

1729

NINA Rapport

Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge

Uttesting og videreutvikling av overvåkingsystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter

Rannveig M. Jacobsen, Anders Endrestøl, Kristin Magnussen, Frode Fossøy, Hege Brandsegg, Marie Davey, Øyvind Nystad Handberg, Oddvar Hanssen, Markus Antti Mikael Majaneva, Ståle Navrud, Anders Often, Brett K. Sandercock, Jens Åström



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge

Uttesting og videreutvikling av overvåkingssystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter

Rannveig M. Jacobsen
Anders Endrestøl
Kristin Magnussen
Frode Fossøy
Hege Brandsegg
Marie Davey
Øyvind Nystad Handberg
Oddvar Hanssen
Markus Antti Mikael Majaneva
Ståle Navrud
Anders Often
Brett K. Sandercock
Jens Åström

Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Handberg, Ø.N., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Often, A., Sandercock, B.K., Åström, J. 2019. Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge - Uttesting og videreutvikling av overvåkingssystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter. NINA Rapport 1729. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, desember 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3483-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

[xx]

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef [fylles ut av forskningssjefen] (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

[xx]

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

[f.eks M-nummer fra Miljødirektoratet eller sekssifret prosjektnummer fra Forskningsrådet. Slett hele feltet hvis det ikke er aktuelt]

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Lokaliteten på Mile gjenvinningsstasjon i Mjøndalen, samt et utvalg arter funnet i dette prosjektet (f.h.) *Sambucus ebulus*, *Stephostethus angusticollis*, *Cotoneaster divaricatus* og *Philonthus spinipes* © Anders Endrestøl, Arnstein Staverløkk, Anders Often

NØKKELOD

DNA-metastrekoding, edderkoppdyr, fremmede arter, insekter, karplanter, overvåking, tidlig oppdagelse og rask respons, varslingsystem, nyttekostnadsanalyse

KEY WORDS

Alien species, arachnids, DNA-metabarcoding, early detection and rapid response, insects, surveys, vascular plants, warning system, cost-benefit analysis

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

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

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Handberg, Ø.N., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Often, A., Sandercock, B.K., Åström, J. 2019. Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge - Uttesting og videreutvikling av overvåkingsystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter. NINA Rapport 1729. Norsk institutt for naturforskning.

Arter som spres utenfor deres naturlige utbredelsesområde med menneskelig hjelp, enten tilsiktet eller utilsiktet, anses som fremmede arter der de innføres. Utilsiktet spredning av arter i forbindelse med transport av mennesker og varer har økt i takt med økende globalisering. Noen av disse artene (invaderende arter) fører til negative effekter på lokalt biologisk mangfold, økosystemtjenester, jordbruk og/eller menneskelig velferd. Det er beregnet at invaderende arter fører til mange milliarder i samfunnsøkonomiske kostnader på global skala. Ideelt sett skulle all introduksjon av skadelige, fremmede arter blitt unngått da dette ville gitt de laveste kostnadene, men i praksis er dette sjelden gjennomførbart. Dermed er beste alternativ å oppdage nye fremmede arter tidlig, for å kunne respondere med tiltak for bekjempelse eller kontroll i de tilfellene der det er nødvendig. Dette konseptet kalles «tidlig oppdagelse og rask respons». For å oppnå «tidlig oppdagelse og rask respons» i forhold til nye fremmede arter, trengs et passende overvåkingsystem, en protokoll for risikovurdering, et varslingsystem og en protokoll for passende respons.

Prosjektet «Tidlig oppdagelse og varsling av landlevende fremmede arter i Norge» har hatt som målsetting å utforme et overvåkingsystem for tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter av terrestriske karplanter, insekter og edderkoppdyr i tidlig etableringsfase i norsk natur. Prosjektet startet i 2018 og ble videreført i 2019 hvor vi har fokusert på uttesting av visse aspekter ved designet fra 2018.

Feltmetodikken for 2019 er basert på erfaringene og anbefalingene fra pilotprosjektet i 2018. Kartleggingsmetodikken fra 2018 ble i 2019 testet ut i ytterligere 20 ruter (250x250 m) i Sørøst-Norge, baserte på SSB sitt rutenett. Rutene ble valgt ut enten ved vektning fra den tidligere «hotspot»-analysen av forekomst av fremmede arter (10 ruter) eller ved subjektive vurderinger (10 ruter). Kartlegging av insekter ble gjort med malaisefeller (jf. enkel metodikk), men for fem ruter testet vi også i tillegg innsamling med G-vac (grundig metodikk) og fallfeller (omfattende metodikk). Alle insektprøver foruten fallfeller ble samlet på etanol. Etanolen ble filtrert og DNA-ekstraksjon ble gjort på etanolen. Materialet ble så analysert med metabarstrekoding, samt morfologisk artsbestemming av sommerfugler og biller for 10 prøver. For karplantekartleggingen ble grundig metodikk valgt basert på «random walk» og en øvre grense for tidsbruk i ruta til fem timer. Endret og ny metodikk i 2019 har også medført oppdaterte kostnadsanslag for de ulike behandlingene.

Det ble funnet totalt 167 risikovurderte fremmede plantearter i de 20 rutene i 2019, hvilket er noe høyere enn de 120 fremmede plantearter som ble påvist i 2018, riktignok da kun fra 15 ruter. Fra de 20 malaisefellene (fire tømninger, 80 prøver), ble det med metabarstrekoding definert 1857 arter. Kun sju av disse var risikovurderte fremmedarter, noe som er lavere enn de 12 som ble påvist i 2018 (fra et betydelig mindre materiale). Av disse var 32 potensielt nye for Norge totalt for begge år. Disse kan være oversette stede egne arter, men kan også være nye fremmede arter i Norge. Generelt ble for øvrig kun et fåtall av artene (ca. 15-25%) funnet av både DNA-analysen og en morfologisk gjennomgang av sommerfugler og biller, og ca. halvparten artene ble kun påvist ved morfologisk analyse. Dette medfører videre at beregningene av forekomstsannsynlighet og oppdagelsesannsynlighet ikke blir presise for insektene sitt vedkommende.

De to modellene med størst støtte hadde variasjon av utbredelse og oppdagbarhet av fremmede karplanter som varierte med både år og risikokategori. Den endrede kartleggingsmetodikken (grundig) medførte en sannsynlighet for påvisning av fremmede karplanter som var høyere i 2019 enn for 2018 for alle fem risikokategorier. Oppdagbarheten økte med 8-29 prosentenheter for 2019 for de tre høyeste risikokategoriene (PH-SE). De fremmede insektene (samt de

potensielt nye) hadde variasjon i utbredelse og oppdagbarhet som varierte med risikokategori, mens den modellen med nest størst støtte også inkluderte tømning.

Insekter og karplanter ble analysert per risikokategori, det vil si at vi ikke skiller ut artsspesifikke sannsynligheter for forekomst og oppdagelse. Disse hadde gjennomgående både høyere forekomstsannsynlighet og oppdagelsesannsynlighet, slik at det totalt sett er mer vanlig å observere fremmede karplanter enn insekter. Kun for gruppen «NK» ser det ut til at man trenger å besøke opp mot 150 lokaliteter, mens for de andre kategoriene oppnår man en høy observasjonssannsynlighet ved 50 eller enda færre lokaliteter. Dette er for de artene vi har påvist, men det vil altså kunne finnes mye mer sjeldne arter som vi ikke har klart å fange opp. Konklusjonen er dermed at vi har liten evne til å oppdage arter som er etablert på i størrelsesorden 500 eller færre ruter.

Tidlig varsling i seg selv vil ikke utløse store nyttevirkninger. Hvis myndighetene kun etablerer systemet uten å gjennomføre tiltak på bakgrunn av informasjonen, bidrar systemet kun til en form for kunnskapsoppbygging og muligheter for eventuelt å utnytte kunnskapen på sikt, og til at forskere kan publisere og slik bidra til den internasjonale forskningslitteraturen og -kunnskapen. Det ligger imidlertid som bakteppe en antagelse om at hvis forvaltningen setter i gang et tidlig varslingssystem, er intensjonen å utnytte kunnskapen til bedre forvaltning av fremmede arter som kommer til landet/etablerer seg. I det tilfellet, kan samfunnet få reduserte kostnader til bekjempelsestiltak hvis det settes inn innsats tidlig(ere), fordi bekjempelseskostnadene i stor grad er proporsjonale med utbredelsesarealet.

Vi gjorde et enkelt regnestykke for å illustrere hva som kan spares *per art* som oppdages og bekjempes tidlig, i form av sparte bekjempelseskostnader og viste at besparelsen ved å sette inn tiltak «nå», i stedet for om ti år varierer med artens invasjonspotensiale (hvor fort den sprer seg) og med kostnader til bekjempelse per arealenhet, og varierer fra ca. 10 millioner kroner i nåverdi for arter som har lavt invasjonspotensial og er blant de billigste å bekjempe til 500 millioner kroner i nåverdi for arter som har middels høye bekjempelseskostnader og sprer seg med middels hastighet. Fra beregningene fremgår det at dersom informasjonen ved tidlig varsling utnyttes til å sette inn tidlige bekjempelseskostnader trengs det kun at det oppdages 1-2 fremmede arter som følge av programmet for at kostnadene til tiltaket skal være spart inn, selv for det dyreste overvåkingssystemet. Det er altså mye som tyder på at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et tidlig varslingssystem, gitt at man behandler informasjonen man får fra systemet og utnytter denne til å sette inn tiltak tidligere enn man ellers ville gjort.

Erfaringene fra pilotprosjektet viser at sannsynligheten for å oppdage en ny fremmed art som finnes i området øker ved økt ambisjonsnivå (og dermed kostnader), men sier ikke hvor mye større sannsynligheten for å oppdage en ny fremmed art som kommer til landet - uten av vi kjenner til hvor den kommer - er med et mer ambisiøst overvåkingsprogram.

Vi anbefaler en videreutvikling av overvåkingsprosjektet for tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge jf de anbefalinger og erfaringer som er gitt i tidligere rapport og denne, inklusive en videreutvikling av prediksjonsmodellen for utvelgelse av ruter og videreutvikling av DNA-metastrekkoding som metode for artsidentifisering.

