven er å gjennomføre en samfunnsøkonomisk analyse, herunder beskrive og beregne de samfunnsøkonomiske kostnadene.

De budsjettmessige virkningene som ulike forslag om insektovervåking vil ha presenteres også, det vil si hvor mye det vil koste det offentlig å gjennomføre overvåking som foreslått, både totalt i prosjektets levetid, og hvor store de årlige kostnadene vil bli. Fordi mange av nyttevirkningene ikke kan prissettes innenfor prosjektets rammer, vil sammenstillingen av prissette og ikke-prissette virkninger gjennomføres som en break-even-analyse. I tillegg beskrives nyttevirkningene, og det gjøres flere beregninger i form av regneeksempler for anslag for nyttevirkningene.

Prosjektarbeidet for å komme fram til et forslag til opplegg for insektovervåking i Norge, har gått over lang tid, og det har vært en utvikling underveis. Blant annet startet man ut med en rekke ulike alternativer som varierte mye i metodisk opplegg, omfang og kostnader. Det er gjort beregninger for alle disse alternativene, og disse presenteres kort i **Vedlegg II**. Prosjektet og tiltaksalternativene er nå imidlertid snevret inn, blant annet på bakgrunn av praktiske erfaringer og tidligere kostnadsberegninger, som viste at en del alternativer ikke var realistiske å gjennomføre. I dette kapitlet vil vi derfor fokusere på nytte- og kostnadsberegninger for alternativer for insektovervåking som nå synes mest relevante, mens bakgrunnsberegninger for et mye videre spekter av metoder og omfang vises i **Vedlegg II**.

11.2 Metode og gjennomføring av nyttekostnadsanalysen

En nyttekostnadsanalyse (NKA) skal i prinsippet inkludere *alle verdier* som skapes og *alle kostnader* som påløper i prosjektets levetid for *hele samfunnet*. Det er altså virkninger for hele samfunnet som skal kartlegges og vurderes, ikke virkninger kun for én bedrift eller én gruppe personer eller ett budsjett.

I det følgende beskrives hovedtrinnene i nytte-kostnadsanalysen, hvilke momenter som inngår og hvilket grunnlag som er benyttet for hvert av dem.

Trinn 1 og 2: Problem- og formålsbeskrivelse og spesifisering av tiltak

Formålet med tiltaket er et anbefalt nettverk av overvåkingsstasjoner slik at man kostnadseffektivt kan oppdage endringer i insektbestanden. Hovedprosjektet (Åström m.fl. 2019) foreslo en egnet kostnadseffektiv metodikk og anga hvordan overvåkingen kan implementeres ved ulike ambisjonsnivåer. Opplegget er testet i prosjektet som rapporteres i denne rapporten, blant annet for å gi sikrere kostnadsestimer og deteksjonssannsynligheter. Det foreligger flere alternativer, hvert med sine kostnads- og nyttevirkninger.

Referansealternativet er å fortsette med dagens (manglende) overvåking, slik det er beskrevet i hovedrapporten (Åström m.fl. 2019), samt annen informasjonsinnhenting om insekter, blant annet et overvåkingsprosjekt for sommerfugler, som skjer uavhengig av foreslått tiltak.

Trinn 3 og 4: Identifisere, tallfeste og verdsette virkninger – både nytte og kostnader

Det er viktig å starte med å identifisere og beskrive alle kostnads- og nyttevirksomheter, slik at vi ikke utelater (viktige) nytte- eller kostnadsposter. Videre forsøker vi så langt som mulig å kvantifisere og prissette hver av virkningene. Det er lettest å identifisere og prissette *kostnadene* knyttet til insektovervåking.

Kostnader

Kostnadene ved de ulike ambisjonsnivåene for insektovervåking består for en stor del av kostnader til arbeid i felt og laboratorium for henholdsvis å samle inn og analysere materialet, samt kostnader til utstyr som insektfeller mv. Det beregnes samfunnsøkonomiske kostnader, ikke bare kostnader for departementet eller direktoratet eller andre etater. Det kan for eksempel være aktuelt å bruke frivillige til en del oppgaver i overvåkingen, og det antas i en del sammenhenger at eventuelle kostnader knyttet til de frivilliges innsats ikke inngår i kostnadsanslagene fordi de ikke belaster offentlige budsjetter. I en samfunnsøkonomisk analyse bør alle kostnader inngå, også eventuelle frivilliges tidskostnader. Nødvendige forutsetninger for beregningene fremkommer i stor grad i hoveddelen av prosjektet der opplegget for insektovervåkingen er beskrevet (Åström m.fl. 2018, samt tidligere kapitler i denne rapporten).

Det er også interessant og relevant å identifisere og skille ut kostnader for det offentlige ved gjennomføring av insektovervåking, med vekt på budsjettmessige konsekvenser. Dette gjøres i et separat oppsett da det kan avvike noe fra samfunnsøkonomiske kostnader.

Nyttevirksomheter

Grunnlaget for å identifisere nyttevirksomheter av insektovervåking kommer i hovedsak fra hovedprosjektet der det er gitt noe informasjon om muligheter for å kunne oppdage endringer i insektbestanden ved ulike ambisjonsnivåer for overvåking.

Det er vanskelig og ville kreve adskillig mer tid og ressurser enn vi har i dette prosjektet å kvantifisere alle nyttevirksomheter av dette tiltaket, men noen vil kunne kvantifiseres eller illustreres. Det er svært stor usikkerhet knyttet til å anslå hvor store endringer i sannsynlighet for tidligere oppdagelse av endringer i insektbestanden de foreslåtte overvåkingsprogrammene gir, som beskrevet i foregående kapitler. Det er i tillegg nødvendig å vite hvor mye tidligere man får informasjon om endringer i insektbestanden som følge av det foreslåtte prosjektet sammenlignet med uten prosjekt (null-alternativet). Og det er svært stor usikkerhet knyttet til hvilke tiltak og virkemidler som kan settes inn og som vil bli satt inn dersom det blir oppdaget endringer i insektbestanden som følge av overvåkingsprogrammet. Det er også stor usikkerhet knyttet til hvor mye «mer» informasjon man får ved å bruke mer penger på mer ambisiøse overvåkingsprogram sammenlignet med lavere ambisjons- og kostnadsnivå for overvåking.

Det foreligger ingen norske studier som gir anslag for nytten av å overvåke insekter, og vi har ikke kunnet gjennomføre nye studier som ledd i dette prosjektet. Men det finnes noen internasjonale kostnadsanslag for reduksjon i insektbestander som benyttes til å vurdere nytten av å sette inn overvåking. Det finnes også noen få utenlandske studier som benyttes for å gi en pekepinn på verdien av å overvåke insekter.

Trinn 5: Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Dette trinnet består i hovedsak av å sette sammen informasjonen som er innhentet, beregne nytte og kostnader over hele prosjektets levetid, vurdere tidsforløp for virkninger som ikke prissettes, og sy sammen prissette og ikke prissette virkninger i en samlet analyse.

Fordi relativt få nyttevirksomheter kan prissettes i dette prosjektet, har vi benyttet det som kalles en «break-even»-tilnærming for å sammenstille prissette og ikke-prissette virkninger. I break-even-analysen vurderes først hvor mye de ikke-prissette nyttevirksomhetene må være verdt for at nytten skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt - altså at nytten er større enn kostnadene. Deretter gjøres en vurdering av om nyttevirksomhetene kan antas å være så store.

Trinn 6: Vurdere usikkerhet

Det er betydelig usikkerhet knyttet til tiltakets virkninger. Det er derfor viktig å synliggjøre usikkerheten i nyttekostnadsanalysen. Dette gjøres ved å identifisere de forutsetningene som har størst betydning for resultatene og vurdere hvordan det vil påvirke resultatet dersom disse endres.

Trinn 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Vi har også beskrevet fordelingsvirkninger relativt kort her. Det vil i hovedsak være det offentlige som bærer kostnadene ved insektovervåkingen, mens nytten vil være fordelt på den norske befolkning generelt, og eventuelt spesielle grupper som har spesiell nytte av kunnskap om eller tiltak for å ivareta de ulike artene.

Trinn 8: Samlet vurdering og anbefaling av tiltak

Basert på trinnene over, kommer vi med en samlet vurdering og anbefaler om det bør gjennomføres tiltak, og eventuelt hvilket.

11.2.1 Presiseringer og avgrensinger

Selv om vi har tilstrebet å kvantifisere og verdsette flest mulig av virkningene i kroner, er det for flere nytteeffekter bare mulig å beskrive disse kvalitativt, delvis supplert med kvantifisering og noe prissetting i form av regneeksempler. Dette gjelder særlig fordi det er betydelig usikkerhet knyttet til muligheten for å oppdage endringer i insektbestanden tidligere som følge av tiltaket, og fordi det ikke er gitt hva nytten av denne informasjonen er. I tillegg er det relativt få verdsetningsstudier som kan benyttes til å angi samfunnsnyttene av endringer i insektbestanden, og det har ikke vært rom for å gjøre egne verdsetningsstudier i dette prosjektet.

11.2.2 Nærmere om fremgangsmåten i en break-even-analyse

I en break-even-analyse beregner man først nåverdi på vanlig måte av alle kostnader og eventuelle nytteeffekter som kan prissettes. Deretter regner man seg fram til hvor stor verdien av de ikke-prissatte virkningene må være for at tiltaket skal ha akkurat like stor nytte som kostnad (break-even, eller tipping-point).

Hvis man for eksempel finner at netto nåverdi av kostnadene til insektovervåking er 100 millioner kroner, og man ikke har prissatt noen av nytteeffektene av tiltakene, er break-even-verdien 100 millioner kroner. Det vil si at nytten av tiltaket må være minst 100 millioner kroner for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Her bør det tas med i betraktningen hvorvidt noen av konsekvensene har særlig lang varighet eller er irreversible. Det er viktig å merke seg at det i break-even-analysen er nytten av virkningene som følger av selve tiltaket som skal sammenlignes med kostnadene av tiltaket. I vårt tilfelle er det virkningene av et overvåkningsprogram, og ikke effektene av tiltak for å ta vare på insekter, som kommer som følge av overvåkingen.

Når vi har fått beskrevet effektene av tiltakene best mulig, kan vi bruke data fra tidligere verdsetningsundersøkelser av «lignende» ikke-prissatte effekter fra tidligere studier for å vurdere om det er rimelig å anta at de ikke-prissatte effektene vil være av en slik størrelsesorden at de overstiger kostnadene av overvåkingen og at denne dermed er samfunnsøkonomisk lønnsom.

Her benyttes en relativt enkel tilnærming som kan bidra til å klargjøre avveiningene som må gjøres. Denne tilnærmingen er i tråd med beskrivelsen av break-even-analyser i Statens vegvesens håndbok i samfunnsøkonomiske analyser og konsekvensanalyser, V712 (Statens vegvesen 2018). Man har i dette tilfellet et godt grunnlag for å beregne kostnadene av tiltaket, og dermed et godt utgangspunkt for å gjennomføre break-even-analyser.

Spørsmålet man stiller og forsøker å belyse/besvare er følgende: Hvordan kan man vurdere om de ikke-prissatte nytteeffektene av insektovervåking, er større eller mindre enn kostnadene? Mer konkret: Hvis insektovervåking koster for eksempel 100 millioner kroner i nåverdi (det vil si verdien i dag av alle kostnader knyttet til tiltakene over tiltakenes levetid); er det rimelig å anta at samfunnets nytte av tiltaket kan «forsvare» (er større enn) disse kostnadene?

Man må da vurdere om gevinsten for de ikke-prissatte nyttevirkningene kan antas å være verdt minst 100 millioner kroner i nåverdi. Dette er ikke enkelt å svare på, men følgende tre tilnæringer for å illustrere denne kostnaden, kan bidra til å belyse spørsmålet.

1. Nåverdien av kostnadene er verdien i dag av alle investerings- og driftskostnader som påløper i analyseperioden, som ofte settes til 40 år (jf. Finansdepartementet 2014 og Statens vegvesen 2018). Et naturlig spørsmål er derfor hva den gjennomsnittlige årlige verdien (dvs. annuiteten) av ikke-prissatte virkninger over analyseperioden minst må være når nåverdien av kostnadene er 100 millioner. Annuitetsfaktoren for 40 års analyseperiode og 4 % diskonteringsrente (som er den anbefalte samfunnsmessige diskonteringsrenten, og dermed avkastningskravet, for offentlige prosjekter i Norge) er 0,05. Dvs. at nåverdien av kostnadene må multipliseres med 0,05 for å få den gjennomsnittlige årlige kostnaden, som er 5 millioner kroner. Det betyr at den gjennomsnittlige **årlige nytteverdien** må være minst 5 millioner kroner for at nytten ved varslingsprogrammet skal overstige kostnaden, og tiltaket være samfunnsøkonomisk lønnsomt.¹
2. En annen naturlig synliggjøring, er å vurdere hva verdien av de ikke-prissatte nyttevirkningene må være per berørt person eller husholdning. Hvor stor befolkning som antas å bli berørt, det vil si har nytte av tiltaket, må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Hvis lokale miljøgoder påvirkes, vil den berørte befolkningen være ganske begrenset, kanskje kommunens innbyggere eller enda færre. For områder, arter og miljøer med regional eller nasjonal verdi vil den berørte befolkningen være større, for eksempel hele fylket, eller hele landets befolkning. Ved vurdering av hvor mange som er berørt, er det viktig å huske på at også folk som ikke bruker et naturområde kan være berørt og ha ikke-bruksverdier knyttet til å unngå negative virkninger på disse.

Som et enkelt eksempel kan man anta at det er hele landets innbyggere som blir berørt av overvåkingstiltaket og at det er 5,3 millioner innbyggere, noe som tilsvarer ca. 2,4 millioner husholdninger i landet. Nåverdien per husholdning av kostnadene av tiltakene er da 100 millioner kroner delt på 2,4 millioner husholdninger. Det vil si at nåverdien av nytte-effektene per husholdning må være minst 42 kroner for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Det betyr at om hver husholdning i Norge minst er villig til å betale et engangsbeløp på 42 kr, er tiltaket lønnsomt.

3. En annen måte å regne på er å kombinere årlig kostnad med antall husholdninger. Med gjennomsnittlig årlig kostnad på 5 millioner kroner (i 40 år) og 2,4 millioner husholdninger, blir gjennomsnittlig årlig kostnad per husholdning 2,10 kroner. For at det skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt å gjennomføre tiltakene, må altså nytteverdien av sparte tiltak-, miljø- og andre skadepåkostnader i dette eksempelet være minst 2,10 kroner per husholdning per år (i en 40-års periode).

