

DRAFT - Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge

Rapport fra feltsesong 2023

Jens Åström, Tone Birkemoe, Sondre Dahle, Marie Davey, Torbjørn Ekrem, Frode Fossøy, Arne Laugsand, Ida Pernille Øystese Molander, Narve Nikolai Opsahl, 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.

Annен 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.

DRAFT - Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge

Rapport fra feltsesong 2023

Jens Åström

Tone Birkemoe

Sondre Dahle

Marie Davey

Torbjørn Ekrem

Frode Fossøy

Arne Laugsand

Ida Pernille Øystese Molander

Narve Nikolai Opsahl

Arnstein Staverløkk

Anne Sverdrup-Thygeson

Frode Ødegaard

Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2024. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Rapport fra feltsesong 2023. NINA Rapport 2357. Norsk institutt for naturforskning.

<http://hdl.handle.net/11250/3100597>

Trondheim, mars 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5159-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Denne rapporten er lisensiert under Creative Commons Navngivelse 4.0

Internasjonal lisens: [Creative Commons — Attribution 4.0 International — CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsssjef

OPPDAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDAGSGIVERS REFERANSE

M-2704|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Hilde Nystad, Eivind Farmen

FORSIDEBILDE

Malaisefelle på lokalitet Semi-nat_98. © Arnstein Staverløkk.

NØKKELORD

- Norge
- terrestrisk
- insekter
- overvåking
- metastrekkoding

KEY WORDS

- Norway
- terrestrial
- insects
- monitoring
- metabarcoding

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Telefon: 73 80 14 00

Sammendrag

Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staveløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2024. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Rapport fra feltsesong 2023. NINA Rapport 2357. Norsk institutt for naturforskning.

<http://hdl.handle.net/11250/3100597>

Denne rapporten beskriver arbeidet med en generell insektovervåking i Norge for 2023, finansiert av Miljødirektoratet. Overvåkingen startet opp på Østlandet i 2020 og ble utvidet til Trøndelag, Sørlandet og Nord-Norge i 2021, 2022, respektive 2023. En utvidelse til Vestlandet er planlagt for 2024, hvilket i så fall vil innebære en nasjonal dekning. Overvåkingen gjennomføres så langt i økosystemet semi-naturlig mark, men på Østlandet kartlegges også økosystemet skog. Så langt har 140 lokaliteter blitt undersøkt, og det langsiktige målet er å utvide programmet med 250 lokaliteter i hvert av disse to økosystemene, fordelt over hele landet. Andre økosystemer som fjell og våtmark kan også være aktuelle for fremtiden.

Prosjektet baserer seg på passiv fangst av flyvende insekter ved hjelp av malaisefeller, supplert med vindusfeller i skog for å øke fangsten av biller. Metoden fanger store mengder med insekter, men den totale biomassen per lokalitet og år (ca. 230 gram) er såpass lav at den ikke forventes å påvirke bestandene negativt. Artene identifiseres ved hjelp av DNA-metastrekkoding og kun enkelte funn blir bekreftet med tradisjonelle morfolgiske analyser. Nøyaktigheten på koblingen mellom DNA og artsnavn varierer mellom artsgrupper og er avhengig av kvaliteten i tilgjengelige referansebibliotek. Prosjektet jobber kontinuerlig med utbedring av referansebiblioteket, og bidro med strekkoder for ytterligere 337 norske arter i 2023. Validering av identifiseringen gjennom tradisjonell metodikk viser at DNA-metastrekkoding ikke klarer å fange opp alle artene i hver prøve, og at markøren vi bruker ikke kan skille mellom alle arter (f.eks. noen arter hos blomsterfluer). Spesielt vanskelig er det å fange opp DNA fra biller, gjennom den milde "lyseringen" som brukes, og en knusing av vindusfelleprøvene vil derfor testes ut i 2024. På det store hele er likevel DNA-metastrekkoding den eneste fremkommelige veien for så store materialer og metodikken klarer å fange opp et langt større insektmangfold enn som hadde vært mulig med kun tradisjonell metodikk.

Én fordel ved å bruke en mild lysning og spare insektene etter metastrekkodingen er at identifiseringen kan etterprøves, og at enkelte interessante funn kan valideres i etterkant. For eksempel ble identifiseringen av den antatt utdøde gresmøllen *Elachista quadripunctella* verifisert i 2024. Prøveflasken var lagret på frys fra innsamlingen under sommeren 2022, og enlig metastrekkodingen inneholdt den over 700 arter, hvorav denne lille møll truligen var representert kun av et individ. Dette eksemplifiserer verdien av å lagre prøvene etter prosessering og er et godt eksempel på hvordan DNA-identifisering kan samvirke med tradisjonelle taksonomiske metoder. En langtidslagring av prøvene i prosjektet er ikke på plass ennå, men vil kunne ordnes med frittstående fryseconteinere. Dette bør ordnes senest til sesong 2025 for å ikke gå tom på lagringsplass.

Basert på de fire første sesongene så har overvåkingsprosjektet funnet et estimert artsantall på litt over 20 000 insektarter. Til sammenligning er det ca. 19.500 kjente insektarter i Norge fra tidligere, og vi antar derfor at overvåkingen, i kombinasjon med videre taksonomiske analyser, vil tilføye mange nye arter for Norge. Potensielt nye arter må vurderes av taksonomisk ekspertise, der vi kan låne ut prøver for morfologisk etterkontroll. Med sin størrelse og klimatiske gradient bidrar Østlandet så langt med flest arter, og vi finner her noen flere arter i semi-naturlig mark enn i skog. Deretter følger semi-naturlig mark i Trøndelag, semi-naturlig mark på Sørlandet, og til sist semi-naturlig mark i Nord-Norge.

Overvåkingen har funnet 171 truede arter og det er funnet rødlistearter i nesten alle lokaliteter. Blant de mange artene som ikke er påvist tidligere i Norge, er de fleste trolig stedegne men tidligere ikke observerte arter, eller er de ikke registrert i offentlige digitale kilder. Noen av disse artene kan også være feilbestemt, for eksempel fordi strekkodene ikke skiller mellom arter, eller fordi arter i BOLD er feilbestemt. Et mindre antall er også listet opp i Fremmedartslista til Artsdatabanken. De arter som i følge offentlige kilder ikke tidligere er observert i naboland bør vurderes av eksperter som potensielt fremmede arter.

Biomassen av insekter oppviser en nedadgående trend i de 4 årene overvåkingen har pågått så langt. Nedgangene kan til en viss grad forklares med dårligere værforhold, og det er mulig at trenden er kortvarig og vil ta seg opp igjen. Været under fangstperiodene forklarer en stor del av variasjonen i biomasse gjennom sesongen, men det ser også ut til at været utenfor fangstperiodene er viktige forklaringsfaktorer. Særlig er en høy nedbørsmengde under kalde vintre forbundet med en høyere insektbiomasse den påfølgende sommeren, mens varmere og regnfulle vårer er negativt assosiert. Dette har sannsynligvis å gjøre med overlevelsen av individer fra tidligere år. Varmere temperaturer under sommeren ser også ut til å ha vedvarende positive effekter på insektbiomassen for samme periode ett år senere, noe som gjenspeiler effektene av reproduksjon.

Plantesamfunnet og landskapskomposisjonen rundt fellene har en langt svakere og mer usikker forklaringsevne for insektbiomassen enn værforholdene, men dette kan forbedre seg med data fra fler lokaliteter. Forklaringsgraden for semi-naturlig mark ville sannsynligvis også forbedres hvis man innhenter data for arealbruket i omkringliggende landskap, tilsvarende de som samles inn i 3Q. Til sist er mulig at denne typen av forklaringsvariabler kan ha en større betydning på arts komposisjonen av insektsamfunnene enn på den totale biomassen, og her gjenstår fler analysemuligheter for fremtiden.

Forskjellen i artsforekomster mellom ulike lokaliteter (beta-diversitet) er noe lavere enn forventet, sammenlignet med en tilfeldig fordeling av arter. Beta-diversiteten øker svakt med økt avstand mellom lokaliteter, og forklares nesten utelukkende gjennom at lokalitetene har ulike arter (species-turnover), heller enn ulikt antall arter. Disse resultatene er i tråd med tidligere studier som viser at insektfangster ofte varierer kraftig mellom feller og lokaliteter. Likevel er den ekstreme forskjellen i artsforekomster mellom lokaliteter iøyefallende.

Med 4 års data dekker vi snart hele landet i semi-naturlig mark, og kan dokumentere (så langt kortvarige) negative trender i insektmengdene. Prosjektet ser ut til å ha evne til å dokumentere grunnleggende årsaksamband bak storskala utvikling av insektsamfunnene. Vi begynner også å få nok data for å skille ut noen mønstre i distribusjonen av genetisk innenartsvariasjon, men her trengs data fra flere år for å kunne trekke robuste konklusjoner. Prosjektet fortsetter å oppdage interessante arter og det lagrede materialet er av stor verdi for fremtidig forskning.

Jens Åström, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., jens.astrom@nina.no
 Tone Birkemoe, NMBU/MINAPostboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Tone.Birkemoe@nmbu.no
 Sondre Dahle, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Sondre.Dahle@nina.no
 Marie Davey, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Marie.Davey@nina.no
 Torbjørn Ekrem, NTNU VitenskapsmuseetNTNU-7491 Trondheim., Torbjorn.Ekrem@ntnu.no
 Frode Fossøy, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Frode.Fossoy@nina.no
 Arne Laugsand, NINAPostboks 5685 TorgardenNO - 7485 Trondheim., Arne.Laugsand@nina.no
 Ida Pernille Øystese Molander, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Ida.Molander@nina.no

Narve Nikolai Opsahl, NINAPostboks 5685 TorgardenNO - 7485 Trondheim., Narve.Opsahl@nina.no
Arnstein Staverløkk, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Arnstein.Staverlokk@nina.no
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU/MINAPostboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Anne.Sverdrup-Thygeson@nmbu.no
Frode Ødegaard, NTNU VitenskapsmuseetNTNUNO-7491 Trondheim., Frode.Odegaard@ntnu.no

Abstract

Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2024. Insectmonitoring in Østlandet, Sørlandet, Trøndelag and Northern Norway. Report from the fieldseason of 2023. NINA Rapport 2357. Norsk institutt for naturforskning.
<http://hdl.handle.net/11250/3100597>

This report describes the work of a national insect monitoring project in Norway for 2023, funded by the Norwegian Environment Agency. Monitoring began in the Eastern region in 2020 and was expanded to Trøndelag, Southern Norway, and Northern Norway in 2021, 2022, and 2023, respectively. An expansion to the Western region is planned for 2024, which would then entail national coverage. Monitoring is currently conducted in semi-natural habitat ecosystems, but forest ecosystems are also being surveyed in the Eastern region. So far, 140 locations have been surveyed, and the long-term goal is to expand the program to 250 locations in each of these two ecosystems, distributed across the entire country. Other ecosystems such as mountains and wetlands may also be considered in the future.

The project is based on passive trapping of flying insects using Malaise traps, supplemented with window traps in forests to increase beetle capture. The method captures large quantities of insects, but the total biomass per site and year (approximately 230 grams) is low enough not to be expected to negatively affect populations. Species are identified using DNA metabarcoding, with only specific findings confirmed through traditional morphological analysis. Our ability to link the DNA sequences to species names varies among taxonomic groups and depends on the quality of available reference libraries. The project continuously works to improve the reference library and contributed barcodes for an additional 337 Norwegian species in 2023. Validation of identification through traditional methods shows that DNA metabarcoding fails to capture all species in each sample, and the marker we use cannot distinguish between some species (e.g., some genera among flower flies). It is particularly difficult to capture DNA from beetles through the mild lysis protocol, and homogenization of window trap samples will therefore be tested in 2024. Overall, however, DNA metabarcoding is the only feasible approach for such large materials, and this solution manages to capture a much greater diversity of insects than would have been possible with traditional methods alone.

An advantage of using mild lysis and preserving insects after metabarcoding is that the identifications can be verified, and some interesting findings can be validated afterwards. For example, the identification of the presumed extinct grass moth *Elachista quadripunctella* was verified in 2024. The sample was stored frozen from collection during the summer of 2022, and according to metabarcoding, it contained over 700 species, of which this small moth was probably represented by only one individual. This exemplifies the value of storing samples after processing and is a good example of how DNA identification can interact with traditional methodology. Long-term storage of the samples in the project is not yet in place but can be arranged with standalone freezer containers. This must be arranged no later than the 2025 season to avoid running out of storage space.

Based on the first four seasons, the monitoring project has found an estimated number of species of about 20,000 insects. By comparison, there are approximately 19,500 known insect species in Norway from previous records, so we assume that this monitoring project, combined with further taxonomic analyses, will add many new species to Norway. Potentially new species must be evaluated by taxonomic expertise, where we can lend out samples for morphological verification. With its size and climatic gradient, the Eastern region contributes the most species so far, and we find some more species in semi-natural habitat than in forests here. This is followed by semi-natural habitat in Trøndelag, semi-natural habitat in Southern Norway, and finally semi-natural habitat in Northern Norway. The

monitoring has so far found 171 threatened species, and red-listed species have been found in almost all locations. Among the many species not previously recorded in Norway, most are likely native but previously unobserved species, or are not registered in public digital sources. Some of these species may also be misidentified, for example because the barcodes do not distinguish between species, or because species are misidentified in BOLD. However, a smaller number are also listed in the Norwegian Biodiversity Information Centre's Alien Species List. Species that, according to public sources, have not been observed in neighboring countries before should be considered by experts as potentially alien species.

The biomass of insects shows a downward trend in the 4 years the monitoring has been conducted. The declines can be partly explained by poorer weather conditions, and it is possible that the trend is short-term and will reverse. The weather during trapping periods explains a large part of the variation in biomass throughout the season, but it also appears that the weather outside trapping periods is an important explanatory factor. In particular, a high amount of precipitation during cold winters is associated with a higher insect biomass the following summer, while warmer and rainy springs are negatively associated. This is likely related to the survival of individuals from previous years. Warmer temperatures during the summer also seem to have persistent positive effects on insect biomass for the same period one year later, reflecting the effects of reproduction.

The plant community and landscape composition around the traps have a much weaker and more uncertain effect on insect biomass. The explanatory power for semi-natural habitat would probably be improved if data on land use in surrounding landscapes, similar to those collected in 3Q, were collected. It is possible that the already collected explanatory variables will have a greater significance for the species composition of insect communities, but this aspect of the material has not yet been analyzed in detail.

The difference in species occurrences between different locations (beta-diversity) is somewhat lower than expected, compared to a random distribution of species. The beta-diversity increase slightly with distance between locations and is almost exclusively explained by variation in species-turnover, as opposed to nestedness. These results are in line with previous studies, that insect catches often vary widely between traps and locations. Still, the extreme dominance of species-turnover is striking.

With 4 years of data, we soon cover the entire country in semi-natural habitat, and can document (so far short-term) negative trends in insect populations. The project seems to have the ability to document fundamental causal relationships behind large-scale changes in insect populations. We are also beginning to have enough data to discern some patterns in the distribution of genetic intraspecific variation, but data from more years are needed to draw robust conclusions. The project continues to discover interesting species, and the stored material is of great value for future research.

Jens Åström, NINA Postboks 5685 Torgarden NO-7485 Trondheim., jens.astrom@nina.no
 Tone Birkemoe, NMBU/MINAPostboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Tone.Birkemoe@nmbu.no
 Sondre Dahle, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Sondre.Dahle@nina.no
 Marie Davey, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Marie.Davey@nina.no
 Torbjørn Ekrem, NTNU VitenskapsmuseetNTNU-7491 Trondheim., Torbjorn.Ekrem@ntnu.no
 Frode Fossøy, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Frode.Fossoy@nina.no
 Arne Laugsand, NINAPostboks 5685 TorgardenNO - 7485 Trondheim., Arne.Laugsand@nina.no
 Ida Pernille Øystese Molander, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Ida.Molander@nina.no
 Narve Nikolai Opsahl, NINAPostboks 5685 TorgardenNO - 7485 Trondheim., Narve.Opsahl@nina.no

Arnstein Staverløkk, NINAPostboks 5685 TorgardenNO-7485 Trondheim., Arnstein.Staverlokk@nina.no
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU/MINAPostboks 5003 NMBUNO-1432 Ås., Anne.Sverdrup-Thygeson@nmbu.no
Frode Ødegaard, NTNU VitenskapsmuseetNTNUNO-7491 Trondheim., Frode.Odegaard@ntnu.no

Innhold

Sammendrag	4
Abstract	7
Innhold	11
Forord	12
1 Innledning	13
2 Lokaliteter	14
2.1 Utvalg av lokaliteter	14
2.2 Landskapskomposisjon for lokaliteter	15
3 Felletømminger.....	19
3.1 Ekstremværet Hans	21
4 Identifisering av arter med DNA-metastrekkoding	22
4.1 Forbehandling av prøvene	22
4.2 DNA-ekstraksjon og etterbehandling	22
4.3 DNA-amplifisering og sekvensering	22
4.4 Bioinformatikk	23
4.5 Kvalitetssikring av DNA-basert identifisering av arter	23
4.6 Horisontskanning og identifisering av nye arter for Norge	24
4.7 Sannsynlighet for klassifisering til artsnivå	28
4.8 Sekvenseringsdybde og antall arter påvist med DNA-metastrekkoding	28
4.9 Sammenligning mellom DNA-basert og morfologisk artsbestemmelse	30
5 Referansestrekkoder for norske insekter	34
6 Lagring av felleprøver	35
7 Forklæringsvariabler	37
7.1 ANO-registreringer	37
7.2 Skogsregistreringer	39
7.3 Klima og vær	41
7.3.1 Mellomårsvariasjon i værforhold	41
7.3.2 Innenårsvariasjon i værforhold	44

7.4	Mikroklima fra loggere49
7.5	GIS-data52
7.5.1	Arealtyper i AR552
7.5.2	Skog i AR552
7.5.3	Romlig komposisjon.....	.54
7.5.4	Lineære element55
8	Resultater.....	.57
8.1	Variasjon av insektbiomasse gjennom sesongen57
8.2	Variasjon i artsantall gjennom sesongen.....	.61
8.3	Årlige tidstrender64
8.4	Modellering av biomasse.....	.66
8.4.1	Effekt av værforhold på biomasse av insekter.....	.67
8.4.2	Effekter av vær utenfor innsamlingsperiodene70
8.4.3	Viktige variabler for biomasse i Skogslokaliteter.....	.73
8.4.4	Viktige variabler for biomasse i semi-naturlig mark74
8.5	Forklaringer av artssamfunn76
8.6	Funn av rødlistede arter (fra 2020 til 2023)79
8.7	Funn av fremmede arter (fra 2020 til 2023)83
8.8	Diversitet87
8.8.1	Oppdeling av biodiversitet i α , β , γ –komponenter.....	.91
8.8.2	Kilder til β –diversitet91
8.8.3	Forskjeller i diversitet i forhold til geografisk avstand92
8.8.4	Genetisk diversitet – variasjon innen arter95
9	Dataleveranse til GBIF og dokumentasjon av analyser98
10	Vedlegg I. Fangster på lokalitetsnivå.....	.99
11	Vedlegg II. Funn av arter på rødlista102
12	Vedlegg III. Funn av arter på fremmedartslista.....	.105
13	Referanser106

Forord

Norsk institutt for naturforskning har i 2023 gjennomført det fjerde året av Norsk insektovervåking.

Hovedformålet for overvåkingen er å skaffe kunnskap om regional status og endringer i insektsmangfoldet i de terrestriske økosystemene skog og semi-naturlig mark. I tillegg bidrar prosjektet til en økt kunnskap om forekomsten av enkelte insektarter og påvirkningen av grunnleggende påvirkningsfaktorer for deres utbredelse. Insekter er svært viktige i økosystemet og danner en betydnende del av biomangfoldet. En god, grunnleggende overvåking er nødvendig for å kunne følge med på endringer og vurdere effekten av menneskelig påvirkning.

Vi vil takke alle grunneiere som har gitt tillatelse for kartlegging av insekter på deres eiendom, og som har vært behelplige med å gjerde inn fellene for å beskytte mot beitedyr. Vi vil også takke feltpersonellen som har jobbet med med innsamling av felleprøver, samt kartlegging av den lokale floraen kring insektfellene. Her har John Gunnar Dokk, Frode Næstead, Jon Peder Lindemann og Kjell Mjølsnes gjort den store jobben med hjelp av bland annet Heidi Myklebost, Anders Kolstad og Julio Morales. Flere andre personer har bidratt med data fra felt, og vi takker dem alle. På lab har vi hatt hjelp av Jacob Gastinger, Tora Lillebjerka, Vegard Ambjorndalen, Narve Stubbraaten Johansen og Heidi Myklebust for prosessering av felleprøvene. Anette Ljosdal Havmo har hjulpet til med økonomi og administrasjon.

Ett spesielt takk til Kai Berggren som identifiserte materiale i en prøve fra 2022 og kunde verifisere identiteten til den tidligere antatt utdøde gressmøllen *Elachista quadripunctella*.

Vi takker også våre kontaktpersoner på Miljødirektoretet Hilde Nystad og Eivind Farmen for godt samarbeid gjennom prosjektet.

Trondheim, 01.03.2024

Jens Åström

1 Innledning

Denne rapporten sammenfatter virksomheten i 2023, som er det fjerde året i en generell overvåking av terrestriske insekter i Norge. Utforming, analyser og tekst følger i store trekk tidligere rapporter (Åström et al. 2022, 2023), men resultatene er oppdaterte og gjenspeiler funnene i 2023. Vi baserer analyser og figurer på hele datasettet i 2020-2023, hvis ikke annet er angitt.

Siden 2020 har det blitt samlet inn insekter i økosystemene skog og semi-naturlig mark på Østlandet. I 2021 ble programmet utvidet til i semi-naturlig mark i Trøndelag, i 2022 til Sørlandet, og i 2023 til Nord-Norge. I 2024 vil programmet bli landsdekkende da det er planlagt en utvidelse til semi-naturlig mark i Vestlandet. Overvåkingsopplegget bygger på at man gjenbesøker samme lokalitet etter 5 år, og at man i hver periode på 5 år overvåker 50 lokaliteter per habitatstype og region i et fullt omløp. Vi er dermed fortsatt i oppstartfasen, da vi velger ut 10 nye lokaliteter per økosystemtype og region hvert år.

Malaisefeller er den viktigste innsamlingsmetodikken for alle lokaliteter, med 1 felle per lokalitet. I tillegg benytter vi 4 vindusfeller i hver av skogslokalitetene. Malaisefellene fanger et bredt spekter av alle flygende insekter, men fanger spesielt mye av tovinger og veps. Vindusfellene fanger et mindre antall insekter, men er særlig rettet mot biller, som har en betydningsfull rolle i skogen. Identifiseringen av insektene blir gjort ved hjelp av DNA-metastrekking etter en "mild lysning" av fellematerialet, som i stor grad bevarer materialet og muliggjør manuell etterkontroll av enkeltindivider. Vi understreker at artsfunnene fra denne overvåking ikke er morfologisk verifiserte, men baserer seg helt på DNA-sekvenser og matching mot referansebibliotek. Verifikasiing av artsfunn krever manuell håndtering av enkelte insekter av taksonomisk ekspertise. Selv om manuell verifikasiing av lagrede prøver i mange tilfeller vil være mulig er det for tidskrevende til å gjøres regelmessig. Vi tømmer fellene annenhver uke, med ambisjon om å dekke inn hoveddelen av flyvesesongen (fra april til oktober) og bruker samme felletyper hvert år. I tillegg til DNA-analyser, måles den totale biomassen i prøvene som våtvekt etter å ha helt ut etanolen.

Målet med overvåkingen er ikke å oppdage alle insektarter i landet, men å måle utviklingen av den generelle mengden og artskomposisjonen hos insektsfunnene, samt å samle inn forklaringsvariabler som hjelper oss å forstå og forutse forandringer. Uansett fangstmetodikk og identifiseringsteknikk vil man få noen skjevheter, da visse artsgrupper går i fellene oftere enn andre, og noen artsgrupper identifiseres oftere enn andre grupper. Her står man ovenfor flere tekniske valg, som alle kan påvirke datamaterialet noe, der vi i løpet av oppstartfasen gjør oss viktige erfaringer. Når man har vel har etablert et overvåkingsprogram er det da viktig å holde innsamlings- og identifiseringsteknikken så konstant som mulig over tid, for å forenkle en sammenligning av dataene over tid.

Overvåkingsprogrammet fanger inn en svært stor diversitet av insekter. Denne diversitet måles gjennom at man deler inn all insekt-DNA i separate arter, basert på forskjellene hos DNA-sekvensene. I tillegg måler vi innenartsvariasjonen hos artene, ved å registrere forskjeller i DNA innenfor hver art. DNA-metastrekking er en svært kraftfull teknologi, som kan håndtere store prøvemengder relativt kostnadseffektivt. Den har også noen utfordringer, der den største er å plassere DNA-kodene i et taksonomisk tre, og sette kjente artsnavn på dem. Bestemmelse av arter avhenger av hvor komplett referansebiblioteket er med sekvenser og tilhørende artsnavn. Samtidig er man ikke avhengig av at alle DNA-varianter får et artsnavn for å kunne følge med på endringer i biodiversitet over tid, eller for å kunne sammenligne biodiversitet i forskjellige områder. Vi kan derfor overvåke og følge med på utviklingen av mange insekter som vi ennå ikke vet navnet på. Vi vil etter hvert også kunne navngi flere og flere arter, ettersom referansebibliotekene utvides. Man vil dermed også kunne sette navn på fler og fler insekter i data fra tidligere år.

I 2023 påviste overvåkingsprogrammet litt mer enn 13 000 ulike insektarter, selv om vi som sagt ikke

kan sette navn på alle ennå. Antallet arter vi observerer varierer med opptil flere tusen arter mellom år, men det betyr ikke at artsantallet i naturen forandrer seg så fort. Mye av variasjonen i antallet arter mellom år gjenspeiler isteden værforholdene i enkeltårene, der bedre vær gir større insektfangster, og derigjennom høyere artsantall. Det totale artsantallet for alle 4 år i programmet så langt estimeres til 20691, basert på DNA-analyser. Dette kan sammenlignes med det tidligere totale antallet kjente insektarter i Norge på omtrent 19 500 arter.

Denne rapport inneholder - i tråd med forrige år - en oppsummering av hvordan landskapskomposisjonen for de to økosystemtypene semi-naturlig mark og skog overlapper og skiller seg fra hverandre, samt eksempelkart på variasjonen mellom lokaliteter. Vi viser et generelt bilde over insektfunnene i de ulike lokalitetene over tid. Vi viser også en oversikt over miljøvariablene vi samler inn i felt, og som vi har tilgang til via offentlige kilder, samt undersøker forklaringsevnen til disse for variasjonen i insektfangstene, fremst i biomasse. Vi estimerer totalt artsantall for de regioner og habitater vi har undersøkt, og ser nærmere på hvordan diversiteten fordeler seg mellom lokaliteter. Vi oppsummerer videre funn av rødlistede og fremmede arter, samt arter vi ikke har observert i Norge tidligere.

Nytt for i år er at vi ser på forklaringsverdien av værforholdene utenfor innsamlingsperioden, f.eks. effekten av vinterværet på sommerens insektforekomster.

2 Lokaliteter

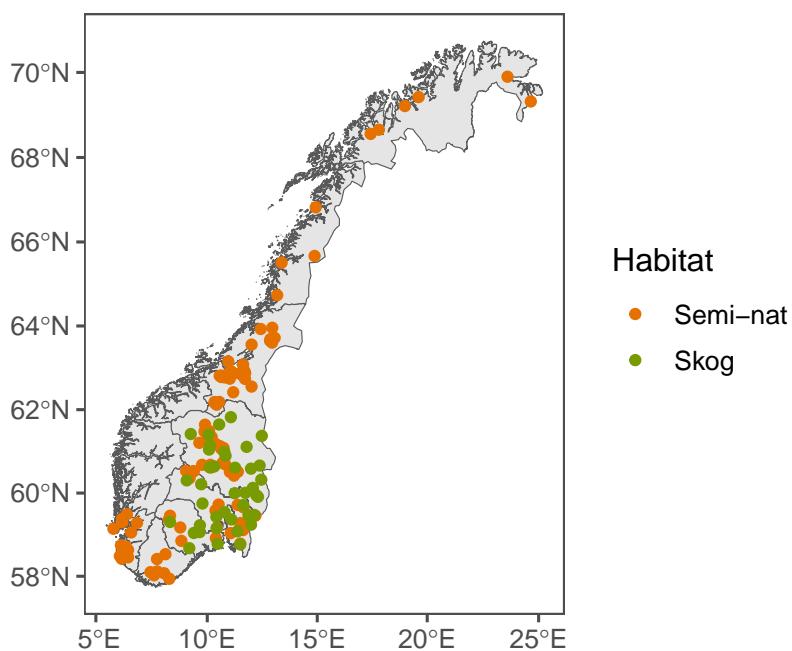
På Sørlandet, Østlandet og Trøndelag fortsatte feltarbeidet i samme omfang som tidligere år, det vil si 10 lokaliteter i semi-naturlig mark, og i tillegg 10 lokaliteter i skog på Østlandet (Åström et al. 2023). I tillegg ble overvåkingen i 2023 utvidet med til semi-naturlig mark i Nord-Norge (Figur 1). Opplegget følger den generelle planen beskrevet i Åström et al. (2019), med et forskjøvet design, der man velger 10 nye lokaliteter i hver økosystemtype og region de første 5 årene, for så å starte med gjenbesøk i lokalitetene i år 6. Første gjenbesøk på Østlandet blir da i 2025, og andre gjenbesøk i 2030. Denne rulleringen er koordinert med omløpet i ANO-kartleggingen (Tingstad et al. 2019). Et forskjøvet design gir mer mellomårs-støy i dataene, men øker antallet lokaliteter, og dermed mulighetene for å undersøke effekten av påvirkningsfaktorer på forekomsten av insektene. En stor del av mellomårs-støyen er sannsynligvis forårsaket av storskala variasjon i værforhold, som vil være den samme uavhengig hvilke lokaliteter man besøker. Noe av resten av variasjonen vil man kunne "ta høyde for" ved å inkludere lokale forklaringsvariabler.

2.1 Utvalg av lokaliteter

Lokalitetene i overvåkingen er definert etter SSB sitt 500x500m landsdekkende rutenettverk og kan dermed enkelt kobles sammen med diverse nasjonal statistikk. Så langt som mulig bruker vi de 1 000 tilfeldige rutene av disse som inngår i Arealrepresentativ Naturovervåking (ANO) (Tingstad et al. 2019). Dette øker sjansen for samlokalisering med annen kartlegging.

Lokalitetene ble i 2023 valgt ut etter samme metode som tidligere år, hvilket i hovedsak er et randomisert utvalg, stratifisert etter habitatstype. For skogslokalitetene tar vi utgangspunkt i de ruter som skal kartlegges samme år i ANO, for å knytte sammen disse datasettene og for å få en full ANO-kartlegging på en kostnadseffektiv måte. Fra disse rutene valgte vi manuelt ut 10 ruter på Østlandet som inneholdt mer enn 50 % skog (etter arealtype i AR5) og som hadde en så stor geografisk spredning over området som mulig. Dette gjør vi for å dekke inn variasjonen i regionen så bra som mulig hvert år. Metodikken fortsetter å fungere bra for skog, og dekker en stor variasjon i skogtyper og høydenivåer.

Utvalget er mer utfordrende for semi-naturlig mark (Åström et al. 2020a, 2020b). ANO-kartleggingen treffer sjeldent denne habitatstypen og vi er derfor nødt til å velge fra det 10 000 ruter store reserve-



Figur 1. Overvåkingslokalteter i perioden 2020-2023.

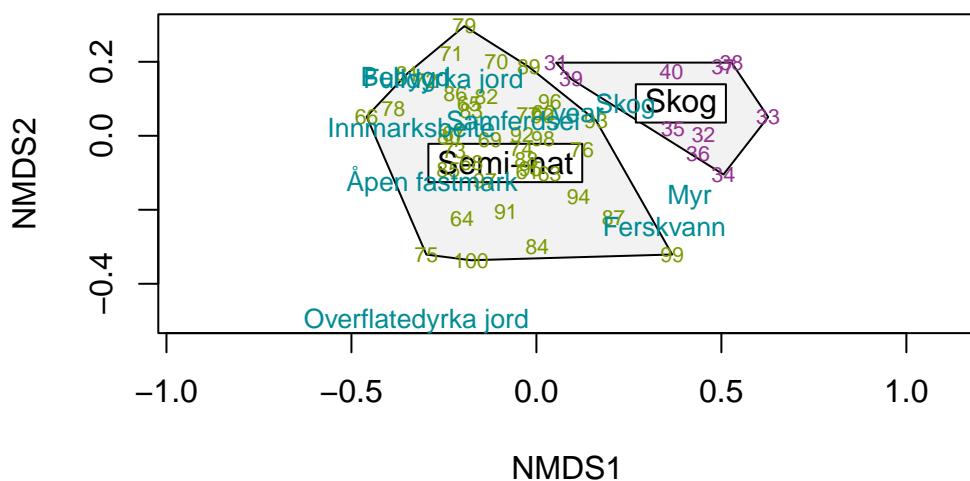
utvalget til ANO. Som tidligere år brukte vi kriteriene at rutene skulle inneholde minst 30 % fulldyrka mark, overflatedyrka mark eller innmarksbeite til sammen, samt minst 20 % overflatedyrka mark eller innmarksbeite tilsammen. For å utelukke de mer intensivt dyrkede arealene, forkastet vi ruter som inneholdt mer enn 50 % fulldyrka mark. Kartgrunnlaget var også her arealtyper i AR5. Denne noe kompliserte utvalgsprosedyren er et resultat av metodisk uttesting og dialog med oppdragsgiver. Av dette utvalget trakk vi 10 tilfeldige ruter på Østlandet, 10 i Trøndelag, 10 på Sørlandet, og 10 i Nord-Norge. Vi gjør leseren oppmerksom på at ”Semi-naturlig mark” etter disse kriterier utgjør en mindre del av jordbrukslandskapet i Norge, som typisk domineres av mer intensivt dyrkede arealer, ofte med en enda kraftigere menneskelig påvirkning på insekter. Hvis man hadde brukt en enda mer strikt definisjon av semi-naturlig mark, for eksempel Naturtyper i Norge (NiN) sin ”Boreal hei”, ”Semi-naturlig eng”, ”Semi-naturlig strandeng” og ”Kystlynghei” ville dette ha resultert i et utvalg som er enda mindre representativ for dagens jordbruksmark.

Etter at lokalitetene er valgt ut, kontaktes grunneiere for tillatelse for oppsett av insektfeller. Dette ble i hovedsak gjort over telefon, gitt den korte tidsrammen. Generelt er grunneiene positive, men det kan ta litt tid å finne og etablere kontakt med alle grunneiere. Store grunneiere med formaliserte kontaktveier tar som regel lengre tid enn privatpersoner.

2.2 Landskapskomposisjon for lokaliteter

De fleste av landskapene rundt fellene er heterogene og inneholder flere typer arealer. Dette gjelder spesielt de semi-naturlige lokalitetene, hvilket også gjenspeiler mye av jordbrukslandskapet i Norge. Selv om noen av landskapene er en mikset av både jordbrukslandskap og skog, kan de deles opp i typiske grupper der økosystemtypene generelt skiller seg fra hverandre. Figur 2 viser en NMDS-ordinasjon av variasjonen av landskapskomposisjon for de to økosystemtypene i 2023. Ordinasjonen er basert på totalt arealdekke av hver arealtype i AR5, innen en 1 km bufferradius rundt sentrum av lokalitetene. Polygonene i figuren ringer inn de to økosystemtypene, og tallene viser posisjonen for enkelte lokaliteter (i nummerorden). De fleste skogslokalteter ligger langt til høyre i NMDS-akse 1, hvilket

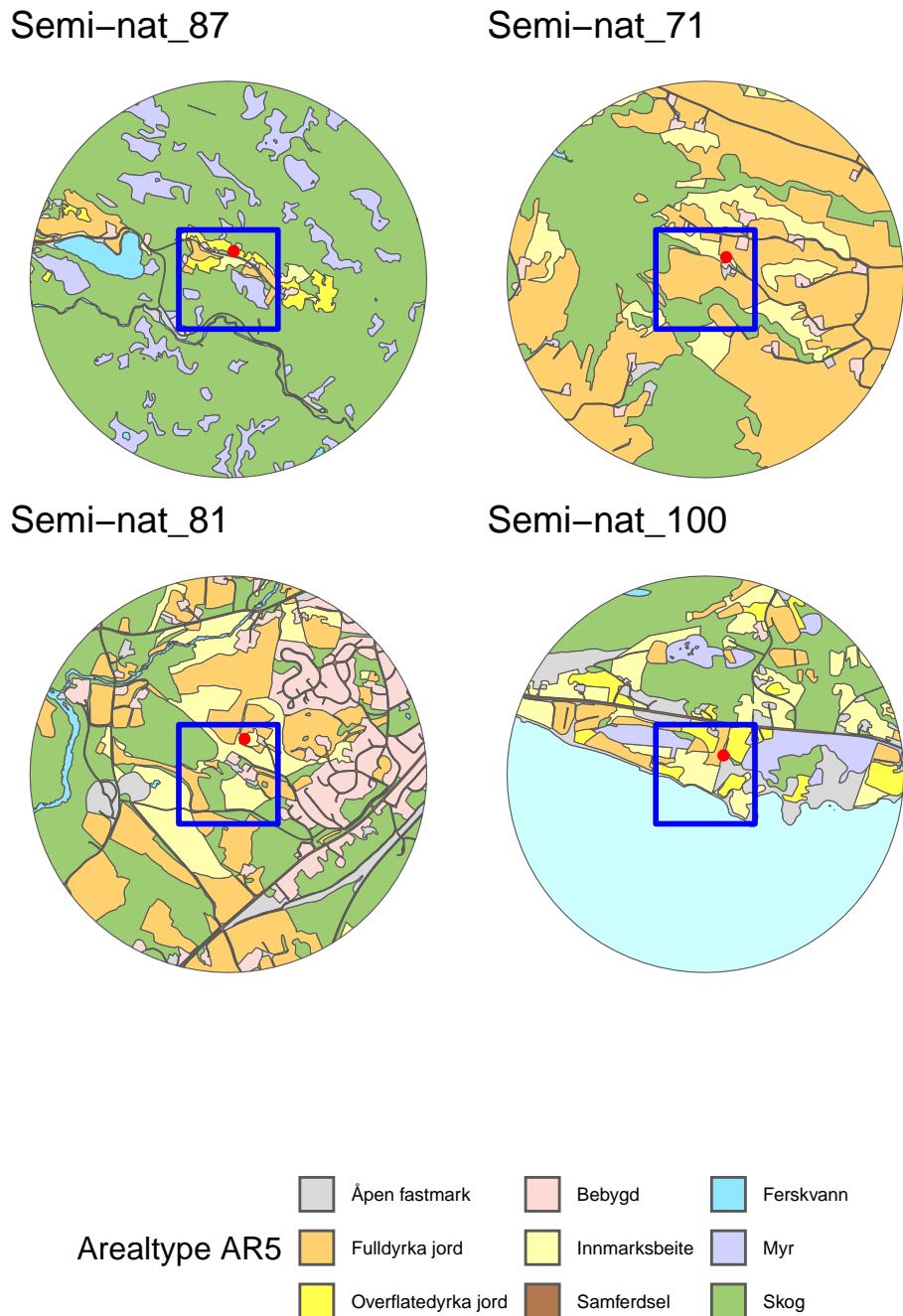
preges av stor andel skog og myr, mens noen ligger liggende inneklemt i kulturlandskap og derfor ligger lengre til venstre. Lokalitetene i semi-naturlig mark preges av relativt store innslag av innmarksbeite, fulldyrka mark, overflatedyrka mark og åpen fastmark. Akse 2 gjenspeiler i jordsmonnet og potensielt for intenst bruk, med overflatedyrket mark eller åpen fastmark nederst, og fulldyrka mark og mer bebyggelse høyest.



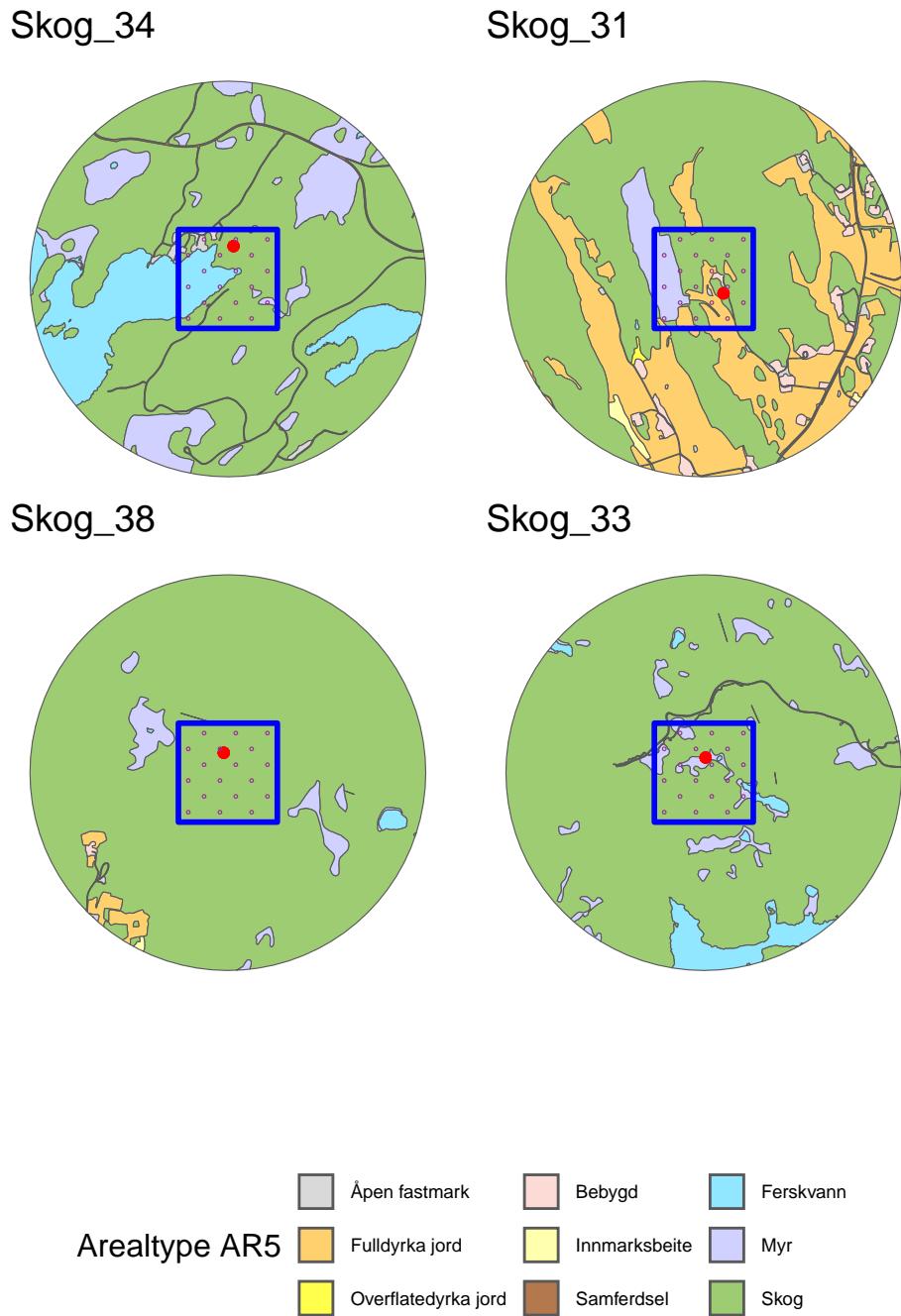
Figur 2. NMDS over variasjonen i landskapskomposisjon (arealtyper i AR5, blå tekst i figuren) i en sirkel med 1km radius rundt lokalitetene besøkt i 2023. Nummer i grønt viser lokaliteter i semi-naturlig mark og nummer i lilla viser lokaliteter i skog.