Jacobsen, R.M. (rannveig.jacobsen@nina.no), Endrestøl, A., Often, A., Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Sandercock, B.K., Åström, J. NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Navrud, S. Menon Economics, Sørkedalsveien 10 B, 0369 Oslo.

Abstract

Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Handberg, Ø.N., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Often, A., Sandercock, B.K., Åström, J. 2019. Early detection and warning of new alien species in Norway – Testing and developing surveillance of alien terrestrial vascular plants and insects. NINA Report 1729. Norwegian Institute for Nature Research.

Undesirable species that spread outside their natural range due to either intentional or unintentional human activity, are considered alien species in their introduced range. Unintentional proliferation of alien species has increased in connection with global trade. Some of these alien species can become established and cause major negative effects on local biodiversity, ecosystem services, agriculture, and human welfare (invasive species), and have major socio-economic costs at a global scale. Prevention of the introduction of harmful, alien species via quarantines or other measures may have the lowest economic cost, but in practice such measures are rarely feasible. The best alternative may be "early detection and rapid response" (EDRR) programs that are aimed to detect new alien species early for targeting management actions for eradication or control as needed. An EDRR program for new alien species requires four core elements: an appropriate monitoring system, a risk assessment protocol, a warning system, and an appropriate set of response protocols.

Our project "*Early detection and warning of terrestrial alien species in Norway*" aims to design a surveillance system for early detection and warning of new alien species of terrestrial vascular plants, insects, and spiders at an early phase of establishment in natural areas of Norway. Our 2-year project was conducted in 2018-2019 with an initial sampling design in 2018 that was modified and improved in 2019.

The field methodology for 2019 was based on our experience and recommendations from the pilot project in 2018. The basic survey methodology from 2018 was expanded in 2019 with addition of 20 new study plots based on Statistics Norway's grid network (250x250 m). New plots were selected either by weighting from the previous hotspot analysis of occurrence of alien species (10 plots) or by subjective assessments by experts (10 plots). Mapping of insects was done with malaise traps (cf. simple methodology), but for five routes we also tested collection with G-vac (thorough methodology) and pitfall traps (extensive methodology). All insect samples except pitfall traps were collected into ethanol as a storage media. The ethanol was filtered and DNA extractions were conducted on the ethanol fluid. All DNA materials were analyzed with metabarcoding, and a subset of 10 samples were also processed for morphological identification of butterflies and beetles. For initial surveys of vascular plants, observers searched the plots using a random walk with an upper limit for time spent in the five-hour route (thorough methodology). The modified search procedures has resulted in updated cost estimates for our survey options.

A total of 167 species of alien plants with risk assessments were found in the 20 plots in 2019, which was slightly higher than the 120 foreign plant species detected on 15 routes in 2018. In 2019, 80 Malaise traps samples (four rounds, 20 plots) were identified to a total of 1857 species with metabarcoding. Only seven species of invertebrates were alien species with risk assessments in 2019, which was slightly lower than the 12 species detected in 2018 (from significantly less material). In addition, we recorded a total of 32 species that were potentially new to Norway in our 2-year project, which may be either undescribed native species or new alien species in Norway. Overall, only a subset of the species (about 15-25%) were detected by both the DNA analysis and by the morphological identification among the butterflies and beetles, and approx. half of the species were detected only by morphological analysis. Our findings suggest that different genetic protocols need further testing and that our estimates of the probabilities of occurrence and detection may be biased for some groups of insects.

We modeled the probability of occupancy and detection with occupancy models with repeated visits by different skilled observers (vascular plants) or multiple rounds of sampling (invertebrates). For vascular plants, the two candidate models with the greatest support modeled occupancy and detection with differences among years and category of risk. Our improved survey methods based on thorough searches in 2019 resulted in a higher probabilities of detection for alien vascular plants for all five risk categories. The probability of detection increased by 8-29 percentage points for 2019 for the three highest risk categories (PH-SE). The assemblage of alien and newly detected species of insects had variation in the probabilities of occupancy and

detection that also varied by risk category, while the model with the second largest support also included differences among the four rounds of sampling.

Insects and vascular plants were analyzed by risk category, and we did not try to estimate species-specific probabilities of occurrence and detection. Some of the groups of relatively high risk (SE or HI) were established species that had both higher occurrence probability and detection probability. Comparing the two groups of organisms, it was more common to observe alien vascular plants than insects. Only for the group "NK" does it appear that one has to visit up to 150 sites, while for the other categories of risk, a relatively high probability of observation can be obtained by visits to ≤ 50 sites. Our calculations were based upon species that we were able to detect, but there may be many more rare species that we have not been able to sample. Our preliminary conclusion is that we would likely have difficulty with detection of alien species that have become established on 500 or fewer routes.

We conducted a cost-benefit analysis of alternative designs for an early warning system to assess whether it is economically viable to develop an early warning system based on systematic monitoring that can provide detection of alien species of plants and insects that could cause ecological damage in Norway.

An early warning system alone is not adequate to realize major benefits. If the management authorities establish an early warning system without plans to implement control measures based on new detections, an early warning system will contribute only to building of a knowledge base about the general threats from alien species. Building a knowledge base would provide opportunities to design improved detection systems, and would also allow researchers to publish their findings and contribute to the international research literature. As a backdrop for our financial analysis, we assume that if the authorities initiate an early warning system, the intention is to utilize the knowledge for better management and control of alien species that are arriving and may become established in Norway. In this situation, society will benefit because management measures will have a reduced cost and be more effective if started earlier because the costs of eradication are proportional to the area of distribution that must be treated, and are more likely to be successful.

We conducted basic calculations to illustrate the potential cost savings that can be realized if a species is detected and eradicated at an early stage of settlement. We calculated savings in the form of reduced costs of eradication, and show that the savings realized by taking measures immediately instead of waiting a decade can vary with the species' invasion potential and with the costs of eradication per unit area. Cost savings varied from ca. 10 million NOK (current value) for species that have low invasive potential and are among the cheapest to fight, and up to ca. 500 million NOK for species that have medium to high control costs and spread at medium speed. Our calculations show that if early warning information is used to minimize the costs of early eradication, it is only necessary to detect 1-2 alien species to offset the costs of an early warning system, even for the most expensive monitoring designs. Our cost-benefit analysis indicates that it will be economically profitable to implement an early warning system if the management authorities also quickly process the new information received from systematic monitoring and use any early detections to implement eradication measures at an early stage of settlement before alien species become established.

Preliminary results from our 2-year pilot project indicate that the probability of discovering a new foreign species found in the area increases with increased sampling effort (and therefore costs), but it remains difficult to predict the increased probability of discovering a new foreign species coming to Norway, and predicting where it came from, without development of a more comprehensive monitoring program.

We recommend further implementing and developing the monitoring project of early detection and warning of new alien species in Norway, cf. the recommendations and experiences given in the previous report and this one, including a further development of the prediction model for plot selection and further development of DNA metabarcoding as a method for species identification.

Jacobsen, R.M. (rannveig.jacobsen@nina.no), Endrestøl, A., Often, A., The Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo. Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Hanssen, O., Majaneva, M.A.M., Sandercock, B.K., Åström, J. NINA, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim. Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Navrud, S. Menon Economics, Sørkedalsveien 10 B, NO-0369 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1. Innledning	10
2. Metode	12
2.1. Utvelgelse av overvåkingsruter	12
2.2. Kartlegging av karplanter.....	14
2.3. Innsamling av insekter.....	15
2.4. Identifisering av insekter.....	19
2.4.1. Forarbeid.....	19
2.4.2. Morfologisk identifisering	20
2.4.3. DNA-metastrekkoding.....	20
2.4.4. Kostnadsanslag for pilot	22
3. Resultater og diskusjon	23
3.1. Karplanter	23
3.1.1. Nye fremmede arter 2019.....	24
3.2. Insekter	26
3.2.1. Morfologisk identifisering av sommerfugler og biller	26
3.2.2. Nye norske arter og spesielle funn fra morfologisk identifisering.....	28
3.2.3. Sammenligning av DNA-metastrekkoding og morfologiske artsbestemmelse	31
3.2.4. Sammenligning av COI-referansedatabasen og norsk artsliste.....	33
3.2.5. Artsmangfold og fremmede arter påvist med DNA-metastrekkoding av filtrert etanol fra 80 malaisefeller.....	34
3.2.6. Sammenligning av to og fire ukers tømmeintervall av malaisefeller for DNA-metastrekkoding	36
3.2.7. Sammenligning av malaisefeller og G-Vac basert på DNA-metastrekkoding....	36
3.2.8. Søk etter nye norske insektarter basert på DNA-metastrekkoding.....	38
3.3. Modellering av tilstedeværelse og deteksjon av fremmede arter	41
3.3.1. Fremmede karplanter	41
3.3.2. Fremmede insekter.....	44
3.3.3. Konsekvenser for observasjonssannsynlighet og samplemengde	47
4. Andre registreringer	50
4.1. NiN-kartlegging	50
4.2. Forenklet landsskogstaksering.....	52
4.3. Test av høypresisjons-GPS.....	52
5. Overvåkingssystemet	54
5.1. Kartlegging av planter.....	54
5.2. Kartlegging av insekter	54
5.2.1. Andre innsamlingsmetoder, grundig og omfattende metodikk.....	54
5.2.2. Fangstperiode	55
5.2.3. DNA-metastrekkoding.....	55
5.3. Rutevalg.....	57
5.4. Tidlig oppdagelse.....	57
5.5. Andre registreringer	58