Tilnærmingen beskrevet over, gir ikke svar på om nytten av tiltak faktisk er større enn kostnadene, men gjør det litt enklere å forholde seg til hvor stor nytten må være, avhengig av hvor mange innbyggere eller husholdninger som må antas berørt. Man kan så sammenligne den minimumsbeløpet man kommer fram til per berørt husholdning (eller for landet som helhet) med hva man vet om nytten av «lignende» effekter av tiltak i form av folks uttrykte betalingsvillighet for effektene av tiltaket, for å sannsynliggjøre om nytten kan antas å være høyere eller lavere enn kostnadene.

¹ Til sammenligning: Om diskonteringsrenten (avkastningskravet) var 0% ville gjennomsnittlig årlig beløp (dvs. annuiteten) finnes ved å dele nåverdien på 100 millioner kroner på 40 år (som er det samme som å multiplisere med en annuitetsfaktor på 0,025), dvs. 2,5 millioner. Den årlige nyttevirkningen som kreves for å forsvare en kostnad øker altså med diskonteringsrenten, som i Norge er fastsatt av Finansdepartementet til å være 4 % p.a. (per år).

11.3 Beregning av kostnader

I dette delkapittelet beskrives innledningsvis hvilke kostnadsposter som inngår i insektovervåkingen. Deretter beregnes de budsjettmessige kostnadene og til slutt presenteres de samfunnsøkonomiske kostnadene ved gjennomføring av aktuelle alternativer. Det tas utgangspunkt i de mest aktuelle metodene og ambisjonsnivåene som er beskrevet og vurdert i Åström m.fl. (2019) og tidligere kapitler i denne rapporten.

I en samfunnsøkonomisk vurdering av et insektovervåkningsprogram, vil det være riktig å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved å iverksette og drifte programmet. Samtidig er det interessant for oppdragsgiver hva de potensielle budsjettmessige konsekvenser av programmet vil være dersom de må kjøpe tjenester for gjennomføring av tiltaket. Budsjettmessige kostnader er beregnet uten merverdiavgift, men timekostnadene er beregnet ut fra typiske konsulenttimesatser for aktuell arbeidskraft som vil kunne gjennomføre tiltaket som et oppdrag. De samfunnsøkonomiske kostnadene er beregnet ved bruk av lønnskostnader inkludert sosiale utgifter for arbeidskraft som kan gjennomføre oppdraget. Kostnader er beregnet uten merverdiavgift, men en skattekostnad på 20 prosent er lagt til, i tråd med veiledere for samfunnsøkonomiske analyser. Vi beregner både samfunnsøkonomiske og budsjettmessige kostnader ved å drifte samme overvåkingsprogram.

Alle kostnader oppgis som nåverdier. Prosjektperioden settes til 40 år, slik at tallene kan forstås som de samlede kostnadene for å starte opp programmet i dag og drifte det i 40 år. I tråd med Finansdepartementet (2014), benytter vi en diskonteringsrente på fire prosent per år når vi summerer kostnader over 40 år. Siden ulike utforminger av overvåkningsprogrammet kan medføre noe ulike oppstartskostnader og fordeling av variable kostnader over tid, gir nåverdiberegninger en god måte å sammenligne kostnadene på. Vi vil indikere hva dette medfører av gjennomsnittlige årlige kostnader. Dette er særlig relevant for å vurdere de budsjettmessige konsekvensene.

De ulike programmene som er skissert og vurdert i dette prosjektet har ulike ambisjonsnivå med hensyn til metodikk for innsamling og artsbestemmelse, ulike økosystem som skal dekket, antall lokaliteter, geografisk spredning osv., som beskrevet i Åström m.fl. (2019) og tidligere kapitler i denne rapporten. Man startet med å vurdere svært mange mulige varianter av disse programmene. Vi viser beregninger for et utvalg av disse alternativene i **Vedlegg II**, for å vise noe av spennet i kostnader. I dette kapitlet vises beregninger for de metodene for innsamling og analyse som har vist seg mest aktuelle å gjennomføre, basert på erfaringsinnhenting i prosjektet. Vi vil vise beregninger for tre ulike ambisjonsnivåer med hensyn til antall økosystemer som inkluderes og hvor stor del av landet som dekket, og dermed hvor kostnadskrevenende alternativet blir.

11.3.1 Kostnadsposter

Kostnadspostene for programmet, uavhengig av ambisjonsnivå, kan oppsummeres i kostnader for å:

1. Administrere programmet;
2. Etablere lokaliteter og sette opp feller. Dette inkluderer tidskostnader for å reise til lokaliteten, sette opp fellene i felt, samt materialkostnader til feller. Vi benytter egne satser og levetider for malaisefeller, og vindusfeller, som er de aktuelle felletypene;²
3. Tømme feller, som i hovedsak består i tidskostnader for å reise til lokalitetene og for å tømme fellene på lokalitetene;
4. Analysere innsamlede prøver. Disse kostnadene knytter seg hovedsakelig til DNA-analyser (metastrekkoding) i de relevante alternativene
5. Legge inn data, lagre data og eventuelt biologisk materiale, samt rapportere.

² For nærmere beskrivelse av fellene, se Åström et al. (2018).

De fleste av disse kostnadspostene varierer med utformingen av overvåkningsprogrammet og ambisjonsnivået. Som beskrevet tidligere i rapporten, var det opprinnelig fem ulike utforminger av programmet, hver med syv ulike ambisjonsnivåer, det vil si 35 ulike programmer.

Utformingen kalt *Biomasse (Vedlegg II)* har de laveste kostnadene knyttet til analyser, da det kun gjennomføres veiing og lagring av innsamlet biomasse, men gir også minst informasjon om materialet som samles inn. Utformingen *Bas* har noe høyere kostnader knyttet til analyser for gjennomføring av DNA-analyser av biomassen. I utformingen *DNA* utføres enklere DNA-analyser uten grunnsortering, og dette alternativet har dermed lavere analysekostnader enn *Bas* og ingen lagringskostnader. Utformingen *Full* har de høyeste tidskostnadene knyttet til analyse, siden den innebærer manuell artsbestemmelse. Til slutt har utformingen *Artssøk* mer omfattende bruk av feller og inkluderer DNA-analyser, men ikke manuell artsbestemmelse.

Hver av disse utformingene hadde syv ulike ambisjonsnivåer. Vi presenterer hver av disse metodene og nivåene i **Vedlegg II**, som grunnlag for kostnadsberegninger for disse. Kostnadene for disse ulike programmene er også vist i vedlegg, både budsjettmessige kostnader og samfunnsøkonomiske kostnader.

Det alternativet som tidligere arbeid i prosjektet har funnet mest relevant og som dermed vurderes videre er det som er kalt «DNA», der det gjennomføres enklere DNA-analyser uten grunnsortering, noe som reduserer analysekostnadene. Det er kostnader knyttet til noe ulikt omfang av denne tilnærmingen som vil bli vurdert videre.

Som hovedalternativ vil vi vurdere anbefalt alternativ som består av landsdekkende overvåking av de to økosystemene jordbruksområder og skogbruksområder. Vi vil også vurdere begrenset geografisk omfang til en landsdel (Østlandet eller Trøndelag) og et alternativ der det inkluderes landsdekkende overvåking av økosystemet «fjell» i tillegg til de to i hovedalternativet. Vi vil også gjøre noen vurderinger av hvilke elementer i overvåkingen som er mest kostnadsdrivende, og hvordan det vil slå ut dersom disse kan reduseres, eller eventuelt blir høyere enn antatt.

11.3.2 Budsjettmessige kostnader ved aktuelle alternativer

Vi går ikke igjennom budsjettberegningene i detalj her, men holder oss på et overordnet nivå da de allerede er beskrevet i forrige års rapport (Åström m.fl. 2019). Vi understreker at tallene er estimater, beregnet ut fra antakelser og tidligere erfaringer. De fleste av postene gjelder håndteringen av hver enkelt prøve, eller hvert besøk til en lokalitet, slik at totalkostnaden har direkte sammenheng med antall lokaliteter som etableres og antall prøver programmet samler inn. Disse estimatene er derfor svært sensitive for usikkerheter, da eventuelle feil i kostnad per lokalitet og prøve, multipliseres gjennom beregningene. Samtidig kan noen av de repetitive momentene ha størst mulighet for effektivisering.

Beregningen nedenfor er for et løpende program der man overvåker to økosystemer, henholdsvis jord- og skogbruksområder, med 200 lokaliteter per økosystem. Innsamlingene spres ut over en omløpsperiode på 4 år slik at man besøker 50 lokaliteter for hvert økosystem hvert år, altså totalt 100 lokaliteter besøkes per år. På den måten klarer man å besøke hver av lokalitetene to ganger i løpet av en periode på åtte år.

Vi regner med en engangs oppstartskostnad på ca. 200 000 kr, som innbefatter innkjøp av utstyr og planlegging og igangsetting. Hvert år tilkommer også kostnader som gjelder datainnlegging, analyser og rapportskrivning. Disse kostnadene er beregnet til ca. 600 000 kr per år. Hvis man skal lagre prøvene, beregner vi at den årlige håndteringen av dette vil koste ca. 250 000 kr per år. Det er ikke lagt til grunn at det skal etableres eget lager, slik at det ikke er lagt inn investeringskostnader til lagring. Vi regner med at etablering av hver feltlokalitet vil koste nærmere 40 000 kr, inklusive de feltregistreringene av miljøvariabler som kreves (ANO, NiN, Landsskogstaksering). Dette vil gjøres en gang for hver lokalitet, men gjentas når lokaliteten gjenbesøkes etter 4 år. Hvert besøk og felletømming har vi beregnet koster ca. 10 000 kr. Dette inkluderer

reisekostnader og tidsforbruk på lokaliteten. Håndteringen av prøver på laboratorium med veiing og klargjøring for metastrekkoding koster anslagsvis 300 kr per prøve. I tillegg kommer ca. 2 000 kr per prøve for metastrekkoding. For å sammenligne med andre alternativer for analyse av prøvene, har vi tidligere estimert at en grovsortering, veiing og opptelling til ordensnivå ville koste ca. 38 000 kr per prøve. Disse kostnadene er ikke lagt inn i budsjettet for anbefalt alternativ.

Hvis man bruker regneeksemplet med 100 lokaliteter, og 14 tømminger per år (vi regner med en aktivitetsperiode på hele april-oktober) kommer budsjettmessige kostnader for et opplegg med metastrekkoding og total biomasse opp i ca. 20 millioner kroner per år. Den største delen av kostnadene går til drift av fellene, med nesten 60 % av kostnadene. Hvis man for eksempel kan ta i bruk et system som muliggjør tømming hver 4. uke eller sjeldnere, for eksempel malaisefeller som tømmer seg automatisk, kan det gi betydelige kostnadsreduksjoner. Det er også betydelige kostnader knyttet til analyse av hver prøve med metastrekkoding, selv om dette er en langt rimeligere løsning enn mange andre analysemetoder, som vist over. Metastrekkodingsteknikken har utviklet seg svært mye de aller siste årene, og kostnadene har gått betydelig ned. Det er rimelig å anta at disse kostnadene fortsatt vil bli lavere fremover, men vi har ikke grunnlag for å si hvor mye lavere de kan bli og hvor raskt prisen eventuelt reduseres. Vi har derfor benyttet dagens pris i analysene.

Tabellen nedenfor viser de viktigste kostnadspostene som inngår i hovedalternativet med landsdekkende overvåking av to økosystemer og 200 lokaliteter, med 14 tømminger per år og metastrekkoding som hovedmetode for analyse.

Tabell 8. Forenklet budsjetteksempel for et anbefalt nasjonalt opplegg. Man overvåker her to økosystemer i et opplegg der hver av de 50 lokalitetene per økosystem besøkes hvert 4. år. Felletømminger foregår i perioden april-oktober for totalt 14 tømminger (dvs. hver 2. uke). Etterprosesseringen av fellefangsten gir total biomasse per prøve, og artsidentifikasjon gjennom metastrekkoding med lysering av prøvene. *Investeringskostnader for eventuelt lagerplass for prøver er ikke inkludert.

Kostnadspost/forklaring	Antall	Enhetspris (kr)	Total kostnad per år (kr)	Prosent av årlig kostnad
Etablering av lokaliteter per år	100	Ca. 37 400*	Ca. 3 700 000	17
Antall tømminger per lokalitet per år	14	Ca. 9 200	Ca. 12 900 000	59
Vindusfeller per år	100		Ca. 1 300 000	5
Analyse-metastrekkoding	1400	Ca. 2300	Ca. 3 220 000	15
Administrasjon, innlegging av data mv.			Ca. 870 000	4
Total kostnad per år			Ca. 22 mill.	100
Oppstartskostnad, påløper bare første år			200 000	

*I tabellen er kostnaden til malaisefelle for enkelhets skyld fordelt på tre år. I beregningene er kostnadene lagt inn som investering hvert 3. år, slik at kostnadene blir noe ulikt fordelt mellom år.

Tømming av feller som inkluderer tid og kostnader for å reise til lokalitetene, står for nesten 60 prosent av kostnadene. Det betyr at dersom man kan redusere kostnadene til denne posten, vil det ha stor betydning for totale kostnader ved overvåkingsprogrammet. Dersom man kan redusere antall tømminger per år, og opprettholde kvaliteten på det innsamlede materialet, vil det ha svært stor betydning for kostnadene. En halvering av antall tømminger per lokalitet (dvs. én tømming per måned) ville halvere kostnadene til tømming, og redusere totale kostnader med over 6 millioner kroner per år. Kvaliteten på prøvene vil imidlertid kunne reduseres ved såpass sjelden tømming. Det kan også være noe å hente kostnadmessig dersom tømmingen kan foretas av personell med lavere timekostnader enn det som er lagt til grunn nå (1200 kroner per time). Analysekostnader i form av metastrekkoding kan tenkes å bli redusert fremover etter hvert som metastrekkoding blir mer vanlig, men selv om kostnaden per prøve skulle halveres, vil det ha mindre betydning for totale kostnader enn om antall tømminger kan reduseres.

Det vil være krevende å starte en landsdekkende overvåking fra år 1, og man risikerer at ressursene ikke kan brukes fullt ut. Vi foreslår derfor at man starter i en region som utgjør ca. en femtedel av landet. Innsamlingslokalitetene kan da dras ned med 4/5-deler, hvilket reduserer budsjettet nesten like mye. De faste kostnadene kan imidlertid antas å bli de samme som for et landsdekkende program da det er grunn til å anta at oppstartskostnader og analyser vil være ekstra krevende det første året. Kostnader for å etablere et overvåkingsprogram for to økosystemer med samme forutsetninger som i hovedalternativet, men kun i én av fem regioner, kan da estimeres til ca. 5,3 millioner kroner.