Figur 3 viser variasjonen i landskapene rundt semi-naturlig mark. Semi-nat_87 ligger langt ned til høyre på NMDS-akse 1 i Figur 2, og karakteriseres av en liten mengde fulldyrka jord og en relativt stor mengde myr og ferskvann. Semi-nat_71 ligger sentralt på NMDS-akse 1 og høyt på akse 2, som karakteriseres av mye fulldyrka jord. Semi-nat_81 er et eksempel på et landskap med mer bebyggelse og veier. Til sist ligger Semi-nat_100 langt ned på NMDS-akse 2, og karakteriseres av høy andel innmarksbeite og overflatedyrka mark.

Figur 4 viser variasjonen i landskapene rundt skogslokalitetene i 2023. Skog_34 ligger nest lengst til høyre på NMDS-plotten og representerer et skogslandskap med relativt mye myr. Skog_31 ligger lengst til venstre og representerer et landskap med relativt mye dyrket mark av varierende karakter. Skog_-38 og Skog_33 ligger langt til høyre og representerer mer homogene skogslandskap med relativt lite fulldyrka mark og bebyggelse.



Figur 3. Eksempel på variasjonen i landskapskomposisjon (arealtype i AR5) i semi-naturlig mark innen en 1 km buffer, SSB 500x500m rute i blått, fellepllassering i rødt. Semi-nat_87 har lite fulldyrka jord og mye skog og myr, Semi-nat_71 har mye fulldyrka jord, Semi-nat_81 har mye veier og bebyggelse, mens Semi-nat_100 har mye overflatedyrka mark.



Figur 4. Eksempel på variasjonen i landskapskomposisjon (arealtype i AR5) i skogsmark innen en 1 km buffer, SSB 500x500m rute i blått, fellepllassering i rødt og de kartlagte ANO-sirklene i lilla (små sirkler). Skog_34 inneholder relativt mye myr, Skog_31 er relativt heterogen med mye dyrket mark, Skog_38 og Skog_33 er mer homogene med lite annet enn skog.

3 Felletømminger

Datainnsamlingen kunne settes i gang litt tidligere i 2023 enn tidligere år på grunn av tidligere igangsetting fra oppdragsgiver. For Sørlandet ble det start i midten av april og i Trøndelag i første halvdelen av mai. På Østlandet gjorde sein snøsmelting at fellene ble plassert ut litt spredt i tid i løpet av mai. Til sist ble fellene plassert ut i Nord-Norge i løpet av juni. Det langsiktige målet er ellers å fange insekter gjennom hele den dominerende flygeperioden, og samle inn data fra april til oktober i alle lokaliteter, gitt lokale variasjoner i vær og snøforhold.

Fellene ble tømt annenhver uke av åtte ulike team, basert henholdsvis i Stavanger, Oslo, Lillehammer, Trondheim, Brønnøysund, Bodø, Tromsø, og Kirkenes. Antall dager i hver felleperiode varierte noe av praktiske årsaker. Det nøyaktige antallet felledager for hver tømming er notert og kan brukes i analyser for å standardisere funnene. Tabell 2 oppsummerer antallet felletømminger og totalt tidsspenn for hver lokalitet i 2023. Tabell 3 viser det totale antallet felleprøver som ble samlet inn.

For noen insektarter kan etanolen virke tiltrekksende, men fellene er i hovedsak passive, da de kun fanger de insekter som selv flyr inn i fellene. Sammenlagt for alle lokaliteter har vi i løpet av 2020-2023 samlet inn 36.2 kg insekter, målt i våtvekt uten etanolen (konserveringsvesken insektene samles i) (Tabell 1). Fordelt per lokalitet og år tilsvarer det omtrent 231 gram, der den aller meste biomassen utgjøres av relativt vanlige tovinger. Vi vurderer at innsamlingen har en svært liten effekt på de lokale populasjonene av insekter, og også bør kunne foretas i f.eks. verneområder.

Tabell 1. Total biomasse insekter innsamlet i prosjektet så langt.

År	Start	Slutt	Antall prøver	Våtvekt (kg)
2020	2020-05-11	2020-09-18	379	8.54
2021	2021-06-07	2021-10-18	526	7.12
2022	2022-05-09	2022-10-23	750	10.33
2023	2023-04-11	2023-10-22	994	10.20
Sum	-	-	2649	36.19

Tabell 2. Antall felletømminger per lokalitet i 2023.

Region	Lokalitet	Antall felletømminger	Start prøvetaking	Slutt prøvetaking
Østlandet	Skog_31	11	2023-05-10	2023-10-17
Østlandet	Skog_32	11	2023-05-10	2023-10-17
Østlandet	Skog_33	11	2023-05-22	2023-10-18
Østlandet	Skog_34	11	2023-05-09	2023-10-17
Østlandet	Skog_35	11	2023-05-23	2023-10-16
Østlandet	Skog_36	11	2023-05-22	2023-10-16
Østlandet	Skog_37	11	2023-05-09	2023-10-17
Østlandet	Skog_38	11	2023-05-09	2023-10-17
Østlandet	Skog_39	11	2023-05-24	2023-10-18
Østlandet	Skog_40	11	2023-05-24	2023-10-19
Sørlandet	Semi-nat_61	12	2023-04-14	2023-10-17
Sørlandet	Semi-nat_62	12	2023-04-12	2023-10-17
Sørlandet	Semi-nat_63	12	2023-04-11	2023-10-17
Sørlandet	Semi-nat_64	13	2023-04-12	2023-10-16
Sørlandet	Semi-nat_65	12	2023-04-12	2023-10-16
Sørlandet	Semi-nat_66	13	2023-04-12	2023-10-16
Sørlandet	Semi-nat_67	12	2023-04-13	2023-10-18
Sørlandet	Semi-nat_68	13	2023-04-13	2023-10-18
Sørlandet	Semi-nat_69	13	2023-04-13	2023-10-18
Sørlandet	Semi-nat_70	13	2023-04-13	2023-10-18
Østlandet	Semi-nat_71	11	2023-05-10	2023-10-17
Østlandet	Semi-nat_72	11	2023-05-22	2023-10-17
Østlandet	Semi-nat_73	11	2023-05-10	2023-10-18
Østlandet	Semi-nat_74	11	2023-05-23	2023-10-20
Østlandet	Semi-nat_75	11	2023-05-23	2023-10-20
Østlandet	Semi-nat_76	11	2023-05-23	2023-10-20
Østlandet	Semi-nat_77	11	2023-05-11	2023-10-18
Østlandet	Semi-nat_78	11	2023-05-11	2023-10-18
Østlandet	Semi-nat_79	11	2023-05-24	2023-10-16
Østlandet	Semi-nat_80	11	2023-05-11	2023-10-18
Trøndelag	Semi-nat_81	11	2023-05-12	2023-10-18
Trøndelag	Semi-nat_82	11	2023-05-12	2023-10-18
Trøndelag	Semi-nat_83	11	2023-05-02	2023-10-18
Trøndelag	Semi-nat_84	11	2023-05-02	2023-10-19
Trøndelag	Semi-nat_85	11	2023-05-03	2023-10-19
Trøndelag	Semi-nat_86	11	2023-05-05	2023-10-20
Trøndelag	Semi-nat_87	11	2023-05-13	2023-10-17
Trøndelag	Semi-nat_88	12	2023-05-09	2023-10-22
Trøndelag	Semi-nat_89	12	2023-05-09	2023-10-22
Trøndelag	Semi-nat_90	12	2023-05-10	2023-10-22
Nord-Norge	Semi-nat_91	9	2023-06-15	2023-10-22
Nord-Norge	Semi-nat_92	9	2023-06-16	2023-10-19
Nord-Norge	Semi-nat_93	9	2023-06-20	2023-10-19
Nord-Norge	Semi-nat_94	9	2023-06-18	2023-10-19
Nord-Norge	Semi-nat_95	10	2023-06-07	2023-10-18
Nord-Norge	Semi-nat_96	10	2023-06-07	2023-10-18
Nord-Norge	Semi-nat_97	10	2023-06-07	2023-10-18
Nord-Norge	Semi-nat_98	10	2023-06-07	2023-10-18
Nord-Norge	Semi-nat_99	10	2023-06-05	2023-10-16
Nord-Norge	Semi-nat_100	10	2023-06-05	2023-10-16

Tabell 3. Antall prosesserte prøver i 2023. De 4 vindusfelleprøvene i hver tømmerunde på en plass ble slått sammen og metastrekket sammen.

Felletype	Antall prosesserte felleprøver
Malaisefelle	554
Vindusfelle	440

3.1 Ekstremværet Hans



Figur 5. Istykkekrevne malaisefeller på Sørlandet etter ekstremværet Hans, 7-9 august 2023, her i lokalitetene Semi-nat_65 og Semi-nat_70 henholdsvis i Sandnes og Vindafjord. Foto: Kjell Mjønes

Ekstremværet Hans kom inn over Skandinavia fra 7 til 9 august, med harde vinder og stor nedbør. Vin-dene ødela noen malaisefeller og tømmeskjemaet kunne ikke følges helt etter planen på Østlandet på grunn av stengte veier. Dermed ble det en litt lengre innsamlingsperiode for noen lokaliteter i august. Fellene ble reparert eller erstattet så raskt som mulig, og tømmingen ble etter hvert synkronisert opp mot det vanlige 2-ukers intervallet. På Sørlandet ble det dårlig fangst for noen lokaliteter i innsamlingsrunde 9 på grunn av ødelagte feller. I tillegg ble det noe kortere innsamlingsperiode i runde 10 for noen lokaliteter, da fellene var såpass ødelagte at de var nødt til å erstattes (Figur 5).

4 Identifisering av arter med DNA-metastrekking

Identifiseringsmetodikken er uforandret siden i fjor dette kapittel er i stort sett en gjentakelse av forrige års rapport (Åström et al. 2023). Vi fortsetter å følge protokollen med en mild lysering av insektene for ekstraksjon av DNA som vi har utviklet gjennom flere år (Åström et al. 2020a, 2020b). Denne metoden medfører at vi kan bevare insektene for morfologiske analyser i etterkant, og dermed kan sjekke DNA-baserte funn av interessante arter samt identifisere taksa som mangler i referansebibliotekene.

Protokollen ser fortsatt ut å fungere greit og vi fulgte samme prosedyre i 2023. Vi følger også den samme pipelinen for bioinformatiske analyser som vi har utviklet tidligere. Referansebasen med strekkoder har derfor ikke blitt oppdatert fra forrige års rapport, men dette vil bli gjort i løpet av 2024.

4.1 Forbehandling av prøvene

Forbehandling består i å måle etanolkonsentrasjon, sile av etanolen og veie prøvene før lysering og ekstraksjon av DNA. Etter en del modifiseringer av protokollen i 2021 måler vi nå bare våtvekt (etter at konserveringsvæske, etanolen, er helt av). Vi har også som tidligere år tilsatt ekstra arter til prøvene som en positiv kontroll (spiking). Dette gjør vi for å kunne evaluere protokollen vi bruker og muligens si noe om relativ biomasse av ulike arter mellom prøvene på sikt. I samtlige prøver ble det derfor tilsatt 10 melormer (*Tenebrio molitor*), 3 sirsirer (*Gryllus assimilis*) og 10 frøbiller (*Callosobruchus maculatus*). Disse artene representerer ulike størrelser, taksa og hardhet, forekommer ikke vilt i Norge, men er likevel lett tilgjengelige kommersielt eller via egenproduksjon på lab. Etanolen ble silt av manuelt gjennom en 250 µm filterduk før flasken ble plassert opp ned i en trakt for videre avrenning i 35 minutter (skal etter det ikke dryppe oftere enn 1 gang per 20 sekunder). Den brukte filterduken ble deretter klippet opp og lagt med i prøven for å få med eventuelle insektdeler som festet seg i duken. Ny filterduk ble anvendt for hver prøve og filterkork ble kloret for å unngå kontaminering mellom prøver. Etter siling ble flaskene veid med kork for våtvekt av innsamlet materiale. 64 tilfeldige tomme flasker ble veid som referanse, og middelverdien av disse blir trukket fra i beregningen av nettovekten av insektbiomassen.

4.2 DNA-ekstraksjon og etterbehandling

Felleprøvene ble lysert ved å tilsette ATL-buffer og proteinase-K (100mL ATL = 1mL proteinase-K) i tilpasset volum, slik at alle insektene ble dekket av bufferløsningen, og deretter inkubert i 3.5 timer med risting (120 RPM) på 56°C. Til sist ble 200 µL av bufferløsningen brukt i en DNA-ekstraksjon ved hjelp av et Blood & Tissue Kit (Qiagen).

For å stoppe lyseringsprosessen i felleprøvene og bevare materialet bedre ved lagring, ble flaskene tømt for bufferløsning, fylt med vann og silt to til tre ganger med 500 µm filterduk for å fjerne det meste av bufferløsningen. Deretter ble flaskene fylt med den samme etanolen som først ble silt av (under forarbeid), eventuelt med påfyll for å nå minimum 90 % etanol, og satt på lager. Løsning med ATL-buffer/proteinase K/skyllevann ble samlet opp i spesialbeholdere og sendt til avfallshåndtering.

Prøvene ble midlertidig lagret føre og etter prosessering i et kjølerom i NINA-huset i Trondheim. Etter det blir de langtidslagret i et fryserom i NINA sitt separate lagerbygg (se Kapittel 6).

4.3 DNA-amplifisering og sekvensering

En del av det mitokondrielle genet COI ble oppkopiert (amplifisert) ved hjelp av primerne BF3-BR2 (Elbrecht et al. 2019) i en standard to-trinns Illumina protokoll. Første PCR (polymerase chain reaction) inkluderte primere med «overhang adaptor»-sekvenser, mens Illumina-indekser ble tilsatt i den andre PCR-kjøringen. PCR-produktene ble kvalitetssikret på en Tape Station (Agilent 4200) og renset med

kuler (MAG-BIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR. Etter uttesting av antall PCR-sykler gjennom qPCR-analyser i 2021, besluttet vi å redusere antallet sykluser fra 35 til 22. Til slutt ble prøvene normalisert og slått sammen til et bibliotek for sekvensering. Alle prøvene ble sekvensert på en Illumina NovaSeq maskin ved Norwegian Sequencing Centre (NSC) i Oslo.

4.4 Bioinformatikk

Primerne ble fjernet med programmet cutadapt v. 1.9.1, og DNA-sekvensene ble deretter filtrert, kvalitetssikret og feilrettet med programmet dada2 (Callahan et al. 2016) for å generere ASV-er (Amplicon Sequence Variants). ASV-er er de kvalitetssikre DNA-sekvensene vi bruker for å skille arter, men også for å se på genetisk variasjon innen arter. For å klassifisere ASV-ene til arter, brukte vi programmet RDP-Classifier, som er en «Bayesisk sannsynlighetsestimator» (Wang et al. 2007). Istedentfor å kun bruke en overordnet likhet (identity) mellom en ASV fra våre data og en referanse-DNA-sekvens i Genbank, bruker denne metoden en trenet («trained») database som gir en sannsynlighet for at en ASV tilhører en viss art/slekt/familie osv. Vi bruker en slik trenet database for COI utviklet ved NINA. Den er basert på en insektdatabase laget av Porter and Hajibabaei (2018) med hovedfokus på nord-amerikanske arter, men vi har lagt til COI-sekvenser for 4061 norske referanserter i 2021, og 2 908 flere arter i 2022, (Tabell 4).

Tabell 4. Antall arter i referansebasene som er blitt brukt i prosjektet så langt. I 2020 tok vi utgangspunkt i en base fra Porter, men i 2021 og 2022 har vi utvidet denne med en betydelig mengde norske arter. Analyser i denne rapport bruker samme versjon av referansedatabasen som i 2022.

Klasse	Porter	Modifisert 2021	Modifisert 2022
Arachnida (edderkoppdyr)	4778	4952	5124
Chilopoda (skolependere)	135	147	147
Collembola (sprethhaler)	268	377	388
Diplopoda (tusenbein)	246	246	246
Insecta (insekter)	65660	69426	72151
Ikke målgruppe	39693	39695	39698

4.5 Kvalitetssikring av DNA-basert identifisering av arter

Med store datasett generert fra DNA-metastrekking er det en stor utfordring å kvalitetssikre artslistene. Falske positiver, dvs. påvisning av en art som egentlig ikke finnes i prøven, og som ofte er feilbestemmelser koblet til feil og mangler ved referansedatabasen, er generelt en utfordring med datasett fra DNA-metastrekking. Vi har derfor utviklet et flytskjema for hvordan vi har klassifisert og kvalitetssikret dataene (Figur 6), og beskrevet dette nærmere her.

Alle DNA-sekvensene ble først filtrert, kvalitetssikret, og feilrettet for å unngå støy i dataene og unngå et kunstig høyt estimat av arter og genotyper. Selv om vi bruker primere som stort sett amplifiserer DNA fra rekken leddyr (Arthropoda), kan det forekomme amplifisering av små mengder av DNA fra andre organismer. Ved bruk av RDP classifier og vår in-house database fjernet vi først de ASV-ene som ikke ble klassifisert til målgruppene (Klasse Arachnida, Chilopoda, Collembola og Insecta). Dette DNAet tilhører hovedsakelig bakterier, sopp og planter som driver inn i fellene gjennom luften eller transporterer utenpå eller inne i insektene.

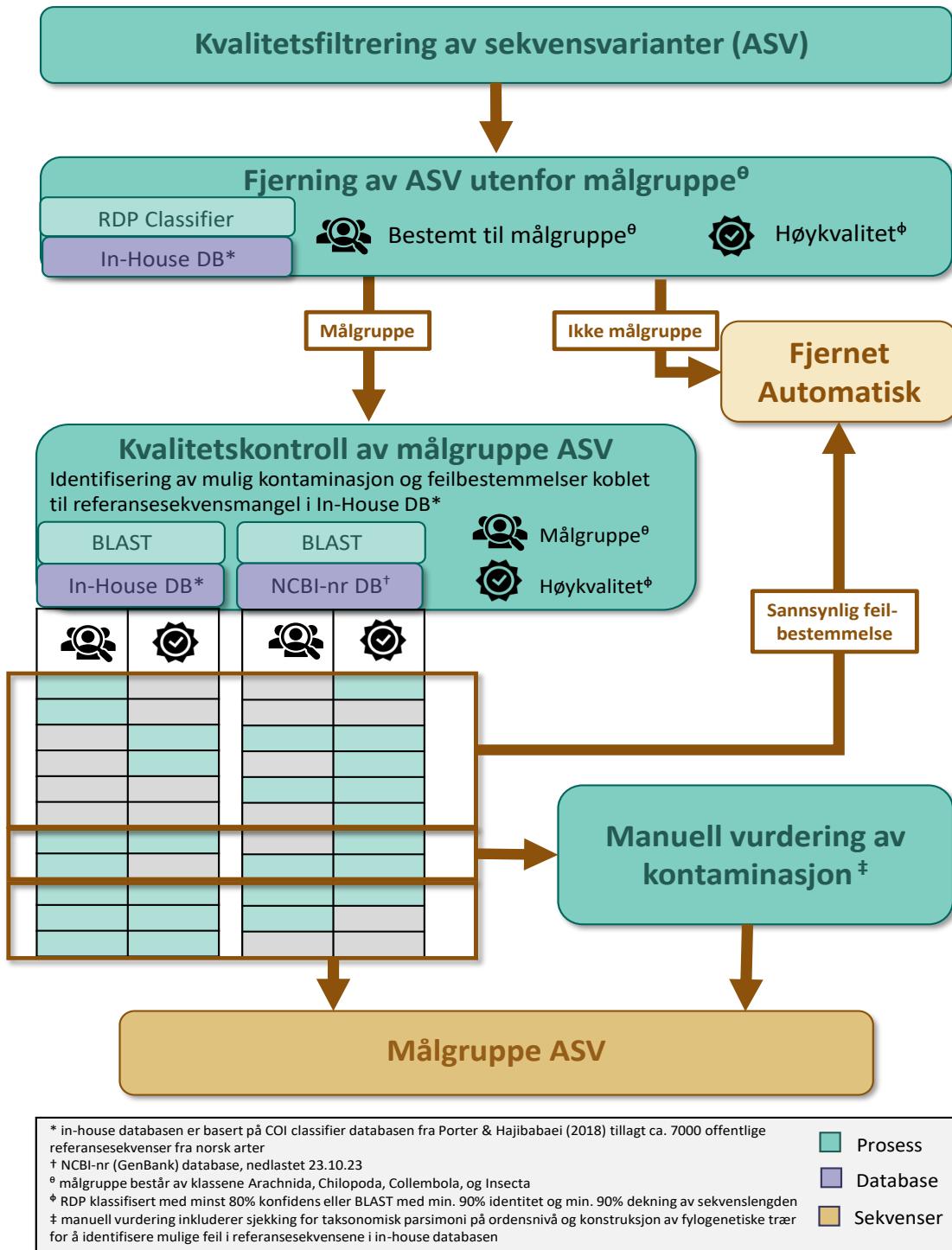
Alle offentlige sekvensdatabaser er ufullstendige og mangler referansesekvenser for en god del organismer. I tillegg inneholder de en del sekvenser som er feilbestemt, og dermed har feil artsnavn koplet til en viss referanse-sekvens. Vi kvalitetssikret mulige feilbestemmelser til målgruppene koblet til manglende referansesekvenser ved hjelp av BLAST mot Genbank (NCBI-nr databasen). I tillegg

gjorde vi en manuell vurdering av ASV'ene som pekte på feilbestemte referansesekvenser i databasen og fjernet de som ikke tilhørte målgruppene.

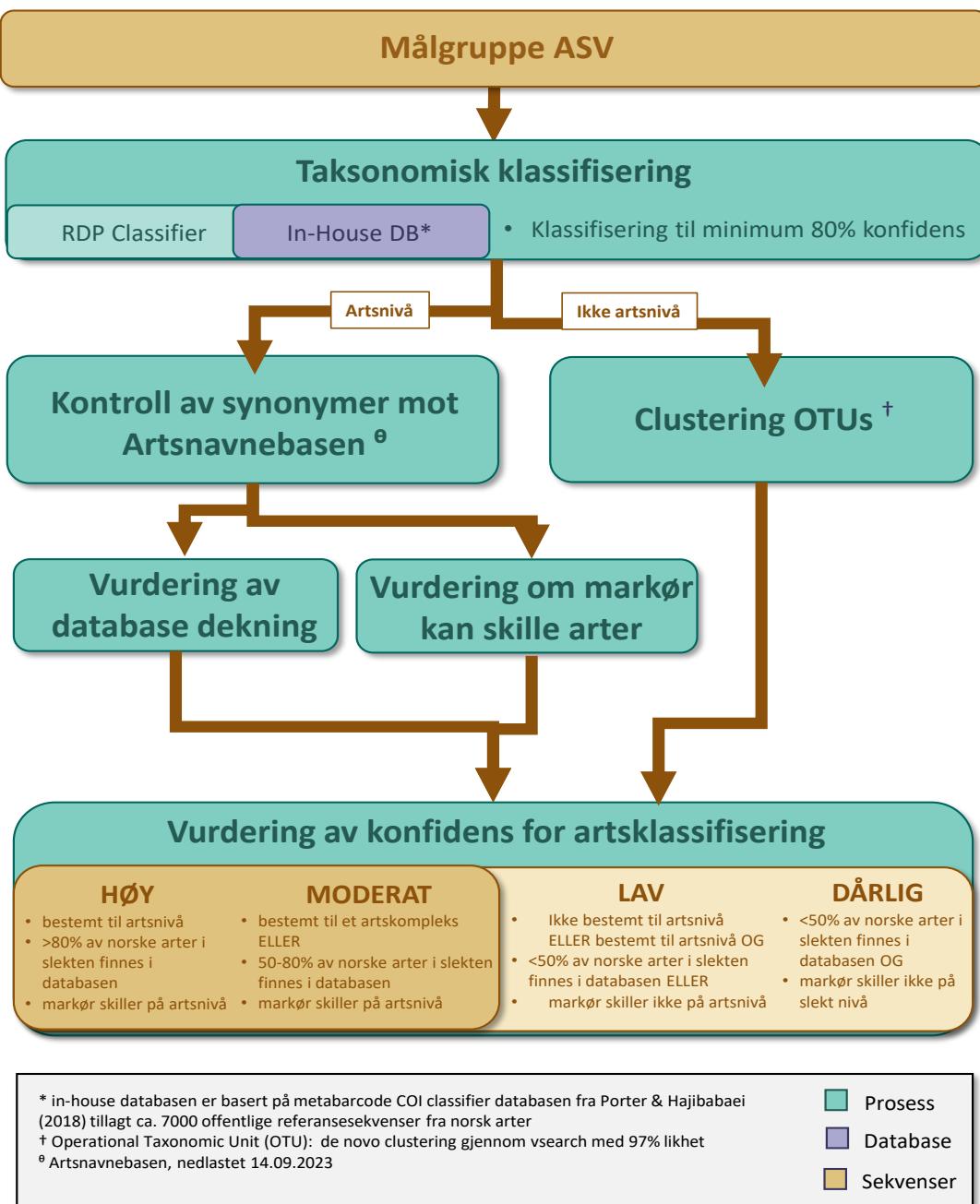
Fra RDP-Classifier har vi laget en artsliste basert på målgruppe-sekvensene og vår in-house referanse-database. Men siden denne databasen ikke er komplett verken for norske eller ikke-norske arter, må vi gjøre en del vurderinger for å si noe om hvor godt et artstreff er, og dette kaller vi arts-konfidens og angir denne som høy, moderat, lav eller dårlig (Figur 7). Arter som vurderes til moderat, lav, eller dårlig arts-konfidens, har vi i denne rapport utelatt fra den videre arbeidsflyten som er avhengig av artsidentitet (f.eks. rapportering av rødlistede og fremmede arter, potensielt fremmede arter eller nye arter for Norge).

4.6 Horisontskanning og identifisering av nye arter for Norge

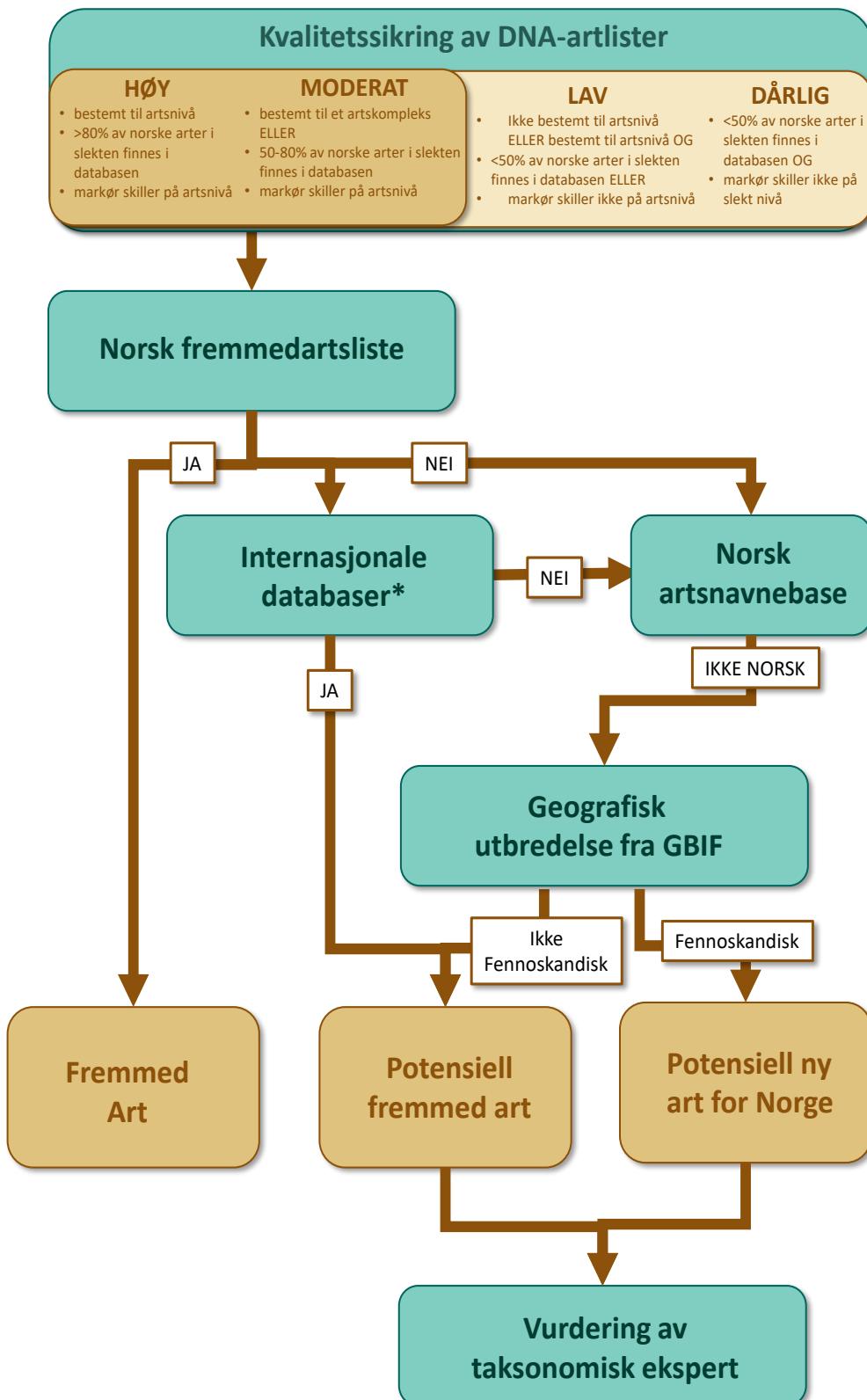
Med storskala artsinventering har vi mulighet til å overvåke det kjente artsmangfoldet i Norge, deriblant rødlistede og fremmede arter, men vi oppdager også nye arter som ikke har vært påvist i Norge tidligere. Vi har derfor krys-sjekket artslistene mot norsk rødliste fra 2021 og fremmedartslisten fra 2023. Ved bruk av Artsnavnebasen, GBIF, og flere internasjonale databaser av fremmede arter i europeiske land [DAISIE-partners (2008); Saul et al. (2017); Roy et al. (2019); brundu_introduction_2022; Pagad et al. (2018)] har vi også opprettet en liste over arter som er påvist tidligere i Fennoskandia basert på forekomster i GBIF, men ikke i Norge, og en liste over arter som ikke er funnet i Fennoskandia tidligere (Figur 8).



Figur 6. Flytskjema for identifisering av målgruppe sekvensene og kvalitetssikring av vår referanse-database for kontaminasjon og referansesekvensmangel.



Figur 7. Flytskjema for klassifisering og kvalitetssikring av arter basert på DNA-metastrekkoding. Kun arter med høy eller moderat konfidens er tatt med i den videre arbeidsflyten som avhenger av artsidentitet.



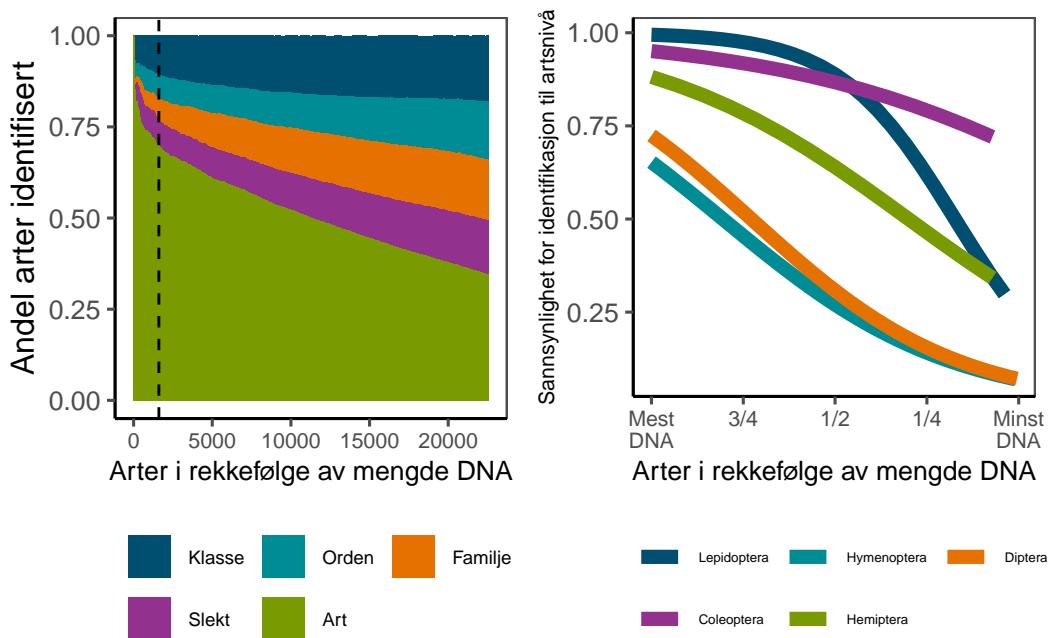
Figur 8. Flytskjema for horisontskanning for fremmede arter og nye arter for Norge. *I tillegg til å kryssjekke arter mot den norske fremmedartslista har vi også kryssjekket artsfunn i dette prosjektet mot databasene Daisie, GRIS, Saul Pathways, Roy og List of Union Concern. Arter som er listet i en av disse databasene, er antatt å være fremmede arter i et eller flere land i Europa.

4.7 Sannsynlighet for klassifisering til artsnivå

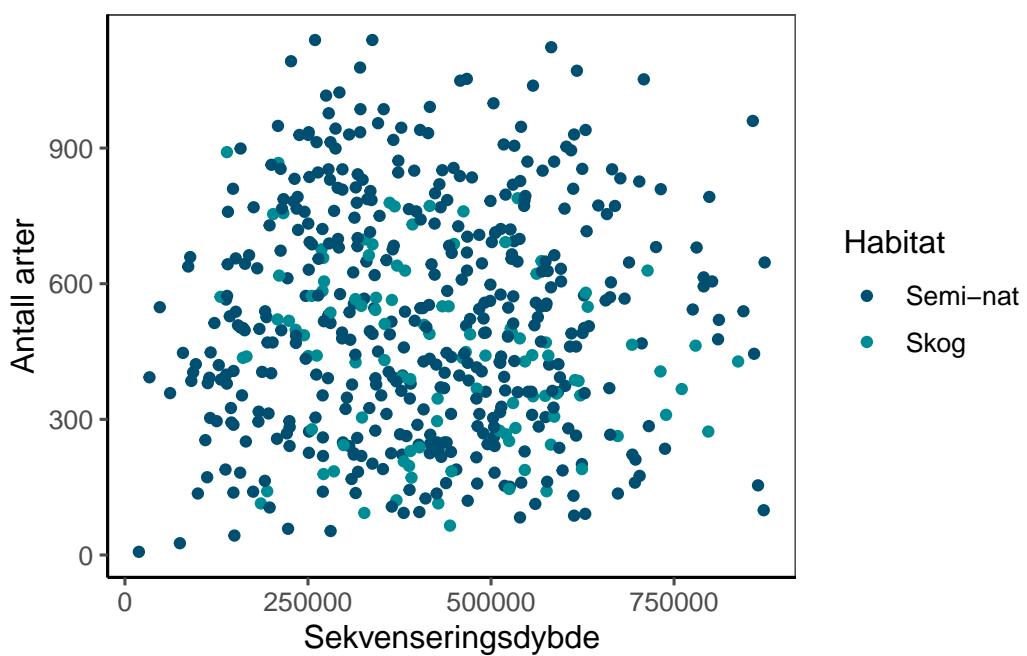
Alle DNA-kopier blir først delt inn i grupper etter metodikken beskrevet ovenfor, der hver gruppe tilsvarer en art. Neste trinn er å sette et navn på disse grupper ("arter"). Hvis mulig kobler vi et artsnavn til "arten", hvis ikke det er mulig prøver vi et slektsnavn, deretter familienavn og så videre. Andelen av "artene" som vi kan sette et artsnavn på varierer svært mye mellom ulike ordener og vi finner også en sterk sammenheng med hvor mange DNA-kopier vi har fra hver art. I Figur 9 har vi på x-aksen sortert alle "arter" etter hvor mye DNA vi har samlet totalt fra hver av dem. Lengst til venstre er arten med mest DNA, fulgt av art nr 2 i forhold til mengde DNA, og så videre. I Figur 9 (A) viser Y-aksen hvor mange av "artene" som har blitt gitt et artsnavn, kun et slektsnavn, kun et familienavn og så videre. Den vertikale streken i Figur 9 (A) viser grensen for 90 % av alle DNA-kopier i datasettet (til venstre for streken). Av disse artene bestemmer vi ca. 70 % til art. Men vi ser også at 90 % av DNA-kopiene representerer en liten andel av artene vi påviser (1608 av totalt 20691arter), dvs at de aller fleste artene i datasettet finnes til høyre for denne streken. Dette samsvarer også med Figur 69 der en liten relativ del av artene dominerer fangstene. Til sist viser de nedadgående horisontale kurvene at vi har mindre sannsynlighet for å bestemme en DNA-kopi til art jo sjeldnere denne kopien er i datasettet. Dette tolker vi som at vi har DNA-referanser fra de mest vanlige artene i referansedatabasene våre, men ikke i like stor grad fra de mer sjeldne artene. I Figur 9 (B) viser Y-aksen den relative mengden av "artene" som får et artsnavn koblet til seg, det vil si sannsynligheten for å identifisere en DNA-streng til art. Her ser vi store forskjeller mellom ulike ordener. Sannsynligheten for artsbestemmelse av biller (Coleoptera) og størsteparten av sommerfuglene (Lepidoptera) er svært god, mens den er lavere for en stor del av tovingene (Diptera) og vepsene (Hymenoptera). Dette stemmer godt med hva vi vet om dekning i referansedatabasene våre, det vil si at det mangler mange referanser for disse gruppene. De to sistnevnte gruppene er også svært artsrike, hvilket kan forklare hvorfor disse grupper ikke er strekkodet til samme nivå som enklere grupper.

4.8 Sekvenseringsdybde og antall arter påvist med DNA-metastrekking

I 2020 fant vi en positiv sammenheng mellom antall DNA-kopier (sekvenseringsdybde) per prøve og antall arter vi fant i prøven. Dette betyr at vi ikke kunne være sikre på det totale artsantallet for prøver med få DNA-kopier. I 2021 gjennomførte vi en del endringer i labprotokollene og gikk over til en ny sekvenseringsmaskin som ga et mye større utbytte i antall DNA-kopier. I likhet med fjorårets data finner vi i 2023 ingen sterk sammenheng mellom antall DNA-kopier og antall arter (Figur 10), og vi ser derfor fortsatt ut til å ha tilstrekkelig sekvenseringsdybde.



Figur 9. Modellering av sannsynligheten for klassifisering til artsnivå (y-aksen) i forhold til hvor mange DNA-kopier vi finner fra arten (x-aksen). Til venstre på figurene er arter med veldig mange DNA-kopier (vanlige arter), mens til høyre er arter med få DNA-kopier (sjeldne arter). A) Totalt antall arter påvist i 2023, der x-aksen viser artsantall og B) fem utvalgte ordener som viser forskjellen mellom ulike grupper av insekter langs en standardisert x-akse.



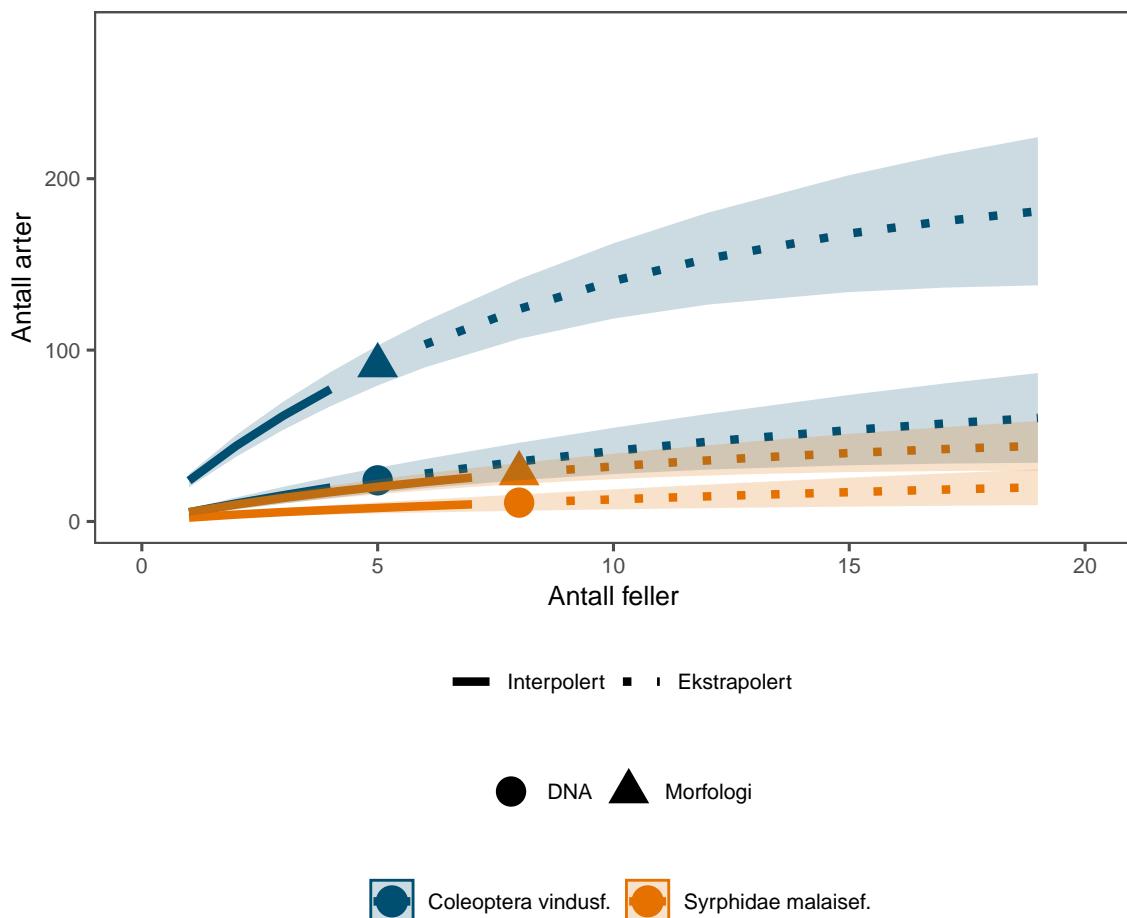
Figur 10. Sammenhengen mellom antall DNA-kopier (sekvenseringsdybde) per prøve på x-aksen og antall arter påvist i den samme prøven på y-aksen. Prøver med høyere sekvenseringsdybde enn 1 million er fjernet for en klarere visualisering.