6. Varslingssystemet.....	60
7. Nyttekostnadsanalyse av nivået på overvåking for tidlig oppdagelse av fremmede arter i Norge.....	61
7.1. Metode og gjennomføring av nyttekostnadsanalysen.....	61
7.1.1. Nytte-kostnadsanalyse (NKA) i et nøtteskall.....	61
7.1.2. Hovedtrinn og grunnlag for nyttekostnadsanalysen.....	61
7.1.3. Presiseringer og avgrensinger.....	64
7.1.4. Nærmere om fremgangsmåten i en break-even-analyse.....	64
7.2. Beregning av kostnader.....	66
7.2.1. Kostnadsposter.....	67
7.2.2. Kostnader ved ulike alternativer.....	67
7.3. Vurdering og beregning av samfunnets nytte av tidlig varsling.....	69
7.3.1. Hva koster fremmede arter samfunnet – og hva kan spares ved tidlig oppdagelse og varsling?.....	69
7.3.2. Kategorisering av nyttevirksomheter.....	70
7.3.3. Potensialet for reduserte kostnader til bekjempelsestiltak.....	72
7.3.4. Potensialet for reduserte miljøskader og øvrige samfunnskostnader.....	74
7.4. Sammenligning av nytte og kostnader – er tiltakene samfunnsøkonomisk lønnsomme?.....	76
7.4.1. Hvor stor må nytten av tiltakene være for at de skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme?.....	76
7.4.2. Er tiltak for tidlig varsling samfunnsøkonomisk lønnsomt?.....	77
8. Konklusjon og videreutvikling.....	79
8.1. Prosjektets nettside.....	79
8.2. Mulige synergier med andre overvåkingsprosjekter.....	80
8.3. Videre anbefaling.....	80
9. Referanser.....	82
10. Vedlegg.....	85
10.1. Vedlegg 1.....	85
10.2. Vedlegg 2.....	98
10.3. Vedlegg 3.....	101

Forord

Norsk institutt for naturforskning inngikk 28.mai 2018 en kontrakt med Miljødirektoratet om utførelse av prosjektet «Tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter i Norge». Kontrakten inneholdt en opsjon om samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse (opsjon 1) og en opsjon om uttesting og utvikling av foreslått overvåkingsmetodikk i 2019 (opsjon 2). Opsjon 1 ble utløst 31. august 2018, og opsjon 2 ble utløst 19. februar 2019. Etter avtale er resultatene fra begge opsjoner samlet i denne rapporten.

Overvåkingssystemet foreslått i denne rapporten har som mål å føre til tidlig oppdagelse av nye fremmede arter av terrestriske karplanter og insekter i etableringsfase i norsk natur, innen visse standardiserte rammer for overvåkingen angitt i kravspesifikasjonen (som bruk av faste overvåkingsruter). Samtidig vil overvåkingen gi bedre kunnskap om utbredelse og spredning av allerede etablerte fremmede arter, samt gi mer informasjon om spredningsveier for fremmede arter. En slik overvåking av fremmede arter, med fokus på spredningsveier, vil være et viktig ledd i å nå Aichi-mål nr. 9; «Innen 2020 er skadelige fremmede organismer og deres spredningsveier identifisert og prioritert, utvalgte organismer er kontrollert eller utryddet, og det er innført tiltak for å forvalte spredningsveier for å hindre introduksjon og etablering.»

Prosjektledere hos NINA har vært Rannveig M. Jacobsen (- oktober 2019) og Anders Endrestøl (oktober 2019 – desember 2019).

Vi ønsker å takke Hanne Hegre for kartlegging av karplanter og Kai Berggren for identifisering av sommerfugler. Takk til Hilde Rui for bistand med botaniske registreringer. Takk til Arnstein Staverløkk for bidrag med bilder. Vi vil også takke alle grunneiere som har gitt tillatelse til kartlegging og innsamling av insekter på deres eiendom. I tillegg til privatpersoner gjelder dette; Borregaard AS, Bane NOR, Drammen havn, RfD IKS, Statkraft Tofte AS, MOVAR IKS, Ragn Sells AS, Sætre Bruk AS, Statskog Glomma AS, Eventyrhus AS, Nittedal kommune, Oslo kommune og Drammen kommune. Vi takker vår kontaktperson i Miljødirektoratet, Tomas Holmern, for godt samarbeid.

Anders Endrestøl
Prosjektleder

1. Innledning

Arter som spres utenfor deres naturlige utbredelsesområde med menneskelig hjelp, enten tilsiktet eller utilsiktet, anses som fremmede arter der de innføres. Utilsiktet spredning av arter i forbindelse med transport av mennesker og varer har økt i takt med økende globalisering (Hulme 2009). Selv om flertallet av arter innført til et nytt område vanligvis ikke klarer å etablere seg, så finnes det mange eksempler på at enkelte fremmede arter ikke bare klarer å etablere seg, men også fører til negative effekter på lokalt biologisk mangfold, økosystemtjenester, jordbruk og/eller menneskelig velferd. Slike skadelige fremmede arter kalles ofte invaderende arter. Det er beregnet at invaderende arter fører til mange milliarder i samfunnsøkonomiske kostnader på global skala (Kettunen mfl. 2008, Bradshaw mfl. 2016).

Minst 2410 fremmede arter har blitt registrert i Norge, hvorav 1039 arter anses som etablert i norsk natur (naturaliserte, Sandvik mfl. 2019). Naturaliserte fremmedarter utgjør dermed omtrent 3% av alle etablerte arter i Norge. Andelen er langt høyere for enkelte artsgrupper som for eksempel karplanter, der naturaliserte fremmedarter utgjør 22% av alle arter i Norge (Sandvik mfl. 2019). Naturaliserte planter forekommer særlig i åpent lavland, urbane områder og til dels i skog, mens naturaliserte landlevende evertebrater forekommer i hovedsak i åpent lavland og til en viss grad i skog. Over halvparten av de naturaliserte artene forekommer i hovedsak i sterkt modifiserte økosystem, som veikanter eller intensivt drevet jordbruk.

Forekomst av fremmede arter i norsk natur er sterkt knyttet til menneskelig aktivitet og utbygging, og er generelt høyere i områder med høyere befolkningstetthet (Olsen mfl. 2017, Sandvik mfl. 2019). Antall fremmede arter synker mot nord (Sandvik mfl. 2019), og er særlig høyt for sørlige kyststrøk (Olsen mfl. 2017). De samme trendene er gjeldende ved analyse av førstefunn av fremmede karplanter, det vil si at urbane, sørlige kyststrøk fungerer som introduksjonsområder for nye fremmede arter (Olsen mfl. 2017).

Flertallet av de fremmede artene i Norge har spredd seg til norsk natur ved forvilling (/rømming) fra kultivering (/fangenskap) (Hendrichsen mfl. 2014, Figur 1.1). Denne spredningsveien er særlig vanlig for planter, mens fremmede insekter i hovedsak ankommer som blindpassasjerer (forurensing) i forbindelse med transport av varer eller mennesker (Hendrichsen mfl. 2014). Hageplanter er både en kilde til forvilling av fremmede plantearter (Hendrichsen mfl. 2014) og til blindpassasjerer i form av insekter og andre virvelløse dyr (Westergaard mfl. 2018). Men selv for en kjent kilde til introduksjon av nye arter, kan det være vanskelig å vurdere på hvilket punkt i transporten en eventuell spredning til norsk natur vil skje. For hageplantene er det sannsynligvis størst etableringspotensiale i den perioden individer står plantet i norske hager og potensielt produserer frø eller andre reproduktive enheter for spredning, hvilket stemmer overens med en høyere andel førstefunn av fremmede karplanter i områder med bebyggelse (Olsen mfl. 2017). Men for insekter og andre blindpassasjerer er det mindre kunnskap om overgangen fra introduksjon til etablering. Vil det kritiske punktet for spredning til norsk natur være idet kontainerne med hageplanter åpnes, perioden da hageplantene befinner seg på utsalgsstedene, eller etter utplanting i hager? Lignende spørsmål kan stilles andre spredningsveier for blindpassasjerer, som for eksempel tømmerimport (Hagen mfl. 2016).

Fremmede arter kan ha store samfunnsøkonomiske kostnader, også i Norge (Magnussen mfl. 2014). Samtidig er det svært kostbart å bekjempe veletablerte, fremmede arter (Blaalid mfl. 2017). Ideelt sett skulle all introduksjon av skadelige, fremmede arter blitt unngått da dette ville gitt de laveste kostnadene, men i praksis er dette sjelden gjennomførbart. Derest er beste alternativ å oppdage nye fremmede arter tidlig, for å kunne respondere med tiltak for bekjempelse eller kontroll i de tilfellene der det er nødvendig. Dette konseptet kalles «tidlig oppdagelse og rask respons», og har fått økende oppmerksomhet blant regionale og nasjonale forvaltningsmyndigheter og fagpersoner (Jacobsen mfl. 2018). For å oppnå «tidlig oppdagelse og rask respons» i forhold til nye fremmede arter, trengs et passende overvåkingssystem, en protokoll for risikovurdering, et varslingsystem og en protokoll for passende respons.

Prosjektet «Tidlig oppdagelse og varsling av landlevende fremmede arter i Norge» har hatt som målsetting å utforme et overvåkingssystem for tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter av terrestriske karplanter, insekter og edderkoppdyr i tidlig etableringsfase i norsk natur. Prosjektet startet i 2018 og ble videreført i 2019, utført av Norsk institutt for naturforskning på oppdrag fra Miljødirektoratet. Arbeidet i 2018 var fokusert på design av overvåkingssystemet, innen visse forutsetninger gitt av oppdragsgiver, med noe datainnsamling i et pilotprosjekt. I 2019 har vi fokusert på uttesting av visse aspekter ved designet fra 2018, der et bedre datagrunnlag vil kunne gi mer presise anbefalinger og sikre den praktiske gjennomførbarheten for overvåkingssystemet.



Figur 1.1. Kjempekrage *Leucanthemum xsuperbum* fra Konnerud i 2019. Arten er innført som hageplante og spredt ut fra hager hovedsakelig ved dumping av hageavfall, men en sjelden gang også sett frøspredt. Foto: Anders Often

2. Metode

Feltmetodikken er basert på erfaringene og anbefalingene fra Jacobsen mfl. (2018).