Et mer ambisiøst landsdekkende med tre økosystem (fjell i tillegg til jordbruksområder og skogbruksområder), kan med de samme forutsetninger anslås til ca. 32 millioner kroner. Det er her antatt at kostnader til etablering av lokaliteter, tømming og analyse er de samme per enhet, mens det ikke er aktuelt med flere vindusfeller på fjellet og at administrasjonskostnader og oppstartskostnader er de samme. Det kan være at kostnader til etablering og tømming kan bli noe høyere fordi det kan antas at lokalitetene i fjell kan være lenger unna og mindre tilgjengelige enn i de øvrige økosystemene. I og med at etablering og særlig tømming av feller utgjør en betydelig del av kostnadene, og der tidkostnad til reise er vesentlig, kan dette føre til vesentlig utgiftsøkning. Før man har vurdert nærmere avstander mv. i fjell, har vi lite grunnlag for å anslå nøyaktig hvor mye høyere kostnadene kan bli, men kostnaden per år kan fort løpe opp i 35-40 millioner kroner.

Tabell 9. Forenklet budsjetteksempel for et mer ambisiøst nasjonalt opplegg. Man overvåker her tre økosystem i et opplegg der hver av de 50 lokalitetene per økosystem besøkes hvert 4. år. Felletømminger foregår i perioden april-oktober for totalt 14 tømminger. Etterprosesseringen av fellefangsten gir total biomasse per prøve, og artsidentifikasjon gjennom metastrekkoding med lysering av prøvene. *Investeringskostnader for eventuelt lagerplass for prøver er ikke inkludert.

Kostnadspost/forklaring	Antall	Enhetspris (kr)	Total kostnad per år (kr)
Etablering av lokaliteter per år	150	Ca. 37 400*	Ca. 5 600 000
Antall tømminger per lokalitet per år	14	Ca. 9 200	Ca. 19 300 000
Vindusfeller per år	100		Ca. 1 300 000
Analyse-metastrekkoding	2100	Ca. 2300	Ca. 4 800 000
Administrasjon, innlegging av data mv.			Ca. 870 000
Total kostnad per år			Ca. 32 mill.
Oppstartskostnad, påløper bare første år			Ca. 200 000

*I tabellen er kostnaden til malaisefelle for enkelhets skyld fordelt på 3 år. I beregningene er kostnadene lagt inn som investering hvert 3. år, slik at kostnadene blir noe ulikt fordelt mellom år.

Vi kan også beregne nåverdien av de budsjettmessige kostnadene, det vil si kostnadene i dag av at insektovervåkingsprogrammet gjennomføres med forutsetningene over i 40 år. Nåverdien blir ca. 440 millioner kroner for hovedalternativet, ca. 104 millioner kroner for alternativet med overvåking av to økosystemer i én av fem landsdeler, og ca. 640 millioner kroner for det mest ambisiøse alternativet med landsdekkende overvåking av tre økosystemer.

11.3.3 Samfunnsøkonomiske kostnader ved ulike alternativer

Det er de samme kostnadspostene som inngår i den samfunnsøkonomiske analysen som i budsjettberegningen over, men som tidligere nevnt benytter vi litt andre forutsetninger i den samfunnsøkonomiske analysen. Den viktigste forskjellen er at forskjellige timekostnader for arbeidet med overvåkingsprogrammet er lagt til grunn. Tidskostnaden i den samfunnsøkonomiske analysen ser satt til 530 kroner per time eksklusive merverdiavgift, basert på lønnskostnader i aktuelle bransje³ mens den budsjettmessige tidskostnaden er satt til 1200 kroner per time, eksklusiv merverdiavgift, basert på erfaringstall fra NINA for konsulenttimesatser for tilsvarende arbeid. til de samfunnsøkonomiske kostnadene kommer i tillegg en skattefinansieringskostnad på 20 prosent som skal legges til alle utgifter over offentlige budsjetter (DFØ 2018). Vi antar at hele kostnaden vil finansieres av det offentlige, og 20 prosent legges derfor til alle kostnader.

De samfunnsøkonomiske kostnadene blir adskillig lavere enn de budsjettmessige kostnadene fordi en såpass stor del av kostnadene i programmet er knyttet til tidsbruk til etablering og innsamling av materiale. For hovedalternativet, landsdekkende overvåking av to økosystemer, ser resultatene ut som vist i tabellen nedenfor, årlige kostnader er ca. 19,3 millioner kroner, og nåverdien er ca. 390 millioner kroner.

³ Basert på gjennomsnittlig månedslønn i 2018 for heltidsansatte innen privat sektor og offentlige eide foretak med universitets- eller høyskoleutdanning på høyere nivå som utfører forskning og utviklingsarbeid (SSB kildetabell 11420). Vi legger til 25 prosent sosiale kostnader. Dette gir en total månedskostnad på nesten 85 000 kroner, som vi deler på 160 timer for å finne timekostnaden.

Tabell 10. Forenklet samfunnsøkonomisk beregning for et anbefalt nasjonalt opplegg. Man overvåker her to økosystemer i et opplegg der hver av de 50 lokalitetene per økosystem besøkes hvert 4. år. Felletømminger foregår i perioden april-oktober for totalt 14 tømminger. Etterprosesseringen av fellefangsten gir total biomasse per prøve, og artsidentifikasjon gjennom metastrekkoding med lysering av prøvene. *Investeringskostnader for eventuelt lagerplass for prøver er ikke inkludert.

Kostnadspost/forklaring	Antall	Enhetspris (kr)	Total kostnad per år (kr)
Etablering av lokaliteter per år	100	Ca. 22 000*	Ca. 2 200 000
Antall tømminger per lokalitet per år	14	Ca. 6 715	Ca. 9 400 000
Vindusfeller per år	100		Ca. 725 000
Analyse-metastrekkoding	1400	Ca. 2300	Ca. 3 220 000
Administrasjon, innlegging av data mv.			Ca. 550 000
Total kostnad per år			Ca. 16,1 mill.
Skattefinansieringskostnad	20 prosent		Ca. 3,2 mill.
Total årlig kostnad, inkl. skattefinansieringskostnad			Ca. 19,3 mill.
Oppstartkostnad, inkludert skattefinansieringskostnad, påløper bare første år			240 000

*I tabellen er kostnaden til malaisefelle for enkelhets skyld fordelt på tre år. I beregningene er kostnadene lagt inn som investering hvert 3. år, slik at kostnadene blir noe ulikt fordelt mellom år.

Vi har også beregnet årlige kostnader og nåverdi for et mindre ambisiøst alternativ, det vil si overvåking kun i én av fem landsdeler, og som for budsjettmessige virkninger, kan kostnadene som varierer med antall lokaliteter antas å kunne deles med fem, mens administrasjons- og oppstartskostnadene antas å bli den samme som i hovedalternativet. Årlig samfunnsøkonomisk kostnad blir da ca. 4,6 millioner kroner, og nåverdien ca. 92 millioner kroner.

Vi har også beregnet samfunnsøkonomiske kostnader for et mer ambisiøst alternativ der det legges til landsdekkende overvåking av et ekstra økosystem, fjell, og antar at kostnadene til overvåking på fjell er tilsvarende per lokalitet som for de to andre økosystemene. De årlige samfunnsøkonomiske kostnadene kan da beregnes som i tabellen nedenfor. Årlige samfunnsøkonomiske kostnader er i underkant av 28,2 millioner kroner, og nåverdien er ca. 560 millioner kroner.

Tabell 11. Forenklet samfunnsøkonomisk beregning for et mer ambisiøst overvåkingsprogram som omfatter landsdekkende overvåking av tre økosystemer. Man overvåker her tre økosystemer i et opplegg der hver av de 50 lokalitetene per økosystem besøkes hvert 4. år. Felletømminger foregår i perioden april-oktober for totalt 14 tømminger. Etterprosesseringen av fellefangsten gir total biomasse per prøve, og artsidentifikasjon gjennom metastrekkoding med lysering av prøvene. *Investeringskostnader for eventuelt lagerplass for prøver er ikke inkludert.

Kostnadspost/forklaring	Antall	Enhetspris (kr)	Total kostnad per år (kr)
Etablering av lokaliteter per år	150	Ca. 22 000*	Ca. 3 300 000
Antall tømminger per lokalitet per år	14	Ca. 6 715	Ca. 14 100 000
Vindusfeller per år	100		Ca. 725 000
Analyse-metastrekkoding	2100	Ca. 2300	Ca. 4 830 000
Administrasjon, innlegging av data mv.			Ca. 550 000

Total kostnad per år			Ca. 23,5 mill.
Skattefinansieringskostnad	20 prosent		Ca. 4,7 mill.
Total årlig kostnad, inkl. skattefinansieringskostnad			Ca. 28,2 mill.
Oppstartskostnad, inkludert skattefinansieringskostnad, påløper bare første år			240 000

*I tabellen er kostnaden til malaisefelle for enkelhets skyld fordelt på tre år. I beregningene er kostnadene lagt inn som investering hvert 3. år, slik at kostnadene blir noe ulikt fordelt mellom år.

11.3.4 Sammenligning med kostnader ved det svenske malaiseprosjektet

I perioden 2003-2006 samlet det som kalles det svenske malaisefelleprosjektet («The Swedish Malaise Trap Project», SMTP) inn insekter i stor skala. Formålet var å få et øyeblikksbilde av status i Sverige for flyvende insekter; og i noen grad andre insekter, edderkopper og andre virvelløse dyr, samt identifisere nye arter. Prosjektet ble finansiert av den svenske Artsdatabanken og driftet fra Station Linné⁴.

Selv om formålet med dette svenske prosjektet er ulikt formålet med et eventuelt insektovervåkingsprogram i Norge, gir tekstboksen nedenfor oversikt over dets innsats og kostnader.

⁴ stationlinne.se/sv/forskning/the-swedish-malaise-trap-project-smtp/

Tekstboks 1: Innsats og kostnader ved det svenske malaisefelleprosjektet (SMTP)

Det svenske malaisefelleprosjektet (SMTP)

Det svenske malaisefelleprosjektet (SMTP) er en omfattende kartlegging for å gi et øyeblikksbilde av insektbestanden i Sverige. Prosjektet er initiert av Sveriges riksdag i 2002. Det ble samlet inn insekter i perioden 2003-2006. De totale kostnadene for oppdragsgiver anslås å være under SEK 30 mill. (ca. NOK 28,5 mill.).

Innsamlingen foregikk med 75 malaisefeller, utplassert på 54 lokaliteter spredt over store deler av Sverige. Prosjektet var avhengig av 66 frivillige personer med lokalkunnskap som tok vare på fellene i de tre årene innsamlingsperioden varte. Fellene ble tømt 10-15 ganger hvert år. Dette resulterte i omtrent 2000 prøver med millioner av insekter. Sorterings- og informasjonsarbeidet startet i 2006 og pågår fortsatt. Omtrent 60 studenter og andre har bidratt med å sortere insekter i grupper, sammen med eksterne taksonomi-eksperter. Prosjektet har avdekket 2000 arter som er nye for Sverige, hvorav over en tredjedel er helt nyopptagede arter.

Totalt har omtrent 300 personer bidratt i prosjektet. Prosjektet erkjenner selv at det har vært svært avhengig av frivillig innsats. Det er vanskelig å beregne tidsbruken for disse personene da frivillig timebruk ikke er registrert. For sortering av innsamlede insekter er prosjektets egne, grove anslag at én person kan sortere omtrent 600 insekter per time. Dersom vi legger det anslaget til grunn, sammen med en årlig fangst per felle på omtrent 300 000 insekter i de nordlige områdene og 600 000 i de sørlige områdene, blir årlig timesinnsats for sortering av fangst fra de 75 fellene 20-40 årsverk. For tømning av feller, anslås en tidsbruk på 12 timer per felle, reisetid inkludert. Med 75 feller og 10-15 tømminger i året, utgjør det en årlig timesinnsats på 5-8 årsverk.

Totalt antall årsverk til innsamling og sortering er altså i størrelsesorden 30-55 årsverk. Malaisefelleprosjektet har ikke regnet på disse kostnadene fordi mye har vært frivillig innsats som prosjektet ikke har dekket.

Dersom man bruker timesatsene vi bruker i vårt prosjekt for å anslå verdien av denne (i stor grad frivillige) tidsbruken, blir dette anslagsvis 19-36 millioner kroner årlig i samfunnsøkonomiske kostnader og 70-133 millioner kroner årlig i budsjettmessige konsekvenser for bestiller.

I tillegg til disse kostnadene kommer tidsbruk til administrasjon, rapportering og trening av frivillige; samt kostnader for feller, lokaler og transport.

Et overvåkningsprogram over en lengre tidsperiode er mer avhengig av stabil arbeidsinnsats enn engangs-kartleggingen som SMTP var. Et overvåkningsprogram kan selvfølgelig benytte seg av frivillighet der det kan erstatte profesjonell arbeidskraft. Det medfører imidlertid en viss risiko å *planlegge* for at et program er avhengig av frivillig arbeidsinnsats.

Kilder: pers. kom. med Station Linné.

11.4 Vurdering og beregning av samfunnets nytte av insektovervåking

11.4.1 Kategorisering av nyttevirksomheter

Insekter har en rekke viktige funksjoner i økosystemet, og bidrar også mer og mindre direkte til goder og tjenester som bidrar til menneskers velferd, det som kalles økosystemtjenester. I samfunnsøkonomisk forstand er nettonytten av insektene lik det de bidrar til virksomheters produksjon og befolkningens velferd. Det første kan måles med markedspriser og det siste kan måles ved hva befolkningen samlet sett er villig til å oppgi av andre goder og tjenester (det vil si deres betalingsvillighet, vurdert i kroner) for å få den netto nytten insektene gir. Som vi kommer tilbake

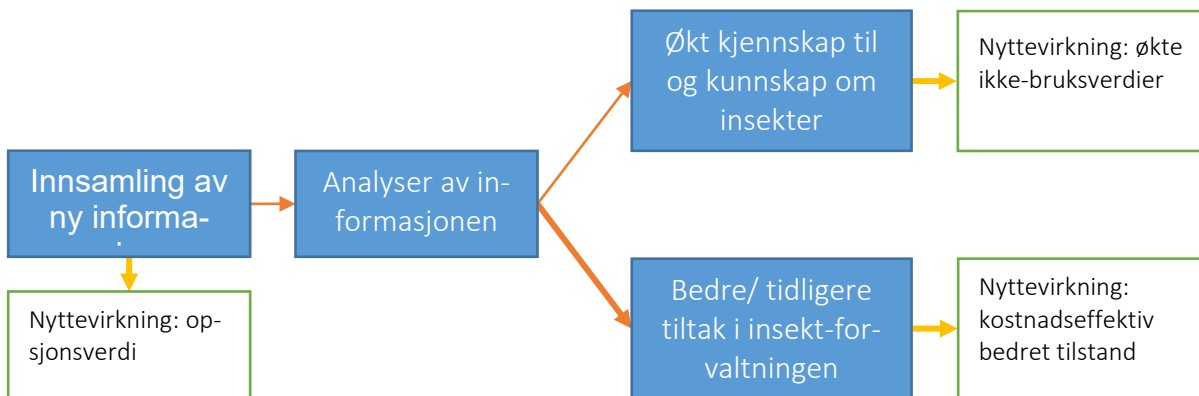
til i neste avsnitt, er da alle effekter som påvirker befolkningens velferd, bedrifters produksjon eller offentlig ressursinnsats relevante, og skal inkluderes i en samfunnsøkonomisk analyse av nytten av insektbestanden.