4.9 Sammenligning mellom DNA-basert og morfologisk artsbestemmelse

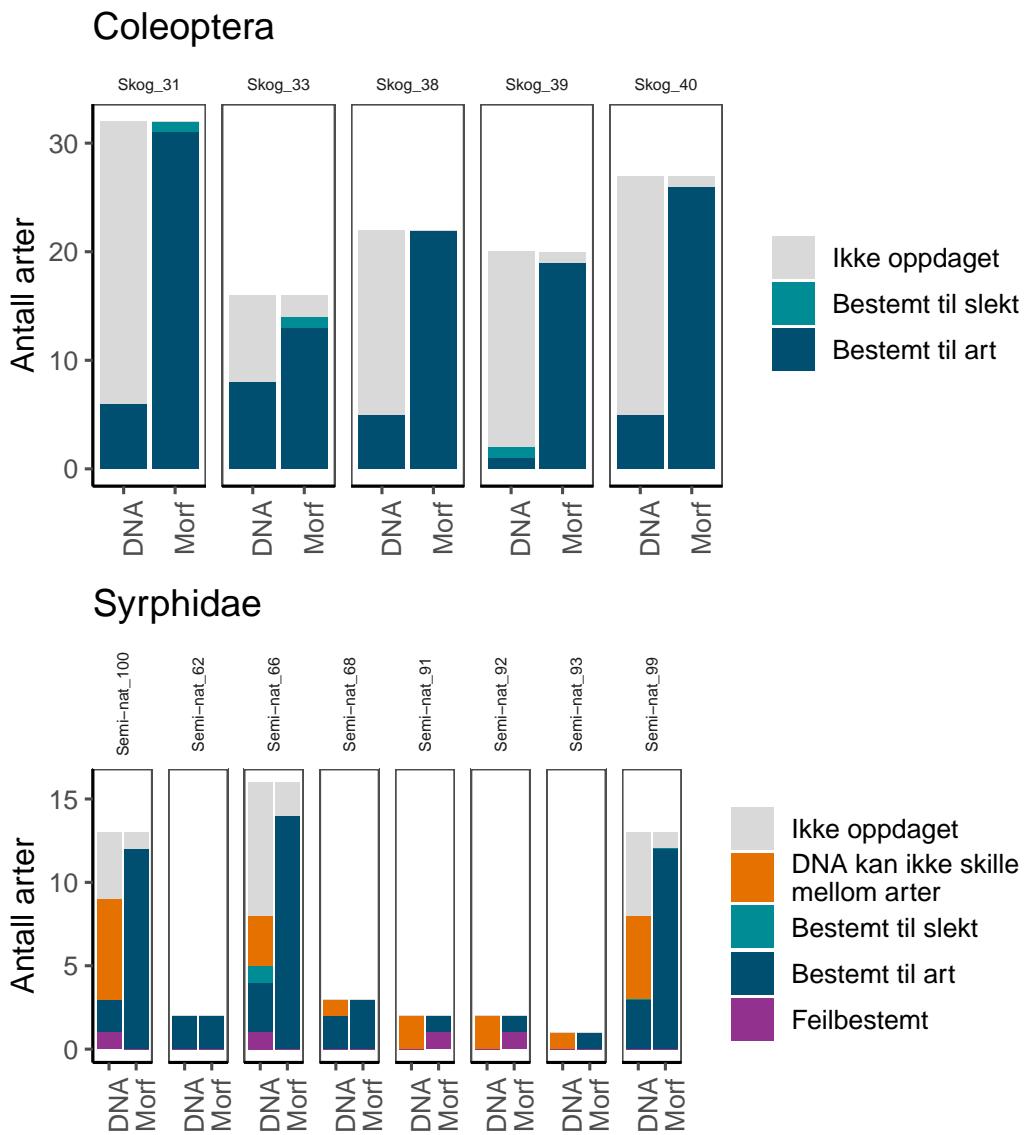
For å gjøre en vurdering av DNA-basert artsbestemmelse, ble 10 malaisefelleprøver gjennomgått for morfologisk artsbestemmelse av taksonomiske eksperter. Som i 2022 ble dette gjort for gruppen blomsterfluer (Figur 13), som er en passelig stor gruppe vi har taksonomisk kompetanse på. I tillegg ble vindusfelleprøver fra 5 tømminger (á 4 vindusfeller hver) gjennomgått av en taksonomisk ekspert på biller. Resultatene er noe dårligere enn tidligere år, men forskjellen kan være tilfeldig. Vi finner færre biller ved hjelp av DNA enn med morfologisk bestemmelse, og det er først og fremst de små artene som mangler, der lyseringen ikke ser ut til å klare å trekke ut tilstrekkelig DNA fra dyrene. For blomsterfluene fungerer metodikken bedre sammenlignet med morfologisk artsbestemmelse, men også her er de noen arter som metastrekkodingen ikke fanger opp (Figur 12, Figur 11). I tillegg klarer man ikke å skille mellom alle arter blomsterfluer med den markøren vi bruker, ettersom denne delen av genomet ikke har tilstrekkelig variasjon for å skillemellan enkelte nærbeslektede arter.

Noen av forskjellene i artslistene basert på DNA-mastrekkoding og morfologisk bestemmelse kan skyldes ulik navnsetting. Man kan for eksempel bruke synonymer eller feil navn på artene i minst én av metodene. I slike tilfeller vil søylene i Figur 12 jevnes ut, og de grå søylene som representerer arter som respektive metodikk ikke oppdaget, ville bli lavere. Man ville da forvente en lik artakkumuleringskurve i Figur 11, da det kun er artsnavnene som er ulike. Vi har prøvd å harmonisere navnebruken så langt som mulig og det ser ikke ut å være en viktig forklaring her.

Det ser altså fortsatt ut som myk lysering og metastrekkoding ikke klarer å oppdage en god del av de innsamlete billeartene. Man bør derfor vurdere å knuse vindusfellematerialet for å øke mengden identifiserte biller. Dette ønsker vi å teste ut i fremtiden. Selv om sammenligningen med morfologisk bestemmelse identifierer noe mangler i resultatene fra metastrekkodingen, er det fortsatt metastrekkoding vi anbefaler for de fleste prøvene i prosjektet. Det er ikke praktisk gjennomførbart å identifisere alle prøver morfologisk, både med tanke på tidsforbruk og den taksonomiske kompetansen det ville kreve. Dessuten ville store deler av de artsrike og mindre kjente gruppene allikevel ende opp uten artsnavn fordi de er ukjente for vitenskapen eller tilhører komplekse artsgrupper med behov for taksonomisk revisjon. Ved å benytte metastrekkoding til identifiseringen vil også hittil ukjente arter få en 'merkelapp' som kan benyttes i overvåkingssammenheng til tross for manglende artsnavn.



Figur 11. Artsakkumulasjonskurver for biller og sommerfugler fra malaise og vindusfeller ved bruk av morfologiske og DNA bestemmelsesmetoder. Noter at hver av vindusfellene egentlig er 4 feller slått sammen, slik at de til sammen er 20 stk.



Figur 12. Sammenligning av antall arter påvist for DNA-basert og morfologisk artsbestemmelse for biller (Coleoptera) fanget med 4 vindusfeller og blomsterfluer (Syrphidae) fanget med én malaisefelle. De grå søylene representerer det totale artsantallet som begge metodikkene til sammen oppdaget i hver prøve, og de fargede søylene representerer de arter som hver respektive metodikk oppdaget. For blomsterfluer kan DNA-markøren ikke brukes for å skille mellom flere arter. Disse artsbestemmingene kan iblant revideres basert på kjente forekomster. Merk at de manuelle artsbestemmelsene heller ikke er 100 % sikre, og at særlig noen blomsterfluer har vært vanskelige å skille mellom.



Figur 13. Blomsterfluer sortert ut for validering etter lysering. Her et eksempel fra tredje samplingen i lokalitet Semi-nat 43 i 2022.

5 Referansestrekkoder for norske insekter

Som tidligere år, har vi tatt vevsprøver av arter som mangler eller har lav representasjon i Barcode of Life Data Systems (<https://www.boldsystems.org>). I hovedsak har vi benyttet relativt ferskt materiale av biller, vepser og nebbmunner i NTNU Vitenskapsmuseets samlinger, men bidrag fra eksperter utenfor prosjektkonsortiet har også blitt tatt med. Totalt ble det sendt inn 705 prøver fra 340 arter, hvorav 311 sekvenser fra 181 arter foreløpig er prosessert med DNA sekvens. Ikke alle prøvene har blitt sekvensert enda, og suksessraten for Heteroptera var lavere enn det vi tidligere har registrert. Vi vil undersøke muligheten for forbedringer av resultatene med vår samarbeidspartner, og forventer sekvenser fra flere arter i mars 2024. Blant artene som foreløpig er lagt til med referansestrekkoder i 2023 finner vi 9 Coleoptera (Biller), 48 Hemiptera (Nebbmunner), 85 Hymenoptera (Veps) og 39 Lepidoptera (sommerfugler), de fleste samlet sør for Nordland. Alle data er tilgjengelig gjennom det åpne datasettet DS-ENTONORS i BOLD.

Nye strekkoder blir regelmessig lagt til i referansebiblioteket til prosjektet. Dette ble senest gjort ett år tilbake, men vil bli gjentatt igjen i løpet av 2024. Kort beskrevet foregår det slik at vi kryssjekker vår referansebase mot Artsnavnebasen, som er kuratert av Artsdatabanken, for å få en liste med arter vi savner strekkoder for. Denne listen blir siden sjekket automatisk mot BOLD, og opp til 5 strekkoder for hver art som mangler blir høstet og lagt til i vår referansebase. Hvis det finnes flere sekvenser å velge mellom, blir sekvensene fra individer fanget i Norge prioritert. Finnes de ikke fra Norge, letes det etter sekvenser fra Norden, deretter Europa og til slutt resten av verden. Den oppdaterte referansebasen blir videre kvalitetssikret for å unngå innsetting av feilbestemte sekvenser.

6 Lagring av felleprøver

Det viktigste poenget med å bruke en mild lysering for ekstraksjon av DNA fra felleprøvene, isteden for å knuse dem, er at insektene blir bevart for fremtiden. Man kan da etterprøve enkelte mistenkte feilbestemninger gjennom en morfologisk kontroll, lete opp uvanlige funn, eller komplettere DNA-bibliotekene gjennom å plukke ut og strekkode individer det mangler referanser for. Dette kan for eksempel være arter som DNA-metodikken har klart å bestemme til en gitt slekt, men der det mangler referanser for flere av artene i slekten, slik at vi ikke kan si hvilken av artene i slekten det er. Vi har allerede blitt kontaktet av forskere som ønsker å validere funn registrert på GBIF. Vi har da flere ganger klart å gjenfinne individet i de lagrete flaskene og fått bekreftet identifiseringen. Som eksempel kan vi nevne møllen *Elachista quadripunctuella* som senest var funnet i 1934 i Norge, og som er oppført i rødlista som regionalt utdødd (RE). Denne identifiseringen ble verifisert av Kai Berggren etter gjenfunn i en av flaskene fra prosjektet, etter prøven hadde vært lagret i over 1 år. Det er positivt at kvaliteten på de lagrete prøvene er så pass god at så skjøre arter som møll kan identifiseres manuelt. I tillegg til verifikasiing av enkelte funn kan de lagrete prøvene også brukes mer systematisk i forskningen. Vi har for eksempel inngått en intensjonserklæring for å bistå et artsprosjekt ved Vitenskapsmuseet som skal utrede taksonomien for stråfluer (Chloropidae), ved å gi de tilgang til de lagrete prøvene fra prosjektet. Verdien av å bevare prøvene etter metastrekking er rett og slett svært stor, og muliggjør en kvalitetkontroll og en forbedring av referansebibliotekene for metastrekkingen.

Et annet poeng ved å lagre felleprøvene er at man beholder muligheten til å telle individene i fremtiden, kanskje med robot-teknikk som ikke ennå er utviklet. Det er flere forskergrupper som aktivt arbeider med utstyr som både kan identifisere og telle enkelte individer, men teknikken er ikke helt på plass for å tas i bruk i dette prosjektet enda. Materialet fra dette overvåkingsprogrammet er gjenom sin mengde og omfang helt unikt, i hvert fall i nasjonal sammenheng, og har potensielt en stor verdi for fremtidig forskning. Men dette er selvsagt avhengig av at man klarer å lagre prøvene. Prøvemengdene blir etterhvert svært store i et så omfattende prosjekt som dette.

Prøvene bør oppbevares så kaldt som mulig for å sikre kvaliteten på DNA best mulig. Kjølelager er bra, men optimalt bør prøvene oppbevares i frys. Prøvene er midlertidig lagret i et relativt stort fryselager til NINA, men der vil plassen etter hvert ta slutt. Overvåkingsprogrammet genererer ca. 1 000 flasker per år med det omfanget det har i 2024, det vil si 5 regioner med økosystemet semi-naturlig mark og 1 region med økosystemet skog. En malaiseflaske er på 700 ml og en plastboks i Figur 14 rommer 24 slike flasker. Hvis prosjektet kunne bruke all nåværende ledig kapasitet NINA sitt fryselager, det vil si at vi ikke ville konkurrere med andre lagringsbehov, ville vi ha plass for maksimalt 5 år til med prøvetaking, dvs. inklusive sesong 2028. Dette er lite sannsynlig, selv om vi ikke kan beregne andre prosjekters behov. Den beste løsningen er derfor at prosjektet ordner en dedikert lagringsplass med en forutsigbar kapasitet, i hvert fall til sesong 2025.

En fleksibel løsning som kan ordnes allerede til neste år er å bruke en ekstern frysecontainer. Det er i prinsippet en semi-trailer som er laget som et fryserom. En eller flere slike kan ligge ved siden av NINA sitt lagerbygg og driftes med elektrisitet. Vi har undersøkt mulighetene for leie eller kjøpe disse i to størrelser, 20 fot (ca. 6 meter, se Figur 15) og 40 fot (ca. 12 meter). Prisforskjellen er så pass liten at det er mest økonomisk å velge varianten på 40 fot. Leieprisene er så pass høye at man tjener på å kjøpe en container hvis man skal bruke den lengre enn 2 år. Pris for kjøp av en 40 fots container ligger på ca 150 000 NOK. Leieprisen for arealet å parkere en container på er ca 50 000 per år. I tillegg kommer kostnader med strømforbruk og periodisk service, som vurderes bli relativt lave.

Etter våre beregninger vil en 40 fots container romme nok prøver til ca 15 års drift av programmet, gitt at det foregår i dagens omfang (semi-naturlig mark i hele landet + skog i én region). Hvis man utøker programmet til å dekke skog i hele landet blir materialet omrent det dobbelte, og en 40 fots



Figur 14. Lagring av felleprøver i NINA sitt fryserom. I en plastboks er det plass til 24 prøver.



Figur 15. Foto av 20 fots frysecontainer fra en norsk leverandør.

container vil romme ca. 7 års innsamling. Foreløpig vurderer vi at vi har plass for 3-4 slike containere ved NINA sitt lager. Med en slik løsning kunne man da ha sikret lagring i 20 til 60 år, avhengig omfanget på programmet. Det er ikke helt kjent hvor lenge DNAet blir bevart ved en slik lagring, og dette bør følges med på fortløpende. Midlertidig er det vår vurdering at DNAen vil være rimelig godt bevart i en slik lagring, og at dette vil være en kostnadseffektiv løsning. Vi skal også i 2024 teste ut å komprimere prøvene, ved å helle av inneholdet på mindre flasker, slik at man kan få inn flere flasker i en boks. Hvis dette er veldig godt, kunne man muligens få inn dobbelt så mange flasker per boks, og dermed doble lagringskapasiteten. Det er dog ikke opplagt at dette lønner seg, da arbeidskostnadene med å sile av insektene i hver flaske, og føre over dem til mindre flasker kan overstige kostnadene for å utvide lagringskapasiteten.

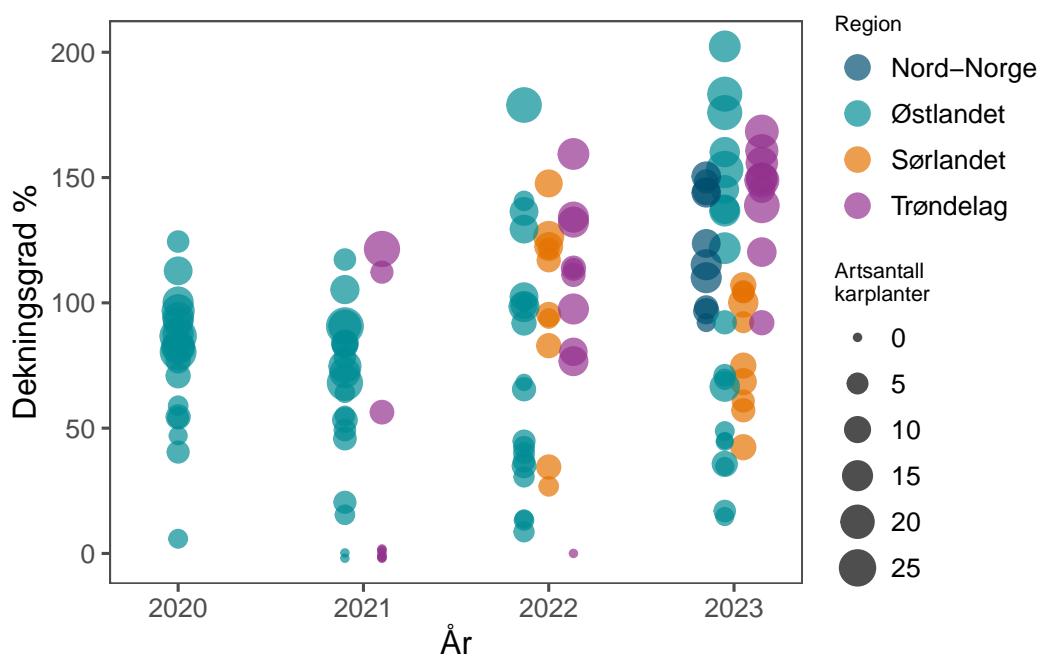
7 Forklарingsvariabler

I tillegg til selve innsamlingen av insekter registrerer vi også en rekke potensielle forklaringsvariabler, ved fellene og i det omkringliggende landskapet. Dette er viktig for å kunne forklare forekomstene og forandringerne, og for å kunne isolere ut effektene av enkelte påvirkningsfaktorer. Alle faktorer som kan påvirke insektforekomster er naturligvis ikke kjente, og dette prosjektet klarer heller ikke å samle inn alle variabler som vi mener er potensielt viktige. Nedenfor følger en beskrivelse av de forklaringsfaktorer prosjektet samler inn i, både i felt og via PC.

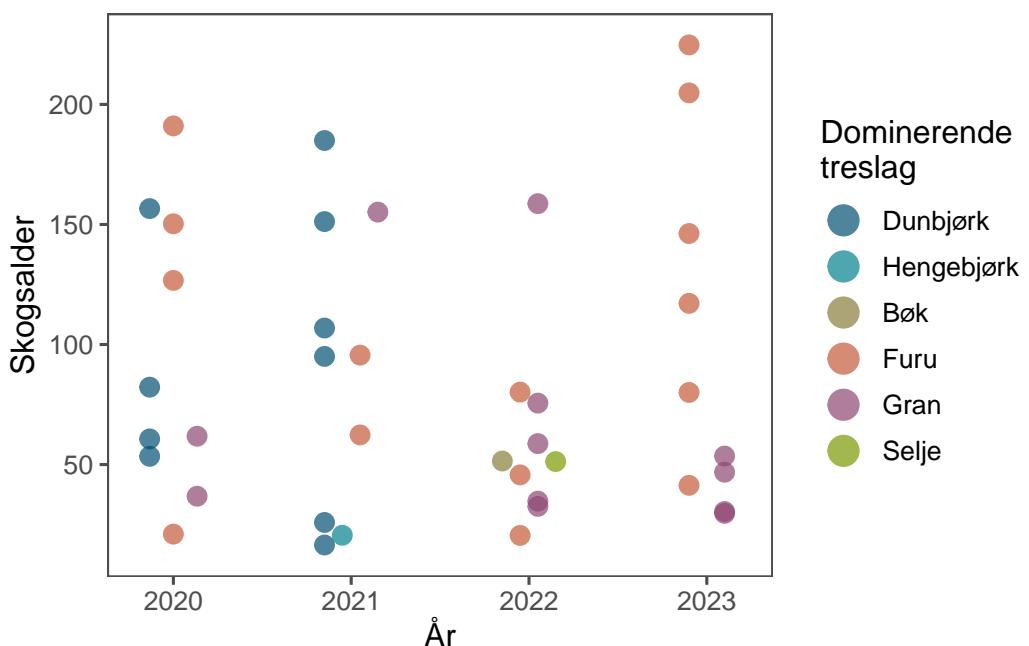
7.1 ANO-registreringer

Lokalitetene i skog blir ANO-kartlagt innenfor den regulære ANO-kartleggingen (Tingstad et al. 2019). I disse lokalitetene har vi derfor som regel data fra 18 sirkler á 250 m^2 i hver rute. I de semi-naturlige lokalitetene blir av kostnadsgrunner kun én tilsvarende sirkel kartlagt.

En sentral måling i ANO-kartleggingen er dekningsgrad og antall karplanter innenfor ANO-rutene (1 m^2). Figur 16 viser variasjonen i disse målingene, der dataene er delt opp etter år og region for å kunne se eventuelle trender og forskjeller. I utgangspunktet ønsker vi ikke en tidstrend i disse figurene, da utvalget av lokalitetene er tenkt å være tilfeldig, og vi ikke forventer oss at forekomsten av karplanter forandrer seg så kjapt i løpet av et fåttall år. I 2020 og 2021 ble etter instruks de ANO-sirkler som faller innenfor dyrket mark registrert som ‘Sterkt endret mark’ og det ble ikke gjort en videre artsinventering i noen av disse sirklene. I 2022 ble muligheten for å kartlegge også disse ruter åpnet, og det ble gjort en mer detaljert kartlegging. Vi ser derfor færre lokaliteter med 0 % dekningsgrad av karplanter i 2022. Fra og med 2023 ble sirkelen som undersøkes fritt plassert, i stedet for å velge en sirkel etter ANO sitt vanlige nettverk. Sirkelen plasseres så nære som mulig til insektfellen, hvilket gjør at vi kan unngå fulldyrket mark. Posisjonene ble målt inn med høyprisjons-GPS med en typisk nøyaktighet på mellom $1-5\text{ cm}^3$ og i verste fall i underkant av 1 m^3 . Det ser ut å være en del variasjon i dekningsgrad mellom år, men det trenger ikke bety at det er en trend, da det kan skyldes naturlig variasjon, for eksempel i utvalget av undersøkningslokaliteter.



Figur 16. Dekningsgrad (y-akse) og artsantall av karplanter (størrelse) fra ANO-kartlegging i overvåkingslokalitetene. For skogshabitat med full ANO-kartlegging viser vi medianverdier fra de 18 rutene som ble målt. Dekningsgrader på over 100 % er mulig når forskjellige arter vokser over og under hver andre med overlapp, da man registrerer dekningsgrad hvor hver enkelt art. Punktene er noe spredt ut for å kunne skille mellom region (x-akse) og overlappende verdier (y-akse).



Figur 17. Dominerende treslag og skogsalder (eldste trer) i den forenklete landsskogstakseringen gjennom årene 2020-2023. Punktene er noe spredt ut for å kunne skille mellom region (x-akse) og overlappende verdier (y-akse).

7.2 Skogsregisteringer

På skogslokalitetene er også en forenklet landsskogstaksering gjennomført (Ørka et al. 2019), etter samme metode som tidligere år (Åström et al. 2020b). Her velger vi den av ANO-sirklene på 250 m^2 som var nærmest insektfellene og som samtidig gjenspeiler skogstypen i hele ruta (500x500m). Posisjonene ble som i ANO-kartleggingen målt inn med høyprisjons-GPS, og registreringene ble foretatt av samme personell som den øvrige ANO-kartleggingen.

Figur 17 viser skogkarakteren i prosjektet i årene 2020-2023. I lokalitetene fra 2022 ser vi liten nedgang i alder av skogbestandene, men i 2023 var skogsalderen igjen noe høyere, med to lokaliteter som hadde en alder på over 200 år. Så gamle skoger er relativt sjeldne i dagens skogsbruk. Figur 18 viser lokaliteten "Skog_38", som hadde en estimert bestandsalder på hele 226 år, dominert av furu. Den ligger i Kongsvinger kommune, omtrent 1.5 km nord for Vålerberget naturresservat.



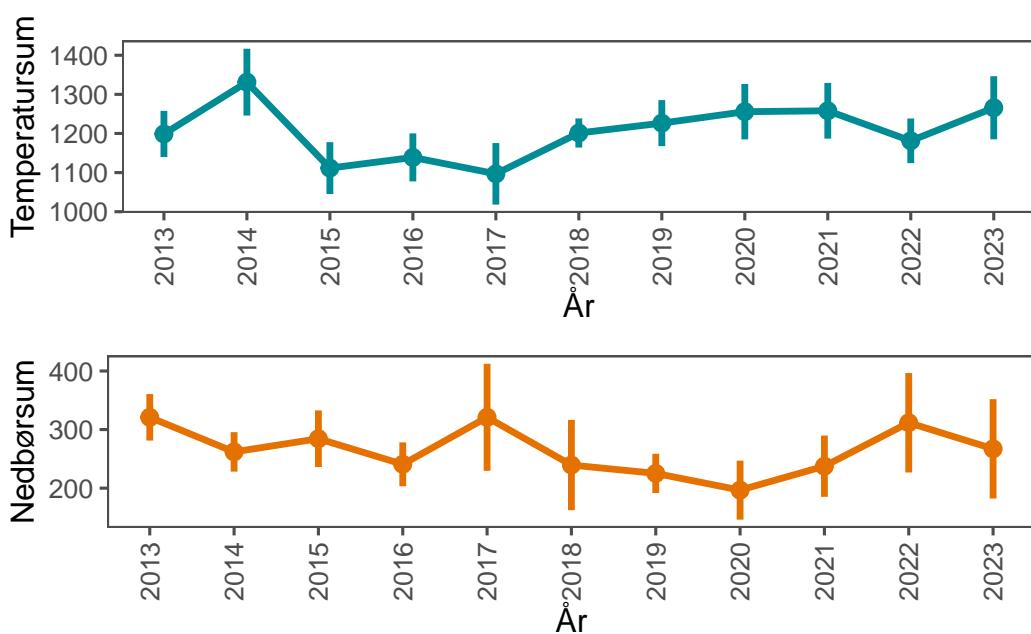
Figur 18. Vindusfelle i den eldste skogslokaliteten i 2023, Skog-38, med en estimert alder av de eldre furuene på 226 år. Foto: Jon Peder Lindemann

7.3 Klima og vær

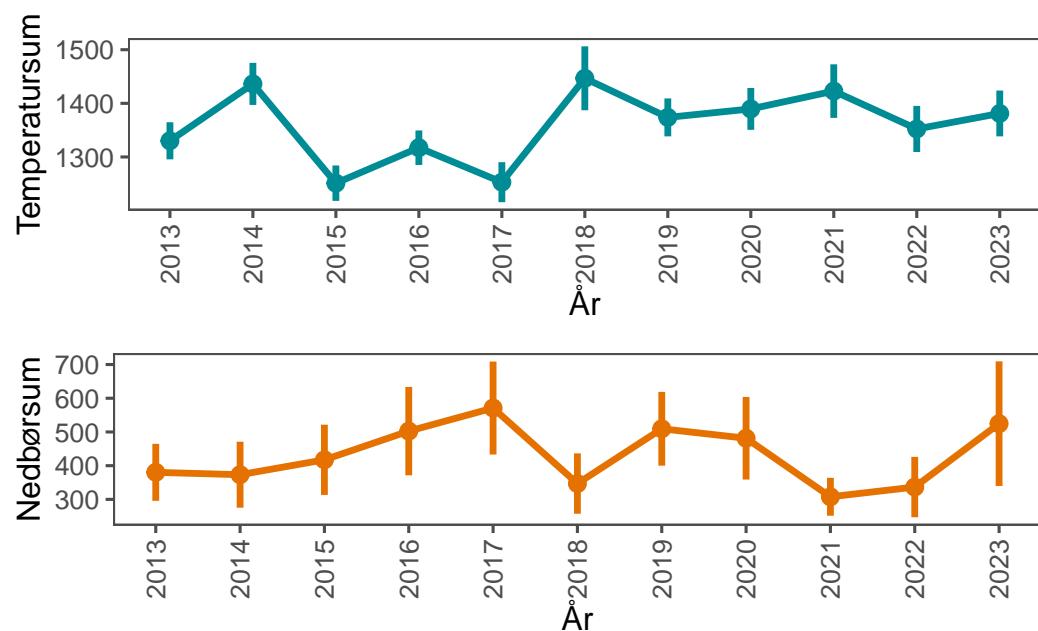
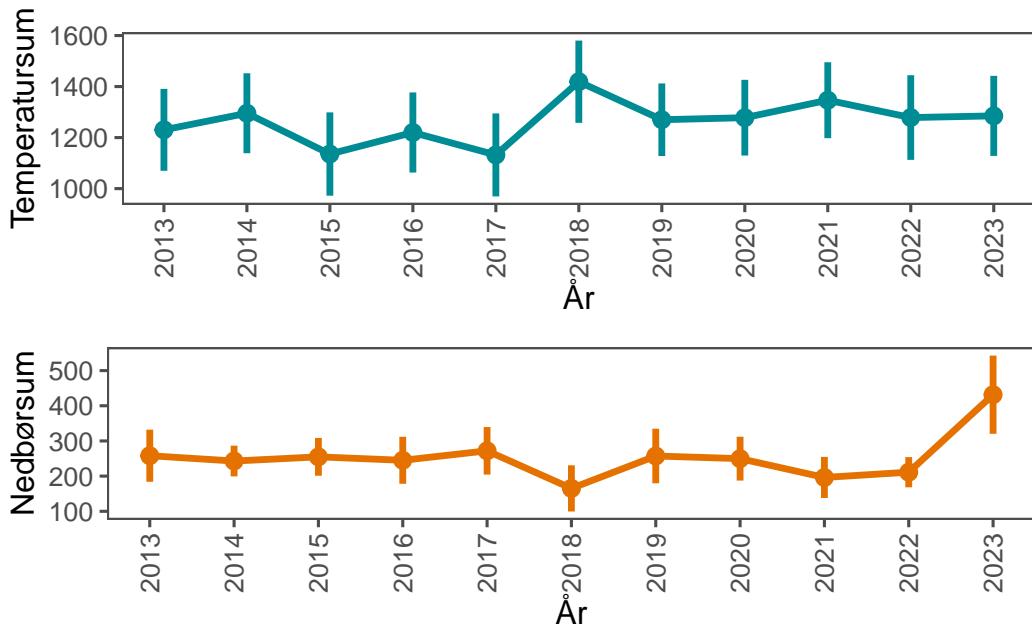
7.3.1 Mellomårsvariasjon i værforhold

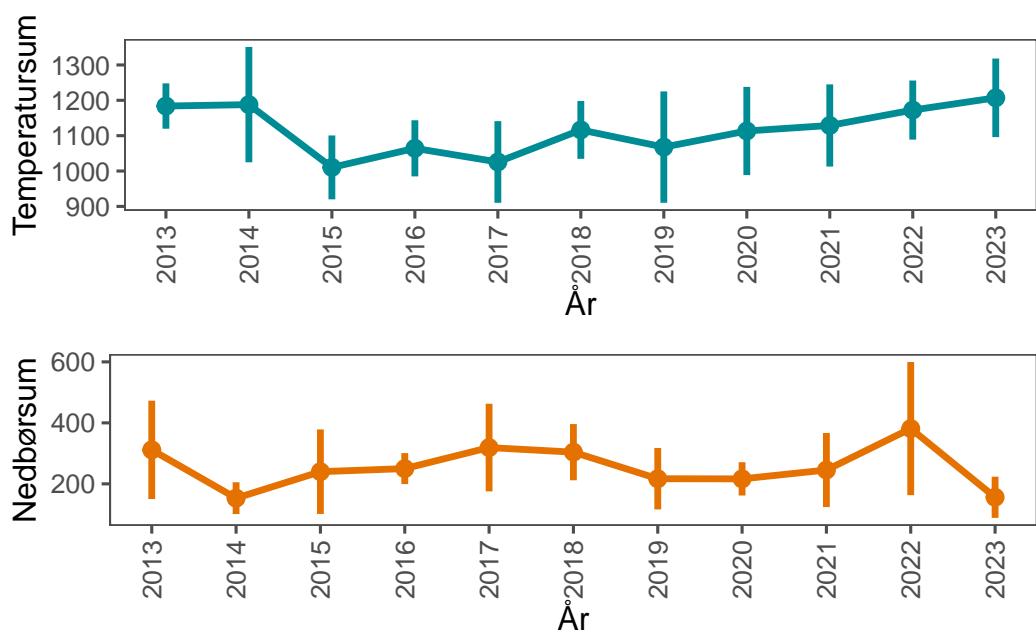
Da insekter er små ektoterme dyr (avhengig av eksterne varmekilder) påvirkes de sterkt av lokale værforhold. I nordlige klima er de ofte begrenset av kalde temperaturer og vil respondere positivt på økt temperatur og solinnstråling. På de varmeste dagene kan også noen grupper minske sin aktivitet, f.eks. humler som er spesialiserte på kaldere forhold og som til dels er endotermiske (kan produsere noe varme selv). Insekter kan også være sensitive for uttørking, og responderer typisk positivt på høy luftfuktighet (men ikke nedbør, som kan hindre flyving). Værforholdene i kritiske utviklingsfaser kan ha særskilt stor effekt på senere populasjonsstørrelser, som for eksempel i løpet av larveutviklingen eller i overvintringen. Det kan derfor forekomme forsinkede effekter av dårlig vær; for eksempel vil kaldt og variabelt vær på våren kunne påvirke insektforekomster negativt resten av sesongen.

Figur 19, Figur 20 og Figur 21 viser en tidstrend fra 2013 til 2023 over været i juni-august, de viktigste månedene for insektinnsamling, i de ulike geografiske regionene. Dataene er hentet fra met.no sin dataserie, der de bruker observert vær fra nettverket av klimastasjoner for å interpolere verdier på 1x1km skala over hele landet for hver dag, siden 1950-tallet. Sammenstillingen viser at sommeren i Trøndelag 2023 var varmere og tørrere enn 2022, men skiller seg ikke ut særlig i et lengre perspektiv. Tidsserieene viser også en normal varm, men veldig bløt sommer på Sørlandet og Østlandet. Den store nedbørsmengden kan i hovedsak skyldes ekstremværet Hans i starten av august (se Kapittel 3.1). Nord-Norge, som var med for første gang i 2023, viser en stadig oppadgående trend i temperatur de seneste 5 årene. 2023 var i tillegg en særdeles tørr sommer i denne regionen.



Figur 19. Klimatrend juni-juli i Trøndelag. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser +/- 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.





Figur 22. Klimatrend juni-juli i Nord-Norge. Øverste figur viser summen av daglig gjennomsnittstemperatur, nedre figur viser summen av daglig nedbørsum. Feillinjer viser +- 1 standardavvik basert på alle lokaliteter i regionen.

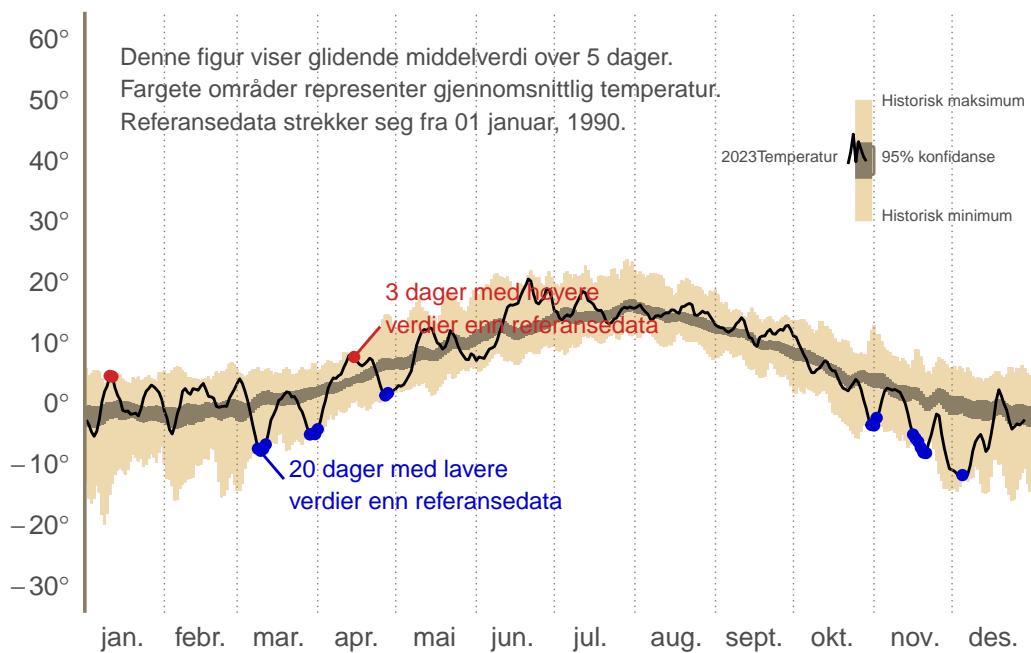
7.3.2 Innenårsvariasjon i værforhold

Insekter kan reagere på mye mer finskala værforhold enn årlige gjennomsnitt og figurene ovenfor vil derfor utelate mye interessant informasjon. Vi eksemplifiserer variasjonen i det lokale været med døgnverdier fra 1 sentral lokalitet i hver region. Figur 23 viser døgnmiddeltemperaturen for lokalitet "Semi-nat_86", som ligger i Bymarka i Trondheim. Bortsett fra en kort periode med varmt vær i månedsskiftet juni-juli så var sommertemperaturen slående normal. Våren hadde derimot flere svært kalde perioder, der to av dem også hadde kraftig nedbør (Figur 24).

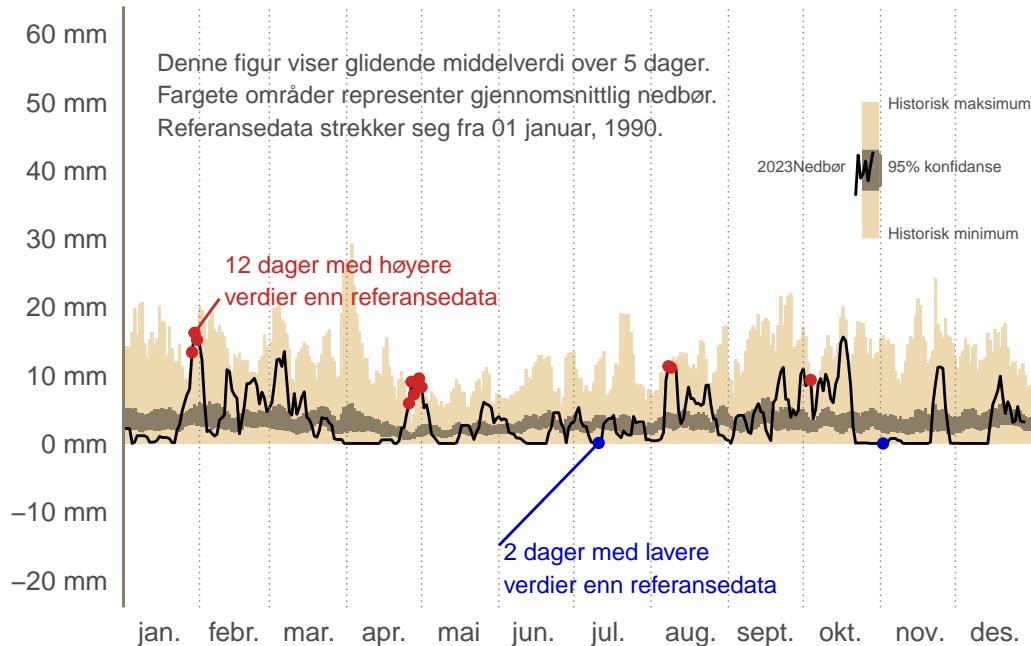
Tilsvarende figur fra Østlandet representeres av lokalitet "Semi-nat_73" nær Hamar. Bortsett fra noen korte kalde perioder i løpet av vintermånedene, var 2023 relativt normal i temperaturen (Figur 25). 2023 var dog svært nedbørrik i området kring Hamar, og ikke bare i perioden rundt Hans (Figur 26).

Figur 27 viser temperaturen i "Semi-nat_61" utenfor Lyngdal, der temperaturen var relativt normal, bortsett fra en varm periode i september. Figur 28 viser også flere perioder med særlig mye nedbør på lokaliteten, og dette gjentar seg for flere lokaliteter på Sørlandet (ikke vist her).

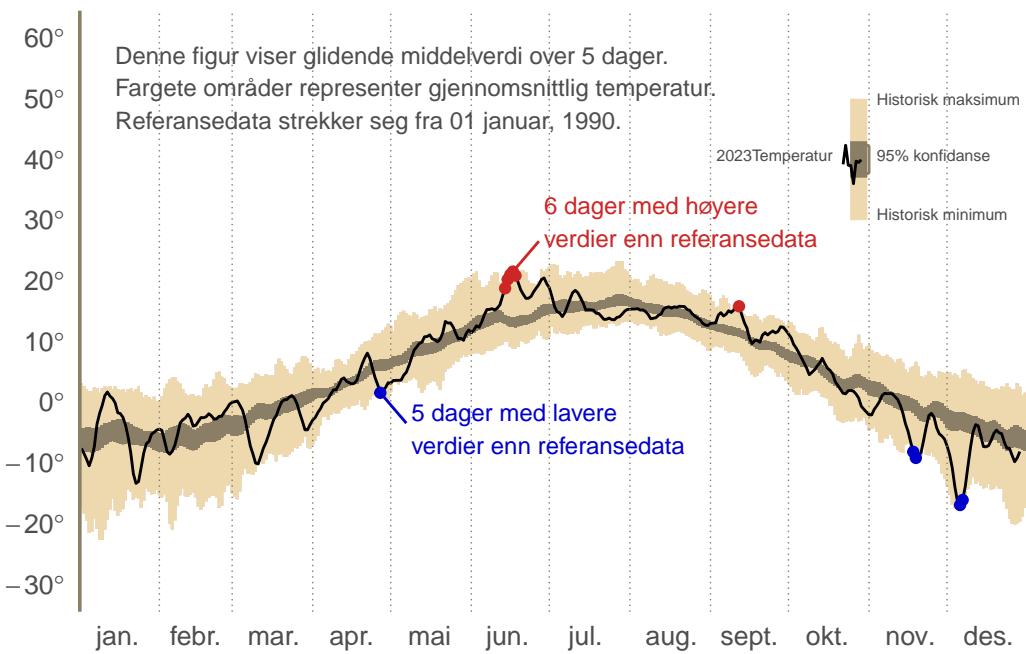
Til sist viser Figur 29 og Figur 30 temperaturen og nedbøren for "Semi-nat_96" som ligger nær Tromsø. Der hadde forsommeren flere relativt kalde perioder, men været svingte siden om til en svært varm sommer. Fra slutten av juni inn i september var det flere relativt varme perioder. Men det store utspeilet for Nord-Norge er at hele året var svært tørt, bortsett fra noen korte våtere perioder i februar-mars.



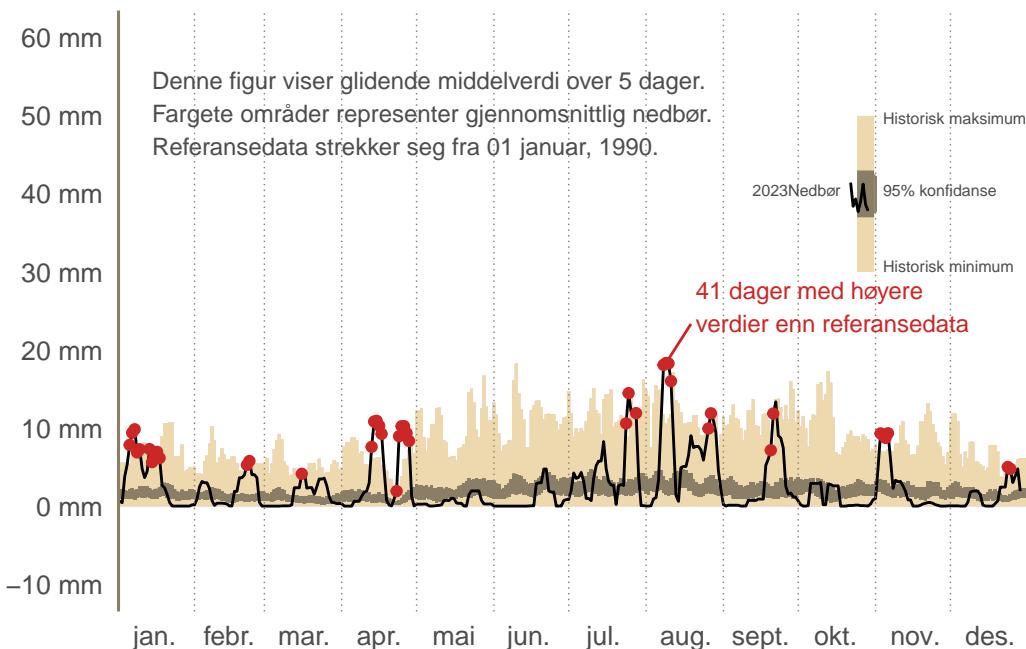
Figur 23. Temperatur i Trøndelag 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_86.