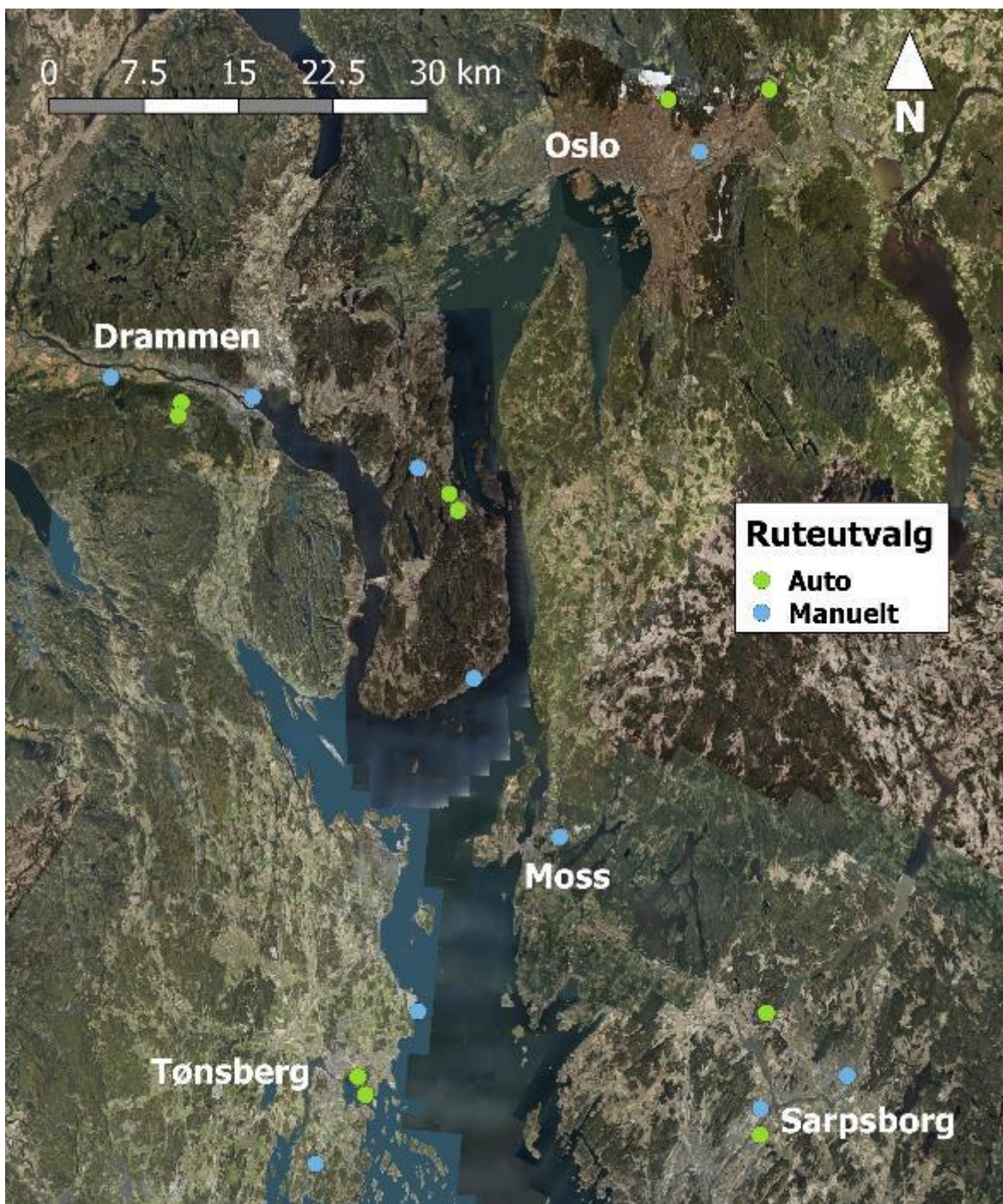
2.1. Utvelgelse av overvåkingsruter

Som i pilotstudiet rapportert i Jacobsen mfl. (2018) baserte vi rutene på SSB sitt rutenett for Norge, med rutestørrelse 250 x 250 meter. Vi valgte ut 20 ruter, hvorav halvparten var basert på et automatisert uttrekk av SSB-ruter ut fra forhåndsdefinerte kriterier («auto-utvalgte ruter»), mens den andre halvparten ble lagt til manuelt utvalgte lokaliteter nær mulige spredningsveier for fremmede arter («manuelt utvalgte ruter»). Alle rutene ble lagt rundt Oslofjorden (i Viken, Telemark og Vestfold), til dels av logistiske hensyn, men også grunnet den høye tettheten av fremmede arter i dette området (Olsen mfl. 2017) som også gir en høyere sannsynlighet for oppdagelse også av nye fremmede arter (Jacobsen mfl. 2018).

De manuelt utvalgte rutene ble enten lagt nær gjenvinningsstasjoner med mottak av hageavfall (n=4) eller nær knutepunkter for transport av varer eller materialer (n=6). Knutepunkter for transport inkluderte ruter nær godsterminaler for tog (Alnabru og Rolvsøy), godsterminaler for skip (Drammen havn) og havner med råvaretransport og landbasert foredling (Borregaard, Tofte og Slagentangen).

Et sett auto-utvalgte ruter sør-øst i Norge ble først trukket ut fra følgende kriterier; 1) minimum 8 eneboliger i ruten, 2) en befolkningstetthet på minimum 30 og maksimum 125 i ruta (<https://www.ssb.no/folkemengde>), 3) maximum 100 meter fra nærmeste skogsområde (AR5) og 4) sannsynlighet for ruteutvalg er vektet etter den modellerte nåværende andelen fremmede karplanter basert på «hotspot»-analysen utført av Olsen mfl. (2017). Fra dette automatiske uttrekket av et større antall ruter, ble et sub-sett ruter valgt ut med relativt nær beliggenhet til de manuelt utvalgte rutene. Dette ble gjort av logistiske hensyn, og for å redusere forskjeller i klima og berggrunn mellom de manuelt utvalgte og de auto-utvalgte rutene.

Noen ekstra ruter ble valgt ut både manuelt (12) og automatisk (18) i tilfelle vi ikke fikk tillatelse fra grunneier til innsamling og kartlegging på enkelte ruter. Det endelige settet med 10 manuelt utvalgte og 10 auto-utvalgte ruter ble dermed gjort etter kontakt med grunneier (Figur 2.1.). Noen ruter måtte også korrigeres etter utsetting av malaisefeller for insektinnsamling (første feltbesøk), da praktiske hensyn i noen tilfeller førte til at malaisefellene måtte plasseres utenfor den opprinnelig utvalgte SSB-ruta. Rutas plassering ble da korrigert til gjeldende 250x250m SSB-rute for malaisefellens plassering.



Figur 2.1. Utvalgte overvåkingsruter for uttesting av system for tidlig oppdagelse av fremmede karplanter og insekter i 2019.

2.2. Kartlegging av karplanter

Ved kartlegging av karplanter valgte vi å teste ut feltprotokollen foreslått i Jacobsen mfl. (2018) for «grundig metodikk», med noen justeringer. Etter diskusjon med botanikerne som kartla i 2018, og som også skulle kartlegge i 2019, valgte vi å gå bort fra bruken av forhåndsbestemte transekter. Det var sjeldent mulig å følge transektene i rutene, da topografi og særlig infrastruktur gjorde det umulig å følge rette linjer over hensiktsmessige avstander. Vi valgte derfor å basere hele kartleggingen av ruta på «random walk», der botanikerne avgjorde i felt hvor det var hensiktsmessig å gå for få oversikt over ruta og for å registrere fremmede arter. Den andre justeringen av metodikken var å sette en øvre grense for tidsbruk i ruta til fem timer. Ellers fulgte botanikerne «grundig metodikk» foreslått i Jacobsen mfl. (2018), med følgende artsregistreringer;

Arter innenfor hager og parker registreres ikke, heller ikke utplantinger langs vei og lignende. Kun egenspredte arter i veikanter, grøfter og annen naturlig kantvegetasjon samt i naturområder registreres (Figur 2.2). Stedegne arter registreres kun med tilstedeværelse i hver rute.

Fremmede arter kjent fra Fremmedartslista registreres på rutenivå, altså kun en gang per rute, med et grovt anslag på mengde;

Få forekomster

1) Under fem forekomster med under 10 individer/skudd

2) Under fem forekomster med over 10 individer/skudd

Medium forekomster

3) Mellom 5 og 15 forekomster med under 10 individer/skudd

4) Mellom 5 og 15 forekomster med over 10 individer/skudd

Mange forekomster

5) Spredt tilstedeværelse i omtrent hele ruta

6) Dominerende tilstedeværelse i hele ruta

Nye fremmede arter og uidentifiserte arter som kan være nye fremmede arter, registreres ved hver forekomst med GPS-koordinater, bilde og en mengdeangivelse for forekomsten;

Få individer/skudd

1) Under fem individer/skudd med liten utstrekning (under 2 m²)

2) Under fem individer/skudd med større utstrekning (over 2 m²)

Medium individer/skudd

3) Mellom 5 og 20 individer/skudd med liten utstrekning (under 3 m²)

4) Mellom 5 og 20 individer/skudd med større utstrekning (over 3 m²)

Mange individer/skudd

5) Over 20 individer/skudd med liten utstrekning (under 3 m²)

6) Over 20 individer/skudd med større utstrekning (over 3 m²)



Figur 2.2. Botaniker Anders Often bak en forekomst av kanadagullris og ved siden av en forekomst av sprike-mispel, begge kjente fremmedarter med stor utbredelse i norsk natur. Foto: Hilde Rui.

Kartleggingen ble utført medio august til medio september, av to erfarne botanikere (Anders Often og Hanne Hegre). Botanikerne kartla 15 ruter hver, uavhengig av hverandre. Ti ruter ble kartlagt av begge botanikerne, mens ti ruter ble kun kartlagt av en botaniker. Den doble kartleggingen av halvparten av rutene ble utført for å kunne beregne deteksjons- og forekomstrate for fremmedartene ut fra datasettet.

2.3. Innsamling av insekter

Innsamlingen av insekter på rutene ble som i 2018 basert på bruk av malaisefeller (Figur 2.3.). Malaisefeller har flere fordeler; de gir en effektiv innsamling av et stort antall insektindivider fra relativt mange ordner og materialet som samles inn egner seg for DNA-analyse siden konserveringsvesken i liten grad vannes ut.