Ved overvåking av insekter, kan man oppdage endringer i insektbestanden tidligere enn man ellers ville gjort, og dersom man oppdager endringer tidligere, har man mulighet til å sette inn tiltak tidligere og dermed unngå eller redusere det samfunnsøkonomiske nyttetapet av at insektbestanden totalt går ned, eller at enkelte arter er i ferd med å forsvinne. Nytteten av insektovervåkingen kan da i stor grad antas å være lik det nyttetapet man ellers ville fått som følge av at insektbestanden går ned, eller reduserte kostnader til tiltak for å øke eller stoppe tapet av insektbestanden.

Det er imidlertid ikke gitt at samfunnet har egnede tiltak, eller velger å sette i gang slike tiltak for å ta vare på insekter selv om man får kjennskap til endringer i bestanden som følge av overvåkingen. For at samfunnet skal få nytte av kunnskapen fra insektovervåkingen, betinger det at man tar i bruk kunnskapen som fremskaffes, og man må ha muligheter til å gjennomføre tiltak (tidligere) for å hindre videre nedgang. Dersom man ikke gjør det, sitter man igjen med den kunnskapen overvåkingen i seg selv gir. Det er grunn til å anta at samfunnet etablerer et eventuelt overvåkingssystem for insekter fordi man ønsker å bruke kunnskapen til (tidlig) innsats mot endringer i insektbestanden, men det er ikke gitt at man gjennomfører tiltak. Per i dag har vi kunnskap om at mange arter, inkludert insekter, er i nedgang og at naturtyper de er avhengige av, forsvinner, men det settes bare i begrenset grad i verk tiltak.

Vi vil derfor gjennomføre analysen og vurdere nyttevirkningene avhengig av hvordan man håndterer den kunnskapen som samles inn fra overvåkingssystemet. Skjematisk kan de potensielle nyttevirkningene av insektovervåking, i betydningen innsamling av ny informasjon, presenteres som i figuren nedenfor.

Figur 35. Skjematisk oversikt over mulige nyttevirkinger av insektovervåking.



Nytten av overvåking avhenger av kvaliteten på informasjonen og hvordan informasjonen anvendes. Innsamling (og lagring) av informasjon har en mulig fremtidig nytteverdi vi ikke kan forutsi i dag. Denne opsjonsverdien følger direkte av informasjon, gitt at den lagres for ettertiden. Siden den mulige fremtidige verdien ikke kan forutsies i dag, er det vanskelig å anslå størrelsen på den. Det er likevel rimelig å anta at opsjonsverdien vil være større, desto bedre kvalitet informasjonen har. Med kvalitet mener vi eksempelvis i hvilken grad egne insekter eller insekt-DNA kan identifiseres, hvilket geografisk nivå informasjonen generaliseres til og hvor holdbar informasjonen er over tid.

Andre nyttevirkinger av informasjon avhenger av at informasjonen analyseres. Analyser av den innsamlede informasjonen – sammen med generell formidling av resultatene – kan øke kjennskap til at insektbestander eller insekter eksisterer, eller det kan øke kunnskapen om deres

tilstand og/eller levemåte. Denne økte kjennskapen og kunnskapen øker ikke-bruksverdiene (eksistensverdiene) til insektene, fordi flere mennesker vet om dem. Ikke-bruksverdier knyttet til arten vil man imidlertid kunne få selv om folk ikke kjenner til den, bare de blir informert om det, for eksempel i et naturprogram eller en verdsetningsundersøkelse slik man gjorde for eksempel ved verdsetting av kaldtvannskoraller i Norge (Aanesen m.fl. 2015.)). Verdien ligger derfor først og fremst i at vitenskapsfolk/forskere får mer informasjon om insektene, som så kan formidles til folk.

Vi vil først se på den «sikre» virkningen, nemlig økt informasjon og hvilken verdi som kan tilskrives den. Deretter vurderer vi nærmere hva samfunnet kan oppnå av nyttegevinster hvis kunnskapen fra insektovervåkingen tas i bruk til å sette i verk tiltak for å ivareta insektbestanden, dersom det er nødvendig.

11.4.2 Hva er forventet nytte av (mer) informasjon fra overvåking?

George Stiglers artikkel «The Economics of Information» (1961) er ansett som artikkelen som introduserte betydningen av informasjon i samfunnsøkonomien. Nyten av informasjon kan beskrives som forskjellen mellom den forventede nytten av det optimale valget gitt den nye informasjon og den den forventede nytten av det optimale valget uten denne informasjonen. Dette kan uttrykkes som den forventede nytten av perfekt informasjon («expected value of perfect information») (M. C. Runge m.fl. 2011). I definisjonen av nytten av perfekt informasjon er det to bestemmende faktorer: nåværende informasjon og oppdatert informasjon. Dermed er det nåværende informasjonsnivået også viktig for å avgjøre nytten av ny informasjon: Desto mindre informasjon vi har i dag, jo større er den potensielle nytten (Hammitt & Shlyakhter 1999).

Ny og oppdatert informasjon kan bidra til bedre forvaltning og derfor positive nyttevirksomheter. Ved å gi oppdatert informasjon om status for insektarter kan overvåking bidra med tidlig varsling av mulige endringer i status for insektbestanden generelt eller ulike insektarter. Dersom denne varslingen fører til at man bestemmer seg for å iverksette (bedre) tiltak tidligere, bidrar systemet med positive nyttevirksomheter.

Denne nyttevirksomheten er trolig sterkere dersom status for arten eller populasjonen har terskelverdier (Scheffer m.fl. 2009), hvor en marginal påvirkning på et visst punkt fører til mer dramatiske endringer i status enn tilsvarende påvirkninger på andre punkter. Dersom overvåkingsprogrammet kan gi indikasjoner («early warnings») på at status nærmer seg en terskelverdi, og tiltak kan iverksettes for å unngå at terskelverdien nås, kan informasjonen bidra til at potensielt store, negative endringer unngås.

Det foregående har ikke beskrevet hvem som iverksetter tiltak eller virkemidler. I vår kontekst vil det være flere aktører involvert. Informasjon om tilstanden kan bidra til å legge formelt eller uformelt press på ulike aktører for at de skal styrke arbeidet mot fremmede arter. Dersom aktørene ikke følger opp sitt ansvar kan de ikke skylde på manglende informasjon. Fra et nasjonalt (eller globalt) perspektiv kan dermed overvåkingen føre til positive nyttevirksomheter gjennom å ansvarliggjøre forvaltningsaktørene.

Informasjon fra overvåking kan potensielt også ha annen fremtidig nytte, som er ukjent i dag. Nyten kan være i form av mer langsiktige forbedringer av forvaltningen av insekter og/eller naturtyper som insektene er avhengige av, forbedringer i annen forvaltning, eller helt andre nyttevirksomheter. For eksempel kan overvåkingsprogrammet brukes til å evaluere tiltak, og denne informasjonen kan føre til økt kunnskap om tiltakseffekter, som igjen kan brukes til å forbedre tiltak andre steder og/eller for andre arter (McDonald-Madden m.fl. 2010). Informasjon fra overvåkingsprogrammet kan også brukes til å øke kunnskap i forskning og forvaltning som kan gi bedre forvaltning på sikt. Kunnskapen kan også brukes til å produsere rapporter og forskningsartikler, som bidrar til å drive forskningen fremover, øke kunnskapen nasjonalt og internasjonal, og dermed ha fremtidige nyttevirksomheter.

En viktig del av verdien av miljøgoder er menneskers verdsetting av at godet eksisterer (Krutilla 1967), altså godets ikke-bruksverdi. Økt informasjon og kunnskap om insektenes eksistens (om flere arter, populasjonsstørrelser, e.l.) kan øke ikke-bruksverdier knyttet til insekter. På den måten har overvåkingsprogrammet en nyttevirkning gjennom å øke verdien av insektene. Dette fordrer at den innsamlede informasjonen formidles. Desto flere personer den formidles til, jo sterkere er nyttevirkingen.⁵

11.4.3 Potensielle nyttevirkinger av insektovervåking knyttet til bedre/tidligere tiltak

De potensielt største nyttevirkingene av insektovervåkingen antas å komme som følge av at overvåkingen gir mulighet til å sette inn bedre og/eller tidligere tiltak dersom overvåkingen viser at det er behov for slike tiltak. Denne nytten er i stor grad knyttet til insektenes viktige funksjoner i økosystemet og hvordan det kan medføre samfunnskostnader i vid forstand dersom det skjer endringer i insektbestanden som påvirker disse funksjonene.

Insekter har en rekke funksjoner i økosystemet, og betyr direkte og indirekte mye for virksomhetens, ikke minst jordbrukets produksjon, og folks velferd. Overvåking av insekter kan bidra til en rekke nyttevirkinger, som er listet under:

- Bevaring av insektarter generelt og truede insektarter spesielt som del av naturmangfoldet har verdi i seg selv (ikke-bruksverdier)
- Insekter gir grunnlag for en rekke andre økosystemtjenester. Mest kjent er pollinering, men de har også betydning for nedbryting i naturen og en rekke andre goder og tjenester som folk setter pris på. Det kan være forsynende, regulerende eller opplevelses- og kunnskapstjenester.
- Insekter som mat for andre arter som fugl og fisk, bidrar til viktige rekreasjonstjenester som fuglekikking, fuglejakt og fritidsfiske.
- Insekter kan benyttes som «indikator» for tilstanden i økosystemet. For eksempel kan nedgang i insektbestanden indikere nedgang i fuglebestanden for fugler som lever av insekter.
- Insekter kan benyttes for å forklare årsakssammenhenger for å målrette tiltak og virkemidler (som kan gi reduserte kostnader på sikt)

Miljøvirkninger knyttet til insekter kan vurderes med utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester. Med økosystemtjenester menes økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd, også beskrevet som «*de goder og tjenester fra naturen som bidrar til menneskers velferd*» (Se NOU 2013:10 for en nærmere beskrivelse av økosystemtjenester).

Økosystemtjenester kan deles inn i følgende kategorier i henhold til NOU 2013:10:

- *Støttende* (også kalt *grunnleggende livsprosesser*), som fotosyntese, primærproduksjon og næringsstoffkretsløp.
- *Forsynende* (også kalt *produserende*), som fisk og bioenergi.
- *Opplevelses- og kunnskapstjenester* (også kalt *kulturelle tjenester*), som rekreasjon, estetiske verdier og naturarv (ikke-bruksverdier).
- *Regulerende*, som klimagassregulering og erosjonsbeskyttelse.

Endringer i sammensetning av insektbestanden kan på virke en rekke økosystemtjenester, og før man vet hvilken art det er snakk om, er det vanskelig (umulig) å fastslå hvilke miljøvirkninger den har og hvilke økosystemtjenester den vil påvirke, på hvilken måte og i hvilken grad. Basert på tidligere kunnskap om påvirkninger på insekter, kan man imidlertid anta at de ofte vil påvirke

⁵ Å øke informasjonen om artene ved hjelp av overvåking er nært knyttet til kvasiopsjonsverdi og ulike typer av denne; se f.eks. https://are.berkeley.edu/~traeger/pdf/Traeger_OptionValue_REE.pdf (publisert i 2014 https://www.researchgate.net/publication/261103857_On_Option_Values_in_Environmental_and_Resource_Economics).

opplevelses- og kunnskapstjenester som rekreasjon (f.eks. ved at de er mat for fisk og fugl) og naturarv (naturmangfold) og estetikk (både direkte ved at vi ser sommerfugler o.l. og ved at de bidrar til blomsterflor, fugler osv.). De kan påvirke forsyvende tjenester som mat (f.eks. ved pollinering av frukt-, grønnsaks- og jordbruksproduksjon) og fiber (f.eks. skogproduksjon).

Ved gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, er det endringen i den totale samfunnsøkonomiske verdien (TEV; "Total Economic Value") av forringelsen av økosystemtjenestene man ønsker å inkludere. Denne verdien består av bruks- og ikke-bruksverdier. TEV er verdien av endringen i tjenestene sammenlignet med en situasjon der insektarten utviklet seg uten denne påvirkningen (dvs. situasjonen uten overvåking). TEV utgjør befolkningens samlede betalingsvillighet for å unngå effektene.

Med bruksverdi menes verdier knyttet til redusert bruk av et gode som påvirkes/reduseres. Kostnader knyttet til bruksverdier kan for eksempel være negativ påvirkning på forsyvende økosystemtjenester i form av uttak av ressurser som tømmer og mat fra økosystemet, eller kostnader knyttet til rekreasjonstjenester. Med ikke-bruksverdier menes nytten knyttet til at befolkningen har en verdi av å vite at et gode/økosystem finnes der intakt – uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag og for fremtidige generasjoner. Tap av stedegne arter, for eksempel på Rødlisten⁶ vil kunne falle i under begge disse kategoriene.

Selv om vi inkluderer både bruks- og ikke-bruksverdier, vurderer man i samfunnsøkonomiske analyser miljøvirkninger ut fra et menneskelig perspektiv. Naturens egenverdi inngår ikke i slike analyser, men inngår i Artsdatabankens vurdering av artenes sårbarhet. En del insektarter kan imidlertid også ha potensielle eller realiserte negative virkninger for samfunnet. De kan gi negative økonomiske bidrag til produksjon i jord- og skogbruk eller fiske eller ha andre negative samfunns effekter, som for eksempel helseeffekter (f.eks. vepsestikk). Slike (potensielt) negative virkninger må også med ved vurdering av innsats.

Selv om overvåking vil kunne opphav til tiltak som gi direkte effekt på rekreasjonsaktiviteter og rekreasjonsverdi, er det også viktig å se på endringer i ikke-bruksverdi (naturarv) fordi dette potensielt kan berøre en større befolkning og dermed utgjøre en stor samlet verdi selv i naturområder som er viktige i rekreasjonssammenheng. Tidligere verdsettingsstudier kan brukes til å identifisere hvilke kjennetegn ved naturområder som gjør at det har stor samlet rekreasjonsverdi, og det samme gjelder for ikke-bruksverdier. En oppsummering av (de viktigste) økosystemtjenestene som kan bli påvirket av insektovervåking, gitt at man bruker den informasjonen som samles inn, er vist i tabellen nedenfor. Her har vi inkludert de økosystemtjenestene som er vurdert til å kunne bli (mest) påvirket.