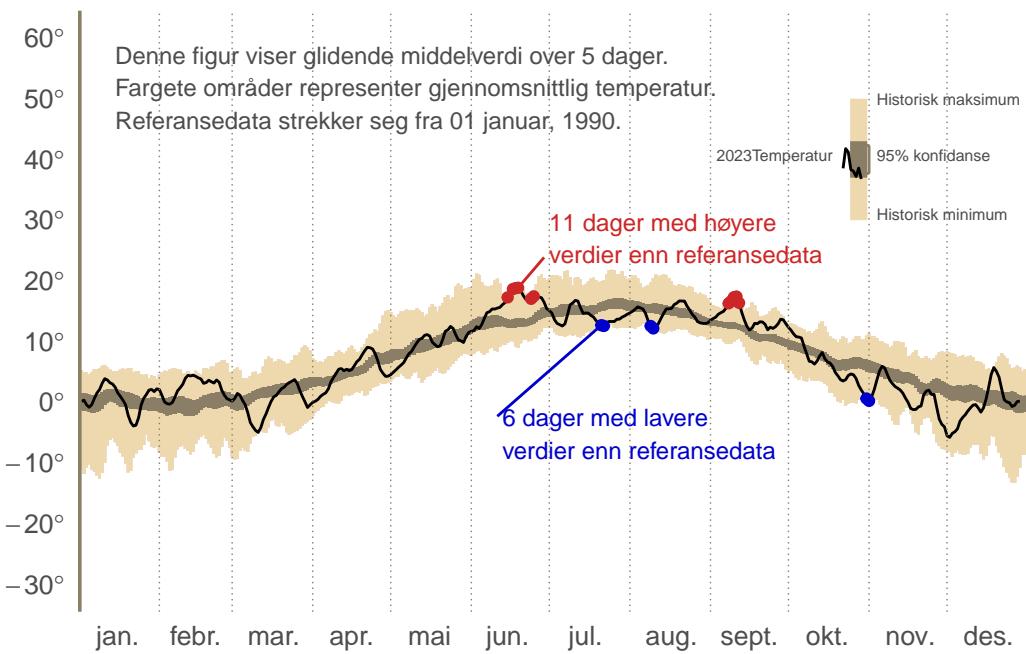
Figur 24. Nedbør i Trøndelag 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_86.



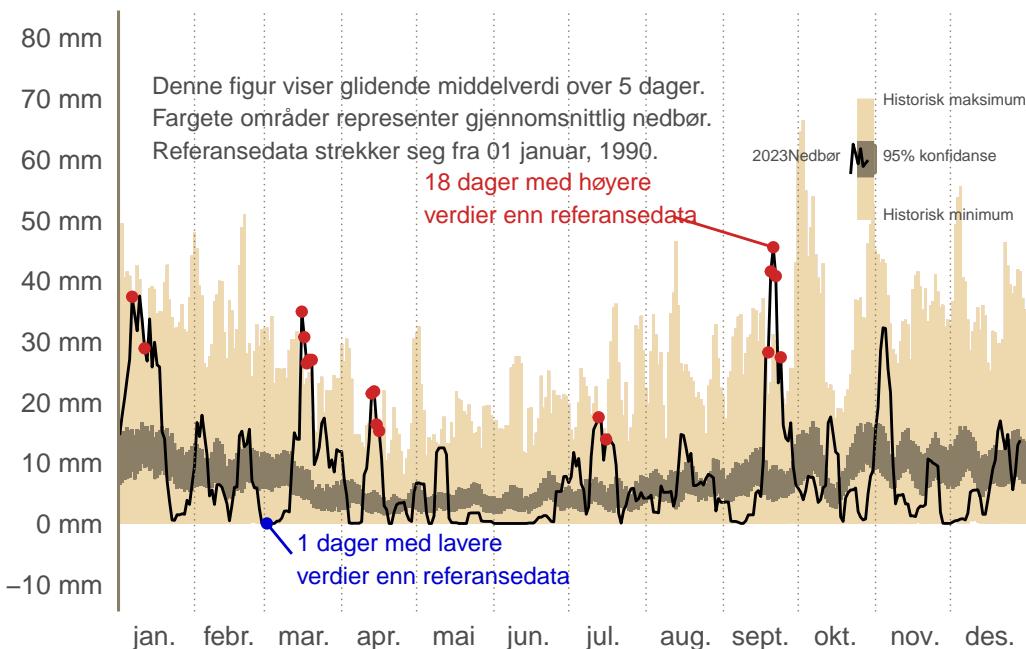
Figur 25. Temperatur på Østlandet 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_73, nær Hamar.



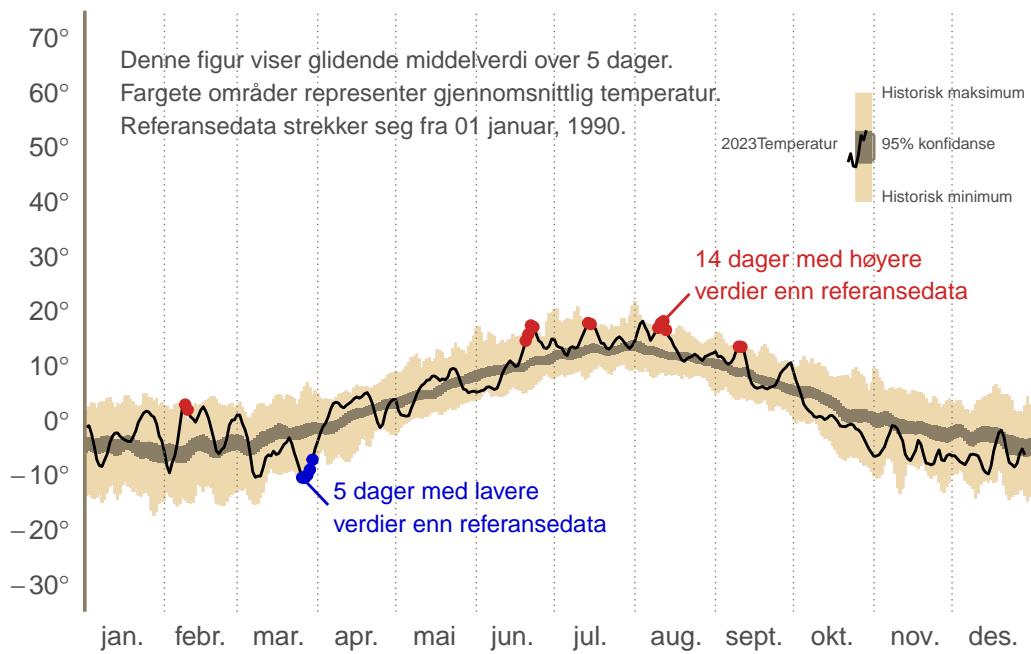
Figur 26. Nedbør på Østlandet 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_42, nær Hamar.



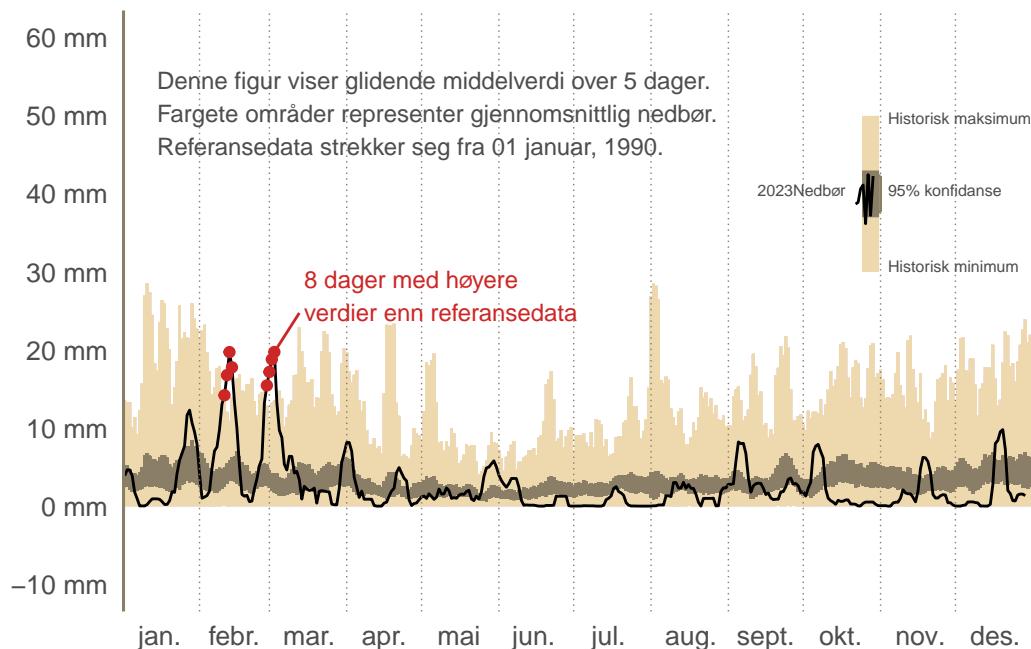
Figur 27. Temperatur på Sørlandet 2023, eksemplifisert av lokalitet *Semi-nat_61*, nær Lyngdal.



Figur 28. Temperatur på Sørlandet 2023, eksemplifisert av lokalitet *Semi-nat_61*, nær Lyngdal.



Figur 29. Temperatur i Nord-Norge 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_96, nær Tromsø.



Figur 30. Temperatur i Nord-Norge 2023, eksemplifisert av lokalitet Semi-nat_96, nær Tromsø

7.4 Mikroklima fra loggere

Værdata fra Meteorologisk institutt er svært verdifulle, da de er heldekkende i tid og rom, og gjen-speiler forholdene på en landskapsskala som er relevant for mange insekter (1 km). Men utover dette spiller også enda mer finskala variasjon en stor rolle for aktiviteten hos insektene. Derfor registerer vi på hver felle lokalitet værdata ved hjelp av to loggere som tilsammen gir hyppige data. Vi måler temperatur både i skygge og sol, luftfuktighet og mengden sollys (Figur 31, Figur 32). Vi mangler derimot lokale finskala data på vindforhold og nedbør. Dette kan til dels kompenseres for ved å ta i bruk variasjonen i verdiene for temperatur, luftfuktighet og lys, se Kapittel 7.3.

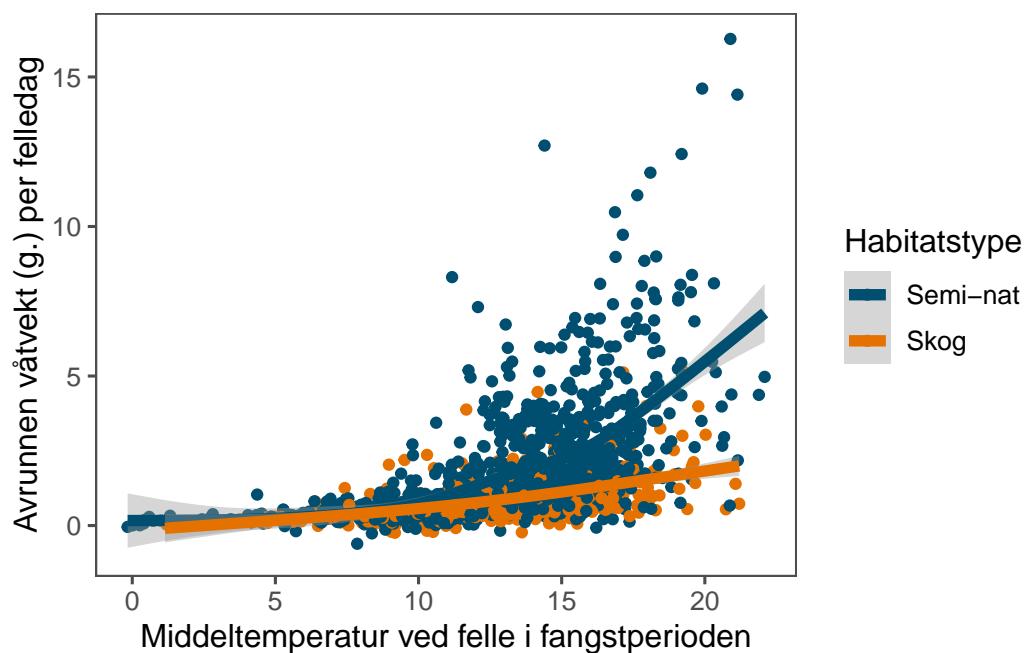
Generelt er det en positiv sammenheng mellom insektfangster og temperatur, da insekter flyr i mindre grad i kaldt vær. Dette viser seg i høyere antall observerte arter i varmere perioder (Figur 34), men særlig i mengden biomasse (Figur 33). Helningen på forholdet mellom temperatur og biomasse er også høyere for semi-naturlig mark enn i skog, og de høyeste biomassene finnes også generelt i semi-naturlig mark. Særlig sammenhengen mellom temperatur og biomasse insekter ser ut å være ikke-lineær, og vi bruker derfor den logaritmiske verdien av biomassen i de statistiske modellene nedenfor.



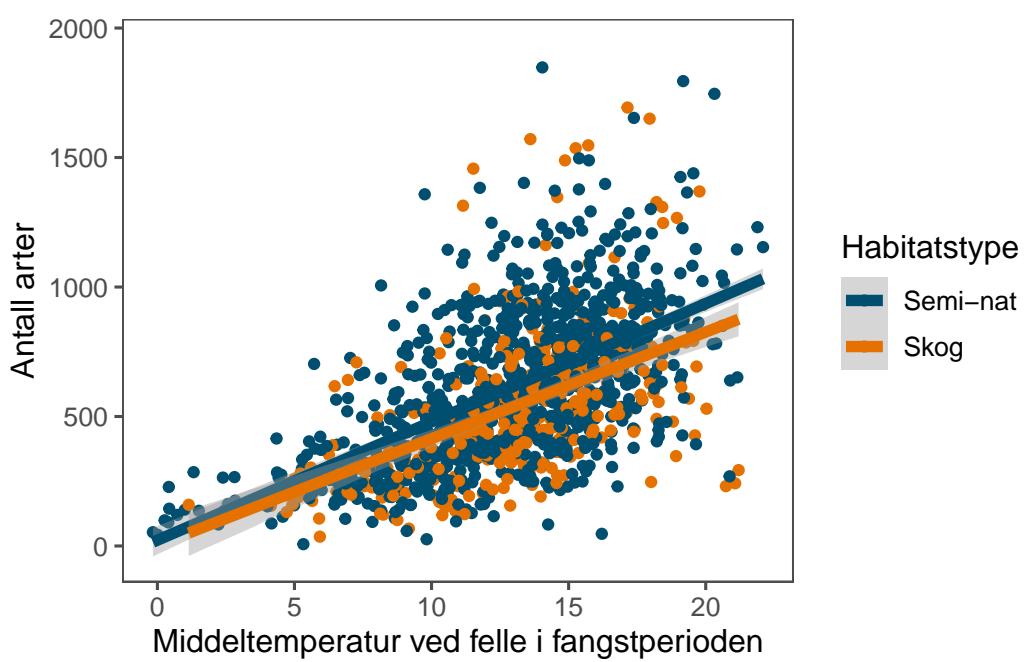
Figur 31. Temperatur og luftfuktighetsmåler av typen Hobo MX2301A. MX2301A er plassert i skygge og data kan hentes med blåttann til en skyløsning.



Figur 32. Temperatur og lysmåler av typen Hobo MX2202 (grønn knapp). MX2202 er plassert i sol og data kan hentes med blåttann til en skyløsning.



Figur 33. Sammenheng mellom temperatur og innsamlet biomasse per fangstperiode i malaisefeller, her vist ved en GAM-modell. Dataene antyder en logaritmisk sammenheng, særlig i semi-naturlig mark.



Figur 34. Sammenheng mellom temperatur og antall arter innsamlet per fangstperiode i malaisefeller, her vist som en lineær funksjon.

7.5 GIS-data

I tillegg til de forklaringsvariabler vi samler inn i felt, finnes det mye tilgjengelig informasjon via offentlige GIS-kilder. Vi beskriver her de variabler vi samler inn fra fjernanalyse, som potensielle forklaringsvariabler for insektforekomstene. Listen er på ingen måte komplett, og en mer utdypende analyse kan gjøres i fremtiden.

7.5.1 Arealtyper i AR5

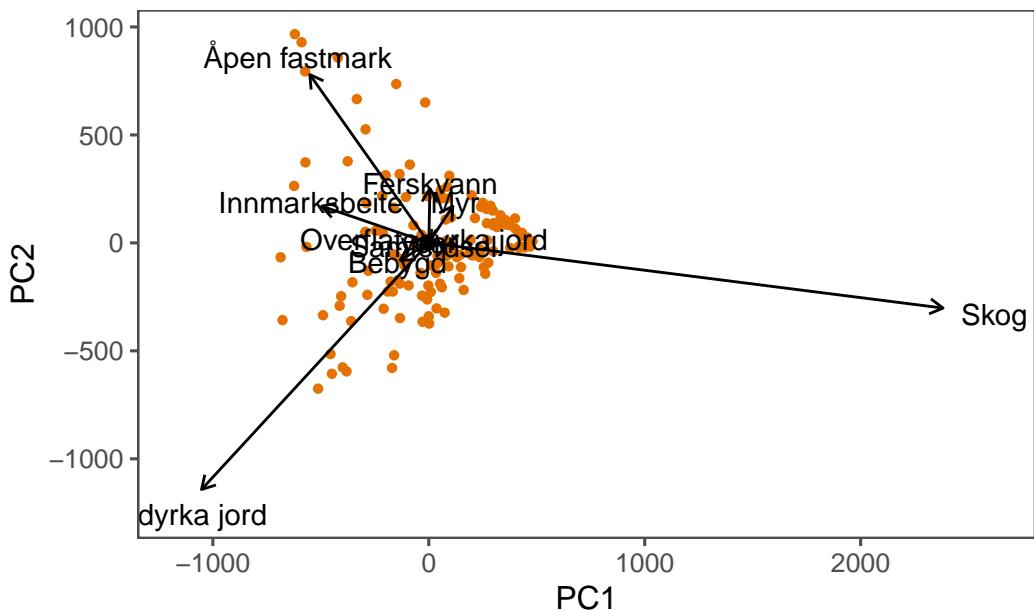
AR5 står for arealressurskart, der ressurskartleggingen “ARTYPE” gjenspeiler det økonomiske potensialet til et areal (Ahlstrøm et al. 2019). Selv om den faktiske bruken ikke alltid er den samme, gir denne datakilden verdifull kunnskap om komposisjonen av et landskap (se f.eks. Figur 3 og Figur 4). I tillegg har AR5 nå for tiden også informasjon om skogstype og skogsbonitet, hentet fra skogressurskartet SR16 (Astrup et al. 2019). Fordelen med å bruke disse datakildene er at de er heldekkende, og at man derfor kan trekke ut informasjon for et tilfeldig område, for eksempel fra et helt landskap rundt insektfellene. Manuelle kartlegginger av disse kvalitetene i landskapet vil sannsynligvis kunne være mye bedre, men det ville kreve stor arbeidsinnsats.

I landskapene rundt lokalitetene der vi har samlet insekter har vi totalt 9 arealtyper (innenfor et bufferområde på 1 km). Vi har også hele 21 kombinasjoner av skogstype og bonitet. Disse til sammen 30 forklaringsvariablene er altfor mange til å teste individuelt, med tanke på deres potensielle innvirkning på insektforekomster. Vi reduserer derfor antallet forklaringsvariabler gjennom en ordinasjon, der man samler så mye variasjon som mulig i et overkommelig antall “aksjer”. Vi begynner med å sammenstille det totale arealet innen en buffer på 1000 m radius rundt lokalitetene, for hver av disse 30 “forklaringsvariablene”. Vi gjør deretter en separat PCA-ordinasjon for “ARTYPE” og skogvariablene, og bruker de to første PCA-aksene fra disse ordinasjonene til å modellere fellefangstene. Disse to aksene fanger opp det meste av variasjonen i arealtype og skogtype.

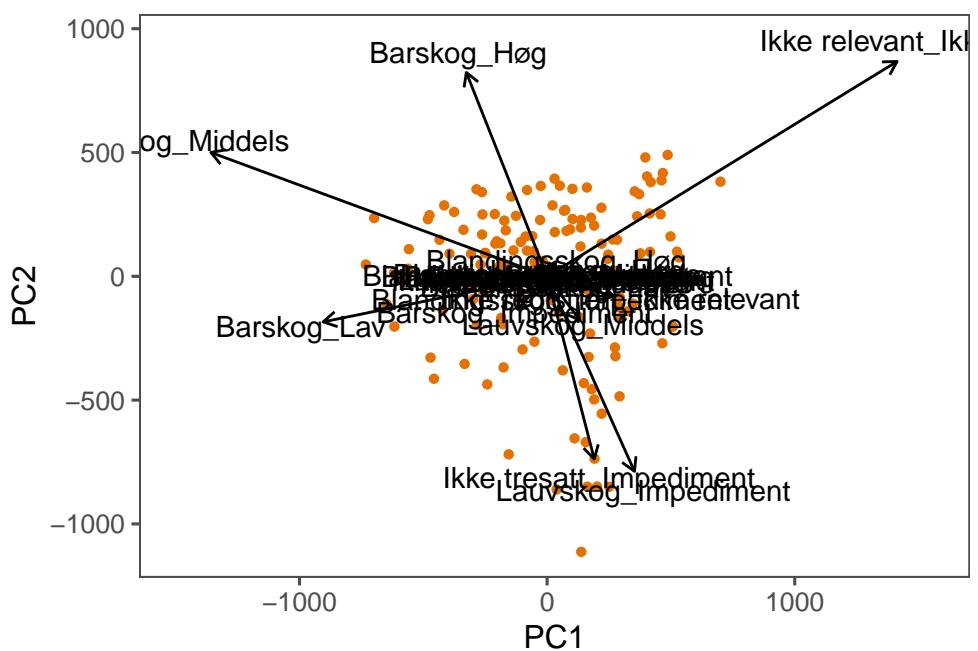
Figur 35 viser resultatet av ordinasjonen av arealtype. Vi ser at landskapene rundt våre insektfeller fremst varierer i hvor mye dyrket mark de har, kontra skog (første akse), og i tillegg hvor mye åpen fastmark de har (akse 2). Disse aksene inngår i forklaringsmodellene nedenfor med navnene AR5-arealtype: PCA-akse 1 og AR5-arealtype: PCA-akse 2. I denne ordinasjonen har vi ikke skalert variasjonen av de ulike arealtypene da vi ønsker å inkludere arealene på likt grunnlag. Ellers ville den i høy grad overensstemme med NMDS-plottet av variasjonen i landskap, vist i Figur 2.

7.5.2 Skog i AR5

Figur 36 viser tilsvarende PCA for skogtype. PCA-akse 1 dekker først og fremst variasjonen i mengden skog kontra ikke tresatt mark, der mengden skog minker langs aksen. PCA-akse 2 dekker først og fremst variasjonen i bonitet, der boniteten øker langs aksen. Disse to variabler inngår i forklaringsmodellene nedenfor.



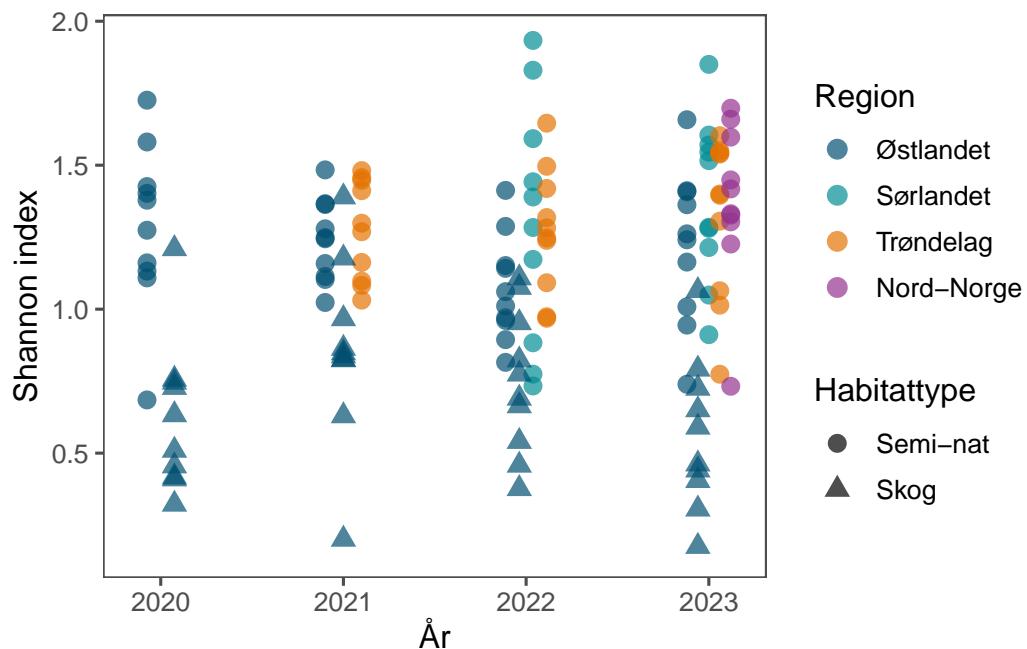
Figur 35. PCA-analyse over landskapskomposisjon i arealtype etter AR5. Verdiene er ikke normalisert, da alle er fra samme datakilde og samme skala (km²).



Figur 36. PCA-analyse over landskapskomposisjon i skogtype og bonitet etter AR5 (basert på kartdata fra SR16). Verdiene er ikke normalisert, da alle er fra samme datakilde og samme skala (km²).

7.5.3 Romlig komposisjon

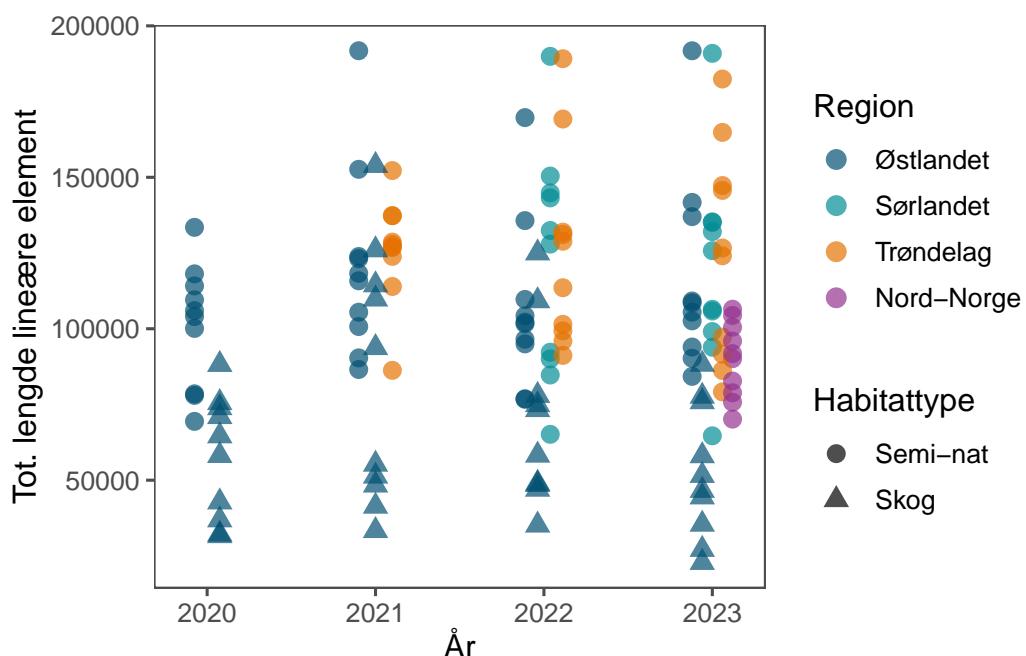
I tillegg til disse variablene beregner vi også Shannon-indeks av arealtyper (AR5-ARTYPE) innenfor landskapsbufferne, der en høy Shannon-indeks indikerer et landskap som er komponert til like deler av mange forskjellige arealtyper. Shannon-indeks av arealtyper ble beregnet gjennom rutinen `lsm_1_shdi` fra pakken `landscapemetrics` (Hesselbarth et al. 2019). Dette ble gjort på en rastert versjon av AR5-areatype på en skala av 10m x 10m. Figur 37 viser fordelingen av disse verdiene i datasettet.



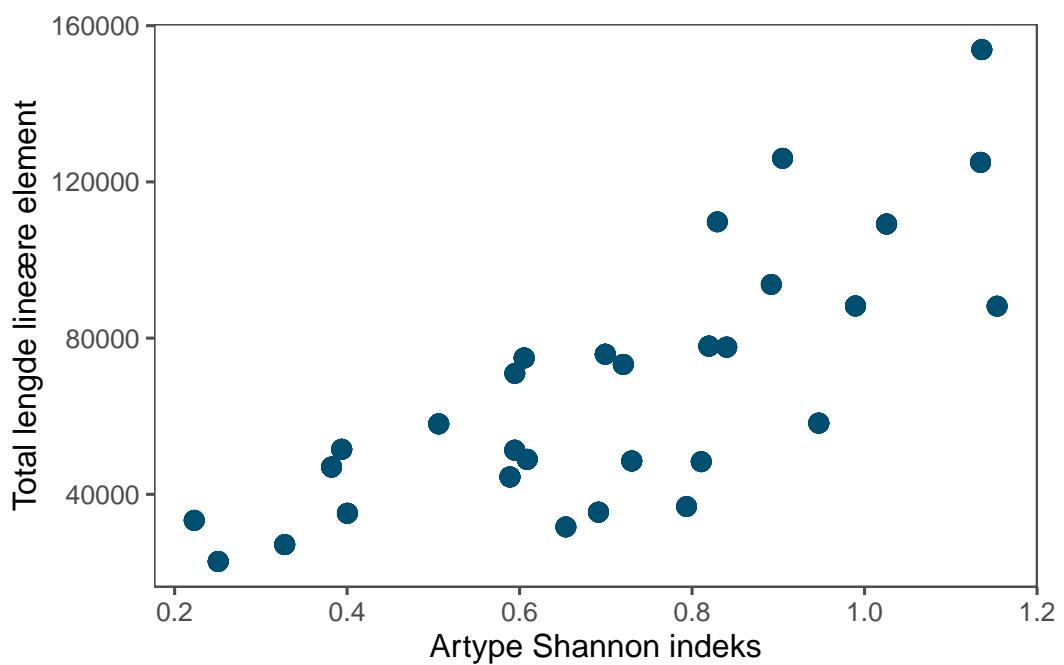
Figur 37. Fordeling av Shannon indeks av AR5:areatype innen en buffer med radius 1000m rundt lokalitetene.

7.5.4 Lineære element

Til sist beregnet vi også den totale lengden lineære element innenfor landskapsbufferne. Dette ble gjort gjennom å slå sammen nærliggende polygoner av lik arealtype og summere den totale perimetrerlengden av de resulterende polygonene. Dette ble gjort gjennom funksjonene `ST_Union` og `ST_Perimeter` i PostGIS (V.2.5.5) og R-pakken `lwgeom` (Pebesma 2021). Hva som regnes som et "linjeært element" i forhold til flyvende insekter kan diskuteres, og dette er sikkert ikke et perfekt mål. Denne metoden inkluderer alle grenser mellom forskjellige arealtyper i AR5-kartlaget. Det kan være for eksempel en skogkant, en åkerkant til en beitemark, eller en veikant. Slike "lineære element" oppleves ikke nødvendigvis lineære ut ifra en menneskelig skala, da de kan se ut til å svinge betydelig. Likevel danner de ofte et skille i landskapet som flygende insekter enten samles ved, eller følger i sin ferd mellom områder. Figur 38 viser fordelingen av den totale mengden lineære element i landskapet til lokalitetene våre. Mengden lineære elementer øker naturlig nok jo flere typer av arealer man har i landskapet, særlig når flere arealtyper utgjør et relativt stort areal. Figur 39 viser sammenhengen mellom mengden lineære elementer og Shannon indeks av arealtyper i landskapet. Den tydelige positive sammenhengen betyr at man må tolke effekten av disse sammen.



Figur 38. Fordeling av total lengde av grenser mellom arealtyper, innen et buffetområde på 1 km rundt lokalitetene.



Figur 39. Sammenheng mellom diversiteten av arealtyper (Shannon-indeks) og mengden lineære element i landskapene rundt skogslokalitetene.

8 Resultater

Vi er fortsatt bare i starten av overvåkingsprogrammet med data fra 4 år på Østlandet, 3 i Trøndelag, 2 på Sørlandet og 1 i Nord-Norge. Det går derfor ikke å trekke konklusjoner om vedvarende trender. Forekomster og mengder av insekter kan variere kraftig mellom år grunnet variasjoner i værforhold, men også på grunn av intern populasjonsdynamikk eller spredning. Hver måling av tilstanden vil også være forbundet med en viss usikkerhet. Basert på designen av overvåkingsopplegget og tidligere studier regner vi ikke med å kunne oppdage realistiske trender før ca. etter 10 år (Lebuhn et al. 2013; White 2019). De figurer vi presenterer nedenfor skal derfor vurderes med en klype salt, og man må tenke på at kortvarige trender kan snu.

8.1 Variasjon av insektbiomasse gjennom sesongen

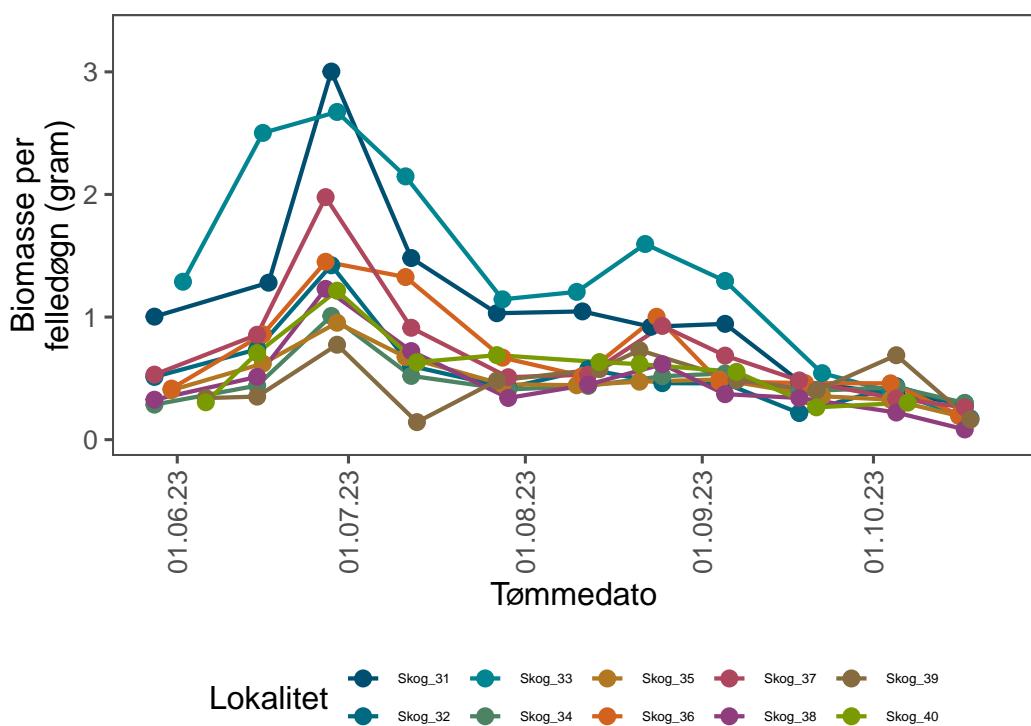
Insektaaktiviteten i tempererte miljøer varierer kraftig gjennom sesongen, og tidspunktet for toppene i aktiviteten kan variere mellom årene. Denne dynamikken påvirkes sannsynligvis mest av lokale værforhold. Figur 40, Figur 42, Figur 43, Figur 41 og Figur 44 viser biomassen for enkelte lokaliteter gjennom sesongene, delt opp etter geografisk område og habitatstype. Toppene i aktivitet ligger for de fleste områder i andre halvparten av juli, men Nord-Norge ser ut til å ha mest insektaktivitet litt senere, i starten av august.

Semi-nat_66 på Sørlandet skiller seg ut med en markant topp på slutten av sesongen. Etter samtale med grunneiere er det fortsatt uklart hva årsaken kan være, men området hadde en kort topp med varmt vær og mye nedbør i september så det er mulig at dette kan ha startet en klekking av en gruppe insekter.

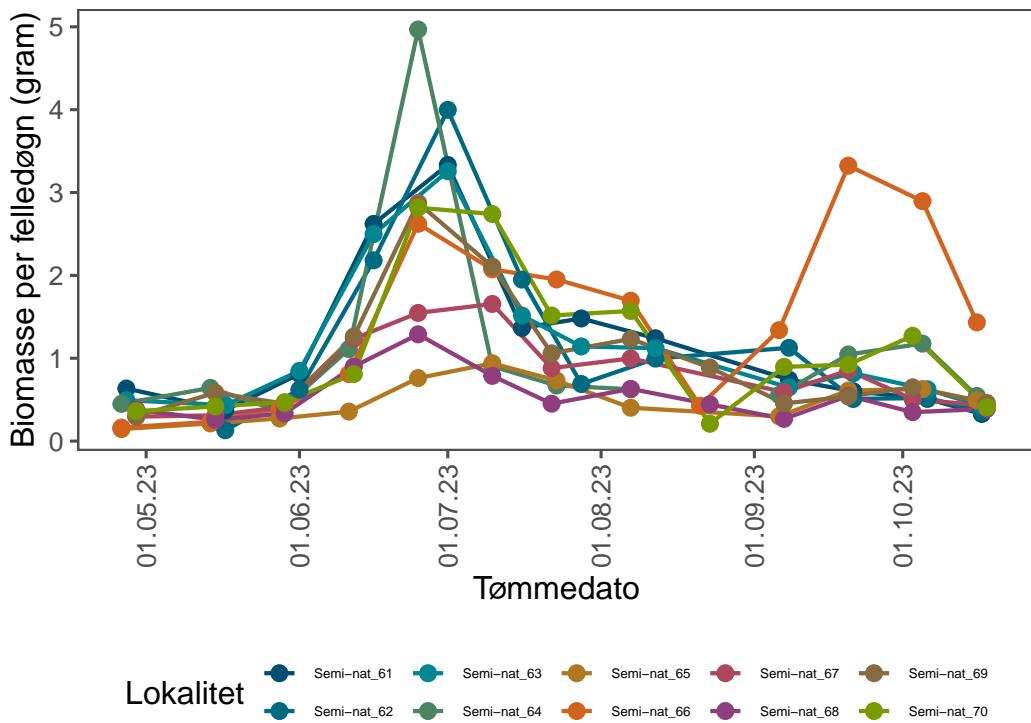
Biomassen ser ut til å sprike mest mellom lokalitetene på Østlandet, muligen fordi det er et stort spenn i klimaforhold i denne regionen. Mange områder på Østlandet hadde mye snø langt ut i april/mai i 2023, hvilket gjorde at fellene ikke kunne plasseres ut før andre uken i mai. For de fleste lokaliteter ser det ut til å ha fungert greit, men én lokalitet kunne gjerne ha blitt startet noe tidligere.

Lokaliteten i Trøndelag med desidert mest insekter lå i Fannrem, ved et aktivt jordbruk.

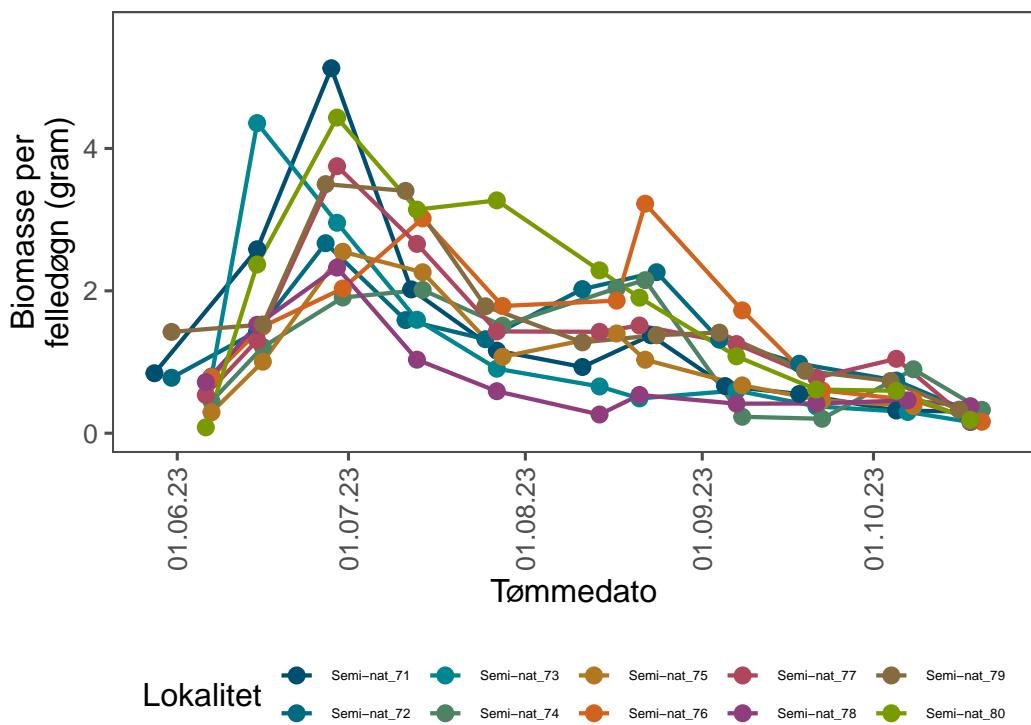
Ettersom overvåkingen ble utvidet til Nord-Norge for første gang i 2023 kom selve innsamlingen der i gang noe senere enn ønskelig. Særlig for to lokaliteter ser vi ut til å ha gått glipp av den tidlige aktiviteten, dette gjelder lokaliteter som ligger langt ute ved kysten Leirfjord og Bodø. For øvrig ser vi ut til å ha rukket få med den første økningen i aktivitet på de fleste lokaliteter i 2023.



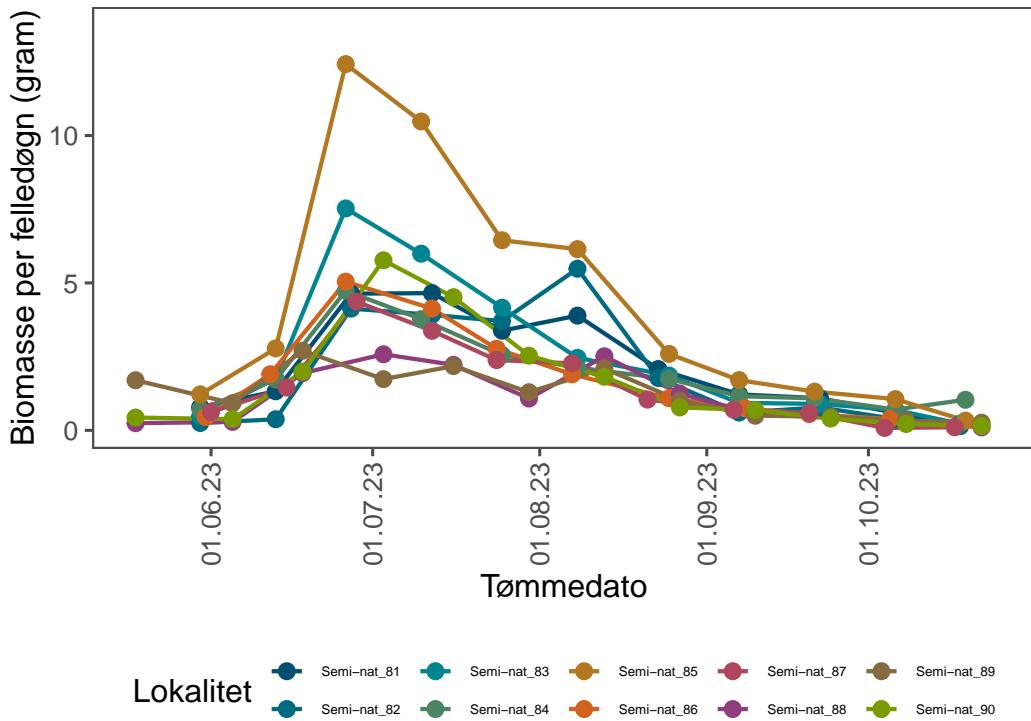
Figur 40. Variasjon i biomasse over tid for skogslokaliteter på Østlandet.