En malaisefelle ble satt opp på hver av de 20 rutene i uke 25. Posisjon innen ruta ble bestemt i felt ut fra mulighet for oppspenning av fella (f.eks. ikke på asfalt, stier osv.) og subjektivt antatt gode muligheter for innsamling (åpenhet rundt fella, nærhet til antatte spredningskilder som ha-geavfall osv.). Innsamlingsflaskene ble fylt med ca. 400 ml 96% etanol. Første tømning ble utført i uke 29, altså etter 4 ukers innsamling. Deretter ble fellene tømt annenhver uke, tre ganger (uke 31, 33 og 35). De ble tatt ned etter siste tømning i uke 35. Malaisefellene samlet dermed insekter i juli og august 2019.



Figur 2.3. Malaisefelle på rute 59 i Konnerud, Drammen. Foto: Rannveig M. Jacobsen.

Årets innsamling med malaisefeller hadde i hovedsak to formål, i tillegg til det generelle formålet for overvåkingen om å fange opp nye fremmede arter. Det ene formålet var å få et bedre datagrunnlag for beregning av deteksjons- og forekomstrate for insekter, ideelt sett for fremmede insektarter, og dermed en bedre vurdering av ruteutvalgets egnethet for å fange opp fremmede insektarter, enn i Jacobsen mfl. (2018). Det andre formålet var å skaffe materiale for ytterligere uttesting og forbedring av de molekylære metodene for identifisering av insektene (2.4 Identifisering av insekter).

I tillegg ønsket vi å teste ut innsamlingsmetodene foreslått i tillegg til malaisefeller for «grundig» (innsamling med G-vac) og «omfattende» (innsamling med G-vac og fallfeller) feltprotokoll for insekter i Jacobsen mfl. (2018). Derfor ble insekter også samlet inn med en G-vac «insektstøvsuger» på fem ruter i uke 34 (rute 5 Borregaard, 636 Torp, 442 Grytnes, 1 Tofte havn og 11

Solgård)(Figur 2.4). Per rute ble det samlet inn fra seks småruter av 0,25 kvm (30 sekunder støvsuging), som senere ble slått sammen til en prøve. Smårutene ble valgt semi-tilfeldig rundt malaisefellene (dvs egnede småruter med urter og gress uten åpent berg, kratt eller andre fysiske hindre).



Figur 2.4. Innsamling av insekter med G-vac ved Solgård i Moss. Foto: Anders Endrestøl.

Fallfeller (Figur 2.5.) ble satt opp på fem ruter i uke 31 (rute 5 Borregaard, 636 Torp, 442 Grytnes, 1 Tofte havn og 142 Presterødkilen). Ti fallfeller ble satt opp på rute 142, men deretter viste det seg vanskelig å finne egnede posisjoner for så mange fallfeller, og derfor ble det kun satt opp fem fallfeller på hver av de resterende rutene. Fallfeller med tak ble plassert rundt malaisefellene, med propylenglykol som konserveringsveske. Fallfellene ble tømt i uke 33 (antallet fallfeller på rute 142 ble redusert til seks) og i uke 35.

Formålet for innsamlingen med G-vac og fallfeller var også todelt; (1) undersøke i hvilken grad andre taksa ble samlet inn med disse metodene i forhold til malaisefeller, og (2) få bedre estimat for kostnaden ved bruk av disse innsamlingsmetodene i overvåkingen.

Det ble testet ut metodikk for innsamling av spesifikke fremmedarter ved hjelp av feromonfeller. Det ble satt ut «panel traps» med feromoner for brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys* på følgende lokaliteter: rute 5 Borregaard, 1 Tofte havn, 11 Solgård, 18 Mjøndalen, 3 Drammen havn. Grunnen til at akkurat denne arten ble valgt var rapporter om observasjoner av denne arten med ulike varer til Norge (Kvamme 2019). I tillegg ble det satt ut limfeller med feromoner for asiatisk trebuk *Anoplophora glabripennis* på rutene knyttet til treforedlingsindustri (rute 5 Borregaard og 1 Tofte havn) (Figur 2.6.).

Metodikk for innsamling av insekter er oppsummert i Tabell 2.1 og Figur 2.4, Figur 2.5 og Figur 2.6.



Figur 2.5. Eksempel på en fallfelle, her fra rute 142 Presterødkilen, ved Tønsberg. Foto: Rannveig M. Jacobsen.

Tabell 2.1. Antall insektfeller satt ut i 2019.

Fangstmetode	Konserveringsvæske/feromon	Antall lokaliteter	Hensikt
Malaisefelle	Etanol 96%	20	1) Kartlegging av fremmede arter 2) Øke datagrunnlaget for deteksjon og forekomst 3) Materiale for uttesting av molekylære metoder
Fallfelle	Propylenglykol	5 (5-6 pr rute, se tekst)	1) Vurdere tilfang av andre taksa enn malaisefellene 2) Gi bedre kostnadsestimat for metoden
G-vac	Etanol 96%	5 (6 småruter a 0,25 kvm)	1) Vurdere tilfang av andre taksa enn malaisefellene 2) Gi bedre kostnadsestimat for metoden
Paneltrap	Feromon	5	1) Spesifikt søk etter brunmarorert <i>breitege Halyomorpha halys</i>
Limfelle	Feromon	2	2) Spesifikt søk etter asiatisk trebuk <i>Anoplophora glabripennis</i>



Figur 2.6. Limfelle, malaisefelle, «panel trap» og fallfeller på Tofte, Hurum. I tillegg ble det på lokaliteten samlet med G-vac og slagghåv. Foto: Anders Endrestøl.

2.4. Identifisering av insekter

Tradisjonell, morfologisk identifisering av insekter er tidkrevende og dermed kostbart. I tillegg kan det være utfordrende å finne taksonomer med ekspertise innen alle relevante taksa, særlig for fremmede arter. Derfor foreslår Jacobsen mfl. (2018) at identifiseringen av insekter samlet inn i forbindelse med fremmedartsovervåkingen i stor grad baseres på DNA-metastrekkoding. Samtidig viste resultatene fra 2018 at det var behov for uttesting og utvikling av metoden for DNA-metastrekkoding av insektprøver, inklusive kontroll av resultatene mot morfologisk bestemmelse.

Vi ønsket å besvare følgende spørsmål ved analyse av materiale fra årets insektinnsamling:

1. Kan man bruke filtrert etanol eller bein fra enkeltindivider til DNA-metastrekkoding slik at man unngår å ødelegge insektene?

- Dersom man unngår knusing av insektindividene for DNA-analyse, betyr det at funn av nye arter kan verifiseres morfologisk i etterkant. I tillegg kan prøvene lagres intakte for ytterligere analyser i fremtiden, inklusive mulig reanalyse med forbedrede molekylære metoder. Vi undersøkte derfor hvordan resultatene samsvarer mellom (i) DNA-analyse av filtrert etanol fra malaisefellene, (ii) DNA-analyse av avrevne bein (testet for biller, sommerfugler og nebbmunner) og (iii) morfologisk identifisering av biller og sommerfugler – alt fra de samme 10 malaisefelleprøvene. DNA-analyse av filtrert etanol er en svært rask og enkel «ikke-invasiv» metode for å sikre DNA fra mange arter samtidig, og som har vist seg å fungere svært bra for akvatiske bunndyr (Hajibabaei mfl. 2012, Zizka mfl. 2018). DNA-analyse av avrevne bein fra enkeltindivider krever en hel del mer manuelt arbeid og vil være et mer kostbart alternativ, men begge metodene vil ta vare på insektene for ettertiden.

2. Må malaisefeller med 96% etanol tømmes hver andre uke for å bevare DNA med god nok kvalitet for analysene, eller kan man ha tømmeintervall hver fjerde uke? Tømmeintervall er sentralt for tidsbruk og dermed kostnader knyttet til overvåkingen, som igjen er koblet til vurderinger av hvor mye av sesongen og hvor mange ruter man kan dekke innen et gitt budsjett.

3. Påviser vi flere fremmede arter/artsgrupper dersom vi samler inn insekter med G-vac og/eller fallfeller i tillegg til malaisefeller?

- Flere felletyper øker både tidsbruk og kostnad, men kan føre til en høyere sannsynlighet for å påvise fremmede arter. Materialet fra G-vac bestemmes med DNA-metastrekkoding, mens materialet fra fallfellene bestemmes morfologisk (kun biller) siden fallfellefangst ikke egner seg for DNA-analyse (konserveringsvesken tynnes ut av vann). For G-vac kan man dermed sammenligne alle artsgrupper med funnene fra malaisefellene på samme ruter, mens for fallfellene kan man kun sammenligne biller. Sammenligningen av funnene med ulike innsamlingsmetodikk vil allikevel gi bedre grunnlag for å vurdere nytten av å supplere malaisefellefangst med disse metodene.

2.4.1. Forarbeid

Insektene i malaisefelle-prøver (80 stk.) og G-vac-prøver (5 stk.) ble filtrert i en trakt med et nettingfilter på 0.3 mm, over på en ny plastflaske. Den filtrerte etanolen gikk videre til DNA-metastrekkoding (se 2.4.3 under). Insektene ble så spylt over i en ny flaske med ny 96% etanol. Det benyttede utstyret var enten fabrikknytt og/eller desinfisert i en 10% klorløsning.

For 10 av de 80 insektprøvene ble insektordnene biller, nebbmunner og sommerfugler sortert ut og overført til egne tuber, totalt 30 tuber (Figur 2.7.). Disse prøvene var fra sju lokaliteter og første tømmeperiode (4 uker), og for tre av lokalitetene ble også påfølgende tømmeperiode (2 uker) inkludert. Anvendt utstyr (pinsetter, pipetter, petriskåler, små plastbakker etc.) ble desinfisert med 10% klorløsning mellom hver prøve.



Figur 2.7. Biller fra de 10 utvalgte malaisefelle-prøver ble parallelt med beinplukkingen artsbestemt så langt som det lot seg gjøre. Foto: Oddvar Hanssen.

Insektene i de 30 tubene ble så avplukket 1-3 bein, avhengig av individenes størrelse. En del bein faller av under sorteringen, og blir sammen med de avplukkede, overført til egne tuber (orden-prøvenr.). Disse beinprøvene gikk så videre til DNA-metastrekoding (se 2.4.3 under), men resten av individene gikk videre til morfologiske undersøkelser (se 2.4.2 under).