⁶ Norsk rødliste for arter er en oversikt over arter som er vurdert å ha en risiko for å dø ut fra Norge.

Tabell 12. Oppsummering av økosystemtjenester som kan bli påvirket av insektovervåking, gitt at innsamlet informasjon brukes til å iverksette tiltak

Kategori	Økosystemtjeneste
Forsynende	Mat (frukt-, grønnsaks- og jordbruksprodukter) (pollinering) Fiber (tømmer, trefiber, mv.)
Opplevelses- og kunnskapstjenester	Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv. Herunder spesielt rekreasjonsfiske, fuglekikking, jakt, turgåing inkludert bærplukking (molter mm.). Naturarv (ikke-bruksverdier). Herunder inkludert: bevaring av biodiversitet (biologisk mangfold og naturtyper), kunnskap og læring, inspirasjon, symbolske perspektiver, åndelig berikelse og religiøse verdier
	Estetiske verdier (sommerfugler og andre insekter, blomster og blomstring), fugleliv
Regulerende tjenester	Nedbryting av avfallsstoffer, næringskjede mv.

11.5 Aktuelle studier for vurdering av nytteverdien av insektovervåking

For økosystemtjenester som blir påvirket av insektovervåking kan man verdsette effektene ved bruk resultater fra tidligere verdsettingsstudier og verdioverføringsteknikker (se Navrud og Ready 2007 for verdioverføringsteknikker generelt). Verdsettingsstudier man overfører fra bør helst være nær både i tid og rom/geografisk, siden folks preferanser og betalingsvillighet for forbedringer i økosystemtjenester kan variere både over tid og mellom områder.

Søk i EVRI-databasen⁷ viser at det verken er norske eller utenlandske verdsettingsstudier av nytteeffekter av insektovervåking. Derimot gir et fritekstsøk på insekter («insects») 32 treff, hvorav bare et fåtall er relevante for å verdsette effekten av tiltak for å bevare insekter, eller overvåking som kan utløse slike tiltak. Videre er de aller fleste av de relevante studiene knyttet til verdsetting av de økosystemtjenester insekter bidrar til i form av pollinering og bekjempelse av skadedyr. Slik verdsetting er hovedsakelig gjennomført ved hjelp av markedspriser, f.eks. for å finne verdien av tapte avlinger ved redusert pollinering. I andre tilfeller er kostnader ved å erstatte tjenesten (såkalte «replacement costs») benyttet, for eksempel verdien av arbeidskraft til manuell pollinering. I noen tilfeller er det innhentet betalingsvillighet for tiltak for å unngå skader fra fremmede insektarter (f.eks. Paine m.fl. 2015). Kun én av studiene var en original verdsettingsstudie som fant folks betalingsvillighet for å øke insektbestandene *separat*. Kerr & Sharp (2010) fant i en valgeksperiment-studie av nytten av å kontrollere en fremmed invaderende klegg ved Lake Rotoiti på Sørøya i New Zealand at befolkningen i gjennomsnitt var villig til å betale et engangsbeløp for å få en økning i de lokale fugle- og insektbestandene fra lav til høy lik NZ\$123 - \$160 (NOK 677-880) for fugler og NZ\$ 84 - \$140 (NOK 462-770) for insekter. Det vil si at betalingsvilligheten var høyere for fugler enn for insekter (1 NZ \$ = 5,50 NOK).

Andre studier verdsetter en økning i samlet biodiversitet hvor insekter også inngår. Blant de norske verdsettingsstudiene er de som har verdsatt bevaring av biodiversitet i barskog gjennom privat barskogvern (Veisten & Navrud 2006) eller som del av en nasjonal barskogverneplan (Veisten m.fl. 2006; Lindhjem & Navrud 2008, Lindhjem m.fl. 2015) mest relevante for nytteoverføring. Lindhjem m.fl. (2015) fant i en landsomfattende betinget verdsettingsstudie av bevaring

⁷ EVRI-databasen www.evri.ca er en database som inneholder oversikt over verdsettingsstudier fra de fleste land i verden, også fra Norge. Den inneholder oversikt over selve studien, verdsettingsestimater og andre kjennetegn ved studiene som er gjennomført.

av biodiversitet i barskoger (inklusive insekter) en gjennomsnittlig betalingsvillighet lik 1038, 1248 og 1300 2007-kroner/husholdning/år for å øke vernet av produktiv barskog i Norges fra 1,4 prosent til henholdsvis 2,8 prosent, 4,5 prosent og 10 prosent. For å oppjustere dette til 2019-kroner ved hjelp av konsumprisindeksen kommer et tillegg på 30 prosent. Dette forutsetter at folks betalingsvillighet for vern av biodiversitet øker i takt med konsumprisindeksen. Økt realinntekt og økt knapphet på biodiversitet kan tilsi at økningen er større.

Både verdsettingsstudien fra New Zealand som gjaldt insekter spesifikt, og de norske av biodiversitet i barskog hvor insekter inngår, ser imidlertid på nytten av *bevaringstiltak* for insekter (natur) heller enn å se på nytten av *overvåking* av insekter. Nyttens av overvåking vil kunne ligge i at en oppdager trusler mot insekter tidligere og dermed kan iverksette tiltak tidligere. Nytteeffekten av overvåking er da *ikke* nytten av selve tiltaket; men nytte for eksempel i form av at effekten av tiltaket i form av bevaring av insekter oppnås gjennom billigere tiltak når de settes inn tidlig, eller mindre skadelige effekter på økosystemet og økosystemtjenestene ved tidlig inngrep.

Det finnes imidlertid enkelte nytte-kostnadsanalyser av overvåkningsprogrammer for andre arter enn insekter, som kan ha en viss overføringsverdi for vårt tiltak. Lampadariou m.fl. (2005) vurderte kostnader og nytte av ulike ambisjonsnivåer (i form av målinger på ulike taksonomiske nivåer) i et overvåkningsprogram for bentiske organismer for å kartlegge økologiske effekter av fiskeoppdrett i Middelhavet. De fant at tapet av informasjon var lite fra overvåkningsmetoder som målte på et høyere taksonomisk nivå; særlig opp til familienivå og til og med orden; og at nytte-kostnadsforholdet var størst for dette lavere ambisjonsnivået, særlig når kostnadene ved tiden som brukes til å sortere prøvene tas med. Williams m.fl. (2018) vurderte kostnader og nytte av to ulike lydopptagere og to ulike måter å prosessere lydfilen på som en mulighet til å overvåke (istedenfor feltobservasjoner) truede arter som er vanskelig å overvåke. Deres eksempel var den mellomstore hegrefuglen australlørdrum i våtmarksområder i New Zealand, og de fant at begge de to lydovervåkningssystemene ga like gode data som feltobservasjoner og var langt billigere.

11.5.1 Illustrasjoner av nyttevirksomheter

Det ligger i sakens natur at man ikke på forhånd vet hvilken informasjon om hvilke endringer i hvilke arter og bestander som oppdages tidligere ved et overvåkingssystem. Ved hjelp av tidligere erfaringstall nasjonalt og internasjonalt, kan det imidlertid settes opp noen regneeksempler for å illustrere mulige nyttevirksomheter ved tidlig oppdagelse av endringer i insektbestanden.

Vi vil ta utgangspunkt i en kjent og viktig økosystemtjeneste fra ulike insekter, nemlig pollinering. Vi vil også trekke fram noen tiltakskostnader som er beregnet i et prosjekt om «Tiltak for truet natur» for å illustrere hva tiltakskostnadene kan bli for å ta vare på insekter som er truet, samt et tysk overvåkingssystem for insekter som er innført.

11.5.2 Illustrasjon 1: Verdien av pollinering i norsk jord-, hage-, frukt- og bærproduksjon

Verdien av bier, humler og andre ville pollinatorer ble anslått til 577 milliarder amerikanske dollar årlig, ifølge en rapport fra Naturpanelet (IPBES 2016). Slike pollinatorer bestøver flertallet av verdens mest næringsrike planter, men er mange steder under press på grunn av endret arealbruk, intensivering av landbruket, forurensing og klimaendringer.

IPBES (2016) skriver at nær 90 prosent av alle ville blomsterplanter er helt eller delvis avhengig av å bli bestøvet av dyr. Mer enn tre fjerdedeler av verdens matplanter er helt eller delvis avhengig av dyrepollinering for å gi avlinger. Mange av disse er næringsrike grønnsaker, frukt, bær, nøtter og frø. Eksempler på andre nyttevekster som er avhengig av pollinering er bomull, medisplanter og rapsolje til biobrensel. Ifølge rapporten bidrar over 20 000 ville arter til pollinering globalt. Tambier bidrar også til pollinering, i tillegg til å lage honning. Selv om det skulle være god tilgang til tambier, blir bestøvningen mer effektiv med et stort mangfold av ville pollinatorer, blant annet humler og andre villbier.

Kunnskapen om tilstanden til pollinatorene er mangelfull mange steder i verden. I Norge er en tredjedel av de norske biartene, inkludert humler, på norsk rødliste for arter i 2015, som er en oversikt over arter som kan ha en risiko for å dø ut fra Norge. Av alle pollinerende insekterarter som er vurdert i arbeidet med nasjonal rødliste for arter, er 11 prosent vurdert å være truet. Hvis man kun ser på bier og humler, er 18 prosent av artene vurdert å være truet.

Flere naturtyper som er viktige for humler og bier, har fått en spesiell status i naturmangfoldloven, blant annet slåttemark og kystlynghei, som er utvalgte naturtyper. Miljø- og landbruksmyndighetene har tilskuddsordninger for skjøtsel i kulturlandskap. Det er også viktig å ta vare på blomsterenger og grønne korridorer, og det kan plantes blomster som pollinerende arter liker i hager, bakgårder og balkongkasser. I Norden er det særlig frukt, bær, oljevekster og frø av kløver og andre erteblomster som kan få dårligere avling og kvalitet dersom tilgangen til pollinerende insekter blir redusert.

Arbeidet med en nasjonal strategi for å sikre fortsatt mangfold av villbier og andre pollinatorer blir ledet av Landbruks – og matdepartementet. Det norske forbruket av frukt og bær er ca. 345 tusen tonn (NILF 2014), hvorav norsk produksjon er ca. fem prosent. Den norske andelen har hatt en kraftig nedgang siden 60-tallet. Prisene har variert mye, og det er derfor litt vanskelig å fastslå verdien av produksjonen, også fordi norske priser varierer mye over året, og fordi prisene er sterkt regulert og subsidiert. Vi legger derfor til grunn litt forenklete forutsetninger for å gi en illustrasjon av betydningen pollinerende insekter kan ha for frukt- og bærproduksjonen i Norge, gitt omtrent det omfang den har hatt de senere år. Salgsverdien av frukt og bær i 2018 var 6 720 472 000 kr for frukt og 1 576 660 000 kroner for bær. Totalt 8 297 132 000 kroner. Hvis vi legger til grunn at norsk produksjon utgjør ca. 5 prosent av dette, blir det en salgsverdi lik ca. 415 millioner kroner i året (inkludert merverdiavgift på 15 prosent). Hvis vi trekker fra merverdiavgiften (som kun er en overføring i samfunnsøkonomisk forstand, ikke en kostnad), tilsvarer dette en verdi på 361 millioner kroner i året. Hvis vi antar at produksjonen er 100 prosent avhengig av ville pollinatorer, kunne man i verste fall tenke seg et bortfall i salgsverdi (eksklusiv merverdiavgift) på ca. 360 millioner kroner i året. Hvis vi antar at nedgangen i pollinatorbestanden virker inn på produksjonen, med en nedgang på 1-10 prosent, gir det en årlig verdireduksjon på 3,6-36 millioner kroner, som tilsvarende en nåverdi på 72-720 millioner kroner. Da har vi antatt at all frukt- og bærproduksjon i Norge er avhengig av ville pollinatorer, mens ingen andre nyttevekster (eller andre vekster) er det.

Dette illustrerer at en liten nedgang i bestanden av humler og bier som gir en liten reduksjon i norsk produksjon, kan gi høye kostnader når vi ser det over år, og overvåking som gjør det *mulig* å sette inn tiltak mot nedgangen tidligere, kan ha stor økonomisk nytteverdi.

11.5.3 Illustrasjon 2: Tiltakskostnader for å ivareta truede insekterarter

I prosjektet «Tiltak for truet natur» (Kyrkjeeide m.fl. 2018) ble det vurdert tiltak og tiltakskostnader for 11 insekterarter som er truet i henhold til Norsk rødliste for arter. Tiltakenes målsetting var å løfte artene et trinn på truethetsskalaen.

Tiltak og kostnader varierte for de ulike insekterartene. For mange av artene hadde man for lite kunnskap om arten, dens utbredelse, påvirkninger og mulige tiltak til å foreslå tiltak som man anså at det var minst 50 prosent sannsynlighet for at ville oppnå målsettingen. Målsettingen var å heve artene ett trinn på truethetsskalaen, eller holde den på det nivået den var og dermed hindre ytterligere forverring. Det viser tydelig at man har svært begrenset kunnskap om mange insekterarter i Norge generelt og truede insekterarter spesielt. For de artene der man hadde god nok kunnskap til å foreslå tiltak, varierte nåverdien av kostnadene til foreslåtte tiltak fra ca. 100 000 til 540 000 kroner per art. Dette var altså relativt lave kostnader. En av grunnene til at kostnadene var såpass lave er at de finnes på såpass små forekomster og små leveområder, at det var begrenset med områder der det kunne settes inn tiltak. Likevel var nåverdien av estimerte tiltakskostnader for de fem truede artene der man foreslo tiltak totalt ca. 1,6 millioner kroner. Det vil si at kostnader for å «redde» insekterarter når de er truet kan representere betydelige beløp.

Det illustrerer også at kunnskap om insekter på bred basis kan være av verdi for forvaltningen, fordi kunnskapsgrunnlaget om insekter er dårlig.

Disse tiltakskostnadene er vanskelig å overføre, og det er vanskelig å vurdere om det å oppdage at arter er i nedgang tidligere vil hindre at de kommer på truethetslisten, eller om man ville oppdaget disse truede artene tidligere ved et slikt overvåkingssystem. Det er heller ikke gitt at man vil sette inn tiltak dersom arter kommer på rødlisten. Det viser likevel at det kan ha betydelig verdi for samfunnet å bevare ulike arter, inkludert insekter.