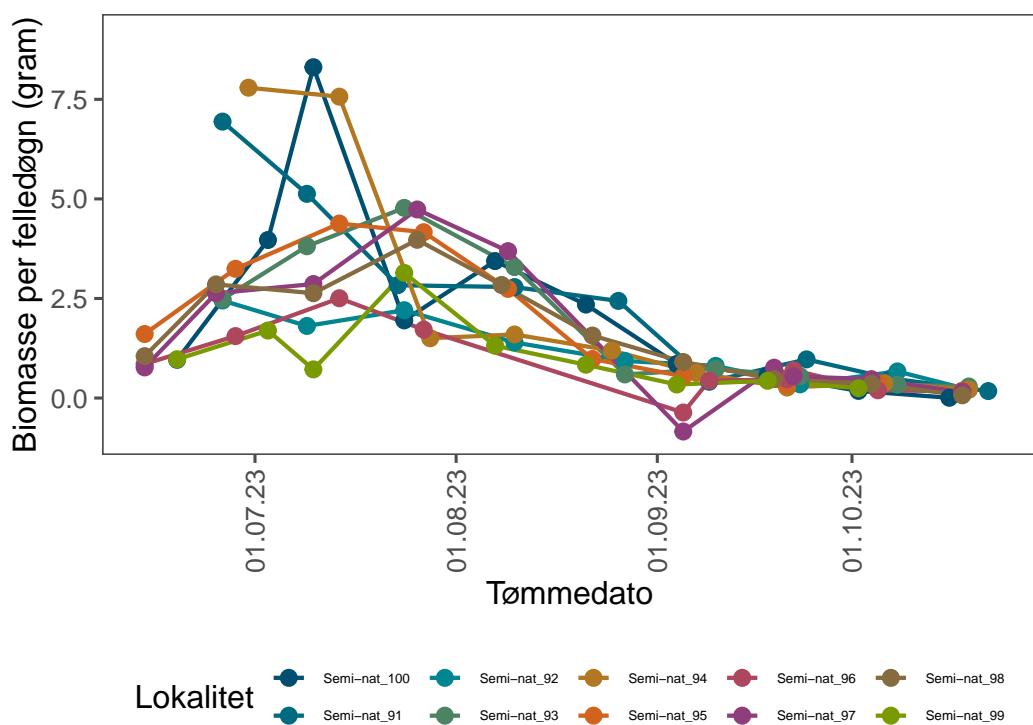
Figur 41. Variasjon i biomasse over tid for semi-naturlig mark i Sørlandet.



Figur 42. Variasjon i biomasse over tid for semi-naturlig mark på Østlandet.



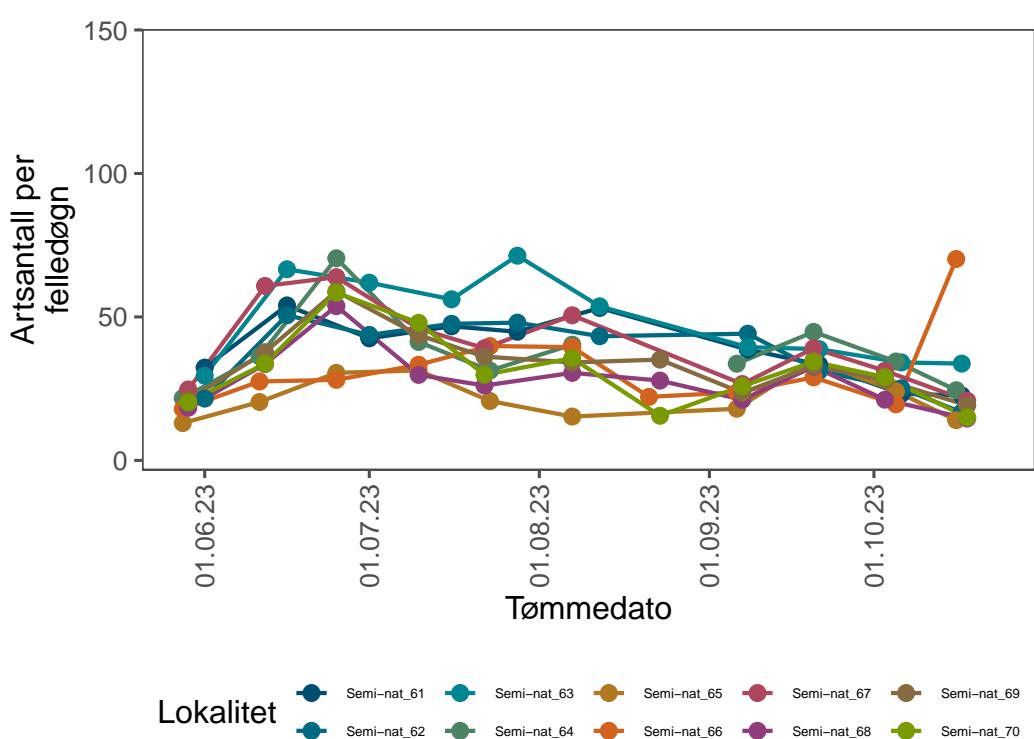
Figur 43. Variasjon i biomasse over tid for semi-naturlig mark i Trøndelag.



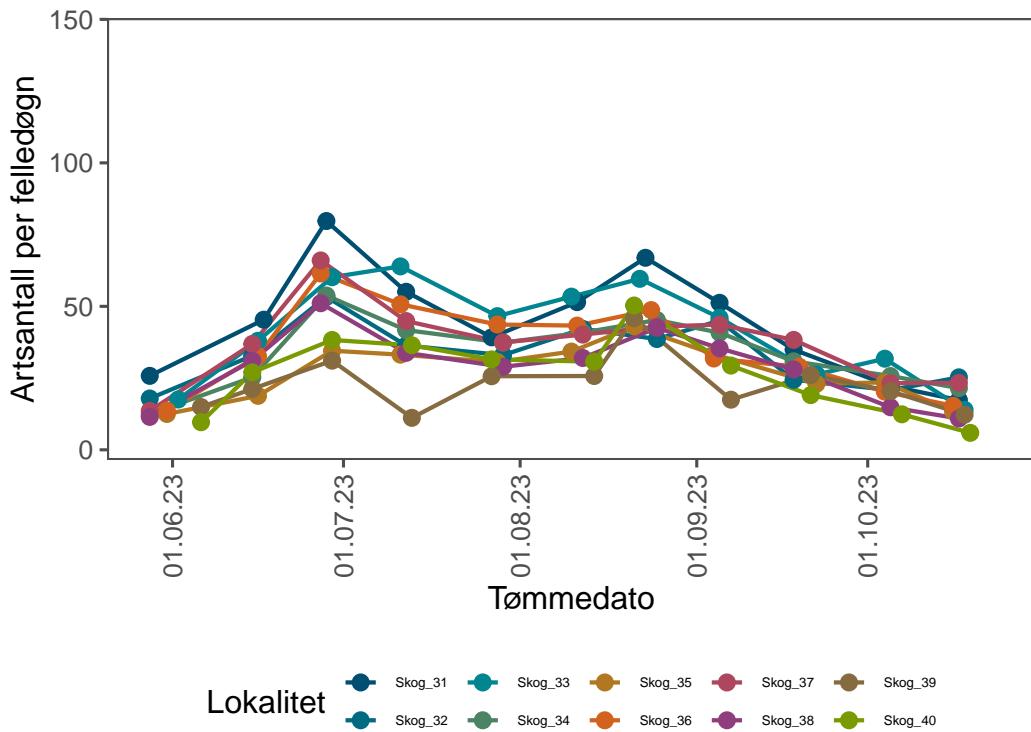
Figur 44. Variasjon i biomasse over tid for semi-naturlig mark i Nord-Norge.

8.2 Variasjon i artsantall gjennom sesongen

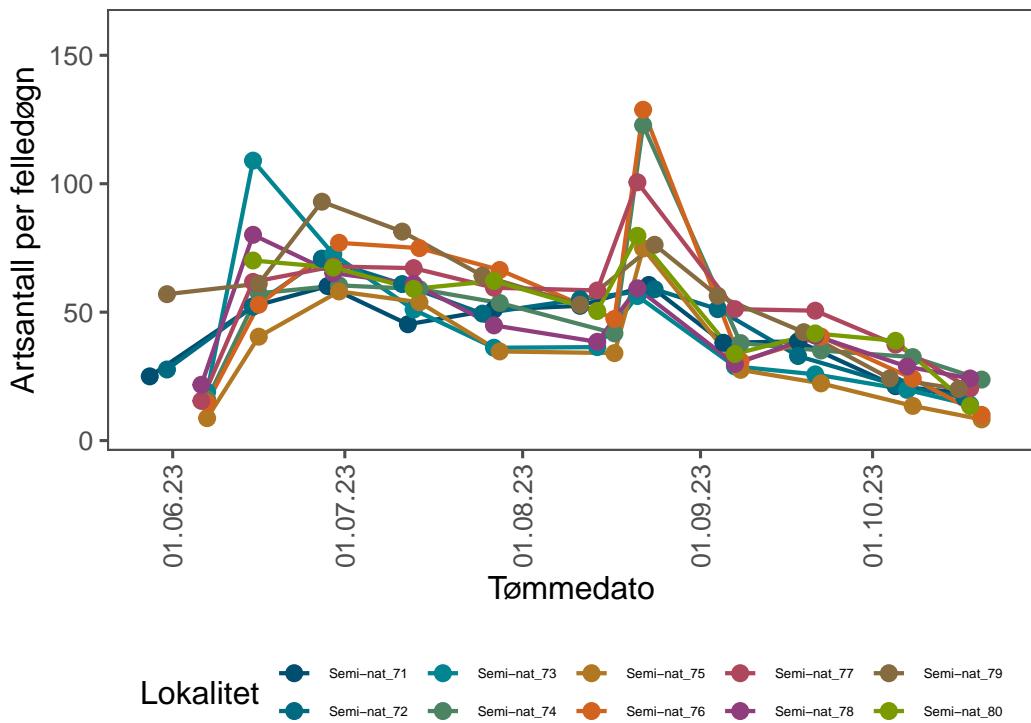
Tilsvarende figurer for artsantallet, Figur 45, Figur 46, Figur 47, Figur 48, og Figur 49 viser at dette varierer minst like mye som biomassen, både innen sesong og mellom lokaliteter. Her syns det tydelig at artsantallet kan være ganske høyt på høsten, selv om biomassen da har minsket vesentlig. Det viser betydningen av å samle inn insekter gjennom en lang sesong og ikke begrense seg til høysesongen i sommermånedene.



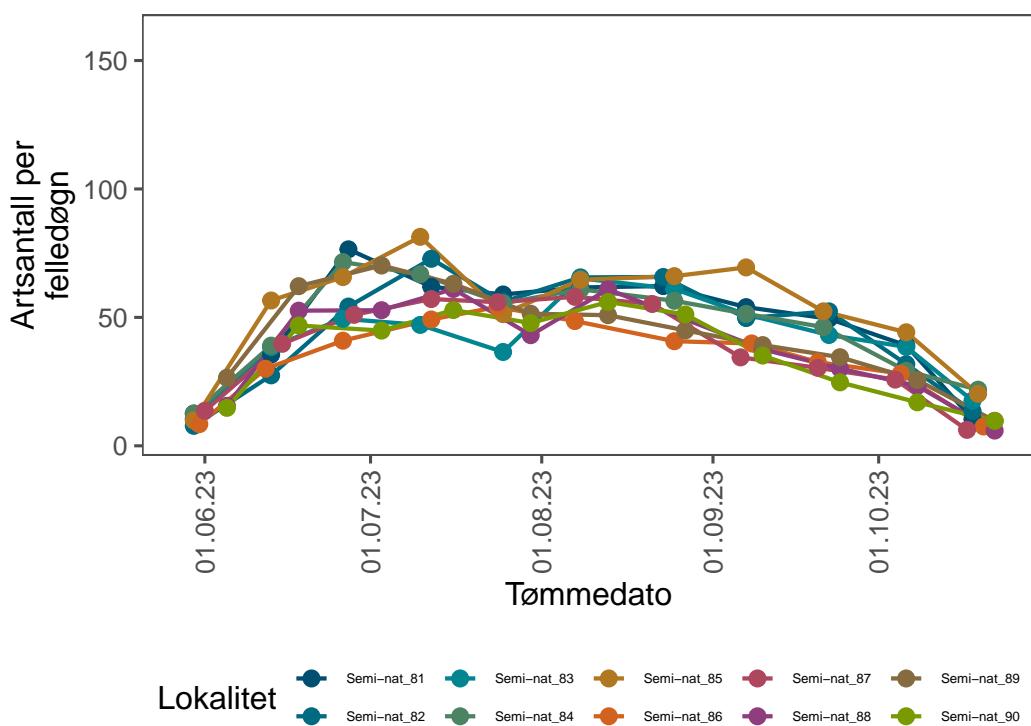
Figur 45. Variasjon i artsantall over tid for semi-naturlig mark i Sørlandet.



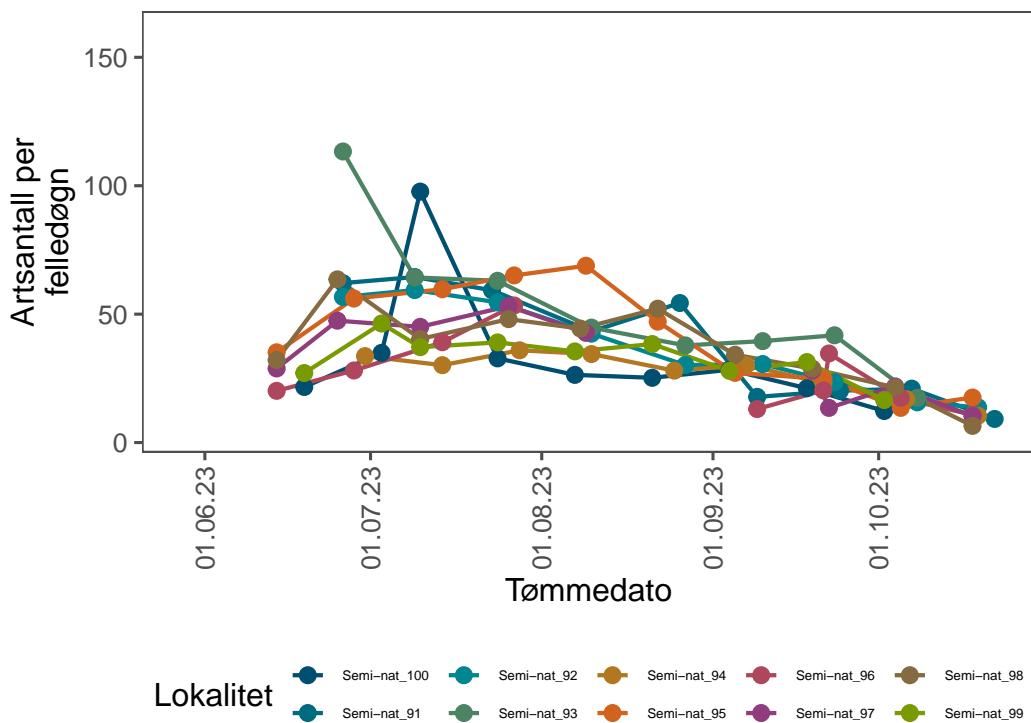
Figur 46. Variasjon i artsantall over tid for skogslokaliteter på Østlandet.



Figur 47. Variasjon i artsantall over tid for semi-naturlig mark på Østlandet.



Figur 48. Variasjon i artsantall over tid for semi-naturlig mark i Trøndelag.

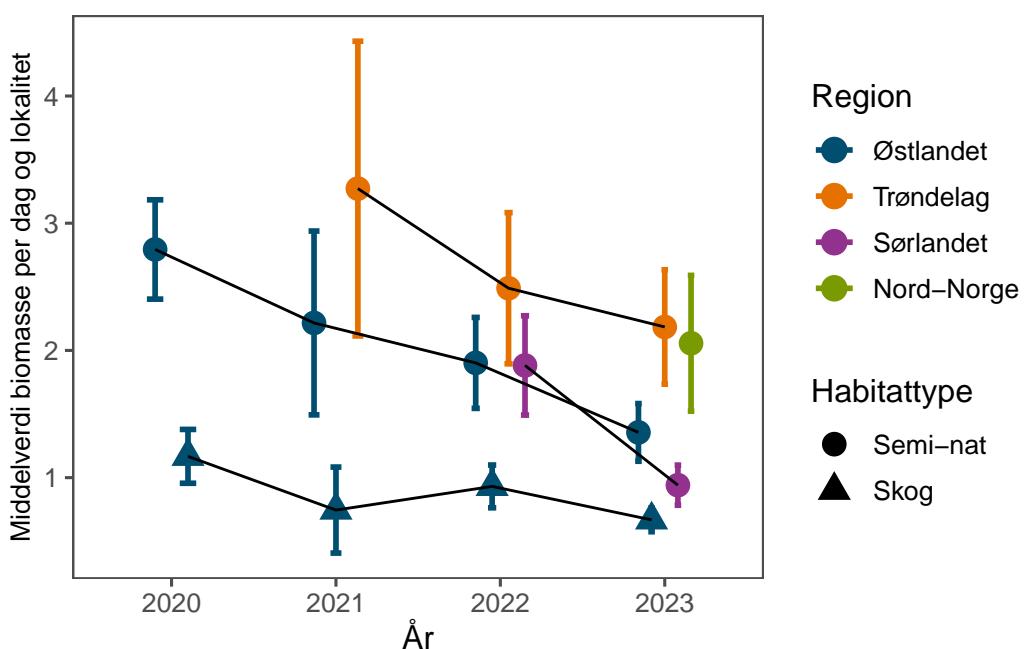


Figur 49. Variasjon i artsantall over tid for semi-naturlig mark i Nord-Norge.

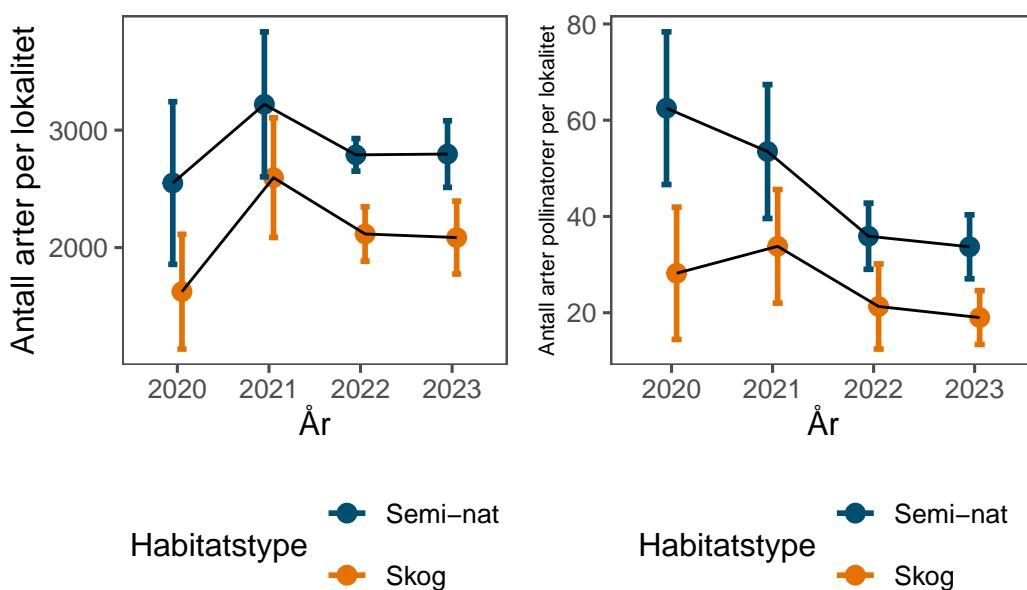
8.3 Årlige tidstrender

Som tidligere nevnt bør man vurdere en tidsserie på bare 4 år med en stor klype salt, da det ikke er sikkert at mønstre i en så kort tidsserie representerer en langvarig trend. Figur 50 viser middelverdien av biomassen fra malaisefeller i hver felletømming. Figuren inkluderer kun data fra perioden juli-august, for å få en sammenlignbar innsamlingsinnsats for alle år. Vi har en tilsynelatende tydelig negativ utvikling i insektbiomasssen gjennom perioden 2020 til 2023, særlig i semi-naturlige habitat. I Kapittel 8.4 undersøker vi hvorvidt værforholdene kan være en potensiell forklaring for den observerte nedgangen.

Figur 51 A viser hvor mange arter vi fant i gjennomsnitt per lokalitet, fordelt på år og habitatstype i alle regioner. Oppgangen fra 2020 til 2021 for det totale artsantallet avspeiler sannsynligvis at vi endret på en labprotokoll og skiftet sekvenseringsmaskin til en som gir oss flere DNA-kopier per prøve. Dermed kan vi detektere flere arter per prøve med start i 2021. Figur 51 B viser tilsvarende figur for pollinatorer, der vi har valgt ut de familier av bier, sommerfugler og fluer som er ansett være viktige pollinatorer (se Åström et al. (2022) for mer info).



Figur 50. Middelverdi og 95% konfidensintervall for biomasse insekter i malaisefeller per dag og lokalitet, fra juli-august. Merk at populasjonstopper kan skille seg noe i tid mellom de ulike årene, og at disse måneder ikke representerer hele sesongen.



Figur 51. A) Middelverdi av antall arter fanget per lokalitet og år i skog og semi-naturlig mark i alle regioner. B) Middelverdi av antall pollinatører fanget per lokalitet og år i skog og semi-naturlig mark i alle regioner. Merk at i 2021 ble novaseq-maskinen tatt i bruk for metastrekking som påviser flere arter grunnet større sekvenseringsdybde. Begge figurer viser data kun fra malaisefeller. Feillinjer viser 95 % konfidensintervall.

8.4 Modellering av biomasse

I dette avsnittet undersøker vi sammenhengen mellom biomassen av insekter og værforholdet samt det omkringliggende landskapet. Vi har brukt miljøfaktorer som er tilgjengelig via offentlige kilder i tillegg til de vi selv har samlet inn. Dette ikke en fullstendig liste over hva som påvirker insektene, og flere forklaringsvariabler kan legges til i fremtiden.

Modelleringsøvelsen nedenfor har noen endringer sammenlignet med tidligere år. Vi bruker nå den logaritmiske verdien av biomassen per dag, istedenfor faktisk biomasse per dag. Dette er vanlig ved modellering av insektbiomasse, og det ser også ut til å være et passende valg, gitt forholdet mellom biomasse og temperatur (Figur 33). Merk at en slik tilnærming innebærer at forklaringsvariablene (og residualene) modelleres som multiplikative og ikke som additive. Vi går også bort i fra modellgjennomsnitt (model averaging), der man vekter sammen resultater fra flere modeller, og presenterer i stedet resultater fra en fullstendig modell. Ved en sammenligning gir en enkelt modell kvalitativt like resultater som modellvekting av flere modeller (ikke vist her).

Som tidligere år tar vi høyde for storskala romslig og temporær variasjon ved å inkludere lokalitet og ukenummer som tilfeldige effekter i modellen. På den måten vil værvariablene forklare forskjellene mellom lokaliteter innen samme tidsperiode, istedenfor den storskala svingningen innen sesongen eller vedvarende forskjeller mellom lokaliteter. Vi inkluderer ikke lengre en tilfeldig effekt av ukenummer innen hvert år ($(1 | \text{år:uke})$), da dette kan skjule effekten av noen av de påvirkningsfaktorene som varierer på samme skala. Vekter fra vindusfellene i skog er ikke tatt med da de veier så lite at de mest vil bidra med støy (fra eksempelvis blad og annet rusk som falt ned i flasken).

Vi starter med å modellere tidstrenden av insektbiomassen i de forskjellige regionene, (Figur 50). Vi inkluderer region, habitattype og år som fikserte faktorer. Analysen gjøres med funksjonen `lmer` i R-pakken `lme4`, hvilket innebærer at vi antar normalfordelte feil (på logskala). Merk at vi først ikke tar med en tilfeldig effekt av år, hvilket vi kommer tilbake til. Med andre ord modellerer vi:

$$\log\left(\frac{\text{biomasse}}{\text{antall felledager}}\right) \sim \text{region} + \text{habitattype} + \text{år} + \\ (1 | \text{ukenummer}) + (1 | \text{lokalitet})$$

Tabell 5. Parameterestimat fra modell av årstrend i biomasse. Parameterestimatene vises på tilbake-transformert (Estimate.norm) og lineær skala.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
Intercept	0.621	-0.477	0.192	-2.484
Region: Sørlandet	0.970	-0.030	0.111	-0.273
Region: Trøndelag	1.421	0.351	0.108	3.241
Region: Nord-Norge	1.149	0.139	0.143	0.967
Habitat: Semi-nat	2.079	0.732	0.094	7.765
År	0.858	-0.153	0.044	-3.505

Tabell 5 og Figur 52 viser resultatene fra modellen over biomasse. Semi-naturlig mark har en markant høyere biomasse enn skog ($\approx 2x$ biomassen i skog), og Trøndelag har mer biomasse enn referanseni-vået Østlandet ($\approx 40\%$ mer biomasse). Man kan også se at det finnes en klar negativ trend i insektbiomasse for årene 2020 til 2023 (Figur 52 (A), Tabell 5) i disse data på omtrent 14.18 % nedgang per år ($((1 - 0.858) * 100 \approx 14\%)$).

I tidsserier som denne kan trender være årsaket av noen tilfeldige dårlege år eller usikkerhet i samp-

lingen, f. eks i utvalget av lokaliteter. Det er derfor vanlig å ta høyde for den tilfeldige variasjonen mellom år gjennom å inkludere år som en tilfeldig effekt (se f.eks. kritikken i Daskalova et al. (2021) av analysen til Seibold et al. (2019)). Ved å gjøre det vil man vekte ned påvirkningen av “ekstreme år”, basert på hva modellen mener er “normal” variasjon, gjennom å bruke så kalt “partial pooling”. Men denne nedvekting er avhengig at man har gode estimat på hva “normal” variasjon er. Med kun 4 år av data er dette vanskelig å estimere, og estimatene blir mer usikre.

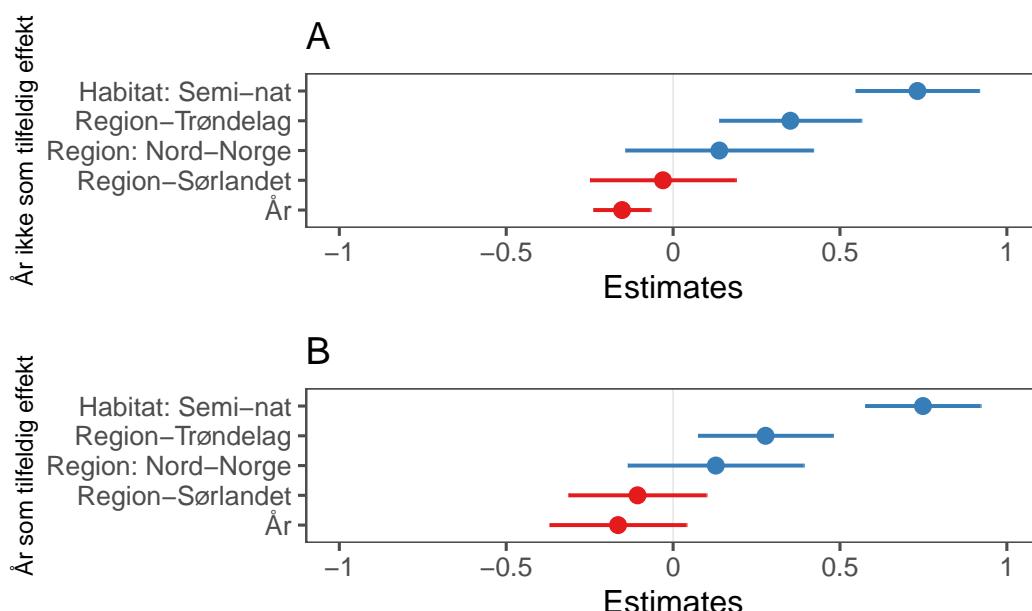
Hvis man likevel velger å ta høyde for tilfeldigheten i år (gjennom at inkludere en tilfeldig effekt av år i tillegg til den fikse effekten), blir den generelle tidstrenden mye mindre sikker (Figur 52 (B)). Punktestimatet på tidstrenden forandrer seg ikke nevneverdig, men usikkerheten for effekten blir større (og overlapper null). Dette gjenspeiler den faktiske usikkerheten vi har med en så kort tidsserie. For å konkludere kan vi si at vi ser en nedgang i insektbiomasse mellom 2020 og 2023, men vi kan ikke utelukke at dette er grunnet “normal” mellom-årsvariasjon.

Selv om nedgangen i insektbiomasse derfor er usikker, er det verdt å undersøke om trenden kan forklares av de forklaringsvariabler vi har tilgang til.

8.4.1 Effekt av værforhold på biomasse av insekter

Tidligere år har vi undersøkt om temperatur, luftfuktighet- og lys målt på insektfellene kunne forklare biomasse av insektene (Åström et al. 2022, 2023). Særlig temperatur og lys har vist seg som viktige variabler. Variasjonen i værvariablene, det vil si hvor mye værforholdene forandret seg innen hver innsamlingsperiode, var også viktige forklaringsvariabler for insektbiomasse.

Variasjon i været har neppe en direkte mekanistisk påvirkning på insektene. Det er derimot sannsynlig at de fanger opp noe av de kortvarige værforholdene i løpet av fangstperioden, som ikke gjenspeiles en



Figur 52. Parameterestimat fra modell over årstrenden i insektbiomasse. (A) viser den estimerte tidstrenden (År), uten å inkludere også en tilfeldig effekt av år, og (B) viser estimatet når man inkluderer år som tilfeldig effekt. Estimatene for habitat og region er i forhold til referansenivåene skog og Østlandet.

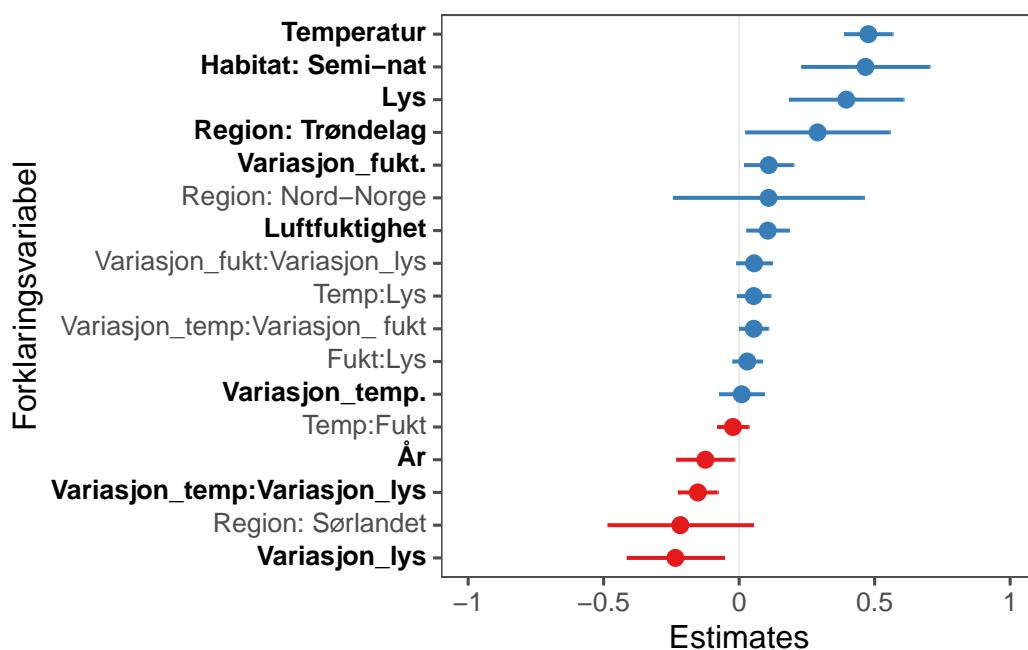
middelverdi. For eksempel kan variabelt vær gjenspeile en periode med generelt varmt vær, blandet med korte regnbyger. Slikt vær er ofte bedre for insekter enn vedvarende varmt og tørt vær, eller vedvarende fuktig vær, som mangler varmere perioder.

Vi skalerer alle variabler etter ligningen $skalert_x_i = \frac{x_i - mean(x)}{stddev(x)}$ for å kunne sammenligne parameterestimatene på likt grunnlag. Med 4 års data har vi nå litt over 1 000 innsamlingstilfeller, og vi tillater oss derfor at også se på eventuelle interaksjonseffekter mellom værvariablene.

Den undersøkte modellen ble dermed:

$$\log\left(\frac{\text{biomasse}}{\text{antall felledager}}\right) \sim \text{habitattype} + \text{temperatur} + \text{luftfuktighet} + \text{lys} \\ + \text{variasjon_temperatur} + \text{variasjon_fukt} + \text{variasjon_lys} + \\ \text{temperatur : lys} + \text{luftfuktighet : lys} + \text{temperatur : luftfuktighet} + \\ \text{variasjon_temp : variasjon_lys} + \text{variasjon_fukt : variasjon_lys} + \\ \text{variasjon_temp : variasjon_fukt} \\ \text{habitat_type} + \text{år} + (1 | \text{uke}) + (1 | \text{lokalisitet})$$

Modellen ble kjørt gjennom rutinen `lmer` i pakken `lme4` (Bates et al. 2015), med estimering gjennom "maximum likelihood". Figur 53 og Tabell 6 viser parameterestimatene til modellen.



Figur 53. Parameterestimat fra modellen over klimaloggerdata. Avhengig variabel er biomasse insekter per dag (avrent våtvekt (g/dag)). Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og variabler som ikke overlapper med 0 er i fet stil (eller som har en interaksjon som ikke overlapper med 0).

Da forklaringsvariablene er normalisert til Z-verdier (skalert) kan alle parameterestimatene tolkes på en lik måte. De beskriver alle den estimerte effekten av å endre forholdene med et standardavvik. For eksempel er et standardavvik av temperaturen innen en tømmeperiode (3.62 Celsius). Hvis temperaturen øker med så mye så tilsier modellen at biomassen vil øke 1.66 ganger, dvs med 61.1 % (ikke

Tabell 6. Parameterestimat fra klimaloggermodell. Parameterestimatene vises på tilbaketransformert (Estimate.norm) og linejær skala.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
Intercept	0.846	-0.168	0.151	-1.107
Temperatur	1.611	0.477	0.045	10.481
Luftfuktighet	1.111	0.106	0.040	2.639
Lys	1.485	0.395	0.108	3.676
Variasjon_temp.	1.009	0.009	0.042	0.221
Variasjon_fukt	1.115	0.109	0.047	2.347
Variasjon_lys	0.790	-0.235	0.091	-2.574
Region: Sørlandet	0.805	-0.217	0.137	-1.589
Region: Trøndelag	1.336	0.290	0.136	2.133
Region: Nord-Norge	1.115	0.109	0.179	0.606
Habitat_semi-nat	1.594	0.466	0.121	3.864
År	0.883	-0.125	0.054	-2.288
Temp.:fukt	0.977	-0.023	0.030	-0.774
Temp.:lys	1.055	0.054	0.032	1.705
Fukt:lys	1.030	0.030	0.028	1.084
Var.temp.:Var.fukt	1.055	0.054	0.027	1.963
Var.temp.:Var.lys	0.859	-0.153	0.037	-4.085
Var.fukt:Var.lys	1.057	0.055	0.034	1.647

medregnet interaksjoner). Med andre ord har temperatur en svært sterkt positiv effekt på innsamlet biomasse.

Lysintensitet ser også ut å ha en sterkt positiv effekt på insektbiomassen, da en økning i lysintensitet (med 1 standarddavvik av variasjonen i lysintensitet) er forknippet med en økning av insektbiomassen med 48.51 %. Temperaturen og lysintensitet ser også ut til å interagere svakt positivt med hverandre, slik at effekten av lys er litt sterkere ved varmere vær, men denne effekten er statistisk usikker.

I tillegg hadde også variasjonen i lys en sterkt negativ effekt. Variasjon i lys kan være grunnet overskyet vær, men også skygge fra for eksempel trær. Effekten interagerte med variasjonen i temperatur. Med andre ord var effekten av variabel lysintensitet enda mer negativ ved variable temperaturer. Luftfuktighet har også en positiv effekt, og interagerte med lys. Dette gjelde også variasjonen luftfuktighet som interagerte med variasjonen av lys og variasjonen av temperatur, selv om disse interaksjonene var statistisk usikre.

Mange av disse værvariablene korrelerer med hverandre, og vi har flere interaksjoner i modellen. Det er derfor vanskelig å tolke den isolerte effekten av en enkelt variabel. I tillegg er det ikke opplagt at det finnes én modell som er desidert bedre enn alle andre. Men en konklusjon vi tror holder er at i hvert fall lys og temperatur har svært positive effekter på insektbiomassen, og at luftfuktighet også virker positivt, selv om dette er en svakere forklaringsvariabel. I tillegg kan variasjonen i været og interaksjoner mellom værvariablen forklare en del av variasjonen i biomasse.

Det kan også noteres at estimatet for tidstrenden (År i Tabell 5, Tabell 6) i hovedsak er uforandret, etter å ha "tatt høyde" for disse lokale værvariablen. Med andre ord ser det ikke ut som at tidstrenden kan forklares av dårlig vær i innsamlingsperiodene.

Modellen i Tabell 6 hadde en R2-verdi på 44.8 % (marginal R2, dvs ikke gitt de tilfeldige effektene). Med andre ord kan vi forklare nesten halvparten av variasjonen i innsamlet biomasse i fellene kun ut fra region, habitatstype, temperatur, luftfuktighet og lys. Dette kan sammenlignes med modellen

uten klimaloggervariabler som hadde en R²-verdi på 11.8 % (Tabell 5). De lokale klimaforholdene er altså en svært viktig forklaringsvariabel for mengdene insekter man fanger. Dette er ikke uventet, da den største variasjonen i fangstene gjenspeiler variasjonen over sesongen, fra kaldt vårvær, over en varm sommer, og sist en kald høst. Det kan også nevnes at hvis man tar høyde for de tilfeldige effektene av lokalitet og ukenummer (dvs. bruker kondisjonal R²), kan modellen forklare betydelig mer av variasjonen, nærmere bestemt 73.7 %. Med andre ord kan vi forklare 73.7 % av variasjonen i en av de kjente lokalitetene og innsamlingstilfellene, hvis vi også har lokale værdata, men ”bare” 44.8 % av variasjonen for en ukjent (f.eks. en ny) lokalitet og tidspunkt.

Til sist, hvis man forenkler modellen, og fjerner de værvariablene som ser ut å være mindre viktige (variablene som overlapper med 0 i Figur 53), så er forklaringsevnen uforandret. Denne mindre værmodellen danner grunnlaget for etterfølgende modeller.

8.4.2 Effekter av vær utenfor innsamlingsperiodene

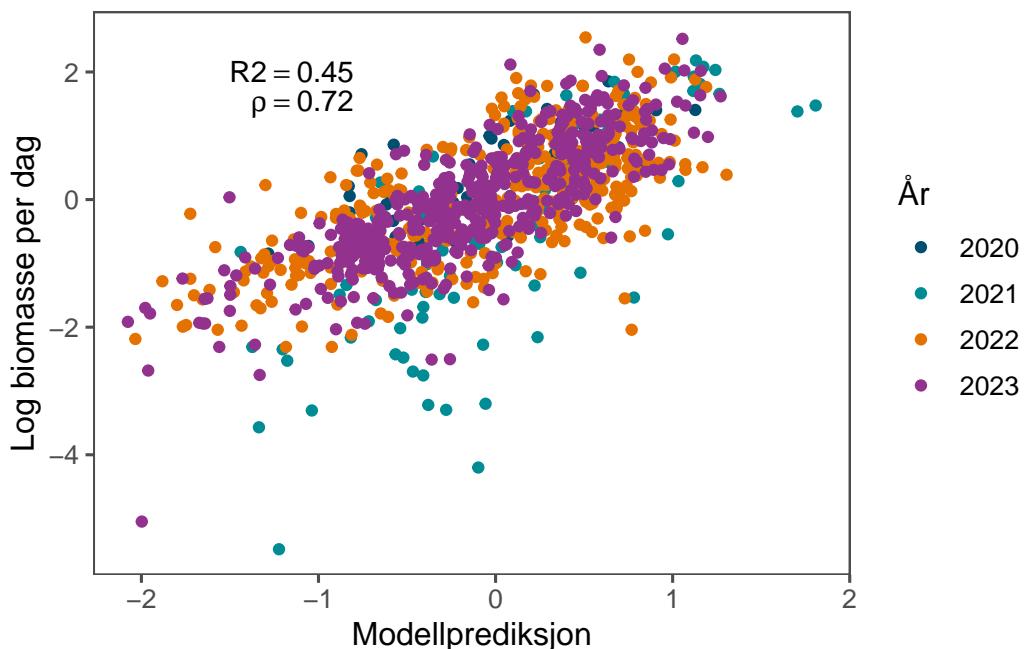
Den studien som kanskje har gjort mest for å sette fokus på insekters tilbakegang er Hallmann et al. (2017). I vernede områder i Tyskland hadde insektbiomassen blitt redusert med 75 % over en periode på 27 år.

I 2023 argumenterte Müller et al. (2023) for at den nedadgående trenden vist av Hallmann et al. (2017) i stor grad kunne forklares av ekstreme værforhold utenfor somtermånedene. Ved å erstatte den årlige trenden med 12 parametere for værforhold utenfor innsamlingsperioden, kunne de forklare omtrent like mye variasjon som den opprinnelige modellen. Fremfor alt mente de at temperaturen og nedbøren i løpet av vintermånedene var viktige forklaringsfaktorer til nedgangen på 2000 og 2010-tallet. Dette kunne også forklare hvorfor biomassen tok seg opp igjen i årene etter, da det var mer gunstige værforhold. De fant også at været på våren (april) samt forrige års vår (april) var viktige, og at været ett år tidligere, regnet fra hvert innsamlingstilfelle, spilte en viktig rolle for insektbiomassen.

Det er kanskje ikke så uventet at 12 parametere til sammen kan forklare like mye variasjon som 1 parameter (tidstrenden). Men Müller et al. gjennomførte også en slags validering av modellen på nye data. Denne viste at de ”nye” værparameterne, estimert på historiske data fra Hallmann et al. (2017) var positivt korrelert med biomassen i en ny periode, med en tilsvarende høy korrelasjonskoeffisient på 0.61. Men denne ”validering” er ikke så overbevisende. For det første er korrelasjonskoeffisienten (Spearman) ikke sammenlignbar med f.eks. R²-verdier fra selve modellen. Som eksempel på dette viser vi i Figur 54 tilsvarende korrelasjonstall samt R²-verdi for den forenkla modellen av værlogger-data (fet stil i Figur 53). Her bruker vi altså, likt Müller et al., summen av modellparametrene som modellprediksjon, og korrelerer det med log(biomasse). Denne forenkla vær-modell hadde som nevnt en R²-verdi på 0.45, mens Spearman-rank koeffisienten er hele 0.72. Müller sin korrelasjonskoeffisient på 0.61 kan derfor være konsistent med en betydelig lavere R²-verdi.