2.4.2. Morfologisk identifisering

Biller fra de 10 utvalgte malaisefelle-prøver ble parallelt med beinplukkingen artsbestemt så langt som det lot seg gjøre. Individuer fra noen slekter var vanskelige/tidkrevende å bestemme, andre var til stede med så mange individer at det var tidsbesparende å bare bestemme dem til slekt. Samtlige individer av sommerfugler fra de 10 prøvene ble bestemt til art der det var mulig. For enkelte individer var det ikke mulig å bestemme annet enn til slekt. Et fåtall individer lot seg ikke artsbestemme siden det kun var fragmenter og at man dermed manglet arts spesifikke karakterer. Nebbmunnene ble ikke behandlet videre, hovedsakelig fordi det viste seg mer ressurskrevende enn antatt å artsbestemme biller og sommerfugler.

Fallfelle materialet (6 av 10 prøver) ble manuelt gjennomgått og billene ble artsbestemt. De resterende prøvene var det ikke mulig å få gjennomgått innen tidsrammen for dette prosjektet.

2.4.3. DNA-metastrekoding

Metodene bak dataene for 2018 er beskrevet i Jacobsen mfl. (2018) og vi henviser til denne rapporten for flere detaljer for dette materialet.

For 2019 ble filtrert etanol fra 80 malaisefelleprøver (20 med tømmeintervall ca 4 uker, 60 med tømmeintervall ca 2 uker) og 5 G-vac-prøver ble inkludert i DNA-metastrekoding analyser. Den silte etanolen ble videre filtrert gjennom et 0.45 µm cellulose nitrat filter (Nalgene Analytical Test Filter Funnels, ThermoFisher Scientific) ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Microsart e.jet, Sartorius GmbH) oppkopleet til en 3-arms manifold (Pall Corporation). Den filtrerte etanolen ble så forkastet og filtrerne ble lagt i et 2 mL Eppendorf rør med 1440 µL ATL-buffer (Qiagen) og 160 µL proteinase-K (Qiagen) som så ble inkubert i varmeskap i 56°C over natt. DNA ble isolert fra

bufferløsningen ved hjelp av et NucleoSpin Plant II Midi kit (Macherey-Nagel) og eluert i 200 µL AE-buffer (Qiagen) mens filtrene ble forkastet.

Bein fra biller, nebbmunner og sommerfugler fra 10 malaisefelleprøver (7 med tømmeintervall 4 uker, 3 med tømmeintervall 2 uker – totalt 7 lokaliteter) ble også analysert. Avrevne bein fra de tre gruppene ble knust separat for hver gruppe i 2 mL FastDNA SPIN Kit for Soil (MP Biomedicals) og deretter isolert med Blood and Tissue Kit (Qiagen).

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

Resultatene ble analysert i programmet dada2 (Callahan mfl. 2016) for å generere ASVer (Amplicon Sequence Variants). Ved NINA bygger vi nå en database basert på slike ASVer som en basis for observerte haplotyper i Norge. Tidligere har man brukt OTUs (Operational Taxonomic Units), som grupperer DNA-sekvenser med en relativ likhet, (ofte satt til 3%, Westcott & Schloss 2015, Kopylova mfl. 2016), ved bruk av DNA-metastrekking-analyser. Slike relative OTUs er helt avhengig av det enkelte datasettet man bruker og tillater i liten grad sammenligning mellom ulike studier i form av metaanalyser. Ved å bruke ASVer kontrollerer man for usikkerheten i DNA-sekvensen for hver analyse (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfulle DNA-sekvenser (genotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan mfl. 2017). Flere studier har vist at denne tilnærmingen reduserer antall grupper/arter (OTUs eller ASVs) og ikke minst reduserer risikoen for falske genotyper og dermed feilaktig påvisning av arter som ikke finnes i prøven (Tsuji mfl. 2018, Caruso mfl. 2019). Denne tilnærmingen muliggjør også store synergieffekter mellom prosjekter da ASVs direkte kan sammenlignes mellom ulike studier. Ved å kombinere slike ASVs fra både nasjonale overvåkingsprogram og overvåking av importmateriale i en og samme database kan vi raskt og effektivt se om en genotype observert i en importsituasjon tidligere er observert i Norge eller ikke. Denne tilnærmingen muliggjør altså påvisning av «kryptiske fremmede arter», dvs fremmede genotyper av arter som allerede finnes i Norge.

I tillegg har vi også endret metoden vi bruker til å klassifisere DNA-sekvenser til arter, der vi nå bruker en « Bayesisk sannsynlighetsestimator » i programmet «RDP- Classifier» (Wang m.fl. 2014, Porter mfl. 2014). I stedet for å kun bruke en overordnet likhet (identity) mellom en DNA-sekvens fra en våre analyser og en referanse-DNA-sekvens i Genbank, bruker en her en «trenet database» som gir en sannsynlighet for at en DNA-sekvens tilhører en viss art/slekt/famile osv. En slik «trenet database» er allerede laget for COI (Porter & Hajibabaei 2018) og vi bruker denne i dette prosjektet.

Resultatene fra 2018 (Jacobsen mfl. 2018) ble reanalysert med den nye bioinformatiske pipeline slik at resultatene var direkte sammenlignbare.

Resultatene fra de endelige analysene av beina er ikke ferdige til denne rapporten, og vil bli rapportert senere.

2.4.4. Kostnadsanslag for pilot

Et delmål for årets feltarbeid var å få oppdaterte kostnadsanslag for de ulike aspektene ved overvåkingen. Detaljene vedrørende dette er oppgitt i Vedlegg 2.

Årets feltarbeid er konsentrert til Sørøst-Norge, særlig området rundt Oslofjorden som ble identifisert som en «hot-spot» for fremmede karplanter av Olsen mfl. (2017). Vi gjorde også noen logistiske avveininger ved endelig utvalg av ruter, slik at vi i hovedsak fikk fem klynger med fire ruter som lå relativt nært hverandre. Dette har effektivisert reisetiden for alt årets feltarbeid. Ved et større overvåkingsopplegg kan det være rom for større geografisk spredning av overvåkingsrutene, som vil kunne øke kostnadene knyttet til reise. I avveiningene av antall ruter for ulike overvåkingsopplegg og ulike budsjett i Jacobsen mfl. (2018) er det også lagt inn noen estimat på økte kostnader ved økt geografisk spredning. Allikevel vil det sannsynligvis være mest hensiktsmessig å fokusere overvåkingen rundt store byer som Oslo eller Bergen, siden tettheten av fremmede arter er høyest i områder med høy tetthet av mennesker og mye infrastruktur (Olsen mfl. 2017). Dersom det er ønskelig å ha en økt geografisk dekning for overvåkingen er det derfor tilrådelig å utvide ved å legge til ruter rundt for eksempel Bergen i tillegg til Oslo, uten å øke avstanden mellom rutene rundt hver by. De gjennomsnittlige reisekostnadene vil allikevel sannsynligvis øke, da det er mindre sannsynlig at man har feltarbeidere som bor nært begge byene.

Samtidig bør det også legges til at timekostnadene forbundet med G-vac undersøkelsene først og fremst er knyttet til forflytning/transport mellom geografisk spredte ruter. G-vac undersøkelsene ble gjort som en separat operasjon, men dersom man kan kombinere denne med for eksempel felletømming, eller at avstanden mellom og antall ruter endrer seg, vil man kunne få reelt sett lavere kostnader pr rute for denne tilleggsmetodikken.

For fallfellene er kostnadene først og fremst knyttet til etterbehandling av materialet, som antydnet av Jacobsen mfl (2018). Jacobsen (mfl. 2018) beskrev et opplegg med 10 fallfeller pr rute som ble tømt sju ganger, altså 70 prøver. Drift og etterarbeid av dette ble anslått til å koste 46800 pr rute. I 2019 ble det i praksis samlet med fem fallfeller pr rute (5 ruter). Disse fem fellene ble slått sammen pr prøve, slik at det totale materialet for 2019 var 10 prøver. Våre anslag for pris på drift og etterarbeid av dette er på 14960 pr rute. Dersom man i stede for to prøver pr rute øker dette til sju, blir prisen 52360, altså noe høyere en anslått av Jacobsen mfl. (2018).

3. Resultater og diskusjon

3.1. Karplanter

Totalt 572 arter karplanter ble registrert på de 20 rutene i 2019 (Vedlegg 1). Av disse var 246 registrert på Fremmedartslista 2018, men 79 av dem var ikke risikovurdert av ulike årsaker (Tabell 3.1.). Altså ble det funnet totalt 167 risikovurderte fremmede plantearter i de 20 rutene, hvilket er noe høyere enn fjorårets 120 fremmede plantearter, riktignok fra kun 15 ruter (Jacobsen mfl. 2018). Gjennomsnittlig antall fremmede plantearter per rute er relativt likt for kartleggingen i 2019 (26.5, Tabell 3.2.) og i 2018 (23, Jacobsen mfl. 2018). Som i 2018 var det også i 2019 flest arter i risikokategoriene LO og SE (Tabell 3.1.).

Tabell 3.1. Fordeling av de 562 registrerte planteartene mellom kategorier på henholdsvis Fremmedartslista 2018 eller Rødlista 2015.

Fremmedartslista 2018	Antall arter	Rødlista 2015	Antall arter
Ikke vurdert (0)	79	Ikke egnet (NA)	5
Ingen kjent risiko (NK)	18	Ikke vurdert (NE)	5
Lav risiko (LO)	59	Livskraftig (LC)	302
Potensielt høy risiko (PH)	24	Nær truet (NT)	7
Høy risiko (HI)	20	Sårbar (VU)	5
Svært høy risiko (SE)	46	Truet (EN)	2
Totalt	246	Totalt	326

Det var ingen signifikant forskjell (p -verdi > 0.05 i t -test) i gjennomsnittlig antall fremmede karplanter («Totalt» i Tabell 3.2.) mellom rutene som var blitt valgt ut manuelt og rutene som var blitt valgt ut automatisk (se Utvelgelse av overvåkingsruter). For rutene som var blitt kartlagt av begge botanikerne ble det i denne testen brukt et gjennomsnitt av deres to artsantall som rutes artsantall.