11.5.4 Illustrasjon 3: Kostnader til tysk overvåkingssystem for insekter

I Tyskland har man nylig lansert et nytt stort tiltak for overvåking av insekter⁸. Et raskt regnestykke viser at de skal bruke 100 millioner euro på en tiltaksplan for å ta vare på insekter, som inkluderer minst 25 million euro per år til forskning og overvåking av insektbestander. 25 millioner euro tilsvarer 3 kroner på hver tysker per år, eller 6,14 kr/husholdning.⁹

Dette kan sees som en form for implisitt verdsetting av verdien av ny informasjon. Dette tallet er også interessant i norsk sammenheng, men for å bruke det i Norge må vi legge til grunn noen strenge forutsetninger som verdsettingen bygger på:

- i) Bevilgende myndigheter/politikerne i Tyskland må ha full informasjon om preferansene til sine innbyggere, og disse må reflekteres i deres beslutninger (det vil si at politikerne ikke prioriterer gjenvalg foran det å representere befolkningens preferanser om de to interessene er motstridene), og at politikerne kjenner nytten av informasjonen fra forskning og overvåking av insekter.
- ii) Ved overføring av tallet til Norge, må vi også forutsette at den tyske befolkningens preferanser er lik den norske befolkningens preferanser. Alternativt kunne man gjøre en verdioverføring (value/ benefit transfer) med korreksjoner bl.a. for ulik gjennomsnittsinntekt i de to landene (som påvirker folks verdsetting/betalingsvillighet). I og med at det også kan være andre faktorer som gjør at preferansene er ulike i de to landene kan imidlertid et anslag som kun er korrigert for inntektsforskjeller også være rimeligvisende. Derfor bruker vi anslaget uten korreksjoner som et grovkornet uttrykk for nytten av insektovervåking.
- iii) Tallet representerer det politikerne *minst* er villige til å betale for nytten av den økte informasjonen de forventer å få av økt forskning og overvåking av insekter. Vi vet strengt tatt ikke om dette er et over- eller underestimat for befolkningens preferanser for denne økte informasjonen – og om det virkelig er nytten av informasjonen (etter politikernes vurdering). Det kan også være kun en forsikringspremie mot tap av informasjon om insekter, eller kun symbolpolitikk for å vise at politikerne er handlekraftige og tar det alvor (spesielt foran et valg); eller en blanding av alt dette.

Med alle disse forbehold, kan likevel dette estimatet tas som et uttrykk for at politikere i andre land verdsetter nytten av informasjon om insekter. Hvis vi setter opp et enkelt regnestykke for Norge basert på at verdsettingen per person er lik i Norge og Tyskland, impliserer dette en minimumsverdi på 6,14 kroner per husholdning i året. Dette tilsvarer 14,8 millioner kroner per år for hele Norges befolkning, og en nåverdi (40 års levetid, 4 prosent diskonteringsrente) på ca. 300 millioner kroner.

⁸ Se https://www.sciencemaq.org/news/2019/09/100-million-german-insect-protection-plan-will-protect-habitats-restrict-weed-killers?utm_source=Nature+Briefing&utm_campaign=eb2514af50-briefing-dy-20190909&utm_medium=email&utm_term=0_c9dfd39373-eb2514af50-43620549

⁹ 1 euro = 10,19 NOK per 17.10.2019. Befolkning Tyskland 1.1.2019 = 83 019 213 personer. Gjennomsnittlig husholdningsstørrelse er 2 personer i Tyskland (www.Eurostat/population/Germany)

11.6 Sammenligning av nytte og kostnader

11.6.1 Hvor stor må nytten av tiltakene være for at de skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme?

Vi har beregnet at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved aktuelle insektovervåkingsprogram varierer mellom omtrent 90 og 560 millioner kroner i nåverdi, og nåverdien for hovedalternativet er ca. 390 millioner kroner. Vi starter med en første vurdering av hvor stor den berørte befolkningen kan være, og hva ulike antagelser om berørt befolkning vil bety for hvilken samfunnsøkonomisk nytte tiltakene kan gi. Antall husholdninger i Norge (per 1.1.2019) var 2 409 257.

Ut fra disse tallene kan man beregne samfunnsøkonomisk kostnad per husholdning, som dermed er hva nytten (det vil si betalingsvilligheten) minst må være per husholdning for at nytten skal overstige kostnadene. Dette kan måles både som nåverdi og som en gjennomsnittlig årlig verdi (annuitet) per husholdning. Begge mål er beregnet i tabellen nedenfor, som viser hva nytteverdien minst må være for et høyeste, mellomste og laveste anslag for de samfunnsøkonomiske kostnadene ved overvåkingsprogrammet på henholdsvis 560 millioner, 390 millioner og 90 millioner kroner.

Resultatene, gjengitt i tabellen nedenfor, viser at dersom hele Norges befolkning er berørt av effektene av tiltak, må hver husholdning i gjennomsnitt være villig til å betale ca. 12 kroner per år i 40 år for å få effektene av det mest omfattende insektovervåkingsprogrammet vi har vurdert her. For det mellomste og laveste ambisjonsnivået er det tilstrekkelig at hver husholdning i gjennomsnitt er villig til å betale henholdsvis 8 og 2 kroner per år. Hvis man tenker at hver husholdning skulle betale dette som et engangsbetrag utgjør det ca. 230, 160 og 40 kroner per husholdning for henholdsvis det høyeste, mellomste og laveste nivået for kostnadene (og dermed ambisjonsnivået for overvåkningen).

Tabell 13. Beregnet kostnad (i 2018-kroner) per husholdning i Norge; både i nåverdi for hele tiltaksperioden og per år i tiltaksperioden. Beregnet ut fra en nåverdi på henholdsvis 560, 390 og 90 millioner kroner. Gjennomsnittlig årlig kostnad er beregnet ved å regne om nåverdien til årlig beløp ved en annuitet på 0,05. Nåverdi av kostnad per husholdning er samlet nåverdi fordelt på antall husholdninger i landet per 1.1.2019. Gjennomsnittlig årlig kostnad (annuitet) per husholdning er samlet årlig kostnad fordelt på antall husholdninger i landet. Avrundet.

	Beløp i kroner	Beløp i kroner	Beløp i kroner
Nåverdi av tiltak	560 millioner	390 millioner	90 millioner
Gjennomsnittlig årlig kostnad av tiltak (dvs. annuiteten av tiltaket)	28 millioner	19 millioner	4,6 millioner
Engangskostnad (nåverdien) per husholdning (avrundet til nærmeste 10-er)	230	160	40
Gjennomsnittlig årlig kostnad (annuitet) per husholdning	12	8	2

11.6.2 Er tiltak for insektovervåking samfunnsøkonomisk lønnsomt?

I gjennomgangen over, understreket vi at insektovervåking i seg selv ikke vil utløse store nyttevirksomheter. Hvis myndighetene kun etablerer systemet uten å gjennomføre tiltak på bakgrunn av informasjonen, bidrar systemet kun til en form for kunnskapsoppbygging og muligheter for eventuelt å utnytte kunnskapen på sikt, og til at forskere kan publisere og slik bidra til den internasjonale forskningslitteraturen og -kunnskapen.

Det ligger imidlertid som bakteppe en antagelse om at hvis forvaltningen setter i gang et overvåkingssystem, er intensjonen å utnytte kunnskapen til bedre forvaltning av insekter og naturmangfold som henger sammen med insekter.

I sistnevnte tilfelle kan samfunnet få reduserte kostnader til tiltak hvis man setter inn innsatsen *tidlig(ere)*, fordi tiltak for å ivareta insekter kan være rimeligere hvis de settes inn tidlig. Samfunnet kan også unngå kostnadene (reduert nytte) som følge av reduserte økosystemtjenester der insekter spiller en viktig rolle. Vi gjorde et enkelt regnestykke for å illustrere hva som kan være nytten av pollinering og ivaretagelse av en truet insektart. I tillegg har vi vist hva Tyskland bruker av midler på insektovervåking, og referert til noen utenlandske og norske studier om verdien av overvåking per se og ivaretagelse av insektarter. Regnestykkene er bevisst gjort enkle og oversiktlige, med forenklete forutsetninger for, i og med at vi ikke vet hvilke endringer i hvilke arter/slekter man eventuelt vil oppdage. Det er dessuten uvisst hvordan informasjonen som fremskaffes ved overvåkingsprogrammet vil bli brukt. Det som er helt klart er imidlertid at insekter bidrar til mange økosystemtjenester som øker folks velferd; her eksemplifisert med pollinering i frukt- og bærproduksjonen. Det skal liten nedgang til i denne økosystemtjenesten før kostnadene ved nedgangen er høyere enn overvåkingskostnaden. Vi så også at andre overvåkingssystemer og økt kunnskap i flere utenlandske studier er vist å ha en verdi i seg selv, men vi har ikke studier som viser slike verdier knyttet til insektovervåking eller lignende overvåking i Norge.

Det er altså mye som tyder på at det kan være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et insektovervåkingssystem, med et ambisjonsnivå som i hovedalternativet eller i det noe mer ambisiøse alternativet som overvåker tre økosystemer, *gitt* at man utnytter informasjonen man får fra overvåkingssystemet til å oppdage trender og sette inn egnede tiltak tidligere enn man ville gjort uten overvåking. For å få full effekt av et slikt overvåkingsprogram må man altså være sikker på at overvåkingen og informasjonen fra denne medfører at det gjennomføres tiltak tidligere enn det man ellers ville gjort. Kun da vil samfunnet faktisk oppnå den fulle samfunnsøkonomiske nytten som overvåkingen kan gi.

Nytten av overvåkingstiltaket er først og fremst å ha mulighet til å oppdage større endringer i insektfaunaen, som biodiversitet og antall arter. Hensikten er å oppdage negative trender i insektfaunaen, enten i totalt antall, eller noen grupper insekter e.l. De ulike overvåkingsprogrammene gir ulik mulighet til å oppdage slike trender. De mest aktuelle programmene som er vurdert her gir 80 prosent sannsynlighet for å oppdage en alvorlig nedgang i insektfaunaen etter anslagsvis 5-10 år, mens man uten slik overvåking bare kan gjette seg til en slik nedgang etter anslagsvis 30-40 år. Det kan bety at overvåking kan være forskjellen som gjør at det overhodet er mulig å gjennomføre tiltak for insektbestanden som reverser den negative trenden mens det ennå er mulig.

Det er vurdert en rekke ulike utforminger av overvåkingsprogrammet; hver med ulike kostnader og potensielt ulike nyttevirksomheter. Det er stor usikkerhet i tallmaterialet knyttet til hvor mye «mer» som oppdages ved å øke ambisjons- og kostnadsnivået, og hvilken sammenheng det er mellom

denne endringen i oppdagelse og gjennomførte tiltak for å ivareta insektsfaunaen. Det gjør at det er lite grunnlag for å si klart at ett ambisjonsnivå for overvåking klart er mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn de andre.

De alternativene som er vurdert i dette kapitlet, bruker alle DNA-analyse (metastrekkoding) som gir mer detaljert informasjon om artsidentitet enn andre metoder som er vurdert tidligere. Dette alternativet er dyrere enn de billigste alternativene, men anses som det mest praktisk gjennomførbare alternativet. Det er derfor alternativet «DNA» (jfr. alle alternativer analysert i **Vedlegg II**) som anbefales for analyse av innsamlede insekter.

Når det gjelder omfang, det vil si hvor mange områder og naturtyper man ønsker å gi separate estimater for, gir tallmaterialet manglende grunnlag for å komme med en klar anbefaling. Nyttens rimelighet størst ved å kunne gi estimater for flest mulig områder og naturtyper, men kostnadene stiger også proporsjonalt.

Det er imidlertid rimelig å legge til grunn at for å oppdage større trender med tanke på insektsfaunaen vil den aller største nytten være knyttet til det første området og økosystemet som undersøkes. Nyttetilskuddet fra hvert nye område som overvåkes vil synke når flere områder legges til, fordi det vil være naturlig å anta at de første områdene og habitatene velges ut med omhu for å være egnet til å oppdage trender i viktige økosystemer «tidlig». Ut fra dette synes både hovedalternativet med to økosystemer med budsjettmessige kostnader på ca. 22 millioner kroner per år og det mer omfattende alternativet med tre økosystemer til ca. 33 millioner budsjettkroner per år å være aktuelle. Også break-even-analysen og verdianslagene både for hva tiltak kan koste, hvilke reduksjoner vi kan få i jord- og hagebruksproduksjonen og hva tyske husholdninger implisitt har vært villig til å betale for overvåking, indikerer at nytten av begge disse ambisjonsnivåene kan være større enn kostnadene. Her må det igjen forutsettes at det faktisk gjøres noe og kan gjøres noe for å hindre uønskede trender som oppdages som følge av overvåkingen. Den største nytten ved å utvide fra to til tre økosystemer er at man ved å inkludere fjellovervåking muligens kan oppdage andre trender enn man vil gjøre i jord- og skogbruksområder. For eksempel kan endringer som skyldes klimaendringer være tydeligere i fjellet, men det kan også være andre påvirkningsfaktorer som er ulike eller gir ulike utslag i alle disse økosystemene.