For det andre er været *i løpet* av innsamlingsperioden også inkludert i denne validering, og det er ikke uventet at dette påvirker fangsten. Til sist måler værparametrene til Müller et al. (2023) forskjellen i været sammenlignet med historiske trender. Hvis poenget til artikkelen er at været nå har gått tilbake til ”normale” forhold, og at insektforekomstene derfor har gått tilbake til ”normalen”, så ville forskjellen mellom nåværende vær og historiske middeltall nå i stor grad være borte. Det gir derfor liten mening i å vise en korrelasjon mellom denne (lille) forskjell i vær og nåtida insektforekomster.

Denne kritikk til tross er grunnidéen til Müller et al. interessant og det er absolutt meningsfylt å teste effekten av været utenfor innsamlingsperioden på insektbiomassen. Vi gjentar derfor en variant av analysen med data fra den norske insektovervåkingen. Vi bruker her interpolerte værdata fra met.no på 1 x 1 km skala, tilsvarende de som ble brukt i Müller et al., men gjør noen tilpassinger. I steden for å bruke været i april bruker vi været i mai, for å ta høyde for en senere vår i Norge, enn i Sør-Tyskland. I tillegg bruker vi ”råverdiene” av værvariablene, i steden for å beregne ”vær-anomalier” (definert



Figur 54. Korrelasjon mellom værvariabler i den forenklete modellen av værloggerdata og log biomasse. Marginal R2-verdi fra modellen og Spearman rank (ρ) fra korrelasjonen for sammenligning.

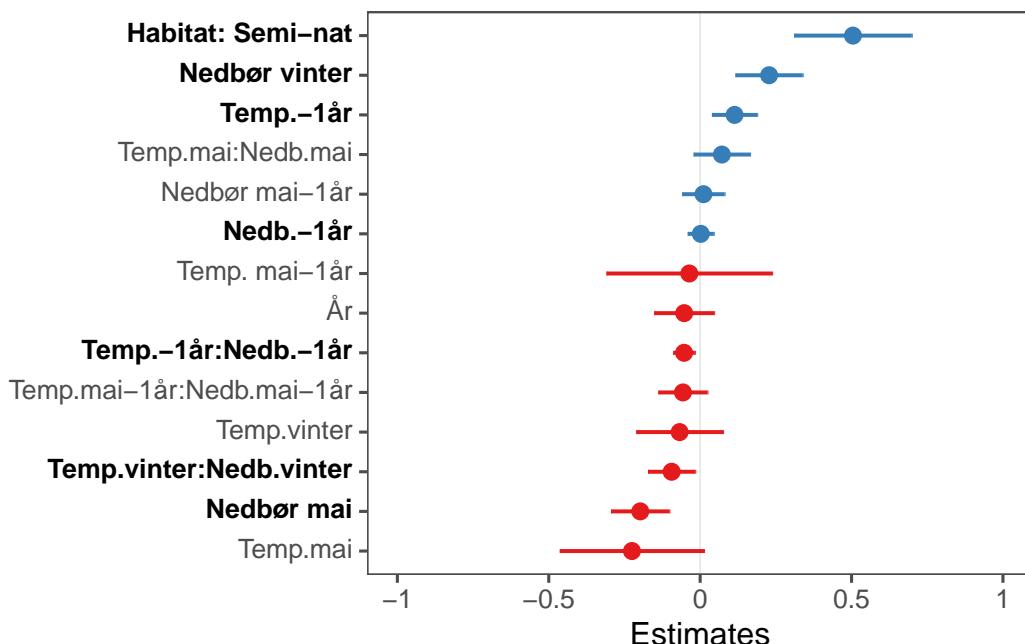
som forskjellen fra et 30 årig gjennomsnitt per lokalitet). For det første er det ikke opplagt at klimaforholdene har forandret seg like mye i Norge som i Tyskland i denne perioden. For det andre påvirkes insektene ikke direkte av eventuelle *forskjeller* i været sammenlignet med historiske gjennomsnitt, men av selve været. Det er derfor bedre - og enklere å tolke - å se på den effekten av vær direkte.

Vi legger til disse nye forklaringsvariabler - det vil si været utenfor innsamlingsperioden- til de værvariabler fra innsamlingsperioden som viste seg å være viktige i analysen ovenfor (dvs uthevede parametrene i Figur 53, eller den mindre modellen referert til over). Da geografisk region korrelerer sterkt med været på vinteren, som vi nå vil undersøke, er region utelatt fra disse nye analysene.

Figur 55 viser parameterestimatene til denne modellen. Merk at værvariablene fra den tidligere modellen ikke vises, for å gjøre figuren lettere å lese. Flere av variablene ser ut å være relativt sterkt assosiert med insektbiomassen. Først og fremst er mer nedbør på vinteren assosiert med høyere insektbiomasse, men den positive effekten synker jo høyere vintertemperaturen er. Dette kan tolkes som at et kraftig snødekke øker overlevelsen av insektene gjennom vinteren, mens nedbør som regn (eller tøvær) senker overlevelsen. Værforholdene på våren ser også ut til å ha en sterk påvirkning. Her er nedbør i mai eller varme temperaturer forbundet med lavere insektbiomasse, men effekten ser ut til å være svakere hvis nedbøren og varmen inntreffer samtidig. Det kunne tolkes som at snø i mai er dårlig, liksom varmt og tørt vær, men at det går bedre med en varm vår hvis man samtidig har nedbør.

Temperaturen ett år før innsamlingen ser også ut til å ha en tydelig positiv effekt, men effekten synker med økende nedbørsmengde i samme periode. Alternativt viser det at det er dårlig med regn året før, hvis det samtidig er kaldt. Effekten av været på våren året før er mer usikker, men det kan hende at en lengre tidsserie hadde gitt andre resultater.

Ved å inkludere disse værvariabler minker den negative tidstrenden fra -11.27 % hvert år (i modellen med bare værvariabler under innsamlingsperioden), til -5.14 % hvert år. Forklарingsgraden av modellen blir også høyere ved å inkludere disse værvariablene, fra 45 % til hele 60 % (ikke medregnet



Figur 55. Parameterestimat fra modell over værforhold utenfor innsamlingsperioden. Avhengig variabel er biomasse insekter per dag (avrunnen våtvekt (g/dag)). Feillinjer viser 95 % konfidensintervall, og parametere i fetstil angir de som ikke overlapper med 0. Estimatene for variablene for værforhold under innsamlingsperioden var lite påvirket av de nye variablene og vises ikke her, for å forenkle figuren.

tilfeldige effekter), og AIC minker betydelig ($\Delta AICc \approx 58$). Været utenfor innsamlingsperiodene ser derfor ut å være viktige forklaringsvariabler for insektbiomassen. Estimatene fra denne modellen er ikke helt sammenlignbare med de fra Müller et al. (2023), ettersom de modellerte avviket i variablene fra historiske nivåer mens vi modellerer kun det nåværende været. Likevel er det slående at vinterværet kommer ut som de viktigste forklaringsvariablene i begge modeller, og at effektene går samme vei.

I tillegg ser været om våren ut til å ha vedvarende effekter på insektbiomassen gjennom hele sesongen, og været i løpet av innsamlingsperioden ser ut til å påvirke også insektforekomstene året etter. En slik vedvarende effekt fra forrige år kan tolkes som et produkt av reproduksjonen og larveoverlevelse året før, mens vårværet er en del av vinteroverlevelsen. Det er viktig å huske på at fellene bare faner voksne individer, med en begrenset flygetid. Tiden delever som larve er normalt mye lengre enn tiden de lever som voksne.

Været på vinteren, våren, og året før innsamlingen ser ut å kunne forklare noe, men ikke alt av nedgangen i insektbiomasse de siste 4 årene, da estimatet på trenden minker, men ikke forsvinner helt. Det er også sannsynlig at både vinterværet og vårværet vil ha bestandige endringer i fremtiden (dvs klimaendringer), og at disse faktorer derfor vil fortsette påvirke insektmengdene. Derfor virker det relevant å gjenta og utvikle slike analyser i fremtiden.

8.4.3 Viktige variabler for biomasse i Skogslokaliteter

Vi testet også hvilke andre av de innsamlede miljøvariablene som kunne forklare biomassen. Dette ble gjort gjennom en multippel regresjon der også de lokale værvariabler som viste seg være betydningsfulle var inkludert (Figur 53). Dette betyr at vi tester miljøvariablene på landskapsnivå, samtidig som vi tar høyde for været ved hver celle. I likhet med modelleringen med kun værdata, brukte vi skalerte variabler, slik at størrelsen på parameterestimatene kan sammenlignes. Vi splittet opp analysen med separate modeller for skog og semi-naturlig mark. Dette var gjort for å undersøke ulike forklaringsvariabler i de to habitatene, samt for å kunne inkludere alle data som var samlet inn i hvert habitat.

Tabell 7. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i skogslokaliteter. Værvariabler ikke vist.

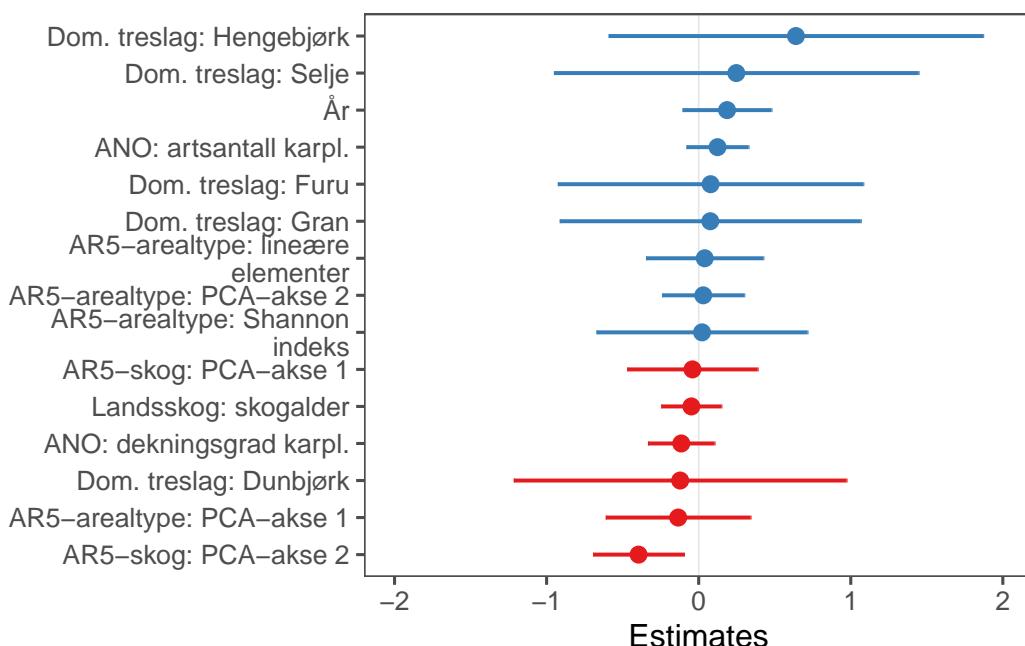
Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
AR5-arealtype: PCA-akse 1	0.874	-0.135	0.241	-0.558
AR5-arealtype: PCA-akse 2	1.030	0.030	0.137	0.219
AR5-arealtype: Shannon indeks	1.022	0.022	0.352	0.063
AR5-arealtype: lineære elementer	1.040	0.040	0.196	0.203
AR5-skog: PCA-akse 1	0.960	-0.041	0.218	-0.189
AR5-skog: PCA-akse 2	0.674	-0.395	0.151	-2.612
ANO: artsantall karpl.	1.132	0.124	0.103	1.199
ANO: dekningsgrad karpl.	0.892	-0.114	0.111	-1.030
Landsskog: skogalder	0.953	-0.048	0.100	-0.480
Dom. treslag: Dunbjørk	0.885	-0.122	0.555	-0.219
Dom. treslag: Furu	1.081	0.078	0.509	0.154
Dom. treslag: Gran	1.079	0.076	0.502	0.152
Dom. treslag: Hengebjørk	1.895	0.639	0.624	1.024
Dom. treslag: Selje	1.281	0.247	0.608	0.407
År	1.205	0.187	0.148	1.258

Tabell 7 og Figur 56 viser parameterestimater fra modellen av insektbiomasse i skog. Som i tidligere år har flere forklaringsvariabler usikker betydning. De fleste variabler har en lav estimert effekt og/eller mye usikkerhet. Bildet av hva som påvirker insektbiomassen i skog har forandret seg noe, da vi har fått flere år med data. Skogalder er nå en mindre sikker indikasjon på insektmengdene. Skogalder hadde særlig en sterk (negativ) påvirkning på insektbiomasse de 2 første årene, men denne effekten ser altså ikke ut til å være gjeldende.

Den variabel som har klarest samband med insektbiomasse i skog er Skog-PCA-akse 2 (Impediment / ikke tresatt, se Kapittel 7.5). I tillegg ser det muligens ut til å være en forskjell mellom skoger av ulike treslag, der særlig furuskoger og hengebjørkskoger har høy insektbiomasse. Denne effekten er dog statistisk usikker.

Vi så i Kapittel 7.3 at fellene i skog generelt fanger mindre insektbiomasse enn de i semi-naturlig mark. Her i modellen kun for skog, ser det ut som at biomassen øker jo mer landskapet ligner på åpen mark. I landskap med lite skog (mer jordbruksmark, lite tresatt), og (muligens) i skoger med treslag med mer åpen trekrone, ser vi høyere insektbiomasse. Dette kan også gjenspeile en høyere flygeaktivitet i åpnere omgivelser, med mindre tett skog, hvilket vil fanges opp i feller som fanger flygende insekter.

Modellen av biomasse i skogslokalitetene hadde en R²-verdi på 55.4% (marginal R², dvs ikke gitt lokalitet-id). Vi ser ikke noen klar tidstrend i dette økosystem, etter å ha tatt høyde for de andre forklaringsvariablene. Tidstrenden i råverdiene for skog er også svak i Figur 50.



Figur 56. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i skogslokaliteter. Værvariabler ikke vist.

8.4.4 Viktige variabler for biomasse i semi-naturlig mark

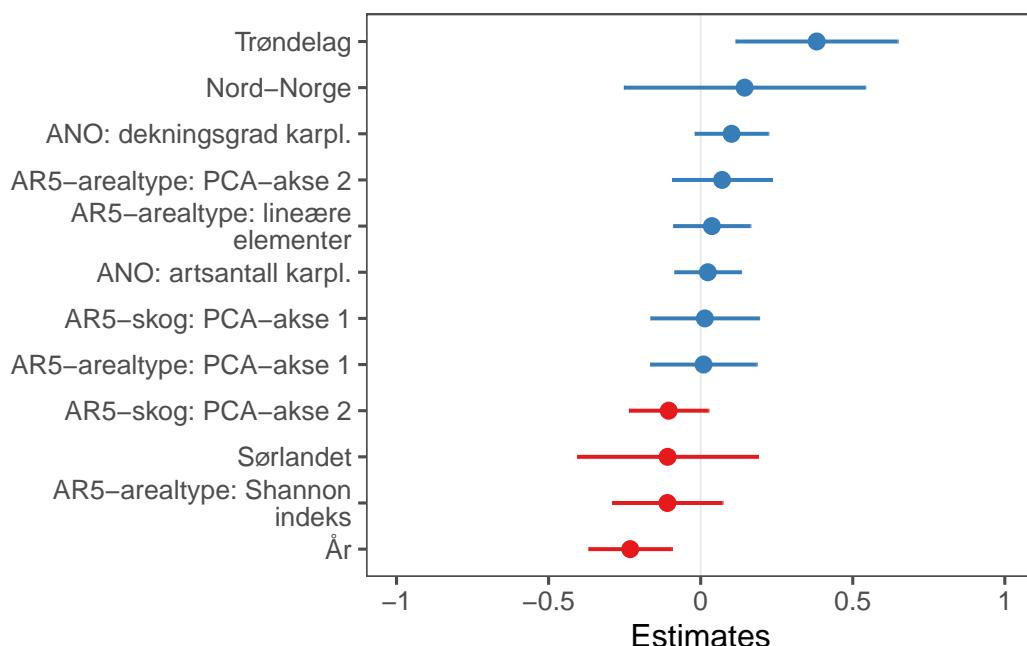
For semi-naturlig mark gjentok vi modelleringen på samme måte som for skog. Forskjellen er at vi her ikke har landskogstakseringsdata, og at ANO-dataene er mer usikkere da de bare kommer fra en ANO-sirkel, mot 18 i skogslokalitetene. Vi har også data fra flere geografiske regioner, med varierende antall år per region.

Tabell 8. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i semi-naturlig mark Værvariabler ikke vist.

Parameter	Estimate.norm	Estimate	Std. Error	t value
AR5-arealtype: PCA-akse 1	1.009	0.009	0.089	0.104
AR5-arealtype: PCA-akse 2	1.073	0.070	0.084	0.840
AR5-arealtype: Shannon indeks	0.896	-0.110	0.092	-1.187
AR5-arealtype: lineære elementer	1.037	0.037	0.065	0.570
AR5-skog: PCA-akse 1	1.014	0.014	0.091	0.150
AR5-skog: PCA-akse 2	0.900	-0.105	0.067	-1.579
ANO: artsantall karpl.	1.024	0.023	0.056	0.420
ANO: dekningsgrad karpl.	1.107	0.102	0.062	1.648
Sørlandet	0.897	-0.109	0.151	-0.718
Trøndelag	1.464	0.381	0.136	2.809
Nord-Norge	1.155	0.144	0.202	0.714
År	0.793	-0.232	0.070	-3.321

Tabell 8 og Figur 57 viser modellresultatene for insektbiomasse i semi-naturlig mark. For forklaring av PCA-aksene, se Kapittel 7.5. Som tidligere år er det flere variabler som fortsatt har en statistisk usikker effekt. Flere av disse forklaringsvariablene er også korrelert med hverandre, og det er ikke helt rett frem å tolke effektestimatene økologisk fra en slik modell.

Selv i denne modellen, som inkluderer mange mulige forklaringsfaktorer, gjenstår det en negativ trend



Figur 57. Parameterestimat fra modell over insektbiomasse i semi-naturlig mark. Værvariabler ikke vist.

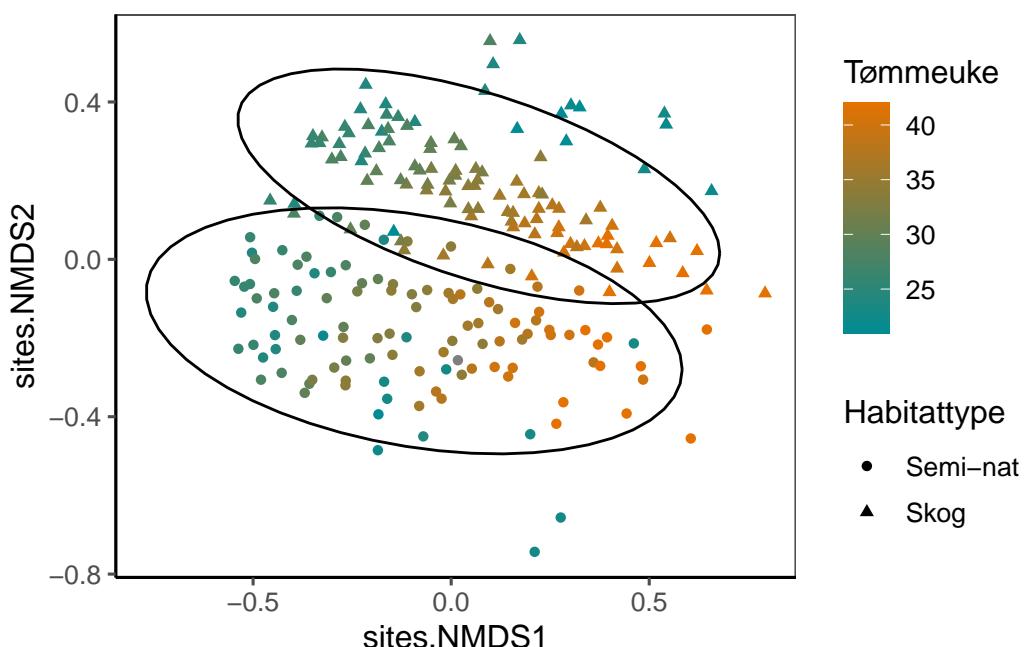
av biomassen over tid (variabelen År). I tillegg er det forskjell mellom de ulike landsdelene, der Trøndelag ligger klart høyere enn referansennivået Østlandet. Sørlandet har noe lavere biomasse enn Østlandet, og Nord-Norge noe høyere, men disse effektene er statistisk usikre.

Den beste modellen for biomasse i semi-naturlig mark hadde en R²-verdi på 47% (marginal R², dvs ikke gitt lokalitet-id). Ved å inkludere disse forklaringsvariablene på landskapsnivå forklarer vi altså altså bare marginalt mer av variasjonen i biomasse enn vær-modellen, og mindre enn modellen for skog.

8.5 Forklaringer av artssamfunn

Insektsamfunnene vi måler er svært diverse, og det er sannsynlig at ulike arter eller funksjonelle grupper reagerer ulikt på ulike påvirkningsfaktorer. Her er mulighetene for analysene nærmest uendelige, og vi begrenser oss her til den mest grunnleggende øvelsen, å undersøke hvilke forklaringsvariabler som ser ut å påvirke insektsamfunnet sett under ett. Som i tidligere rapporter gjør vi en ordinansanalyse (NMDS) ved hjelp av pakken vegan (Oksanen et al. 2020) på artsamfunnet. Vi deler opp analysen i to deler; først ser vi på effekter av habitatstype og tømmetilfelle på Østlandet, den eneste regionen med 2 forskjellige habitatstyper, etter det ser vi på regionale forskjeller hos semi-naturlig mark over hele landet.

Hovedmønsteret på Østlandet i 2023 er det samme som vi fant i tidligere år: insektsamfunnet er påvirkes kraftig av habitatstype og tidspunkten under sesongen (Figur 58). Vi ser at samfunnene i skog og semi-naturlig mark skiller seg godt fra hverandre (akse 2) og at det er en konsekvent trend i komposisjon i løpet av sesongen (akse 1). Forskjellene bland semi-naturlig mark i ulike regioner er forholdsvis små og artssamfunnene mellom de ulike regionene overlapper kraftig (Figur 59). Derimot ser man også her en tydelig forandring i artsamfunnene i løpet av sesongen (akse 1).

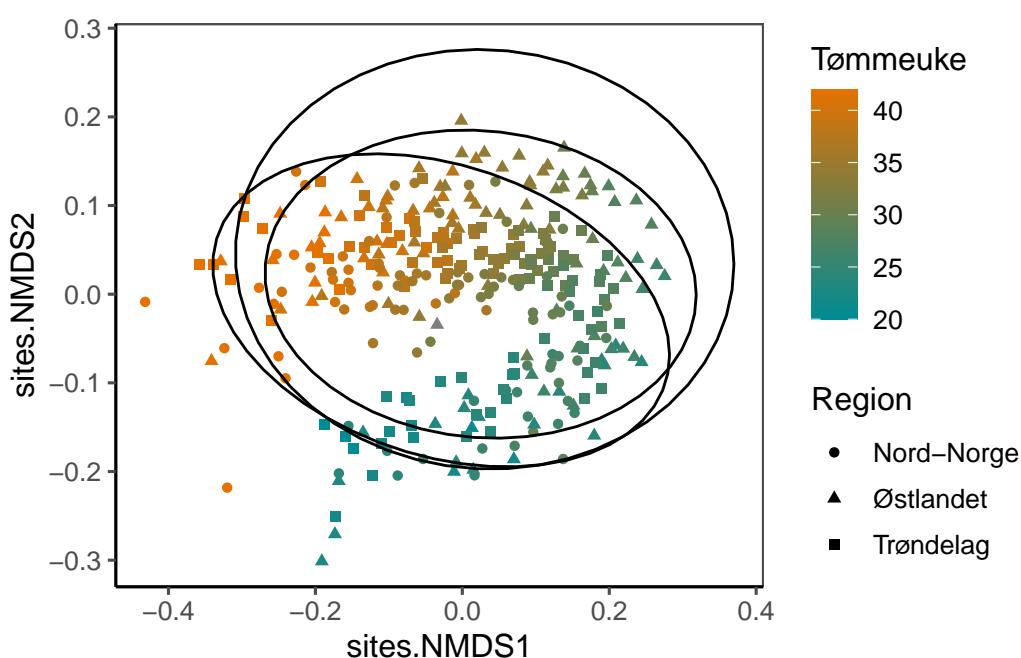


Figur 58. Ordinasjon som viser hovedmønstrene i betadiversiteten i insektprøvene innsamlet på Østlandet i 2023. Punktene er farget etter innsamlingsdato og ellipsene viser et 95% konfidens-intervall for hvert habitat.

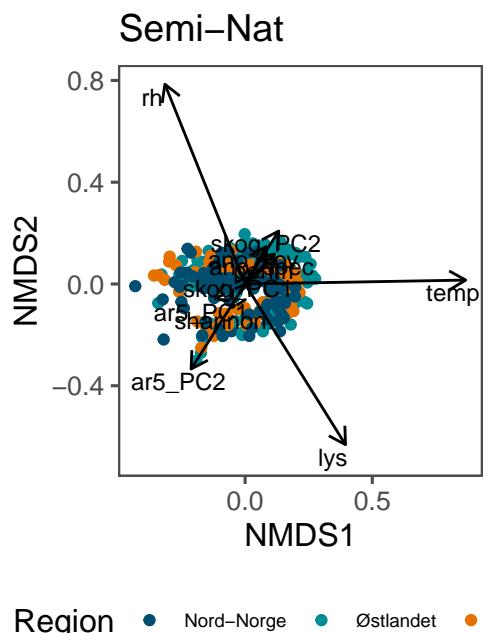
Vi går så et steg videre i analysen gjennom å se på mulige forklaringsvariabler for mønster i artskomposisjon innen de to habitatene. Dette gjør vi gjennom funksjonen envfiti R-pakken vegan. Vi inkluderer (skalerte middelverdier av) temperatur, lys og luftfuktighet, de 2 NMDS-aksene fra analysen av arealtyper fra AR5, samt 2 akser fra analysen av skogskarakterer, mengden liniere element, shannon diversitet av arealtyper, dekkingsgrad av karplanter fra ANO-kartleggingen, samt antallet arter karplanter fra ANO-kartleggingen.

I store trekk ser det ut som værforholdene spiller den største rollen for variasjonen i samfunnskomposisjon. Flere av de andre variablene ser også ut å være viktige, men tilsammen ser de ut å gjenspeile forskjellen i mengde fulldyrka mark (ar5_PC2) kontra andre landskapsegenskaper (Figur 60). Figur 61

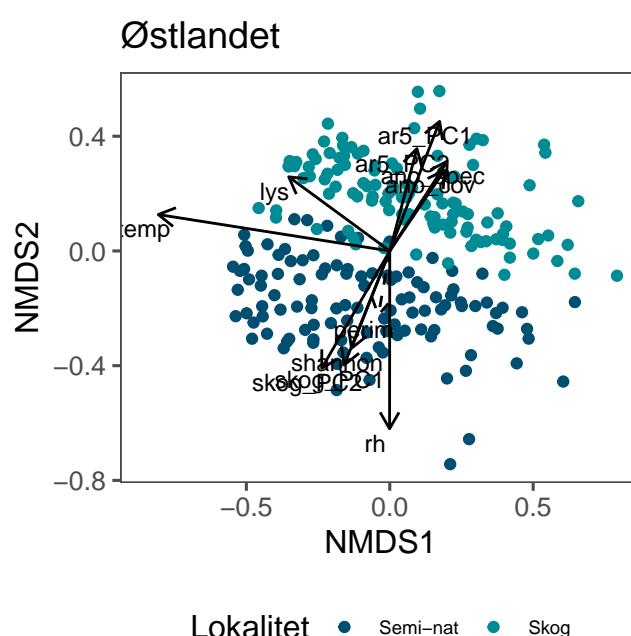
viser tilsvarende figur for både semi-naturlig mark og skog på Østlandet.



Figur 59. Ordinasjon som viser hovedmønstrene i betadiversitet i insektpørvene innsamlet på i semi-naturlig mark i 2023. Punktene er farget etter innsamlingsdato og ellipsene viser et 95% konfidens-intervall for hvert habitat. Data fra Sørlandet er ikke tatt med da rutinen ikke ville finne en løsning med denne inkludert.



Figur 60. Ordinasjon som viser sammenheng mellom forklaringsvariabler og mønster i samfunnskomposisjon i semi-naturlig mark. Solide linjer viser signifikante sammenhenger med forklaringsvariabler. Data fra Sørlandet er ikke tatt med da rutinen ikke ville finne en løsning for hele datasettet.



Figur 61. Ordinasjon som viser sammenheng mellom forklaringsvariabler og mønster i samfunnskomposisjon på Østlandet. Solide linjer viser signifikante sammenhenger med forklaringsvariabler.

8.6 Funn av rødlistede arter (fra 2020 til 2023)

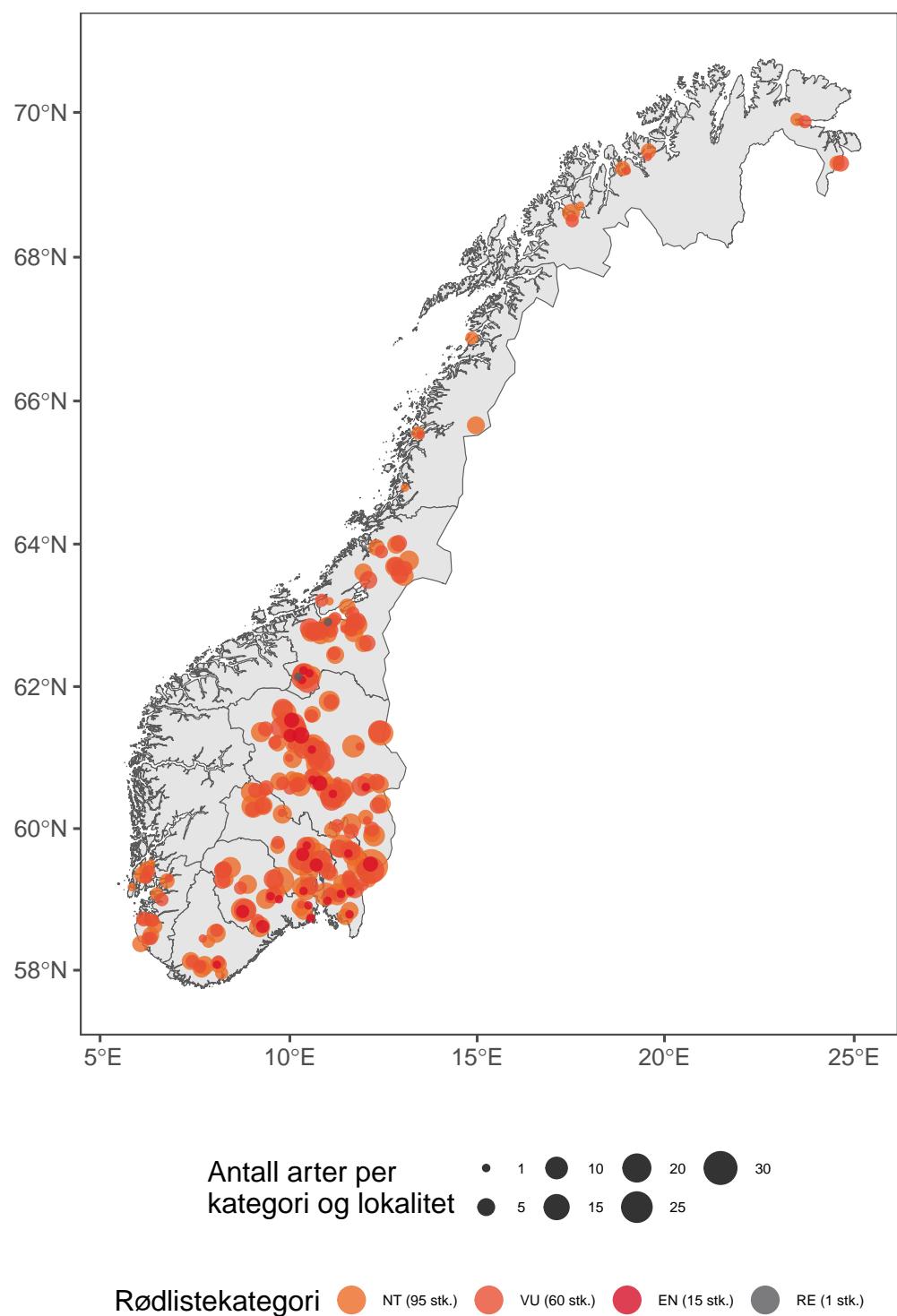
Rødlisten fra 2021 inneholder totalt 2256 arter insekter innen kategoriene datamangel (DD), nær truet (NT), sårbar (VU), sterkt truet (EN), kritisk truet (CR) og regionalt utdødd (RE). Kategoriene VU, EN, CR regnes som truede arter. Vi inkluderer også kategorien RE da det faktisk ble gjort et funn av en RE-art i 2021 og 2022, som ble verifisert morfologisk i 2024 av Kai Berggren. Det var gressmøllen *Elachista quadripunctella* som ikke var funnet i Norge siden 1934. Larven lever på frysle, og både Engfrysle og Hårfrysle ble registrert på lokaliteten gjennom ANO-kartleggingen.

Vi viser bare de artsfunn som er identifisert med ”høy” sikkerhet, for å redusere feil. Merk at ikke noen kritisk truet art (CR), ble identifisert med høy sikkerhet. Merk også at de fleste av disse arts-bestemmelsene ikke er kontrollert morfologisk, og derfor bør ses som ubekreftet. For eksempel kan det hende at noen arter er vanskelige å skille med den markøren som brukes, eller at taksonomien er uklar. Tabellene i vedlegg II lister NT-artene (nær truet), og de 171 truede artene (VU, EN, CR + RE) som overvåkingsprosjektet har observert så langt. 115 truede arter er funnet i skogslokalitetene og 136 i semi-naturlig mark. De fleste artene er sjeldent observert, men enkelte arter forekommer i mange av lokalitetene vi har besøkt. Derfor observerer vi som oftest minst noen truet art på hver lokalitet. Så langt har vi funnet truede arter (VU-RE) i 139 av de 140 lokalitetene vi har undersøkt.

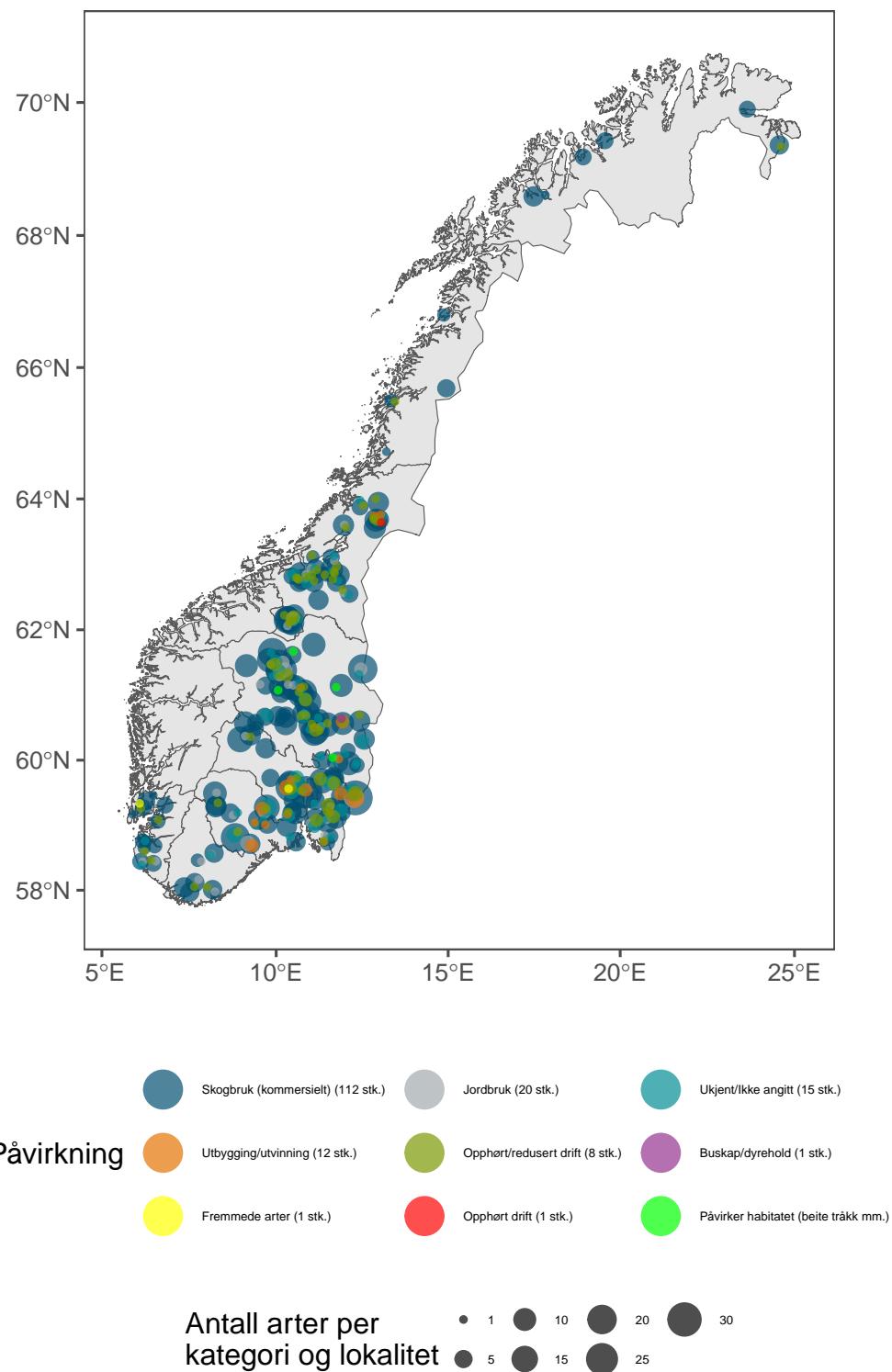
Figur 62 viser hvordan de truede artene fordeler seg i områdene vi har overvåket. Merk at det fortsatt er tidlig å bruke et slikt kart for å konkludere rundt et mønster i fordelingen av rødlistede arter, og at det sannsynligvis vil vises mer tydelig etter et helt omløp av overvåkingen (5 år). Men med disse forbeholdene rundt tolkningen, så ser områdene rundt Oslofjorden samt Gudbrandsdalen ut til å inneholde en relativt høy forekomst av truede arter, mens det så langt ser ut til å være færre truede arter i Trøndelag. Med flere lokaliteter i datamaterialet vil man også kunne gjøre mer interessante analyser, der man ser på fordelingen av enkelte rødlistede arter, eller grupper av rødlistede arter med felles påvirkningsfaktorer.

Figur 63 viser funnene av truede arter i forhold til den viktigste påvirkningsfaktoren i rødlisten for 2021. Rødlisten inneholder en rekke påvirkningsfaktorer angitt i en hierarkisk rekkefølge. Her har vi brukt en kombinasjon av ulike nivåer for å finne det mest informative nivået for hver kategori (i de fleste tilfeller tredje hierarkiske nivå av den første påvirkningsfaktoren). De aller fleste truede artene som har blitt funnet har skogbruk som viktigste påvirkningsfaktor. Dette gjelder også for mange av de semi-naturlige lokalitetene (se f.eks. Trøndelag og Sørlandet med lokaliteter kun i semi-naturlig mark). Jordbruk er den nest viktigste påvirkningsfaktoren, fulgt av utbygging/utvinning.

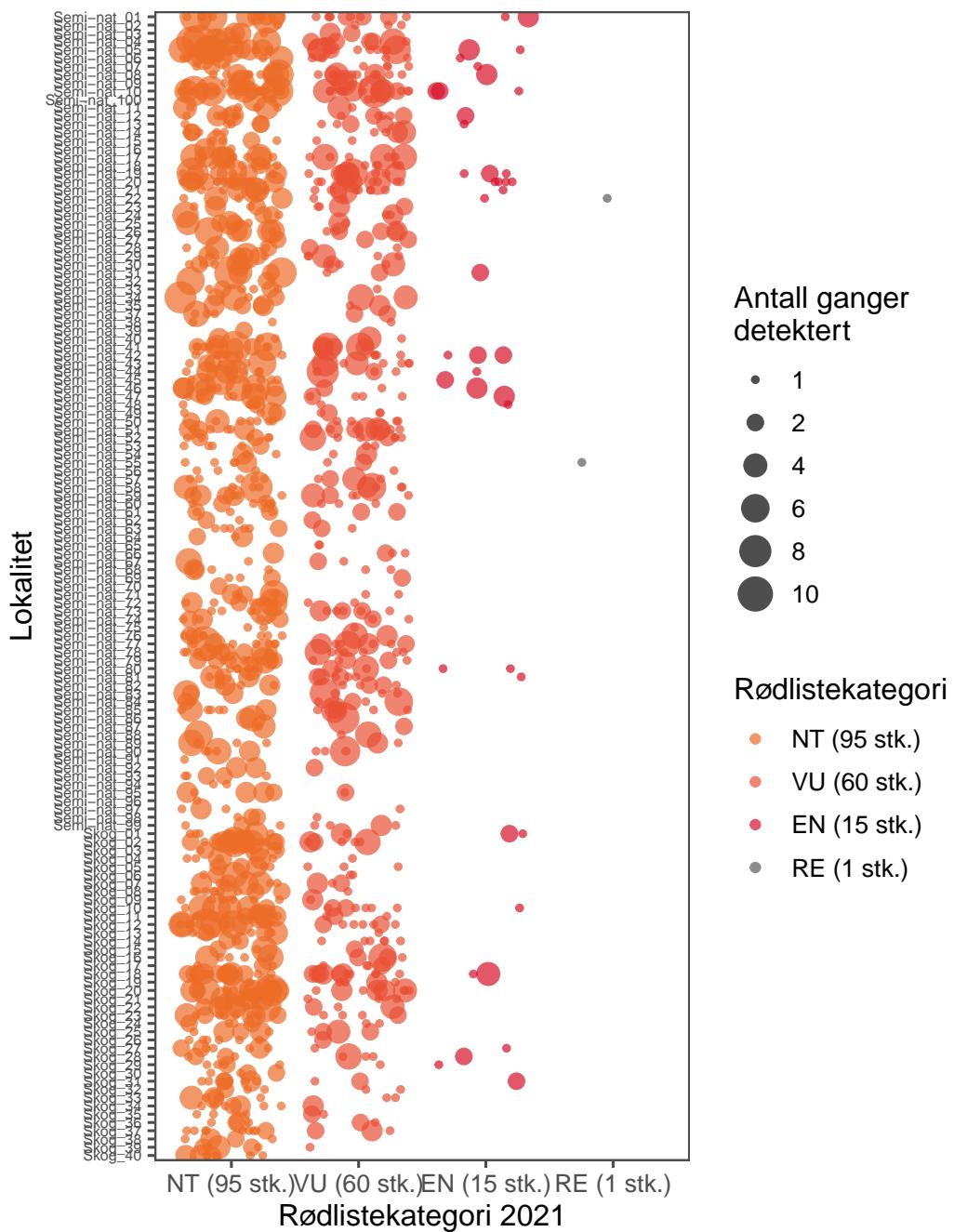
Figur 64 viser hvordan de enkelte truede artene fordeler seg over lokalitetene. Vi kan se at noen lokaliteter har særlig mange rødlistede arter, der semi-naturlig mark dominerer de mest truede kategoriene. Semi-nat 19, 10 og 42 har for eksempel 3 arter som er vurdert som sterkt truet i rødlisten (EN), og Semi-nat_20 har 4, der de fleste er møll.



Figur 62. Fordeling av funn av truede arter (VU, EN, CR, RE), navngitt med 'høy' sikkerhet. Sirkelstørrelsen viser antall arter funnet på hver lokalitet, og fargen viser rødlistekategori. Posisjonene er noe justert på kartet for at de ikke skal skjule hverandre. Prikkene med 'RE' består av funn av '*Elachista quadripunctella*', som er bekreftet morfologisk av Kai Berggren. Ingen CR arter ble identifisert med 'høy' sikkerhet.