Tabell 3.2. Gjennomsnittlig antall risikovurderte fremmede plantearter i de 10 auto-utvalgte rutene, de 10 manuelt utvalgte rutene og for alle 20 rutene samlet, fordelt på Fremmedartslistas fem risikokategorier og totalt.

Ruteutvalg	NK	LO	PH	HI	SE	Totalt
Auto	3.1	4.45	2.45	2.1	11.5	23.6
Manuelt	3.8	6.4	3.85	2.65	12.6	29.3
Begge	3.5	5.4	3.2	2.4	12.1	26.5

De 326 registrerte stedeagne artene ble vurdert opp mot Rødlista 2015, og flertallet (302) var kategorisert som livskraftige (LC) (Tabell 3.1.). Det ble registrert sju truede arter (VU og EN), hvorav ask (*Fraxinus excelsior*), alm (*Ulmus glabra*) og barlind (*Taxus baccata*) forekom i flere ruter, mens aksveronika (*Veronica spicata*, rute 12 Lofterød), elvemarigras (*Hierochloë hirta*, rute 934 Husvik), fløyelsbjørnebær (*Rubus vestitus*, rute 8 Follestad) og bulmeurt (*Hyoscyamus niger*, rute 18 Mjøndalen) kun forekom i en rute hver.

Datasettet for 2019 utgjorde 3123 poster som er publisert på Artskart.

3.1.1. Nye fremmede arter 2019

Ingen av de registrerte fremmedartene var helt nye for Norge, men enkelte arter som sommerhyll (*Sambucus ebulus*), armébjørnebær (*Rubus armeniacus*), karpatklokke (*Campanula carpatica*), grønn bladlilje *Hosta ventricosa* og russesteinkløver (*Melilotus wolgicus*) har kun blitt registrert et fåtall ganger. Russesteinkløver er ikke risikovurdert på Fremmedartslista 2018, da det ikke blir ansett som sannsynlig at den vil etablere seg i Norge i løpet av 50 år. Det har blitt gjort uregelmessige funn av arten i Norge siden sent 1800-tall, sist i Moss i 2003 (Fremmedartslista 2018). Vi registrerte russesteinkløver nær Nedre Eiker gjenvinningsstasjon (rute 10) utenfor Drammen.

Armébjørnebær har siden 1989 hatt sterk spredning i Norge og har etablert seg på minst 50 dokumenterte steder (Fremmedartslista 2018). Allikevel vurderes den til å ha lav økologisk risiko, da den ikke har noen kjent økologisk effekt. Vi registrerte armébjørnebær på tre ruter; ved Tofte havn (rute 1) og Røyken gjenvinningsstasjon (rute 8) på Hurumlandet (Figur 3.1.), og ved Lofte-rød gjenvinningsstasjon (rute 12) på Nøtterøy. Overvåkingssystemet for tidlig oppdagelse av fremmede arter legger opp til gjenbesøk av de kartlagte rutene etter et visst antall år, hvilket vil kunne bekrefte eller avkrefte hvorvidt arter som russesteinkløver klarer å etablere seg, og hvorvidt arter som armébjørnebær kan komme til å ha en større økologisk effekt enn antatt.



Figur 3.1. Feltassistent Hilde Rui ved en bestand av armébjørnebær registrert i 2019. Foto: Anders Often.

Første funn av sommerhyll i norsk natur ble gjort i 2007 i Vindafjord i Rogaland, med gjenregistrering og et nytt funn 500 meter unna i 2009. Ingen ytterligere funn i norsk natur er registrert, og vårt funn av en tilsynelatende stor bestand (flere individer over et areal på ca. 64 m²) av blomstrende sommerhyll ved Røyken gjenvinningsstasjon (rute 8) på Hurumlandet er dermed en viktig dokumentasjon av ytterligere spredning (Figur 3.2.). Sommerhyll er vurdert til lav risiko på Fremmedartslista 2018, men dette skyldes i hovedsak begrenset kunnskap. Det påpekes at arten potensielt kan spre seg raskt da den produserer store mengder bær som kan spres effektivt

med fugl, og det konkluderes i Fremmedartslista 2018 at arten bør følges med på. Vårt funn i 2019 viser at overvåkingen for tidlig oppdagelse av fremmede arter kan bidra til økt kunnskap om spredningen til slike nyankomne arter i norsk natur.



Figur 3.2. Botaniker Anders Often registrerer blomstrende sommerhyll på rute 8, Follestad, på Hurumlandet i 2019. Foto: Hilde Rui.

3.2. Insekter

Tjue ruter med malaisefeller og fire tømninger resulterte i 80 prøver med invertebrater. Samtlige av disse er filtrert og analysert med metastrekkoding som beskrevet over. For 10 av prøvene ble det i tillegg benyttet tradisjonelle taksonomiske metoder for bestemmelse av biller og sommerfugler.



Figur 3.3. En av malaiseprøvene prøvene med tilhørende tre sorterte ordner: nebbmunner (venstre), biller (midten) og sommerfugler (høyre). Foto. Oddvar Hanssen.

3.2.1. Morfologisk identifisering av sommerfugler og biller

De omkring 1500 individene av sommerfuglene ble bestemt til 210 arter. Ingen av disse var fremmedarter, men 14 av dem var rødlistearter hvorav følgende sju var truet: *Stigmella hybnerella* (EN), *Trifurcula subnitidella* (EN), *Parectopa ononidis* (EN), *Brachmia blandella* (VU), *Elachista triatomea* (VU), *Chrysoclista lathamella* (EN) og *Coleophora prunifoliae* (EN). Den lokaliteten med størst diversitet av sommerfugler var Mjøndalen (Mile) med 82 arter (Figur 3.4).

Av de omkring 4500 individer av biller besto omkring 3000 individer av arter i halvsmeller-slekten *Trixagus*. Disse ble ikke bestemt til art på grunn av antallet. De resterende 1500 individene ble bestemt til 157 arter. Tre fremmedarter ble påvist i materialet. *Cartodere constricta* (LO) ble påvist på Borregaard og den er knyttet til sopp i vedsubstrater og under bark. *Atomaria lewisi* (LO) ble påvist på Tofte og Mile, og den lever i råtnende plantemateriale som kompost. *Cartodere nodifer* (PH) ble påvist på flere lokaliteter og er svært utbredt i Norge. Arten er knyttet til muggsopp i råtnende plantemateriale. Dessuten påviste vi *Tychius brevisculus*, en snutebille som lever på steinkløver. Denne ble funnet ny for Norge i 2015, og det foreligger nå en rekke funn av denne i Norge. Den er høyst trolig en fremmedart i Norge.

I tillegg ble fire rødlistearter påvist, hvorav to er truet. *Cryptolestes corticinus* (VU) ble funnet ved Kalnes i Sarpsborg og er knyttet til gamle trær med barkbilleangrep. *Anaspis ruficollis* (CR) er bare påvist på en lokalitet tidligere i Norge, i Knardal i Halden i 2007, 2008 og 2011. Her i dette prosjektet ble den påvist med 11 individer fra Tofte i Hurum. Arten er trolig knyttet til hule gamle trær. Med funn fra Halden og Tofte (begge med lang historikk for tømmerindustri), kan man mistenke at denne arten er innført til Norge. Også for billene var Mjøndalen (Mile) den lokaliteten med størst diversitet av biller, med 62 arter (Figur 3.4).

Det ble ikke påvist noen asiatisk trebukk *Anoplophora glabripennis* på limfellene. Limfellene er trolig nokså lite egnet til dette formålet i kombinasjon med feromoner, fordi de også vil fange et stort antall andre flyvende insekter, og etter relativt kort tid vil limflatene bli mørke av fragmenter fra andre insekter.

I «panel trap» fellene for brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys*, ble ett individ av denne arten påvist på Tofte i Hurum. Dette er første påviste individ av denne arten utendørs i Norge (se 3.2.2 under). Flere slike feller er også brukt innendørs i andre prosjekter i NINA i 2019, men ingen av disse fanget noen eksemplarer av arten.

I fallfellene ble det bestemt totalt 71 taksa av biller, hvorav 65 til art. Som ventet var det størst andel løpebiller (36%) og dernest kortvinger (21%). I materialet var det en fremmedart, *Cartodere nodifer* (PH). Denne arten var også nokså frekvent i malaisefellematerialet, og er nokså vidt utbredt i Norge. I tillegg var det en ny art for Norge, *Euplectus infirmus*, som trolig også kan regnes som en fremmed art (se under). Sammenlignet med billeartene fra malaisefellene (alle) var det 10 arter av de 71 fra fallfellene som også ble fanget i malaisefeller. De ulike fallfelleprøvene hadde i snitt 28 billearter ($\pm 9,7$) og 76 individer (± 82).

Datasettet for sommerfugler og biller fra de 10 malaisefellene utgjorde 665 poster og er publisert på Artskart. Datasettet fra fallfellene er enda ikke publisert på Artskart (Vedlegg 3).



Figur 3.4. Malaisefella på Mile, Mjøndalen. Dette var den lokaliteten med størst diversitet av sommerfugler og biller av de som ble artsbestemt morfologisk. Foto: Anders Endrestøl.

3.2.2. Nye norske arter og spesielle funn fra morfologisk identifisering

Carabus monilis Fabricius, 1792 Coleoptera

Arten er opprinnelig en mellomeuropeisk art, men er muligens innført og naturalisert i Norge for lang tid tilbake. Den finnes i Skandinavia kun i Østfold (Fredrikstad, Hvaler og Østfold). I dette prosjektet påvist på Borregård.

Euplectus infirmus Raffray, 1910 Coleoptera

Euplectus infirmus er en køllebille (Pselaphinae), tidligere en egen familie, men nå inkludert i kortvingene. Den er kjent nord til Danmark og Skåne (4 lok.) i Sverige. Den er regnet som en europeisk art, men som er fremmed utenfor sitt opprinnelige utbredelsesområde (DAISIE 2009). Lite er kjent om biologien og habitatet til denne arten, men en av lokalitetene er fra Ripa i Skåne, som stort sett består av åpne jordbruksområder, kanskje ruderat. En annen lokalitet (Häckeberga) består neste bare av skog og tjern. To funn i Lomma er også hhv. skog og hage/åkerland. Larveutviklingen foregår trolig i død ved av eldre løvtrær. Arten ble i dette prosjektet funnet i en fallfelle på Tofte, Hurum.