Referanser

- Aanesen, M; C. Armstrong, M. Czajkowski, J. Falk-Petersen, N. Hanley and S. Navrud (2015): Willingness to pay for unfamiliar public goods: Preserving cold-water corals in Norway. *Ecological Economics* 112; 53-67.
- Bowler, D.E., Heldbjerg, H., Fox, A.D., de Jong, M. & Bohning-Gaese, K. 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conserv Biol* 33(5): 1120-1130.
- Callahan, BJ, McMurdie, PJ, Rosen, MJ, Han, AW, Johnson, AJA & Holmes, SP. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13: 581.
- Callahan, BJ, McMurdie, PJ & Holmes, SP. 2017. Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The Isme Journal* 11: 2639.
- Caruso, V, Song, X, Asquith, M & Karstens, L. 2019. Performance of microbiome sequence inference methods in environments with varying biomass. *mSystems* 4(1): e00163-18.
- DFØ (2018): Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring, DFØ.
- Dorazio R. M. & Royle, J.A. 2005 Estimating Size and Composition of Biological Communities by Modeling the Occurrence of Species, *Journal of the American Statistical Association*, 100:470, 389-398, DOI: 10.1198/016214505000000015
- Dixon, A.F.G., Honěk, A., Keil, P., Kotela, A., Šizling, A. L. & Jarošík, V. 2009. Relationship between the minimum and maximum temperature thresholds for development in insects. *Functional Ecology* 23:257-264.
- Elbrecht, V., Braukmann, T.W.A., Ivanova, N.V., Prosser, S.W.J., Hajibabaei, M., Wright, M., Zakharov, E.V., Hebert, P.D.N. & Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ Preprints* 7: e27801v1.
- Finansdepartementet (2014): Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.
- Geonorge 2019a. [https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/dtm-10-terrengmodell-utm33\)/dddbb667-1303-4ac5-8640-7ec04c0e3918](https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/dtm-10-terrengmodell-utm33)/dddbb667-1303-4ac5-8640-7ec04c0e3918)
- Geonorge 2019b. <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/82399812-ae1e-43fc-b29f-f1b28954b59b> (I denne rapporten bruktes en 2016-versjon av dataene)
- Gillespie, M.A.K., Alfredsson, M., Barrio, I.C., Bowden, J.J., Convey, P., Culler, L.E., Coulson, S.J., Krogh, P.H., Koltz, A.M., Koponen, S., Loboda, S., Marusik, Y., Sandström, J.P., Sikes, D.S. & Høye, T.T. 2019. Status and trends of terrestrial arthropod abundance and diversity in the North Atlantic region of the Arctic. *Ambio* 49, pages 718–73.
- Gundersen, Vegard, Olav Strand, Frode Flemsæter, Ingrid Nerhoel, Alexander Thanem, m.fl. 2016. "Kunnskapsgrunnlag om ulike scenarier for Snøheimvegen. Effekter på villrein, ferdsel og lokalsamfunn etter åtte års forskning." NINA-Rapport, no. 1313.
- Hajibabaei, M., J. L. Spall, S. Shokralla, and S. van Konynenburg. 2012. Assessing biodiversity of a freshwater benthic macroinvertebrate community through non-destructive environmental barcoding of DNA from preservative ethanol. *BMC Ecology* 12:28.

- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, 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.
- Hammit, James K. & Alexander I. Shlyakhter. 1999. "The expected value of information and the probability of surprise." *Risk Analysis* 19 (1): 135–52.
- Harvey, J.A., Heinen, R., Armbrecht, I., Basset, Y., Baxter-Gilbert, J.H., Bezemer, T.M., m.fl. 2020. International scientists formulate a roadmap for insect conservation and recovery. *Nature Ecology & Evolution* 4(2):1-3.
- Hoinville, L. J., L. Alban, J. A. Drewe, J. C. Gibbens, L. Gustafson, m.fl. 2013. "Proposed terms and concepts for describing and evaluating animal-health surveillance systems." *Preventive Veterinary Medicine* 112 (1–2). Elsevier B.V.: 1–12.
- Jacobsen, R., Åström, J., Endrestøl, A., Błaalid, 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.
- Karlsson D, Hartop E, Forshage M, Jaschhof M, Ronquist F (2020) The Swedish Malaise Trap Project: A 15 Year Retrospective on a Countrywide Insect Inventory. *Biodiversity Data Journal* 8: e47255.
- Keith, David A., Tara G. Martin, Eve McDonald-Madden & Carl Walters. 2011. "Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation." *Biological Conservation* 144 (4). Elsevier Ltd: 1175–78.
- Kerr, G.N. and B. MH. Sharp (2010): Choice Experiment Adaptive Design Benefits: A Case Study. *The Australian- Journal of Agricultural and Resource Economics* 54: 407-420
- Kopylova, E, Navas-Molina, JA, Mercier, C, Xu, ZZ, Mahé, F, He, Y, Zhou, H-W, Rognes, T, Caporaso, JG & Knight, R. 2016. Open-source sequence clustering methods improve the state of the art. *mSystems* 1(1): e00003-15.
- Krutilla, John V. 1967. "Conservation reconsidered." *American Economic Review* 57 (4): 777–86.
- Lampadariou, N., I. Karakassis & T.H. Pearson (2018): Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine Pollution Bulletin* 50; 1606-1618.
- Lindhjem, H., K. Grimsrud, S. Navrud and S. O. Kolle (2015): The Social Benefits and Costs of Preserving Forest Biodiversity and Ecosystem Services. *Journal of Environmental Economics and Policy* 4 (2); 202-222.
- Lindhjem, H. and S. Navrud (2008): How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.
- Lindhjem, H., K. Magnussen & S. Navrud (2014): Verdsetting av velferdstap ved oljeutslipp fra skip– Fra storm til smulere farvann (?) *Samfunnsøkonomen* 6: 25-39.
- 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.

- Loboda, S., Savage, J., Buddle, C.M., Schmidt, N.M. & Høye, T.T. 2018. Declining diversity and abundance of High Arctic fly assemblages over two decades of rapid climate warming. *Ecography* 41(2): 265-277.
- Magnussen, K., Bergland, O. og S. Navrud (1995): Overføring av nytte-estimer – teori og praksis. NIVA-rapport 2015/05.
- Magnussen, K. og S. Navrud (2016a): Prising av naturinngrep. Delrapport for KVV Grenlandsbanen. Rapport fra Jernbanedirektoratet.
- Magnussen, K. og S. Navrud (2016c): Bruk av økosystemtjenesten for vurdering av virkninger av endringer i vilkårsrevisjoner. Rapport fra Vista Analyse.
- May, Robert M, Simon A Levin & George Sugihara. 2008. "Ecology for bankers." *Nature* 451 (21): 893–95.
- McDonald-Madden, Eve, Peter W J Baxter, Richard A. Fuller, Tara G. Martin, Edward T. Game, m.fl. 2010. "Monitoring does not always count." *Trends in Ecology and Evolution* 25 (10): 547–50.
- Met.no 2019. <https://frost.met.no/index.html>
- Navrud, S. (2001): Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5); 369-382.
- Navrud, S. (2017a): Possibilities and challenges in transfer and generalisation of monetary estimates for environmental and health benefits of regulating chemicals. OECD Environment Working Papers No. 119, OECD Publishing, Paris.
- Navrud, S og R. Ready (red.) (2007): Environmental Value Transfer: Issues and Methods. Springer, Dordrecht, Nederland.
- Nibio 2019. <https://www.nibio.no/tjenester/nedlasting-av-kartdata/dokumentasjon/fkb-ar5> (I denne rapporten bruktes en 2016-versjon av dataene)
- NOU 2013:10. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger.
- Paine, T.D. et al (2015): Cost-Benefit Analysis for Biological Control Programs that Targeted insect pests of Eucalypts in Urban Landscapes of California. *Journal of Economic Entomology* 108(6); 2497-2504.
- Potts, S.P., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, N., Biesmeijer, J.C., Breeze, T., Dicks, L., Garibaldi, L., Settele, J., Vanbergen, A.J., Aizen, M.A., Cunningham, S.A., m.fl. 2016. Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) on pollinators, pollination and food production. Post-Print hal-01946814, HAL.
- Powney, G.D., Carvell, C., Edwards, M., Morris, R.K.A., Roy, H.E., Woodcock, B.A. & Isaac, N.J.B. 2019. Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nature Communications* 10(1): 1018.

- Ratte H.T. (1984) Temperature and Insect Development. In: Hoffmann K.H. (eds) Environmental Physiology and Biochemistry of Insects. Springer, Berlin, Heidelberg
- Runge, Claire A., Tara G. Martin, Hugh P. Possingham, Stephen G. Willis & Richard A. Fuller. 2014. "Conserving mobile species." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (7): 395–402.
- Runge, Michael C., Sarah J. Converse & James E. Lyons. 2011. "Which uncertainty? Using expert elicitation and expected value of information to design an adaptive program." *Biological Conservation* 144 (4). Elsevier Ltd: 1214–23.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Scheffer, Marten, Jordi Bascompte, William A. Brock, Victor Brovkin, Stephen R. Carpenter, m.fl. 2009. "Early-warning signals for critical transitions." *Nature* 461 (7260): 53–59.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S. & Weisser, W.W. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574(7780): 671-674.
- Stigler, George J. 1961. "The Economics of Information." *Journal of Political Economy* 69 (3): 213–25.
- Strand, G.-H., Bryn, A. & Framstad, E. 2016. Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper (NiN) - skisse til gjennomføring. NIBIO Rapport 2 (55). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Tsuji, S, Miya, M, Ushio, M, Sato, H, Minamoto, T & Yamanaka, H. 2018. Evaluating intraspecific diversity of a fish population using environmental DNA: An approach to distinguish true haplotypes from erroneous sequences. *bioRxiv*: 429993.
- Veisten, K. & S. Navrud 2006. Contingent valuation and actual payment for voluntarily provided passive-use values: Assessing the effect of an induced truth-telling mechanism and elicitation formats.. *Applied Economics*, 38, 735–756
- Veisten, K., Navrud, S. & Valen, J.S.Y. 2006: Lexicographic preference in biodiversity valuation: tests of inconsistencies and willingness to pay. *Journal of Environmental Planning and Management* 49 (2); 167-180.
- Veisten K, H.F. Hoen, S. Navrud & J. Strand (2004): Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. *Journal of Environmental Management* 73(4):317-331.
- Viken, K. O. 2018. Landsskogstakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4(6).
- Wang, Q, G. M. Garrity, J. M. Tiedje, and J. R. Cole. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. *Appl Environ Microbiol.* 73(16):5261-7.
- Wagner, D.L. 2020. Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65(1): 457-480.

- Westcott, SL & Schloss, PD. 2015. De novo clustering methods outperform reference-based methods for assigning 16S rRNA gene sequences to operational taxonomic units. *PeerJ* 3: e1487.
- Westergaard, K.B. m.fl. 2020. Overvåking av spredningsveien planteimport – sluttrapport for 2019. NINA Rapport 1738.
- Williams, E.M., C.F.J. O'Donnell & D.P: Armstrong (2018): Cost-benefit analysis of acoustic recorders as a solution to sampling challenges experienced monitoring cryptic species. *Ecology and Evolution* 8, 6839-6848.
- Yinon M. Bar-On, Rob Phillips, Ron Milo. 2018. The biomass distribution on Earth. *PNAS* 115 (25) 6506-6511; DOI: 10.1073/pnas.1711842115
- Zizka, V. M. A., F. Leese, B. Peinert, and M. F. Geiger. 2018. DNA metabarcoding from sample fixative as a quick and voucher-preserving biodiversity assessment method. *Genome* 62:122-136.
- 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.
- Ørka, H.O., Bollandsås, O.M., Gobakken, T. 2019. Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog. Versjon 24.april.2019. NMBU, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Vedlegg I. Biomasse og antall individer i fellefangstene 2019

Tabell V1.1. Våttvekt (avrunden) av insektsfunn i pilotforsøket i 2019.

Lo- kali- tet	Tøm- ming	Etanol			Propy- lenglykol		
		Bugdorm -hvit	Watkins - hvit	Watkins - svart	Watkins svart	Middel- vekt	Standard- avvik
1	2 uker	11960.8	21328.7	21452	16234	17743.9	4558.0
	4 uker	10449	22216	28936	23023	21156.0	7741.2
2	2 uker	33608	48713	45833	42908	42765.5	6548.9
	4 uker	53313	69449	75298	69368	66857.0	9446.6
3	2 uker	20172	43834	28844	28153	30250.8	9873.6
	4 uker	41669	69052	80752	75458	66732.8	17380.4
4	2 uker	12813	19768	19859	20478	18229.5	3624.8
	4 uker	3562	15630	11192	22709	13273.3	8025.5
5	2 uker	16804	34612	21950	28998	25591.0	7819.9
	4 uker	18534	27516.5	41199	25667	28229.1	9474.3
	Mid- del- vekt	22288.5	37211.9	37531.5	35299.6	33082.9	7263.4
	Stan- dard- avvik	15642.6	19936.4	23649.0	20835.9		

Tabell V1.2. Antall individer av de sorterte insektene fra lokalitet D, delt in etter hovedgruppe.

Antall							
Tøm- ming		Etanol			Propylengly- kol	Middeltall	Sd
		Bugdorm hvit	Watkins - hvit	Watkins - svart	Watkins svart		
2 uker	Hymenoptera - Pa- rasitica	672	1715	1631	1554	1393.0	485.1
	Hymenoptera - Acuelata	10	18	15	15	14.5	3.3
	Coleoptera	246	205	231	233	228.8	17.2
	Lepidoptera	110	173	161	173	154.3	30.0
	Heteroptera	117	121	142	213	148.3	44.5
	Neuroptera	11	15	13	14	13.3	1.7
	Blattodea	15	11	6	8	10.0	3.9
	Aranea	22	9	16	10	14.3	6.0
	Psocoptera	18	40	28	24	27.5	9.3
	Thysanoptera	3	5	2	5	3.8	1.5
	Collembola	12	10	10	2	8.5	4.4
	Trichoptera	3	2	1	1	1.8	1.0
	Limnisk evert.	1	1	7	0	2.3	3.2

Rest (Inkl. Diptera)								
	Totalt antall	1240.0	2325.0	2263.0	2252.0	2020.0	521.0	
	Middeltall	95.4	178.8	174.1	173.2	155.4	386.6	
	Sd	187.3	466.8	444.2	423.8			
Etanol								
Tøm- ming		Bugdorm hvit	Watkins hvit	Watkins svart	Propylengly- kol Watkins svart	Middels- tall	Sd	
4 uker	Hymenoptera - Pa- rasitica	348	975	710	657	672.5	222.7	
	Hymenoptera - Acuelata	22	24	14	10	17.5	5.7	
	Coleoptera	33	4	26	13	19.0	11.2	
	Lepidoptera	177	194	168	156	173.8	13.9	
	Heteroptera	16	22	24	19	20.3	3.0	
	Neuroptera	23	15	17	15	17.5	3.3	
	Blattodea	5	2	0	2	2.3	1.8	
	Aranea	12	18	20	8	14.5	4.8	
	Psocoptera	0	0	0	1	0.3	0.4	
	Thysanoptera	30	1	3	6	10.0	11.7	
	Collembola	11	1	0	0	3.0	4.6	
	Trichoptera	0	0	0	0	0.0	0.0	
	Limniske evert.	3	6	1	1	2.8	2.0	
	Rest (Inkl. Diptera)							
		Totalt antall	680.0	1262.0	983.0	888.0	953.3	241.6
		Middeltall	52.3	97.1	75.6	68.3	73.3	190.9
	Sd	100.2	268.9	195.8	181.7			

Tabell V1.3. Våttvekt i mg (avrent) av de sorterte insektene fra lokalitet D, delt in etter hovedgruppe.