Figur 63. Fordeling av funn av truede arter, navngitt med 'høy' sikkerhet, etter påvirkningsfaktor. Sirkelstørrelsen viser antall arter funnet på hver lokalitet, og fargen viser påvirkningsfaktor (flere nivåer) angitt i rødlisten for 2021. Posisjonene er noe justert på kartet for at de ikke skal skjule hverandre.



Figur 64. Truede arter i hver lokalitet identifisert med 'høy' sikkerhet. Hver sirkel viser funn av en enkelt art i en lokalitet. Størrelsen på sirklene viser antall ganger arten ble detektert på lokaliteten (enkelte felleobservasjoner). Prikkene med 'RE' består av funn av '*Elachista quadripunctella*', som er bekreftet morfologisk av Kai Berggren. Ikke noen CR arter ble identifisert med 'høy' sikkerhet.

8.7 Funn av fremmede arter (fra 2020 til 2023)

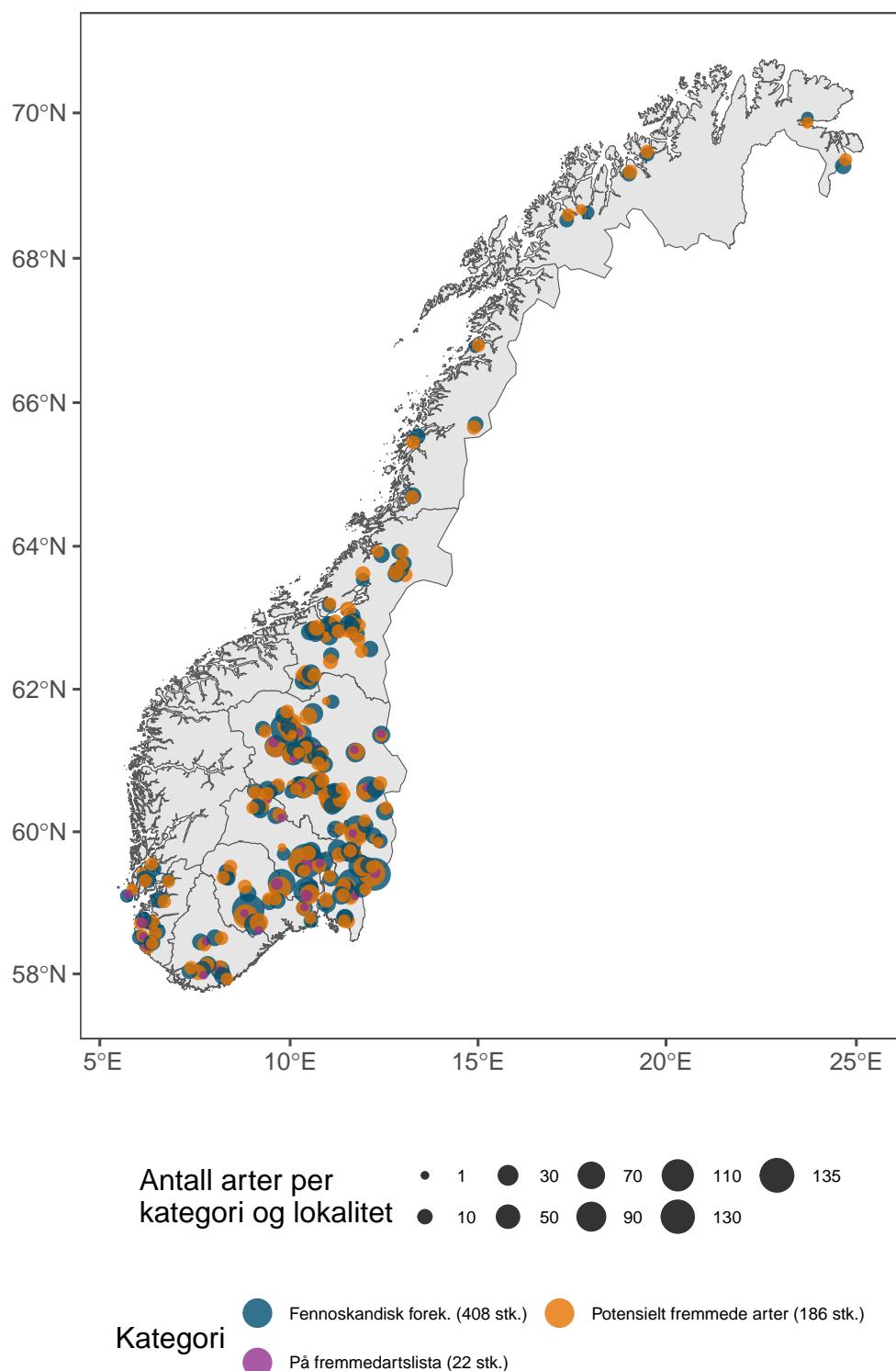
Dette overvåkingsprogrammet er den største sammenhengende innsamlingen av insekter i Norge, og har praktisk mulighet å identifisere mye høyere antall arter enn tidligere gjennom sitt bruk av metastrekcoding. Derfor er det ikke uventet at prosjektet vil finne arter som ikke tidligere er kjent fra Norge. Mange av disse er trolig ikke nye for Norge, de har bare ikke blitt observert her tidligere, eller savnes i offentlige digitale kilder. Dette gjelder sannsynligvis de fleste artene som er kjent fra andre fennoskandiske land. Denne del av prosjektet handler derfor mest om å tette kunnskapshull, og mindre om å observere nylig etablerte arter, selv om det også vil kunne skje.

Det er ikke mulig for oss å skille mellom nye fremmede arter og stedegne arter som ikke har blitt registrert tidligere. På grunn av det store antallet arter er vi også nødt til å bruke offentlig tilgjengelige artslister, selv om enkelte eksperter kan være kjent med at noen av artene er tidligere observert i landet. Vi observerer også arter som er registrert på fremmedartslisten, som enten SE, HI, LO, PH eller LO i risikovurdering, som per definisjon er fremmede arter. Tabell 9 oppsummerer funnene av de artene som ikke tidligere er kjent fra Norge. Generelt må man også ta høyde for at bioinformatikken ennå ikke er perfekt, og at noen av disse artene kan være falske positiver, eller bestemt til feil art. Enkeltstående funn av fremmede eller potensielt fremmede arter bør derfor vurderes kritisk. Som for rødlistede arter, viser vi kun arter med "høy" identifikasjonssikkerhet.

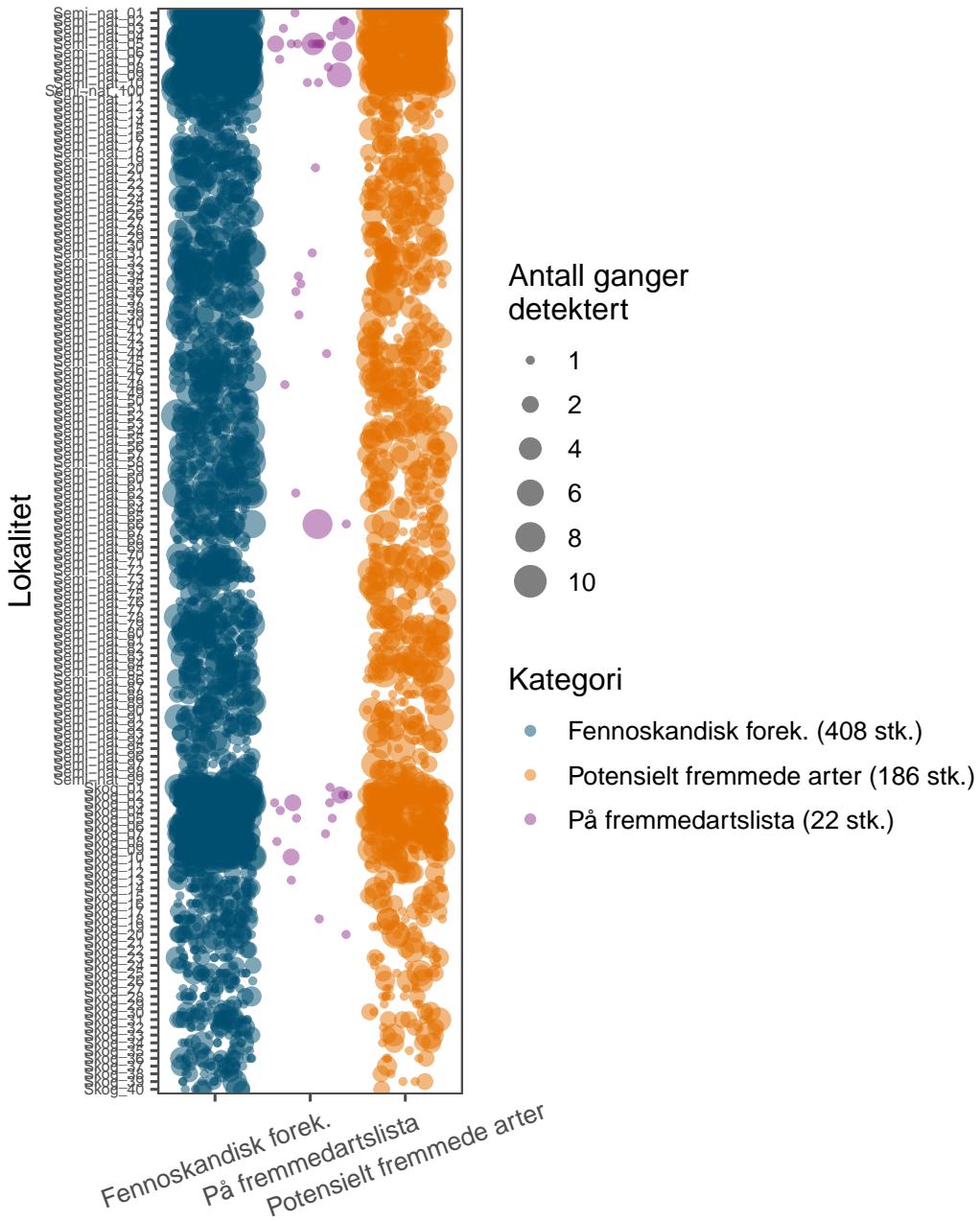
Figur 65 viser hvor artene som ikke er kjent fra Norge er blitt observert. Så langt har vi ikke observert fremmede arter i Trøndelag. Figur 66 viser hvor ofte hver art er blitt funnet i hver lokalitet. Selv om det fortsatt er tidlig å slå fast et mønster, så ser det ut som at semi-naturlig mark kan ha en større forekomst av fremmede arter enn skogslokalitetene.

Tabell 9. Antall taksa og arter påvist med DNA-metastrekkoding av alle felleprøver i 2020 - 2023 sortert på orden, finnes i Norge (registrert i artsnavnebasen), kjente fremmede arter for Norge (registrert i fremmedartslista), tilstedevarsel i Fennoskandia (i GBIF), og potensielt fremmede arter (se figur 8). Kun artsidentifiseringer med 'høy' konfidens er tatt med (unntatt 'Antall takson').

Fylum	Klasse	Orden	Antall takson	Takson bestemt til art	Finnes i Norge	Fremmede arter	Fennoskandiske arter	Potensielt fremmede arter
Arthropoda	Arachnida	Araneae	134	100	99	0	0	1
Arthropoda	Arachnida	Mesostigmata	5	3	3	0	0	0
Arthropoda	Arachnida	Opiliones	7	5	4	1	0	0
Arthropoda	Arachnida	Sarcoptiformes	6	3	1	0	0	1
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	27	15	11	0	2	2
Arthropoda	Arachnida	Ukjent	2	0	0	0	0	0
Arthropoda	Chilopoda	Lithobiomorpha	1	1	1	0	0	0
Arthropoda	Collembola	Entomobryomorpha	24	16	16	0	0	0
Arthropoda	Collembola	Poduromorpha	7	6	5	0	0	1
Arthropoda	Collembola	Symplypleona	9	7	7	0	0	0
Arthropoda	Collembola	Ukjent	1	0	0	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Blattodea	3	1	1	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	647	504	482	10	10	1
Arthropoda	Insecta	Dermoptera	3	2	2	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	9122	3361	2990	4	287	83
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	29	25	21	0	3	1
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	634	339	301	5	11	21
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	5260	1418	1281	2	77	58
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	1247	950	927	0	11	10
Arthropoda	Insecta	Mecoptera	2	1	1	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Neuroptera	44	31	30	0	0	1
Arthropoda	Insecta	Odonata	4	4	4	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Orthoptera	376	17	12	0	2	5
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	22	18	18	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Psocoptera	41	34	30	0	3	1
Arthropoda	Insecta	Raphidioptera	3	3	3	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Strepsiptera	2	2	1	0	1	0
Arthropoda	Insecta	Thysanoptera	15	10	9	0	0	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	89	68	67	0	1	0
Arthropoda	Insecta	Ukjent	2924	0	0	0	0	0
		Sum	20690	6944	6327	22	408	186



Figur 65. Insekarter uten tidligere kjent forekomst i Norge i offentlige digitale kilder, registrert i overvåkingen i 2020-2023. Fennoskandisk forekomst baseres på registreringer i GBIF. Potensielt fremmede arter er arter som ikke er registrert observert i Norge eller Fennoskandia. Observasjonene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifisert. Arter vurdert til NR (Ikke risikovurdert) på fremmedartslista er ikke tatt med. Posisjonene er spredt ut noe på kartet for at de ikke skal skjule hverandre.



Figur 66. Deteksjon av arter uten tidligere har kjent forekomst i Norge. Hver sirkel viser funn av en enkelt art i en lokalitet. Størrelsen på sirklene viser antall ganger arten ble detektert på lokalet (enkelte felleobservasjoner). Fennoskandisk forekomst baseres på registreringer i GBIF. Potensielt fremmede arter er basert på en sammenveiing av flere datakilder, se figur 8. Observasjonene er basert på DNA-metastrekkoding og er ikke morfologisk verifisert. Arter vurdert til NR (Ikke risikovurdert) på fremmedartslista er ikke tatt med.

8.8 Diversitet

Dette overvåkingsprogram er ikke beregnet for å kartlegge alle landets insektarter, men heller å overvåke tilstedeværelsen av insekter over et stort areal. Likevel fanger vi opp en stor diversitet i fellene, men der svært mange av artene forekommer bare et fåtall ganger på hver lokalitet, og bare i noen få lokaliteter. Dette er karakteristisk for overvåkingsoppsettet av insekter, der man ofte har hyperdiverse samfunn.

Tabell 10. Totalt antall identifiserte taksa fra overvåkingen i 2020-2023.

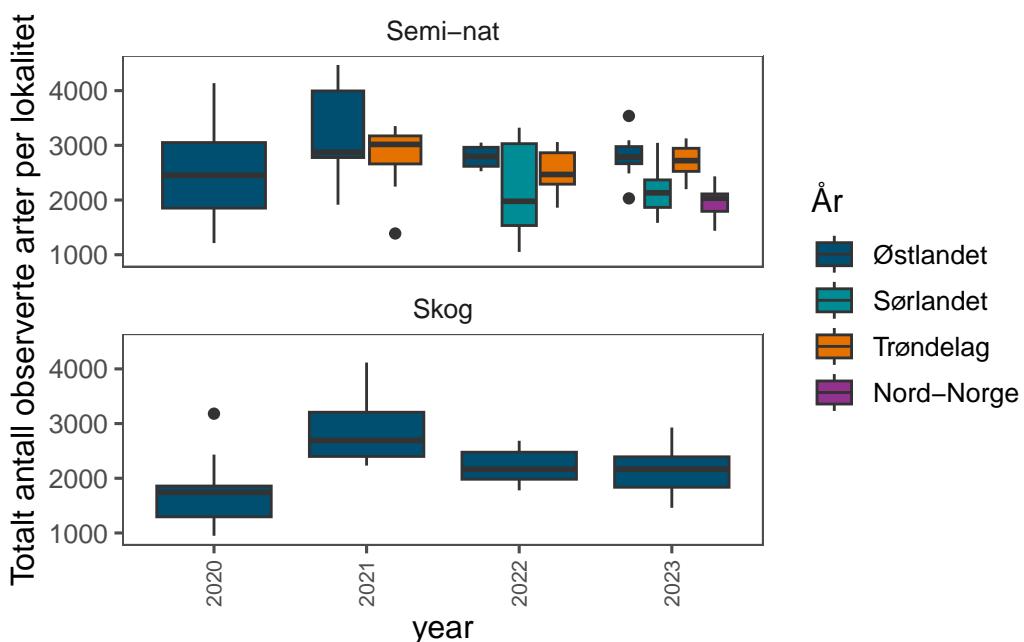
År	Habitat-type	Region	Antall arter
2020	Semi-nat	Østlandet	10220
2020	Skog	Østlandet	7695
2021	Semi-nat	Trøndelag	8657
2021	Semi-nat	Østlandet	11284
2021	Skog	Østlandet	10272
2022	Semi-nat	Sørlandet	6680
2022	Semi-nat	Trøndelag	7160
2022	Semi-nat	Østlandet	9075
2022	Skog	Østlandet	8166
2023	Semi-nat	Nord-Norge	6048
2023	Semi-nat	Sørlandet	6479
2023	Semi-nat	Trøndelag	7537
2023	Semi-nat	Østlandet	9033
2023	Skog	Østlandet	6674
Alle	Alle	Alle	20691

Tabell 10 oppsummerer den totale mengden taksa vi har observert i hver region og habitattype frem til idag. Merk at ”taksa” her betyr DNA-kopier som har blitt klassifisert som unike arter, selv om vi ikke kan koble alle disse DNA-kopiene til rett artsnavn. Den bioinformatiske koblingen mellom genetikk og artsnavn kan kjøres om igjen etter hvert som referansebiblioteket blir mer komplett. Da vil flere ”arter” bli koblet sammen med et artsnavn, og noen artsnavn vil endres.

Ennå har vi ikke komplette data fra hver region, så generaliseringer må gjøres med omhu. Etter 4 års innsamling kan vi dette til tross være ganske sikre på at Østlandet er mer artsrik enn Trøndelag, og at semi-naturlig mark er mer artsrik enn skog (Figur 67). Sørlandet og Nord-Norge ser ut å være mindre artsrike enn de både Østlandet og Trøndelag, men her har vi fortsatt kun 2 respektive 1 års data. Den lavere diversiteten i 2020 er sannsynligvis påvirket av at vi brukte en eldre sekvenseringsmaskin det året (se mer i Kapittel 4). Vi estimerer per i dag det totale antallet arter i de 140 lokalitetene vi har undersøkt til 20691. Merk at dette artsantallet er svært høyt sammenlignet med det totale antallet kjente insektarter i hele Norge, som per i dag er ca. 19 500.

Usikkerheten på dette estimatet er vanskelig å kvantifisere. Den er først og fremst avhengig kvaliteten på referansebasen, der en utvidet referansebase vil lede til at mer DNA kan identifiseres som insekt-DNA. I tillegg påvirkes resultatene også noe av grensesetting i bioinformatikken, knyttet til hvilke arter man velger å betegne som insekter, når man ennå ikke kan knytte dem til et artsnavn. Som eksempel oppdaterte vi referansebasen i 2022, hvilket ga oss mulighet å klassifisere ytterligere 18 301 ASVer som insekter, sammenlignet med en tidligere versjon. Dette viser hvor ekstremt viktig referansebasen er, og at strekkoding av norske arter er en kjernevirk somhet i den nasjonale insektovervåkingen.

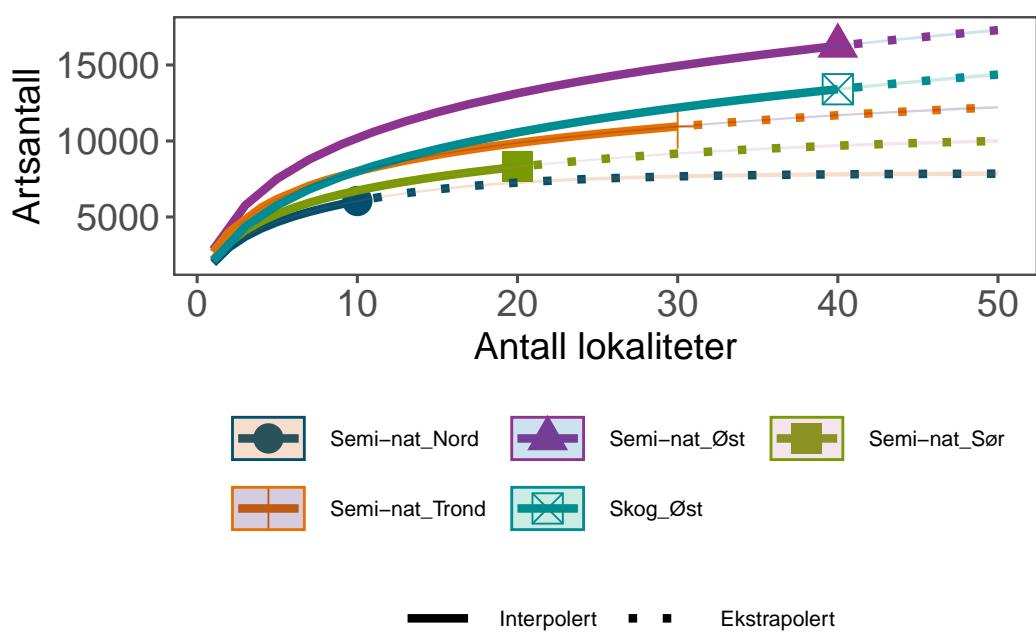
Siden vi ikke undersøker alle typer habitat og substrat er det ikke mulig å estimere det totale artsantallet av insekter i områdene vi undersøker. Vi gjennomfører heller ikke regelmessig innsamling med



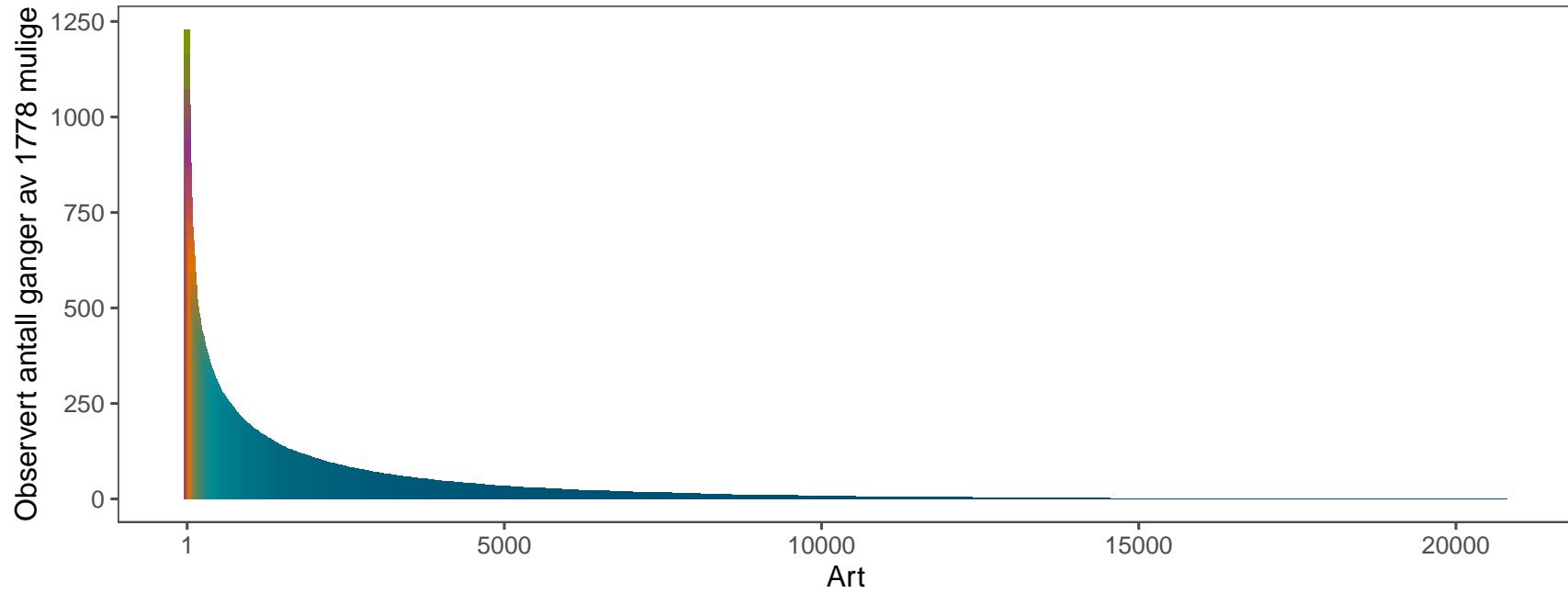
Figur 67. Totalt observert artsantall per lokalitet. Merk at DNA-metastrekodingsrutinen ble oppdatert i 2021 og at dette kan forklare der lavere artsantallet i 2020.

flere feller, hvilket man kan bruke for å estimere deteksjonsraten til innsamlingsmetodikken av insekter som er til stede på en lokalitet. Dette ble gjort for enkelte artsgrupper i et pilotprosjekt i 2019 (Åström et al. 2020a). Vi kan likevel bruke enklere metoder for å estimere det totale artsantallet man kan forvente å finne, gitt den eksisterende metodikken, for et større antall lokaliteter. Her bruker vi pakken iNEXT for å estimere det totale artsantallet man vil oppdage, gitt det nåværende opplegget for de ulike regionene (Hsieh et al. 2016), basert på metodikk beskrevet i Chao et al. (2014). Vi inkluderer her kun funndata fra malaisefellene for å kunne sammenligne habitattypene på likt grunnlag.

Figur 68 viser at artsakkumuleringskurvene ennå er langt ifra å flate ut, og at vi kan forvente å observere mange flere arter i fremtiden, gitt at overvåkingen fortsetter. Dette kommer blant annet av at det er så mange insekter som har så flyktig forekomst, og som svært sjeldent flyr inn i en felle. Figur 69 viser en såkalt rank-abundans kurve der y-aksen viser i hvor mange felleprøver hver art er funnet. Det er flere tusen arter som er fanget mer enn 100 ganger i prosjektet så langt, men det store flertallet av arter er kun fanget én eller et fåttall ganger.



Figur 68. Oppmålt og estimert totalt artsantall (Chao) i malaisefeller i de undersøkte regionene. Merk at ekstrapoleringen forutsetter en perfekt deteksjonsevne. Usikkerhetene rundt estimatene er så små at de dekkes av linjene.



Figur 69. Rangering av i hvor mange felleprøver de ulike insektartene er blitt funnet.

8.8.1 Oppdeling av biodiversitet i α , β , γ -komponenter.

Vi ser her nærmere på de hierarkiske nivåene som artsmangfoldet kan deles opp i. Metodikken og resultatene er i stort sett de samme som tidligere år (Åström et al. 2023). γ -diversitet (gamma-diversitet) er betegnelsen på den totale diversiteten i et område, β -diversiteten (beta-diversitet) betegner forskjellen i diversitet mellom ulike lokaliteter, og α -diversitet (alfa-diversitet) er betegnelsen på diversiteten i en enkelt lokalitet. I denne sammenhengen definerer vi α -nivåer som diversiteten i en lokalitet i en fellesesong. γ -diversiteten er den totale diversiteten i en region, og β -diversitet er da forskjellen i biodiversitet mellom lokaliteter.

Vi bruker pakken vegan for å partisjonere artsantall i regional, inter-lokalitet og lokalitetsnivå (Okasanen et al. 2020). Vi bruker den multiplikative definisjonen av β -diversitet: $\beta_i = \gamma/\alpha_i$ der i = lokalitet-ID. Tabell 11 viser fordelingen av diversiteten i α -, β - og γ -komponenter, og et resultat av en randomiseringstest. Testen sammenligner den observerte fordelingen av diversitetskomponenter med hva man hadde forventet seg hvis alle arter hadde blitt plassert ut i lokalitetene helt tilfeldig. Det er ikke noen grunn til å forvente at naturen fordeler arter helt tilfeldig, men en slik test hjelper oss å vurdere den observerte fordelingen. Tabell 11 viser at vi observerer en noe mindre β -diversitet enn hva som tilsvarer en tilfeldig fordeling av arter. Artssamfunnene er altså noe mer like enn hva man hadde forventet seg ved rent tilfeldig fordeling av arter.

α - og β -nivåer i Tabell 11 er middelverdier beregnet over alle lokaliteter. I disse analysene bruker vi insektdata fra både malaisefeller og vindusfeller.

Tabell 11. Randomiseringstest av alpha, beta og gamma-komponenter av diversitet ($N = 999$).

Nivå	Målt verdi	Stand. Effekt	Forventet verdi	Prob (sim)
α	2480.857	330.903	2074.485	0.001
β	8.330	-276.714	9.962	0.001
γ	20666.000	0.000	20666.000	1.000

8.8.2 Kilder til β -diversitet

β -diversitet er altså et mål på forskjellen i artssamfunn mellom ulike lokaliteter. Disse forskjellene i artssamfunn kan forklares ved to årsaker. Enten ved at ulike lokaliteter inneholder ulike antall arter. De mer artsrike lokalitetene kan da inneholde alle de arter som også finnes i de mindre diverse lokalitetene, men i tillegg noen flere arter. Dette definerer vi som at diversiteten er "nøstet" mellom lokaliteter ("nestedness" på engelsk). Men β -diversiteten kan også forklares ved at ulike lokaliteter inneholder det samme antallet arter, men at de artene er forskjellige. Dette er definert som artsomsetning ("species turnover" på engelsk). Vanligvis er lokaliteter hverken perfekt nøstet eller har full artsomsetning, og som oftest er β -diversiteten et resultat av begge disse "mønstrene". Vi kan kvantifisere bidraget fra både nestedness og species turnover til den totale β -diversiteten med R-pakken betapart (Baselga et al. 2021), beskrevet i (Baselga 2010). Resultatene gir ofte interessante innblikk i de økologiske prosessene som skaper ulike artssamfunn.

β -diversiteten i dette datasettet forklares nesten helt av artsomsetning (Tabell 12), dvs. at det meste av forskjellen mellom lokaliteter kommer fra at de inneholder forskjellige arter, og ikke at de inneholder ulikt antall arter. Forskjeller i artsforekomster påvirkes altså relativt lite av forskjeller i total diversitet, som for eksempel kommer fra generelle forskjeller i produktivitet mellom områder, eller en utelukking av noen arter som ikke klarer å leve hvisse områder, for eksempel i en nord-sør gradient. Tendensen med dominans av species turnover har blitt større og større jo flere år med data vi har lagt til i denne analyse. En økt species-turnover er riktig nok forventet når vi inkluderer nye regioner der artssamfunnene kan forventes å være ulike, men en så ekstrem dominanse av species-turnover som

denne kan ikke skyldes regionale forskjeller.

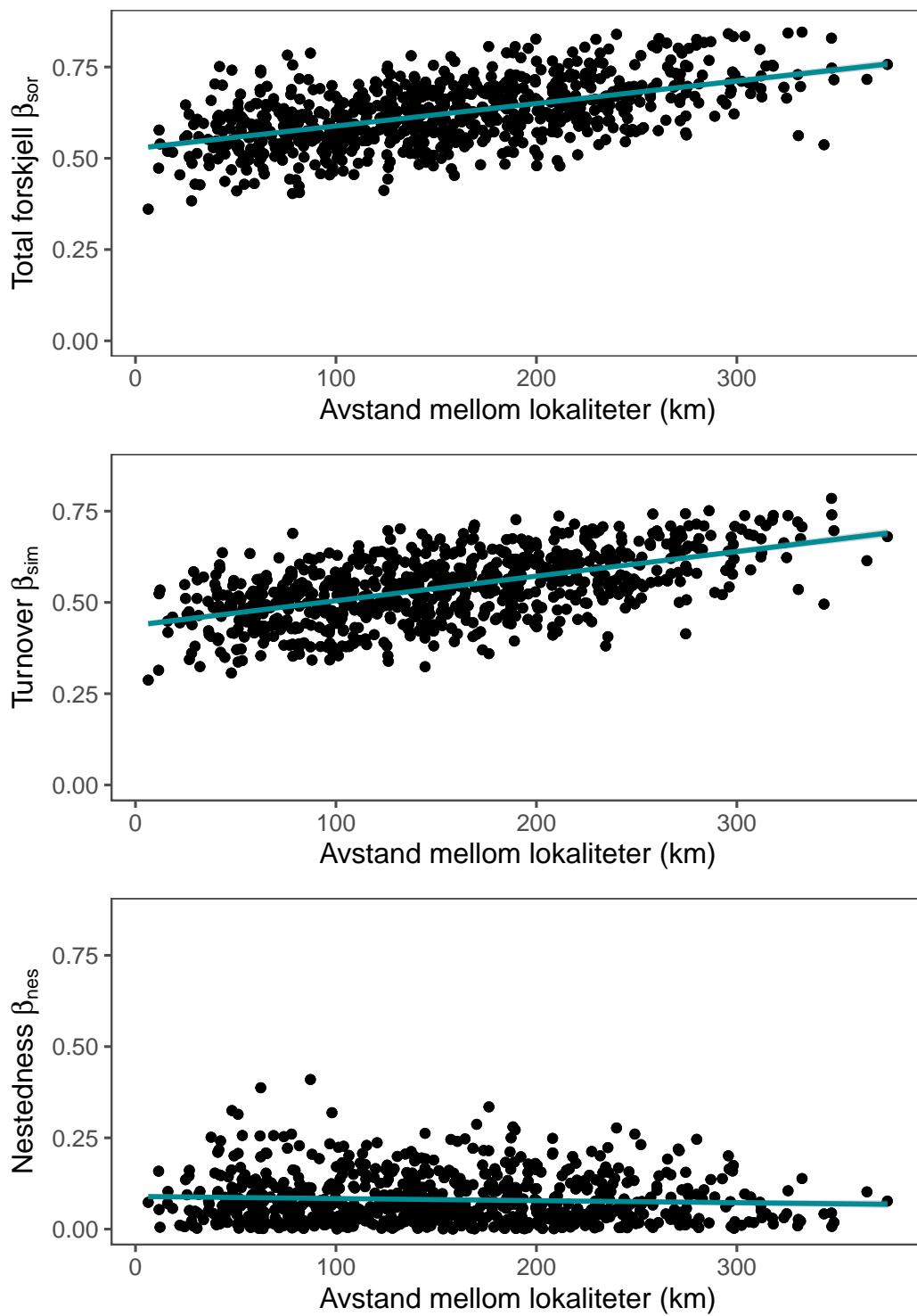
Det er da mer trolig at den store dominansen av species-turnover er en gjenspeiling av den tilfeldige forekomsten av mange arter i enkelte feller (og dermed lokaliteter). Det meste av diversiteten utgjøres av en lang hale av arter som har en tilsynelatende tilfeldig forekomst, og som forekommer i små mengder når de observeres (se Figur 69). Det er altså ikke klarlagt til hvilken grad de svært ulike insektsamfunnene i lokalitetene gjenspeiler tilfeldigheter i samplingen, og i hvilken grad de gjenspeiler stabile forskjeller mellom lokaliteter. Det skal dog nevnes at vi har testet å fjerne de artene som bare har blitt funnet én eller et fåtall ganger i hver lokalitet for å se om disse "singletons" kan påvirke det store artssomsetningsmønsteret vi ser. Vi har også prøvd å gjøre dette samtidig som vi ser på bare ordenen Lepidoptera (sommerfugler og møll) for å se om mønsteret påvirkes av små arter der vi ofte bare påviser små mengder DNA. I begge disse tilfellene ser vi i hovedsak det samme mønsteret, med en svært stor dominans av artssomsetning, og at dette øker med avstand mellom lokalitetene.

Tabell 12. Komponenter i oppmålt beta-diversitet mellom lokalitetene i overvåkingen. β_{SIM} står for 'species turnover', β_{NES} for 'nestedness' og β_{SOR} for den totale beta-diversiteten.

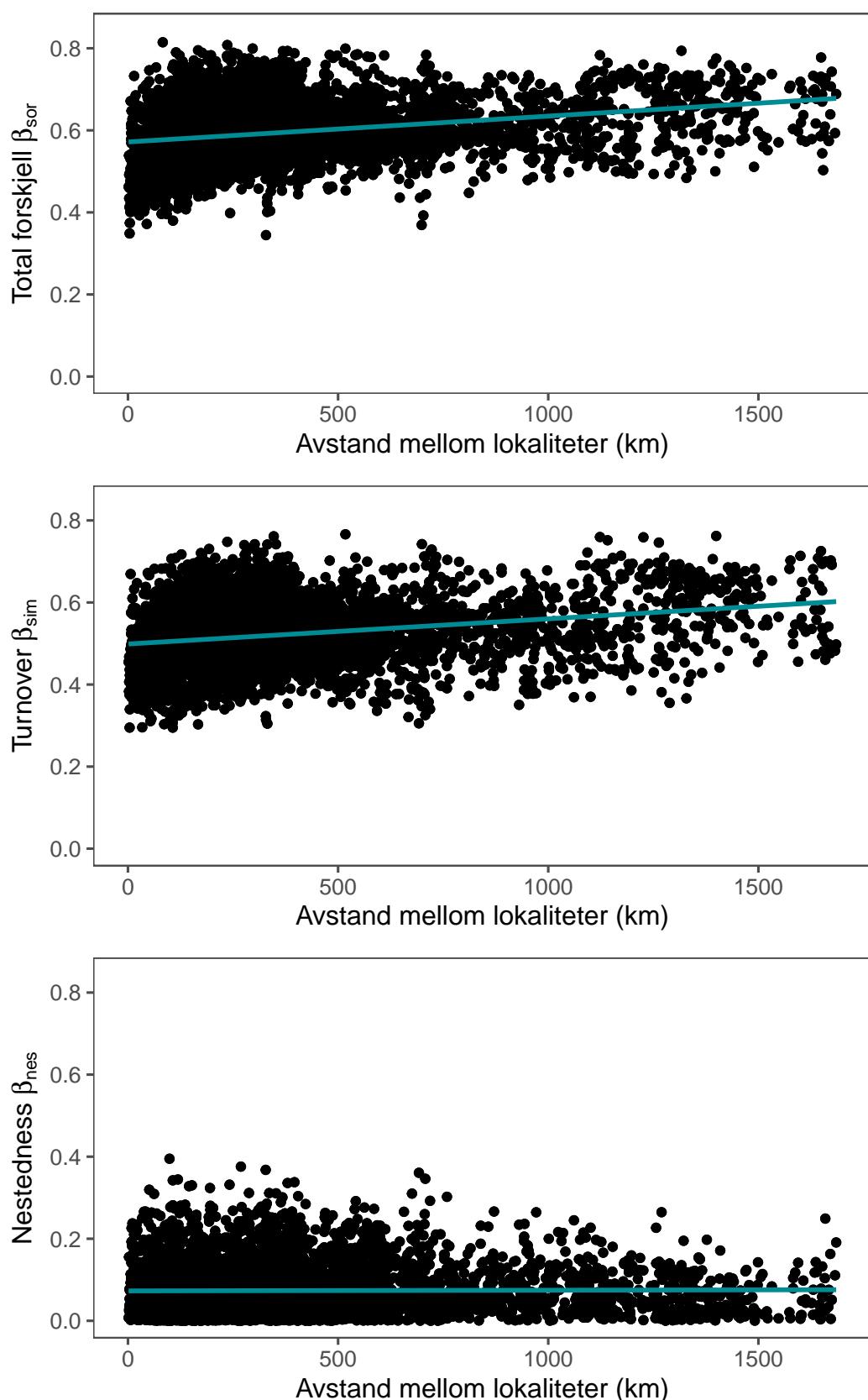
$\beta_{SIM}\%$	$\beta_{NES}\%$	$\beta_{SOR}\%$
99.33	0.67	100.00

8.8.3 Forskjeller i diversitet i forhold til geografisk avstand

Man kan se nærmere på sammenhengen mellom nøsting og artssomsetning ved å undersøke de parvise forskjellene mellom enkelte lokaliteter. Figur 70 plotter forskjellen i diversitet mellom skogslokalitetene i Østfold i forhold til avstanden mellom lokalitetene. Man kan forvente seg at lokaliteter som ligger lengre fra hverandre skal ha mer ulik diversitet. Det er naturlig å tenke seg at dette skyldes at lokaliteter langt fra hverandre inneholder ulike arter (artssomsetning), men β -diversiteten kan også komme fra at lokaliteter langt fra hverandre har ulikt totalt antall arter (nøsting). Figuren viser den store betydningen av artssomsetning, noe som øker over økt avstand mellom lokalitetene. Nøstingen er generelt veldig lav, og øker ikke over avstand. Den ser til og med ut til å minke med avstand, som resultat av at artssomsetning forklarer mer og mer av den totale beta-diversiteten med økt avstand. Med andre ord er nøstingen lav blant lokaliteter som er nær hverandre, og den minsker ytterligere med økt avstand. Fenomenet gjelder også semi-naturlig mark der vi har totalt 100 lokaliteter og spenner over lengre avstand (Figur 71).



Figur 70. Oppdeling av β -diversitet i turnover og nestedness, og sammenheng med avstand mellom lokaliteter. Skogslokaliteter på Østlandet, alle felletyper.



Figur 71. Oppdeling av β -diversitet i turnover og nestedness, og dess sammenheng med avstand mellom lokaliteter. Semi-naturlig mark (kun malaisefeller) på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag, og Nord-Norge.

8.8.4 Genetisk diversitet – variasjon innen arter

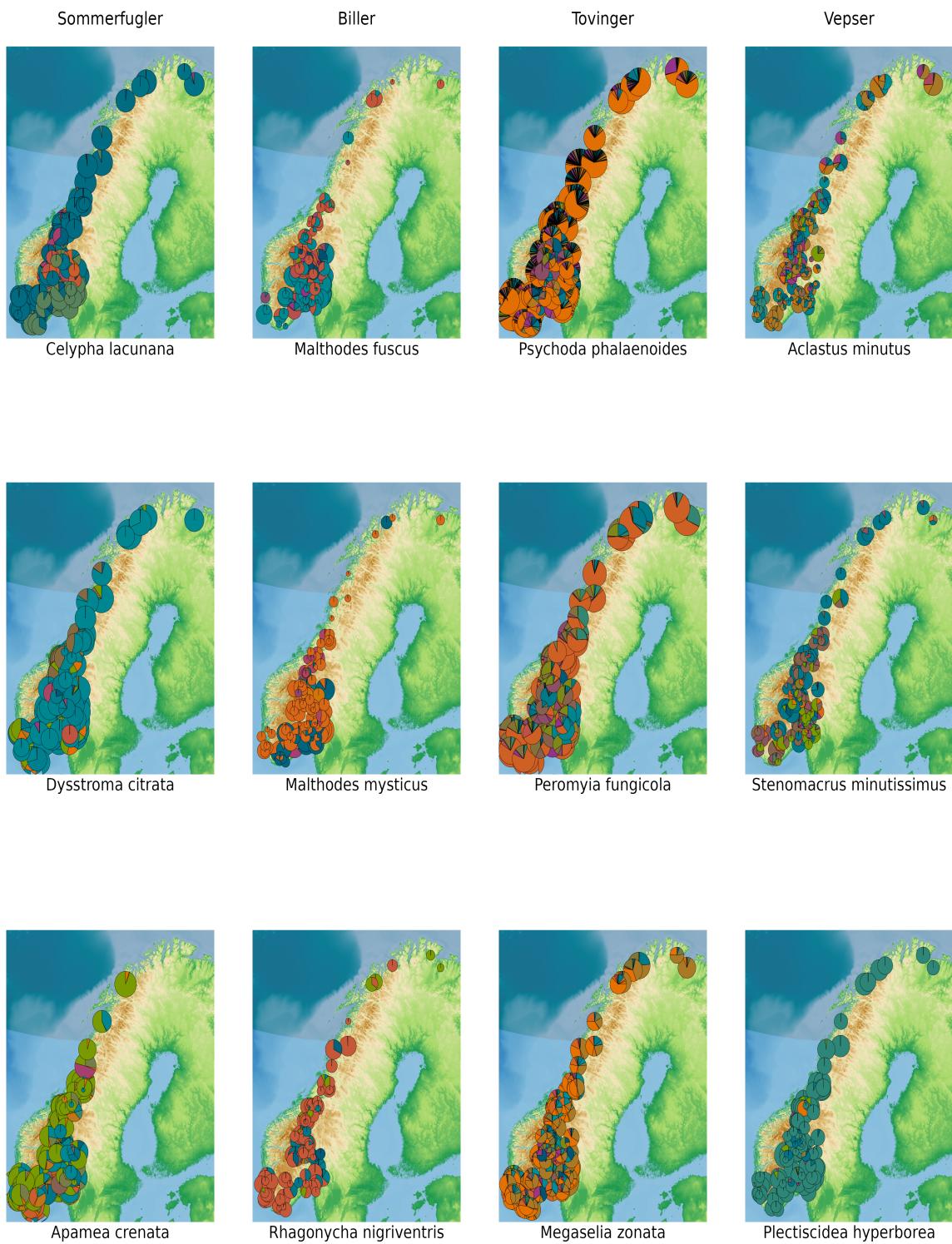
DNA-metastrekking gir store mengder data, og lar oss bestemme hundrevis av insekter fra malaise-feller til artsnivå så lenge vi har gode referansedatabaser. Men i tillegg gir denne metoden oss også informasjon om genetisk variasjon innen hver art. DNA-kopiene som vi får ut av analysene varierer også innen arter og disse kaller vi haplotyper. Ved å se på fordelingen av frekvensene av disse haplotypene mellom lokaliteter og regioner kan vi beskrive hvordan genetisk variasjon innen hver enkelt art varier over ulike geografiske avstander (populasjonsgenetikk).