Vekt							
Tøm- ming		Bugdorm hvit	Watkins hvit	Watkins svart	Propylengly- kol Watkins svart	Middels- tall	Sd
2 uker	Hymenoptera - Pa- rasitica	1147	2985	3840	2372	2586.0	1132.6
	Hymenoptera - Acuelata	331	1326	2825	1619	1525.3	1027.0
	Coleoptera	1912	1438	1369	1408	1531.8	255.1
	Lepidoptera	1185	2672	4250	3951	3014.5	1398.6
	Heteroptera	442	397	497	732	517.0	149.1
	Neuroptera						
	Blattodea						
	Aranea	205	191	245	130	192.8	47.7
	Psocoptera						

	Thysanoptera						
	Collembola						
	Trichoptera						
	Limniske evert.						
	Rest (Inkl. Diptera)	4480	12627	15435	12428	11242.5	4712.8
	Totalt antall	9702.0	21636.0	28461.0	22640.0	20609.8	7869.7
	Middeltall	1386.0	3090.9	4065.9	3234.3	2944.3	1279.6
	Sd	1491.4	4332.8	5251.8	4235.3		
Etanol							
		Etanol			Propylenglykol		
Tømming		Bugdorm hvit	- Watkins hvit	- Watkins svart	- Watkins svart	Middeltall	Sd
4 uker	Hymenoptera - Parasitica	766	2197	1579	1350	1473.0	591.7
	Hymenoptera - Acuelata	2674.3	2633	1777	711	1948.8	923.1
	Coleoptera	569.5	2040	1180	109	974.6	834.8
	Lepidoptera	1848	1416	4759	1661	2421.0	1568.7
	Heteroptera	132	84	173	128	129.3	36.4
	Neuroptera						
	Blattodea						
	Aranea	309	330	472	84	298.8	160.4
	Psocoptera						
	Thysanoptera						
	Collembola						
	Trichoptera						
	Limniske evert.						
	Rest (Inkl. Diptera)	5353	12482	11469	12047	10337.8	3349.0
	Totalt vekt	11651.8	21182.0	21409.0	16090.0	17583.2	4031.1
	Middeltall	1664.5	3026.0	3058.4	2298.6	2511.9	3596.1
	Sd	1864.2	4276.8	4000.1	4344.9		

Vedlegg II. Kostnadsberegninger av ulike programmer for insekt-overvåking

I dette vedlegget gjengis beregninger av samfunnsøkonomiske og budsjettmessige kostnader for en rekke ulike programmer med ulik utforming og omfang, som er vurdert i tidligere faser i prosjektet, og som danner deler av bakgrunnen for at en del alternativer er valgt bort.

Utformingen *Biomasse* har de laveste kostnadene knyttet til analyser, da det kun gjennomføres veiing og lagring av innsamlet biomasse. Utformingen *Bas* har noe høyere kostnader knyttet til analyser for gjennomføring av DNA-analyser av biomassen. I utformingen *DNA* utføres enklere DNA-analyser uten grunnsortering, og dette alternativet har dermed lavere analysekostnader enn *Bas* og ingen lagringskostnader. Utformingen *Full* har de høyeste tidskostnadene knyttet til analyse, siden den innebærer manuell artsbestemmelse. Til slutt har utformingen *Artssøk* mer omfattende bruk av feller og inkluderer DNA-analyser, men ikke manuell artsbestemmelse.

Hver av disse utformingene har syv ulike ambisjonsnivåer. Vi presenterer hvert av disse nivåene med variablene: antallet områder¹⁰, antallet lokaliteter hvor feller er satt ut og den statistiske styrken («power») dette gir for analysene i vedlegg 1. Den statistiske styrken kan forstås som sannsynligheten for å oppdage en reell endring i insektbestand eller en insektart. Denne bestemmes hovedsakelig av antallet lokaliteter per region.

Karakteristikkene ved de ulike ambisjonsnivåene oppsummeres i tabellen nedenfor.

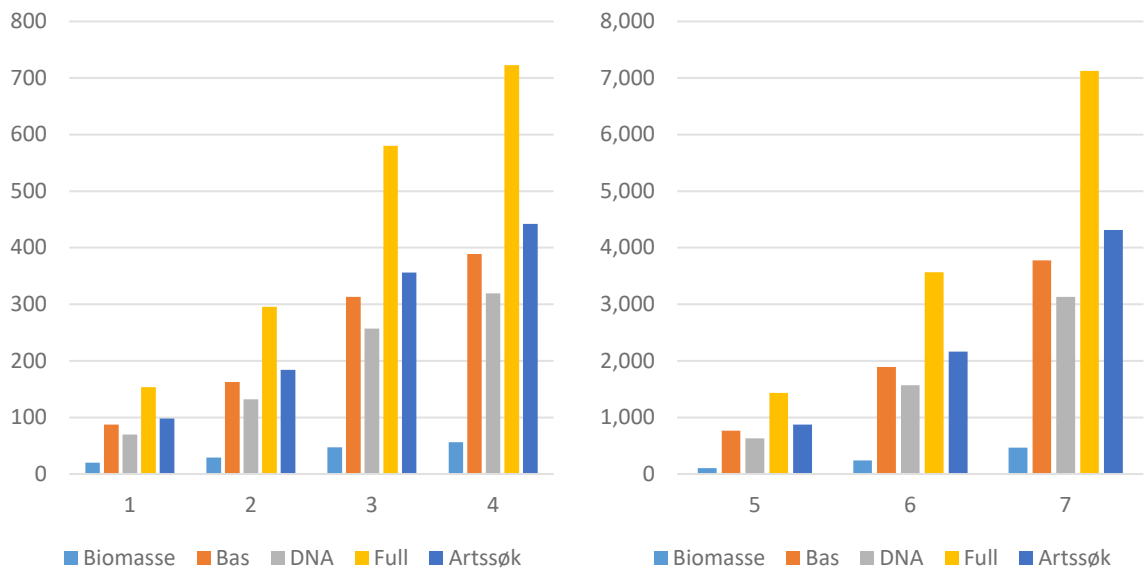
Tabell V2.1. Karakteristikker ved de sju ambisjonsnivåene.

Ambisjonsnivå	Antall geografiske områder	Antall lokaliteter	«Power»
1	1	25	0,6
2	1	50	0,8
3	2	100	0,8
4	5	125	0,6
5	5	250	0,8
6	25	625	0,6
7	25	1 250	0,8

Samfunnsøkonomiske kostnader ved ulike alternativer

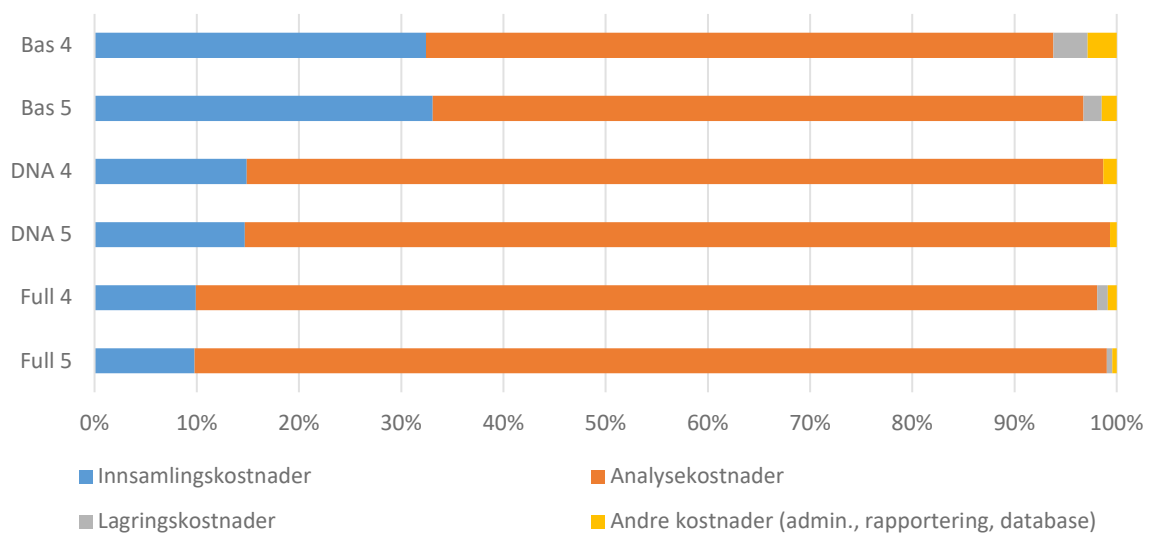
De samfunnsøkonomiske kostnadene ved å gjennomføre ulike utformingene og ambisjonsnivåer av insekt-overvåkningsprogrammet presenteres i **Figur V2.1**. Merk at histogrammene har ulike skalaer på y-aksene. Figuren synliggjør at det er stor spredning i kostnadene avhengig av utforming og ambisjonsnivå: fra 20 millioner kroner for *Biomasse* med ambisjonsnivå 1 til over 7 milliarder kroner for *Full* med ambisjonsnivå 7.

¹⁰ «Område» kan her både være et geografisk område (eksempelvis Nordland fylke eller et økosystem (eksempelvis beitelandskap).



Figur V2.1. Samfunnsøkonomiske kostnader ved de ulike utformingene og ambisjonsnivåene ved overvåkingsprogrammet. Beløpene oppgis i millioner 2019-kroner nåverdi (40 års levetid).

Forskjellene i kostnader mellom programmene kan komme av forskjeller i etablering og tømning av feller (innsamling), i analyser av innsamlet materiale og i andre kostnader. **Figur V2.2** viser fordelingen av de samfunnsøkonomiske kostnadene for et utvalg programmer: *Bas*, *DNA* og *Full* med ambisjonsnivåene 4 og 5. Analysekostnadene i overkant av 60 prosent av kostnadene for *Bas*-programmene, mens disse utgjør omtrent 90 prosent av kostnadene ved *Full*-programmene og omtrent 85 prosent for *DNA*-programmene.



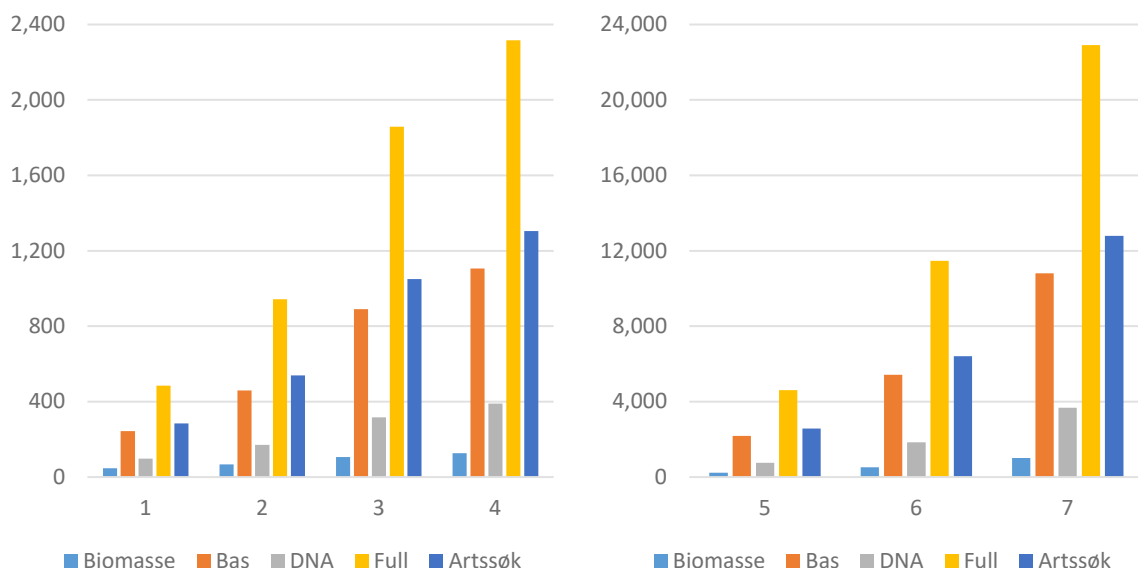
Figur V2.2. Fordeling av samfunnsøkonomiske kostnadsposter for utvalgte programmer

Budsjettmessige kostnader ved alternativene

De budsjettmessige kostnadene ved samme variasjoner i utforming og ambisjonsnivå som presentert for de samfunnsøkonomiske kostnadene presenteres nedenfor. Disse kostnadene kan

forstås som de budsjettmessige konsekvensene dersom et gitt program for insektovervåking skulle gjennomføres som et oppdrag. Kostnadene oppgis som nåverdier, beregnet over 40 år.

Hovedgrunnen til at de budsjettmessige kostnadene er høyere enn de samfunnsøkonomiske kostnadene i disse beregningene, er tidskostnadene som er lagt til grunn. Tidskostnaden i den samfunnsøkonomiske analysen ser satt til 530 kroner per time eksklusive merverdiavgift, men alle kostnadsposter er tillagt en skattefinansieringskostnad på 20 prosent¹¹ mens den budsjettmessige tidskostnaden er satt til 1200 kroner per time, eksklusive merverdiavgift, basert på erfaringstall fra NINA for konsulenttimesatser for tilsvarende arbeid.



Figur V2.3. Budsjettmessige kostnader ved de ulike utformingene og ambisjonsnivåene for overvåkingsprogrammet. Beløpene oppgis i millioner 2019-kroner nåverdi (40 års levetid).

Siden nåverdianslag kan være vanskelige å behandle i vurderinger av budsjettmessige konsekvenser, presenterer vi også *gjennomsnittlige* årlige budsjettmessige kostnader. Disse må tolkes med enda større forsiktighet enn nåverdiene, fordi de årlige kostnadene i realiteten vil variere fra år til år, mens vi har fordelt de totale kostnadene jevnt ut over prosjektets levetid. Eksempelvis vil første året inkludere oppstartskostnader, slik som investering i database, kjøp av feller osv. Re-investeringskostnader vil også påløpe underveis i prosjektperioden ved utløp av kapitalens levetid, eksempelvis ved innkjøp av nye feller. Tabellen indikerer en kostnad på 10 til 115 millioner kroner i året i budsjettmessige konsekvenser, avhengig av program og ambisjonsnivå. Anslagene for DNA-programmene har de laveste kostnadene, mens Bas-programmene har nesten tre ganger så høye kostnader, og kostnadene for Full-programmene er over dobbelt så høye som Bas-programmene igjen.

Tabell V2.2. Årlige gjennomsnittlige budsjettmessige kostnader for et utvalg overvåkingsprogrammer

Program	Millioner 2019-kr
Bas 4	28
Bas 5	55
DNA 4	10
DNA 5	19

¹¹ Basert på gjennomsnittlig månedslønn i 2018 for heltidsansatte innen privat sektor og offentlige eide foretak med universitets- eller høyskoleutdanning på høyere nivå som utfører forskning og utviklingsarbeid (SSB kildetabell 11420). Vi legger til 25 prosent sosiale kostnader. Dette gir en total månedskostnad på nesten 85 000 kroner, som vi deler på 160 timer for å finne timekostnaden.

Full 4	58
Full 5	115

Tallene er avrundet til nærmeste millioner kroner.

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 forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3479-5

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