Figur 72 viser de tre artene med flest DNA-kopier innenfor hver av ordenene sommerfugler (Lepidoptera), biller (Coleoptera), tovinger (Diptera) og vepser (Hymenoptera). For noen arter ser vi i en kraftig dominanse av én haplotype over store områder, se for eksempel darwinvepsen *Plectiscidea hyperborea* eller sommerfuglmyggen (tovinge) *Phychoda phalaenoides*. For andre arter ser vi større regionale forskjeller i genetiske varianter, for eksempel Olivenprydvikler (sommerfugl) *Celypha lacunana* eller bløtvingen (bille) *Malthodes fuscus*. Det er også tydelig at tovingene generelt ser ut til å ha høyere diversitet enn de andre ordene. Dette kan være et resultat av at malaisefellene fanger særdeles stort antall individer tovinger, og at diversiteten kan antas øke med innsamlet mengde. Forskjeller i antall genetiske varianter mellom arter kan også påvirkes av alderen på artene, der unge arter har hatt mindre tid å samle på seg genetisk variasjon, eller at populasjonene har gjennomgått en genetisk flaskehals med lave populasjoner i historisk tid.

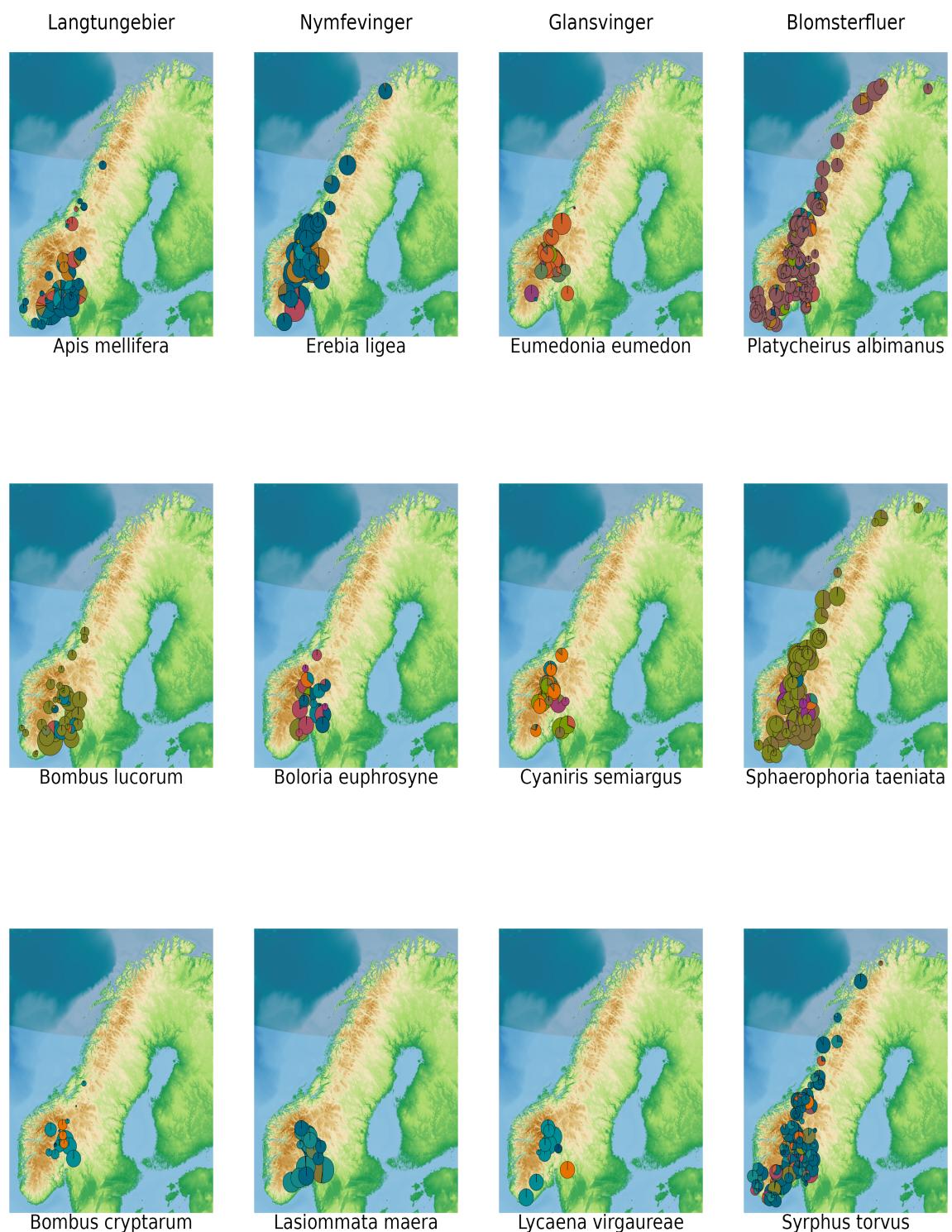
Figur 73 viser tilsvarende figur for et utvalg av insektfamilier som fungerer som pollinatører. Honningbien *Apis mellifera* forekommer utelukkende der den holdes som husdyr av birkertere, og har derfor en svært variabel og iblant svært tett forekomst. Den genetiske variasjonen gjenspeiler her avling av bestemte genetiske linjer, der den genetiske variasjonen kan være viktig for motstandskraft mot sykdommer og varroa-midd (Espregueira Themudo et al. 2020). Lys jordhumle (*Bombus lucorum*), og kilejordhumle (*Bombus cryptarum*) er eksempler på arter som er vanskelig å skille i felt. De samles ofte i artskomplekset *Bombus sensu strictu*, og skiller sjeldent ut som her. Konsentrasjonen av *Bombus cryptarum* til høyreliggende områder samsvarer med kjente utbredelsesmønstre. De to sommerfuglfamilienenymfevinger og glansvinger inneholder flere av de mest vanligste dagsommerfuglene i landet, for eksempel nymfevingene neslesommerfugl og dagpåfugløye, og blåvinger og gullvinger blandt glansvingene. Her representeres de henholdsvis av bland annet Rødflekket perlemorvinge (*Boloria euphrosyne*) og Fløyelsringvinge (*Erebia ligea*), samt Brun blåvinge (*Eumedonia eumedon*) og Engblåvinge (*Cyaniris semiargus*). De vanligste blomsterfluene forekommer over større regioner, men oppviser ikke like stor genetisk variasjon som de mest vanlige av de øvrige fluene.

Med flere års data vil vi kunne se om disse mønstrene opprettholdes og vi vil kunne lage slike haplotype kart over intraspesifikk genetisk variasjon for svært mange av de insektarter vi finner i overvåkingen. Dette åpner for et helt nytt verktøy for naturforvaltningen der vi for eksempel kan identifisere områder i Norge med høy genetisk variasjon innen arter, eller områder som har mange arter med unik genetisk variasjon som dermed bør vernes. Vi kan også se på endringer over tid og tap av haplotyper kan være tegn på populasjonsnedgang eller endringer i miljøet, eller så kalt kryptisk invasjon av fremmede haplotyper. En slik tilnærming ved bruk av DNA-metastrekking data har så langt ikke vært brukt i praktisk forvaltning og vi ser mange muligheter for bruk av denne teknologien i fremtiden.

På nettsiden til prosjektet kan man se nærmere på disse kart for en tilfeldig valgt art (se Kapittel 9).



Figur 72. Frekvenser av haplotyper (varianter av ASV/DNA-kopier) for ulike lokaliteter som viser genetisk variasjon innen hver enkeltart. Her er de tre artene som er fanget i flest tilfeller innenfor hver av ordenene sommerfugler (Lepidoptera), biller (Coleoptera), tovinger (Diptera) og vepser (Hymenoptera) valgt ut som eksempler. Størrelsen på sirklene er logaritmisk skalert etter mengden DNA av arten i hver lokalitet.



Figur 73. Frekvenser av haplotyper (varianter av ASV/DNA-kopier) for et utvalg av pollinatører-familier, langtungebier (Apidae), nymfevinger (Nymphalidae), glansvinger (Lycaenidae), og blomsterfluer (Syrphidae). Størrelsen på sirklene er logaritmisk skalert etter mengden DNA av arten i hver lokalitet.

9 Dataleveranse til GBIF og dokumentasjon av analyser

Data innsamlet i prosjektet er fritt tilgjengelig via [GBIF](#).

Denne rapporten er skriven i programmet R, og skript for analysene finnes tilgjengelig på github
https://github.com/NINAnor/national_insect_monitoring.

På prosjektets hjemmeside finnes mer informasjon, linker til tidligere rapporter, og en innsynsløsning til utvalgte resultat. <https://www.nina.no/Naturmangfold/Insekter/Overv%C3%A5king-av-insekter>

10 Vedlegg I. Fangster på lokalitetsnivå

Her summerer vi fangstene så langt per lokalitet i tabellform.

År	Lokalitet	Økosystemtype	Region	Antall arter	Shannon div.	Våtvekt (middelv.)
1	Semi-nat_01	Semi-nat	Østlandet	2932	1788.53	
1	Semi-nat_02	Semi-nat	Østlandet	1213	1003.88	
1	Semi-nat_03	Semi-nat	Østlandet	1554	990.94	
1	Semi-nat_04	Semi-nat	Østlandet	3090	1527.58	
1	Semi-nat_05	Semi-nat	Østlandet	4137	2083.81	
1	Semi-nat_06	Semi-nat	Østlandet	2261	1437.46	
1	Semi-nat_07	Semi-nat	Østlandet	1804	1143.17	
1	Semi-nat_08	Semi-nat	Østlandet	2640	1816.59	
1	Semi-nat_09	Semi-nat	Østlandet	1996	990.72	
1	Semi-nat_10	Semi-nat	Østlandet	3870	2154.98	
1	Skog_01	Skog	Østlandet	1311	666.59	
1	Skog_02	Skog	Østlandet	3181	1897.74	
1	Skog_03	Skog	Østlandet	1821	1072.92	
1	Skog_04	Skog	Østlandet	1281	517.79	
1	Skog_05	Skog	Østlandet	1864	939.53	
1	Skog_06	Skog	Østlandet	949	667.34	
1	Skog_07	Skog	Østlandet	2433	1192.50	
1	Skog_08	Skog	Østlandet	1290	686.94	
1	Skog_09	Skog	Østlandet	1840	993.48	
1	Skog_10	Skog	Østlandet	1668	972.38	
2	Semi-nat_21	Semi-nat	Trøndelag	3193	1942.01	
2	Semi-nat_22	Semi-nat	Trøndelag	3159	1713.73	
2	Semi-nat_23	Semi-nat	Trøndelag	2660	1595.46	
2	Semi-nat_24	Semi-nat	Trøndelag	3177	1756.68	
2	Semi-nat_25	Semi-nat	Trøndelag	3085	1470.06	
2	Semi-nat_26	Semi-nat	Trøndelag	2948	1419.21	
2	Semi-nat_27	Semi-nat	Trøndelag	1388	770.01	
2	Semi-nat_28	Semi-nat	Trøndelag	2245	1256.32	
2	Semi-nat_29	Semi-nat	Trøndelag	2660	1161.76	
2	Semi-nat_30	Semi-nat	Trøndelag	3351	1575.91	
2	Semi-nat_11	Semi-nat	Østlandet	2854	1770.04	
2	Semi-nat_12	Semi-nat	Østlandet	3167	2048.91	
2	Semi-nat_13	Semi-nat	Østlandet	2636	1157.68	
2	Semi-nat_14	Semi-nat	Østlandet	2755	1656.30	
2	Semi-nat_15	Semi-nat	Østlandet	2843	1767.52	
2	Semi-nat_16	Semi-nat	Østlandet	1914	1195.88	
2	Semi-nat_17	Semi-nat	Østlandet	4270	2462.93	
2	Semi-nat_18	Semi-nat	Østlandet	2892	1559.31	
2	Semi-nat_19	Semi-nat	Østlandet	4469	2724.28	
2	Semi-nat_20	Semi-nat	Østlandet	4398	2758.10	
2	Skog_11	Skog	Østlandet	2814	1475.04	
2	Skog_12	Skog	Østlandet	4116	2240.10	
2	Skog_13	Skog	Østlandet	2568	1495.47	
2	Skog_14	Skog	Østlandet	2276	1180.93	
2	Skog_15	Skog	Østlandet	2426	1289.20	
2	Skog_16	Skog	Østlandet	3226	1700.40	
2	Skog_17	Skog	Østlandet	2390	1540.13	
2	Skog_18	Skog	Østlandet	3998	2714.88	
2	Skog_19	Skog	Østlandet	2232	1288.76	
2	Skog_20	Skog	Østlandet	3152	1597.94	
3	Semi-nat_31	Semi-nat	Sørlandet	3322	2069.28	
3	Semi-nat_32	Semi-nat	Sørlandet	2806	1764.52	
3	Semi-nat_33	Semi-nat	Sørlandet	3194	2174.83	
3	Semi-nat_34	Semi-nat	Sørlandet	3105	1935.38	
3	Semi-nat_35	Semi-nat	Sørlandet	2107	1102.64	

3	Semi-nat_36	Semi-nat	Sørlandet	1282	682.65
3	Semi-nat_37	Semi-nat	Sørlandet	1847	942.68
3	Semi-nat_38	Semi-nat	Sørlandet	1500	716.09
3	Semi-nat_39	Semi-nat	Sørlandet	1051	585.90
3	Semi-nat_40	Semi-nat	Sørlandet	1634	858.22
3	Semi-nat_51	Semi-nat	Trøndelag	3060	1844.79
3	Semi-nat_52	Semi-nat	Trøndelag	2799	1709.77
3	Semi-nat_53	Semi-nat	Trøndelag	2913	1542.73
3	Semi-nat_54	Semi-nat	Trøndelag	2117	1096.18
3	Semi-nat_55	Semi-nat	Trøndelag	2500	1346.05
3	Semi-nat_56	Semi-nat	Trøndelag	2286	1156.61
3	Semi-nat_57	Semi-nat	Trøndelag	2300	1025.79
3	Semi-nat_58	Semi-nat	Trøndelag	2434	1145.51
3	Semi-nat_59	Semi-nat	Trøndelag	2886	1470.16
3	Semi-nat_60	Semi-nat	Trøndelag	1860	908.44
3	Semi-nat_41	Semi-nat	Østlandet	3049	2085.43
3	Semi-nat_42	Semi-nat	Østlandet	2681	1605.62
3	Semi-nat_43	Semi-nat	Østlandet	2985	1961.67
3	Semi-nat_44	Semi-nat	Østlandet	2817	1757.24
3	Semi-nat_45	Semi-nat	Østlandet	2552	1407.08
3	Semi-nat_46	Semi-nat	Østlandet	2595	1886.23
3	Semi-nat_47	Semi-nat	Østlandet	2944	1993.86
3	Semi-nat_48	Semi-nat	Østlandet	2526	1771.74
3	Semi-nat_49	Semi-nat	Østlandet	2970	1971.70
3	Semi-nat_50	Semi-nat	Østlandet	2776	1820.69
3	Skog_21	Skog	Østlandet	2071	1265.62
3	Skog_22	Skog	Østlandet	2181	1340.35
3	Skog_23	Skog	Østlandet	2513	1822.03
3	Skog_24	Skog	Østlandet	1779	1090.60
3	Skog_25	Skog	Østlandet	2686	1735.61
3	Skog_26	Skog	Østlandet	1924	1174.67
3	Skog_27	Skog	Østlandet	2147	1314.86
3	Skog_28	Skog	Østlandet	2568	1724.17
3	Skog_29	Skog	Østlandet	1953	1431.77
3	Skog_30	Skog	Østlandet	2368	1622.50
4	Semi-nat_100	Semi-nat	Nord-Norge	1501	1024.57
4	Semi-nat_91	Semi-nat	Nord-Norge	2115	1099.05
4	Semi-nat_92	Semi-nat	Nord-Norge	2096	1028.65
4	Semi-nat_93	Semi-nat	Nord-Norge	2403	1498.86
4	Semi-nat_94	Semi-nat	Nord-Norge	1438	940.91
4	Semi-nat_95	Semi-nat	Nord-Norge	2433	1625.84
4	Semi-nat_96	Semi-nat	Nord-Norge	1800	893.35
4	Semi-nat_97	Semi-nat	Nord-Norge	1970	1236.43
4	Semi-nat_98	Semi-nat	Nord-Norge	2102	1409.89
4	Semi-nat_99	Semi-nat	Nord-Norge	1791	1098.11
4	Semi-nat_61	Semi-nat	Sørlandet	2461	1669.30
4	Semi-nat_62	Semi-nat	Sørlandet	2368	1496.09
4	Semi-nat_63	Semi-nat	Sørlandet	3045	1761.70
4	Semi-nat_64	Semi-nat	Sørlandet	2222	1168.28
4	Semi-nat_65	Semi-nat	Sørlandet	1583	978.80
4	Semi-nat_66	Semi-nat	Sørlandet	1863	968.24
4	Semi-nat_67	Semi-nat	Sørlandet	2368	1417.36
4	Semi-nat_68	Semi-nat	Sørlandet	1853	1055.99
4	Semi-nat_69	Semi-nat	Sørlandet	2041	1107.25
4	Semi-nat_70	Semi-nat	Sørlandet	1870	936.12
4	Semi-nat_81	Semi-nat	Trøndelag	3073	1936.05
4	Semi-nat_82	Semi-nat	Trøndelag	2989	2024.89
4	Semi-nat_83	Semi-nat	Trøndelag	2684	1640.11
4	Semi-nat_84	Semi-nat	Trøndelag	2815	1292.81
4	Semi-nat_85	Semi-nat	Trøndelag	3126	1832.88
4	Semi-nat_86	Semi-nat	Trøndelag	2198	1343.25

4	Semi-nat_87	Semi-nat	Trøndelag	2623	1613.24
4	Semi-nat_88	Semi-nat	Trøndelag	2406	1288.19
4	Semi-nat_89	Semi-nat	Trøndelag	2756	1480.40
4	Semi-nat_90	Semi-nat	Trøndelag	2491	1449.80
4	Semi-nat_71	Semi-nat	Østlandet	2660	1582.81
4	Semi-nat_72	Semi-nat	Østlandet	2722	1507.16
4	Semi-nat_73	Semi-nat	Østlandet	2677	1684.60
4	Semi-nat_74	Semi-nat	Østlandet	2486	1305.03
4	Semi-nat_75	Semi-nat	Østlandet	2030	1032.47
4	Semi-nat_76	Semi-nat	Østlandet	2908	1708.03
4	Semi-nat_77	Semi-nat	Østlandet	3092	1741.35
4	Semi-nat_78	Semi-nat	Østlandet	3000	1643.81
4	Semi-nat_79	Semi-nat	Østlandet	3537	2074.64
4	Semi-nat_80	Semi-nat	Østlandet	2852	1877.27
4	Skog_31	Skog	Østlandet	2928	1835.12
4	Skog_32	Skog	Østlandet	2126	1281.92
4	Skog_33	Skog	Østlandet	2581	1526.66
4	Skog_34	Skog	Østlandet	2207	1417.45
4	Skog_35	Skog	Østlandet	1797	1018.52
4	Skog_36	Skog	Østlandet	2308	1401.24
4	Skog_37	Skog	Østlandet	2420	1317.32
4	Skog_38	Skog	Østlandet	1953	1189.36
4	Skog_39	Skog	Østlandet	1460	792.18
4	Skog_40	Skog	Østlandet	1681	1042.66

11 Vedlegg II. Funn av arter på rødlista

Arter i rødlistekategori nær truet (NT) i prosjektet så langt. Funnene er basert på DNA-metastrekking og er ikke morfologisk verifiserte.

Rødlistekat.	Orden	Latinsk navn	Norsk navn	Antall lokaler	Antall tilfeller
NT	Araneae	<i>Cheiracanthium oncognathum</i>	Langsabeledderkopp	1	1
NT	Araneae	<i>Dipoena torva</i>	Barkhjelmedderkopp	11	16
NT	Coleoptera	<i>Aderus populneus</i>		2	2
NT	Coleoptera	<i>Ampedus cinnabarinus</i>	Stor Blodsmeller	1	1
NT	Coleoptera	<i>Amphicyllis globiformis</i>		1	1
NT	Coleoptera	<i>Cantharis nigra</i>		1	2
NT	Coleoptera	<i>Dasytes fusculus</i>		1	1
NT	Coleoptera	<i>Euglenes pygmaeus</i>		1	1
NT	Coleoptera	<i>Gnorimus nobilis</i>	Praktgullbasse	1	1
NT	Coleoptera	<i>Malthinus seriepunctatus</i>		1	3
NT	Coleoptera	<i>Ptinus dubius</i>		2	3
NT	Coleoptera	<i>Scopaeus laevigatus</i>		1	1
NT	Diptera	<i>Anatella crispa</i>		10	10
NT	Diptera	<i>Beris morrisii</i>		6	11
NT	Diptera	<i>Boletina atridentata</i>		8	16
NT	Diptera	<i>Boletina jamalensis</i>		1	5
NT	Diptera	<i>Boletina kivachiana</i>		17	30
NT	Diptera	<i>Boletina subtriangularis</i>		41	109
NT	Diptera	<i>Bombylius minor</i>	Liten Humleflue	1	1
NT	Diptera	<i>Brevicornu arcticoides</i>		73	202
NT	Diptera	<i>Dioclea oelandica</i>	Svartvinget Engrovflue	3	3
NT	Diptera	<i>Docosia landrocki</i>		8	14
NT	Diptera	<i>Docosia tibialis</i>		25	42
NT	Diptera	<i>Dynatosoma dihaeta</i>		10	10
NT	Diptera	<i>Dynatosoma majus</i>		2	2
NT	Diptera	<i>Dynatosoma silesiacum</i>		2	2
NT	Diptera	<i>Ectrepesthoneura nigra</i>		6	7
NT	Diptera	<i>Ectrepesthoneura tori</i>		19	33
NT	Diptera	<i>Epistrophe ochrostoma</i>	Gulkinnet Skogbryntflue	2	2
NT	Diptera	<i>Exechia macula</i>		6	6
NT	Diptera	<i>Gnoriste harcyniae</i>		2	2
NT	Diptera	<i>Greenomyia stackelbergi</i>		22	47
NT	Diptera	<i>Hendelia beckeri</i>		9	11
NT	Diptera	<i>Macrorrhyncha flava</i>		11	33
NT	Diptera	<i>Mycetophila gemerensis</i>		13	43
NT	Diptera	<i>Mycetophila nigrofusca</i>		5	6
NT	Diptera	<i>Mycetophila pyrenaica</i>		51	110
NT	Diptera	<i>Mycetophila sinuosa</i>		91	265
NT	Diptera	<i>Mycetophila spectabilis</i>		4	4
NT	Diptera	<i>Mycetophila triangularis</i>		46	75
NT	Diptera	<i>Mycetophila trinotata</i>		50	113
NT	Diptera	<i>Mycomya collini</i>		1	1
NT	Diptera	<i>Mycomya humida</i>		13	24
NT	Diptera	<i>Mycomya kurildisa</i>		24	34
NT	Diptera	<i>Mycomya kuusamoensis</i>		8	17
NT	Diptera	<i>Mycomya livida</i>		3	4
NT	Diptera	<i>Mycomya pseudoapicalis</i>		2	2
NT	Diptera	<i>Neuratelia subulata</i>		1	1
NT	Diptera	<i>Panimerus integellus</i>		2	2
NT	Diptera	<i>Phronia cordata</i>		1	1
NT	Diptera	<i>Phronia distincta</i>		2	3
NT	Diptera	<i>Phronia elegans</i>		4	7
NT	Diptera	<i>Phthinia setosa</i>		3	3
NT	Diptera	<i>Sciophila antiqua</i>		11	12

NT	Diptera	<i>Sciophila balderi</i>		6	7
NT	Diptera	<i>Sphegina elegans</i>	Elegant Midjebломsterflue	1	1
NT	Diptera	<i>Sphegina spheginea</i>	Fjellmidjebломsterflue	2	2
NT	Diptera	<i>Synneuron annulipes</i>	Reliktmygga	2	3
NT	Diptera	<i>Syntemna daisetsuzana</i>		4	7
NT	Diptera	<i>Tetragoneura ambigua</i>		9	14
NT	Diptera	<i>Tetragoneura obirata</i>		27	68
NT	Diptera	<i>Trichonta clara</i>		16	27
NT	Diptera	<i>Trichonta delicata</i>		9	10
NT	Diptera	<i>Xylota ignava</i>	Rød Vedblomsterflue	5	5
NT	Hemiptera	<i>Halodapus rufescens</i>		1	1
NT	Hemiptera	<i>Oxycarenus modestus</i>		1	1
NT	Hemiptera	<i>Psyllopsis discrepans</i>	Liten Askegallesuger	1	3
NT	Hemiptera	<i>Psyllopsis fraxinicola</i>	Askegallesuger	2	9
NT	Hemiptera	<i>Recilia coronifer</i>		1	1
NT	Hemiptera	<i>Ribautiana ulmi</i>	Almebladsikade	4	4
NT	Hemiptera	<i>Triozza galii</i>	Mauresuger	2	2
NT	Hymenoptera	<i>Anteon ephippiger</i>		1	1
NT	Hymenoptera	<i>Dolerus genucinctus</i>		1	1
NT	Hymenoptera	<i>Halidamia affinis</i>		2	3
NT	Hymenoptera	<i>Leptothonax kutteri</i>	Snyltesmalmaur	2	2
NT	Hymenoptera	<i>Megachile alpicola</i>	Småbladskjærerbie	2	2
NT	Hymenoptera	<i>Pemphredon clypealis</i>	Liten Knøltregraver	2	3
NT	Hymenoptera	<i>Pristiphora conjugata</i>		1	1
NT	Hymenoptera	<i>Pristiphora testacea</i>		2	2
NT	Hymenoptera	<i>Rhogogaster viridis</i>		10	11
NT	Hymenoptera	<i>Symmorphus connexus</i>	Ospevedveps	2	2
NT	Lepidoptera	<i>Acleris schalleriana</i>	Krossvedflatvikler	2	3
NT	Lepidoptera	<i>Atolmis rubricollis</i>	Rødhalslavspinner	11	15
NT	Lepidoptera	<i>Calybites phasianipennella</i>		2	3
NT	Lepidoptera	<i>Crambus heringiellus</i>	Svart Nebbmott	9	15
NT	Lepidoptera	<i>Cyclophora pendularia</i>	Seljeløvmåler	1	1
NT	Lepidoptera	<i>Dichrorampha sylvicolana</i>	Nyseryllikrotvikler	14	27
NT	Lepidoptera	<i>Elachista triatomea</i>		9	20
NT	Lepidoptera	<i>Eucosma conterminana</i>	Skogsalatengvikler	1	1
NT	Lepidoptera	<i>Eupithecia expallidata</i>	Blek Dvergmåler	1	1
NT	Lepidoptera	<i>Eupithecia immundata</i>	Trollbærdvergmåler	2	2
NT	Lepidoptera	<i>Idaea muricata</i>	Purpurengmåler	1	1
NT	Lepidoptera	<i>Lampronia fuscatella</i>		2	3
NT	Lepidoptera	<i>Narycia duplicella</i>	Svart Algesekkspinner	1	1
NT	Lepidoptera	<i>Scoparia basistrigalis</i>	Rotstrekmosmott	7	14

Truede arter funne i prosjektet så langt, inklusive en regionalt utdødd art (RE). Funnene er basert på DNA-metastrekking og er ikke morfologisk verifiserte, bortsett fra *Elachista quadripunctella* som ble bekrefet morfologisk på våren 2024 av Kai Berggren. NB at man ikke kan skille *Ampedus sanguinolentus* fra *Ampedus pomonae* med de primers vi bruker.

Rødlistekat.	Orden	Latinsk navn	Norsk navn	Antall lokaler	Antall tilfeller
EN	Coleoptera	<i>Ampedus sanguinolentus</i>	Flekkblodsmeller	1	2
VU	Coleoptera	<i>Danosoma conspersum</i>	Barksmeller	2	3
VU	Coleoptera	<i>Mycetophagus decempunctatus</i>	Tiflekkvedsoppbille	1	1
VU	Diptera	<i>Boletina cordata</i>		1	3
VU	Diptera	<i>Boletina gusakovae</i>		8	23
VU	Diptera	<i>Brevicornu glandis</i>		51	145
VU	Diptera	<i>Brevicornu occidentale</i>		2	3
VU	Diptera	<i>Docosia flavicoxa</i>		24	78
VU	Diptera	<i>Exechiopsis forcipata</i>		2	3
VU	Diptera	<i>Ferdinandea ruficornis</i>	Sørlig Bronseblomsterflue	2	2
VU	Diptera	<i>Greenomyia baicalica</i>		5	6

VU	Diptera	<i>Greenomyia mongolica</i>	12	17
VU	Diptera	<i>Impleta consorta</i>	8	12
EN	Diptera	<i>Macrobrachius kowarzii</i>	12	23
EN	Diptera	<i>Manota unifurcata</i>	3	4
VU	Diptera	<i>Megophthalmidia crassicornis</i>	4	8
VU	Diptera	<i>Mycetophila deflexa</i>	11	16
VU	Diptera	<i>Mycetophila lastovkai</i>	34	56
VU	Diptera	<i>Mycetophila vivida</i>	10	10
VU	Diptera	<i>Mycomya bisulca</i>	10	15
VU	Diptera	<i>Mycomya danielae</i>	14	27
VU	Diptera	<i>Mycomya simulans</i>	6	7
VU	Diptera	<i>Mycomya tridens</i>	6	7
VU	Diptera	<i>Pachyneura fasciata</i>	32	47
VU	Diptera	<i>Phronia mutila</i>	7	7
VU	Diptera	<i>Phronia subsilvatica</i>	51	83
VU	Diptera	<i>Rymosia sagulata</i>	1	1
VU	Diptera	<i>Sciophila karellica</i>	41	72
EN	Diptera	<i>Sciophila minuta</i>	2	5
VU	Diptera	<i>Symmerus annulatus</i>	19	22
VU	Diptera	<i>Tonnoiriella nigricauda</i>	1	1
VU	Diptera	<i>Trichomyia urbica</i>	5	7
VU	Diptera	<i>Trichonta aberrans</i>	23	39
VU	Hemiptera	<i>Arboridia pusilla</i>	5	7
VU	Hemiptera	<i>Eupteryx tenella</i>	5	17
VU	Hemiptera	<i>Stenodema virens</i>	4	5
VU	Hymenoptera	<i>Bombus quadricolor</i>	1	1
VU	Hymenoptera	<i>Dryinus niger</i>	1	1
VU	Hymenoptera	<i>Empria excisa</i>	1	1
VU	Hymenoptera	<i>Pachyprotasis variegata</i>	5	6
VU	Hymenoptera	<i>Pristiphora insularis</i>	1	1
VU	Hymenoptera	<i>Symmorphus allobrogus</i>	3	3
VU	Lepidoptera	<i>Agonopterix hypericella</i>	3	9
EN	Lepidoptera	<i>Bryotropha purpurella</i>	4	4
VU	Lepidoptera	<i>Callisto insperatella</i>	1	1
EN	Lepidoptera	<i>Coenonympha hero</i>	1	2
VU	Lepidoptera	<i>Coleophora ahenella</i>	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Coleophora cornutella</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Coleophora potentillae</i>	2	2
VU	Lepidoptera	<i>Coleophora proterella</i>	3	3
VU	Lepidoptera	<i>Coleophora uliginosella</i>	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Coptotriche heinemanni</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Depressaria daucella</i>	2	3
EN	Lepidoptera	<i>Depressaria silesiaca</i>	4	6
VU	Lepidoptera	<i>Dichrorampha consortana</i>	4	5
VU	Lepidoptera	<i>Ecliptopera capitata</i>	8	9
VU	Lepidoptera	<i>Elachista bisulcella</i>	1	5
EN	Lepidoptera	<i>Elachista cingillella</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Elachista compsa</i>	2	2
VU	Lepidoptera	<i>Elachista elegans</i>	5	9
EN	Lepidoptera	<i>Elachista eskoi</i>	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Elachista pomerana</i>	1	1
RE	Lepidoptera	<i>Elachista quadripunctella</i>	2	2
VU	Lepidoptera	<i>Elachista trapeziella</i>	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Epermenia profugella</i>	4	6
VU	Lepidoptera	<i>Eucosma suomiana</i>	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Eupithecia ochridata</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Melitaea diamina</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Nemophora minimella</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Notocelia tetragonana</i>	5	6
VU	Lepidoptera	<i>Oxyptilus chrysodactyla</i>	1	1
VU	Lepidoptera	<i>Phiaris dissolutana</i>	2	3

VU	Lepidoptera	<i>Phyllonorycter nigrescentella</i>		3	4
VU	Lepidoptera	<i>Pristerognatha penthinana</i>	Springfrøvikler	6	8
VU	Lepidoptera	<i>Psychoides verhuella</i>	Svarteburknemøll	2	2
EN	Lepidoptera	<i>Selenodes karelica</i>	Rødknappvikler	4	7

12 Vedlegg III. Funn av arter på fremmedartslista

Påvisning av arter i insektovervåkingen i 2020-2023 som finnes på fremmedartslista (Artsdatabanken 2018). Identifiseringen er gjort gjennom DNA-metastrekking og ikke kontrollert ved morfologiske analyser. Det kan finnes arter på fremmedartslisten som vi ikke har DNA-referanser for og derfor ikke klarer å sette navn på og koble til fremmedartslista.

Orden	Artsnavn	Risikovurdering	Habitattype
Coleoptera	<i>Acrotona pseudotenera</i>	LO	Semi-nat
Coleoptera	<i>Acrotrichis insularis</i>	PH	Skog
Coleoptera	<i>Atomaria lewisi</i>	LO	Skog
Hymenoptera	<i>Bombus terrestris</i>	SE	Semi-nat
Coleoptera	<i>Cartodere nodifer</i>	PH	Skog
Hemiptera	<i>Deraeocoris lutescens</i>	HI	Skog
Diptera	<i>Dohrniphora cornuta</i>	LO	Skog
Diptera	<i>Drosophila busckii</i>	PH	Semi-nat
Diptera	<i>Drosophila melanogaster</i>	LO	Semi-nat
Diptera	<i>Feltiella acarisuga</i>	LO	Skog
Diptera	<i>Haematobosca stimulans</i>	LO	Skog
Diptera	<i>Haematobosca stimulans</i>	LO	Semi-nat
Hemiptera	<i>Kybos abstrusus</i>	LO	Semi-nat
Coleoptera	<i>Omalium rugatum</i>	LO	Skog
Coleoptera	<i>Omonadus floralis</i>	LO	Semi-nat
Opiliones	<i>Opilio canestrinii</i>	SE	Semi-nat
Coleoptera	<i>Oxytelus migrator</i>	LO	Semi-nat
Coleoptera	<i>Stricticollis tobias</i>	LO	Semi-nat
Hemiptera	<i>Tremulicerus fulgidus</i>	LO	Semi-nat
Coleoptera	<i>Trichiusa immigrata</i>	PH	Semi-nat
Hemiptera	<i>Trioza apicalis</i>	LO	Skog
Coleoptera	<i>Trixagus atticus</i>	LO	Semi-nat

13 Referanser

- Ahlstrøm, A., Bjørkelo, K., and Fadnes, K.D. 2019, May. AR5 klassifikasjonssystem. NIBIO. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2596511>.
- Artsdatabanken. 2018. Fremmedartslista 2018. (Hentet 2021-07-01). <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Brandsegg, H., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Majaneva, M., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., and Ødegaard, F. 2023. Insektovervåking på østlandet, Sørlandet og i Trøndelag. Rapport fra feltsesong 2022. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3053636>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Handberg, Ø.N., Hansen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., and Ødegaard, F. 2020a. Forslag til nasjonal insektovervåking. Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nyttekostnadsanalyse. Norsk institutt for naturforskning NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2646943>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., and Ødegaard, F. 2022. Insektovervåking på østlandet og i trøndelag. Rapport fra feltsesong 2021. Norsk institutt for naturforskning (NINA). <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2976316>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Hanssen, O., Laugsand, A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., and Ødegaard, F. 2020b. Insektovervåking på østlandet 2020 – rapport fra første feltsesong. Norsk institutt for naturforskning NINA. <https://hdl.handle.net/11250/2711199>.
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A., and Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. Norsk Institutt for Naturforskning NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2583168>.
- Astrup, R., Rahlf, J., Bjørkelo, K., Debella-Gilo, M., Gjertsen, A.-K., and Breidenbach, J. 2019, August. Forest information at multiple scales: Development, evaluation and application of the Norwegian forest resources map SR16. 6. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1588989>.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**(1): 134–143. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., and Logez, M. 2021. Betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., and Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* **67**(1): 1–48. doi:[10.18637/jss.v067.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01).
- Callahan, B.J., McMurdie, P.J., Rosen, M.J., Han, A.W., Johnson, A.J.A., and Holmes, S.P. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* **13**(7): 581–583. doi:[10.1038/nmeth.3869](https://doi.org/10.1038/nmeth.3869).

- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sande, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., and Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**: 45–67.
- DAISIE-partners. 2008. Species accounts for 100 of the most invasive alien species in europe. *Handbook of alien species in europe*. Springer.
- Daskalova, G.N., Phillimore, A.B., and Myers-Smith, I.H. 2021. Accounting for year effects and sampling error in temporal analyses of invertebrate population and biodiversity change: A comment on Seibold et al. 2019. *Insect Conservation and Diversity* **14**(1): 149–154. doi:[10.1111/icad.12468](https://doi.org/10.1111/icad.12468).
- Elbrecht, V., Braukmann, T.W.A., Ivanova, N.V., Prosser, S.W.J., Hajibabaei, M., Wright, M., Zakharov, E.V., Hebert, P.D.N., and Steinke, D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ* **7**: e7745. doi:[10.7717/peerj.7745](https://doi.org/10.7717/peerj.7745).
- Espregueira Themudo, G., Rey-Iglesia, A., Robles Tascón, L., Bruun Jensen, A., Fonseca, R.R. da, and Campos, P.F. 2020. Declining genetic diversity of European honeybees along the twentieth century. *Scientific Reports* **10**(1): 10520. doi:[10.1038/s41598-020-67370-2](https://doi.org/10.1038/s41598-020-67370-2).
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., and Kroon, H. de. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* **12**(10): e0185809. doi:[10.1371/journal.pone.0185809](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809).
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaiani, M., With, K.A., Wiegand, K., and Nowosad, J. 2019. Landscapemetrics: An open-source r tool to calculate landscape metrics. *Ecography* **42**: 1648–1657.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., and Chao, A. 2016. iNEXT: An r package for rarefaction and extrapolation of species diversity (hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* **7**(12): 1451–1456. doi:<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Lebuhn, G., Droege, S., Connor, E.F., Gemmill-Herren, B., Potts, S.G., Minckley, R.L., Griswold, T., Jean, R., Kula, E., Roubik, D.W., Cane, J., Wright, K.W., Frankie, G., and Parker, F. 2013. Detecting Insect Pollinator Declines on Regional and Global Scales: Detecting Pollinator Declines. *Conservation Biology* **27**(1): 113–120. doi:[10.1111/j.1523-1739.2012.01962.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01962.x).
- Müller, J., Hothorn, T., Yuan, Y., Seibold, S., Mitesser, O., Rothacher, J., Freund, J., Wild, C., Wolz, M., and Menzel, A. 2023. Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*: 1–6. doi:[10.1038/s41586-023-06402-z](https://doi.org/10.1038/s41586-023-06402-z).
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., and Wagner, H. 2020. Vegan: Community ecology package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Ørka, H.O., Bollandsås, O.M., and Gobakken, T. 2019. Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog. Field instruction V24. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU.
- Pagad, S., Genovesi, P., Carnevali, L., Schigel, D., and McGeoch, M.A. 2018. Introducing the Global Register of Introduced and Invasive Species. *Scientific Data* **5**(1): 170202. doi:[10.1038/sdata.2017.202](https://doi.org/10.1038/sdata.2017.202).
- Pebesma, E. 2021. Lwgeom: Bindings to selected 'liblwgeom' functions for simple features. <https://CRAN.R-project.org/package=lwgeom>.

- Porter, T.M., and Hajibabaei, M. 2018. Automated high throughput animal CO1 metabarcoding classification. *Scientific Reports* **8**(1): 4226. doi:[10.1038/s41598-018-22505-4](https://doi.org/10.1038/s41598-018-22505-4).
- Roy, H.E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D.C., Bishop, J.D.D., Blackburn, T.M., Branquart, E., Brodie, J., Carboneras, C., Cottier-Cook, E.J., Copp, G.H., Dean, H.J., Eilenberg, J., Gallardo, B., Garcia, M., García-Berthou, E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Kenis, M., Kerckhof, F., Kettunen, M., Minchin, D., Nentwig, W., Nieto, A., Pergl, J., Pescott, O.L., M. Peyton, J., Preda, C., Roques, A., Rorke, S.L., Scalera, R., Schindler, S., Schönrogge, K., Sewell, J., Solarz, W., Stewart, A.J.A., Tricarico, E., Vanderhoeven, S., Velde, G. van der, Vilà, M., Wood, C.A., Zenetos, A., and Rabitsch, W. 2019. Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology* **25**: 1032–1048.
- Saul, W.-C., Roy, H.E., Booy, O., Chen, L.C.H.-J., Genovesi, P., Harrower, C.A., Pagad, P.E.H.S., Pergl, J., and Jeschke, J.M. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *Journal of Applied Ecology* **54**: 657–669.
- 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., and Weisser, W.W. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* **574**(7780): 671–674. doi:[10.1038/s41586-019-1684-3](https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3).
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., and Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).
- Wang, Q., Garrity, G.M., Tiedje, J.M., and Cole, J.R. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. *Applied and Environmental Microbiology* **73**(16): 5261–5267. doi:[10.1128/AEM.00062-07](https://doi.org/10.1128/AEM.00062-07).
- White, E.R. 2019. Minimum Time Required to Detect Population Trends: The Need for Long-Term Monitoring Programs. *BioScience* **69**(1): 40–46. doi:[10.1093/biosci/biy144](https://doi.org/10.1093/biosci/biy144).

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

*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
Ims i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både
forskning og utredning, miljøoveråking,
rådgivning og evaluering. NINA har stor
bredde i kompetanse og erfaring med
både naturvitene og samfunnsvitene i
stabben. Vi har kunnskap om artene,
naturtypene, sammfunnets bruk av
naturen og sammenhenger med de store
drivkretene i naturen.*

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5159-4

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 framtidas miljøløsninger