Stephostethus angusticollis (Gyllenhal, 1827) Coleoptera (Figur 3.5)

To individer av *Stephostethus angusticollis* ble påvist ved Mile i Mjøndalen. Arten er i Sverige utbredt fra Sør-Sverige (Halmstad), nordover via Skövde til Gävle. Arten er en muggbille (Latriidiidae), og disse lever særlig av muggsopper og er vanlige mellom råtnende plantedeler, i komposter og lignende. Hvorvidt denne er fremmed eller så langt oversett i Norge er vanskelig å si, men det er påfallende at den ble funnet på en gjenvinningsstasjon for planteavfall, samtidig 260 km fra nærmeste andre lokalitet.



Figur 3.5. *Stephostethus angusticollis* er i dette prosjektet påvist ny for Norge fra Mile (Mjøndalen). Foto: Arnstein Staverløkk.

Philonthus spinipes Sharp, 1874 Coleoptera (Figur 3.6)

Philonthus spinipes er beskrevet fra Øst-Asia og har ekspandert til hele Palearktis. Den er regnet som en fremmed art i Europa (DAISIE 2009). Den ble påvist i Europa først på 1980-tallet. Arten er predator og knyttet til kompost, dyrmøkk, planterester, kadaver osv. I Mellom-Europa har samme biologi som, og konkurrerer med, den stedegne *Philonthus nitidus*. Dette har i Europa flere steder medført at *P. nitidus* har blitt fortrent, og flere steder har blitt sjelden (Schillhammer 1999). I dag finnes ca. 20 funn i Sverige, det første fra 1985 (Artportalen). Et individ ble funnet i malaisefella på Mile (Mjøndalen) 15.-31.VII.2019.



Figur 3.6. *Philonthus spinipes*. Foto: Arnstein Staverløkk.

Halyomorpha halys (Stål, 1855) Heteroptera (Figur 3.7, Figur 3.8)

Brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys* er en asiatiske art som er innført til USA og Europa, og som har spredt seg med voldsom hastighet de siste årene. Arten medfører først og fremst store økonomiske problemer for frukt og bær dyrkere (Kvamme 2019), men de økologiske konsekvensene for lokalt biologisk mangfold er mindre kjent (Endrestøl mfl. 2018). Arten er regnet som en dørstokkart til Norge med kategorien *lav risiko*.

Funnet av denne arten er kanskje ikke uventet gitt påfallende mange funn innendørs flere steder i Norge i 2018 og 2019. Det er likevel nokså oppsiktsvekkende, og vi kjenner heller ikke til at den er observert utendørs andre steder i Norge i ettertid på tross av at det er en stor og nokså iøynefallende art (Figur 3.7, Figur 3.8). Hvor vidt funnet representerer et individ i spredning fra nylig importerte varer eller om det faktisk er en etablert populasjon der, er vanskelig å si. Dette bør følges opp i 2020.

Det ble ikke påvist noen spor av arten på annen type metodikk for innsamling benyttet på Tofte – malaisefelle, fallfeller, G-vac og limfelle. Det ble også ved flere anledninger slaghåvet på vegetasjon rundt på området, spesielt på busker og trær med bær og frukt uten at flere individer ble påvist. Dette demonstrerer for øvrig at spesifikke metoder for søk etter spesifikke arter kan gi et viktig og treffsikkert tilskudd til målsetningen om å påvise arter i tidlig etablering og spredning.



Figur 3.7. Brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys*. Foto: Anders Endrestøl.



Figur 3.8. Brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys*. Foto: Arnstein Staverløkk.

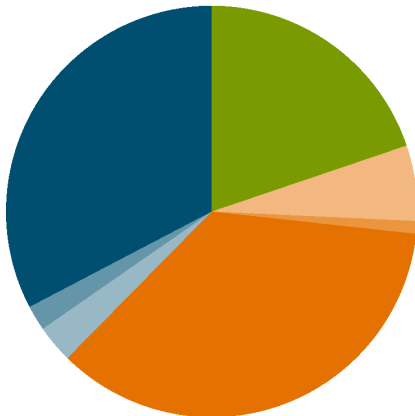
NINA har samarbeid med NorBol, og har erfaring og rutiner for å sende inn barcode-materiale for enkeltarter. For belagte nye norske arter vil det bli sendt inn vevsprøver fra NINA via NorBol til Bold. Dette vil bli gjort fortløpende i sammenheng med strekkoding av andre arter i andre prosjekter (man må sende inn et samlet brett på 95 prøver/arter).

3.2.3. Sammenligning av DNA-metastrekkoding og morfologiske artsbestemmelse

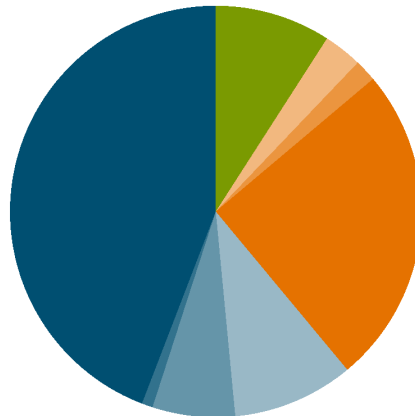
Biller og sommerfugler innsamlet i 10 malaisefeller ble bestemt av taksonomiske eksperter, og dette materialet dannede grunnlag for å sammenligne to «ikke-invasive» metoder for DNA-metastrekkoding av insekter. Figur 3.9 viser sammenligning av artslistene bestemt ved taksonomiske eksperter og DNA-metastrekkoding av filtrert etanol for 2018 og 2019. Resultatene viser at ca. halvparten av artene blir funnet av begge metoder, men noe flere arter blir funnet av en taksonomisk ekspert enn ved DNA-metastrekkoding av filtrert etanol. Det er også noen arter som kun er blitt funnet gjennom DNA-analyser og ikke av taksonomisk ekspert. Sammenligner man artslistene fra hver enkelt felle, blir forskjellene mellom morfologiske metoder og DNA enda større (Figur 3.10). Det er mange årsaker til hvorfor artslistene fra de to metodene skiller seg (se en mer utførlig diskusjon av dette under 5.2.3), men hovedsakelig skyldes dette valg av filtrert etanol som DNA-kilde i dette studiet og bruk av en nye database som mangler DNA-referanse for mange norske arter:

1. Art bare funnet av taksonomisk ekspert
 - a. Synonymer
 - b. Manglende genetisk referanse i databasen
 - c. Feil bestemmelse
 - d. Filtrert etanol gir ikke DNA fra alle arter
2. Art bare funnet ved DNA-metastrekkoding
 - a. Synonymer
 - b. Små arter ikke funnet av taksonom
 - c. Larvestadier som ikke kan bestemmes av taksonom
 - d. Bare deler av individ som mangler taksonomisk karakter
 - e. Parasittiske arter som ikke oppdages eller er skjult inne i andre individer
 - f. Arter som er blitt spist av rovinsekter i prøven
3. Morfologisk bestemmelse bare til slekt
 - a. Taksonom kan ikke bestemme til art
4. Genetikk bare til slekt eller familie
 - a. Arter kan ikke skilles med markør
 - b. Manglende referanse i databasen

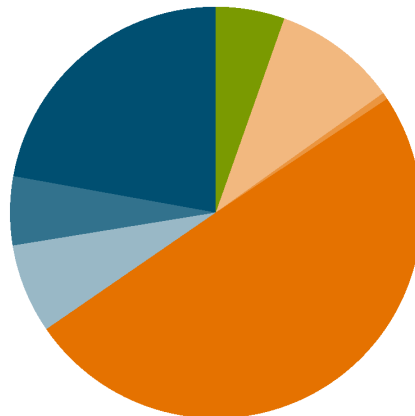
Lepidoptera Arter 2018



Lepidoptera Arter 2019

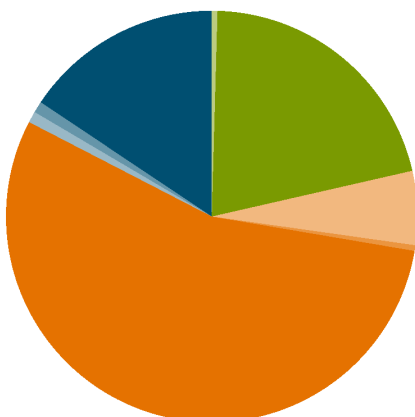


Coleoptera Arter 2019

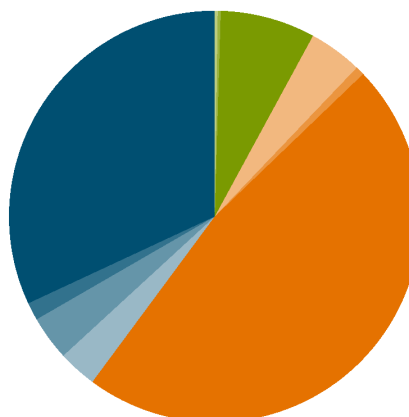


Figur 3.9. Sammenligning av artslister bestemt ved morfologiske eksperter og DNA-metastrekkoding av filtrert etanol basert på om en art er funnet eller ikke funnet på tvers av alle fellene.

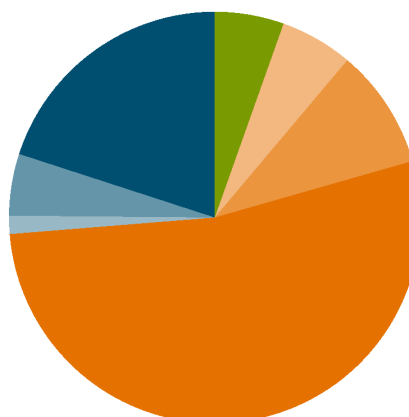
Lepidoptera Records 2018



Lepidoptera Records 2019



Coleoptera Records 2019



Figur 3.10. Sammenligning av artslister bestemt ved morfologiske eksperter og DNA-metastrekkoding av filtrert etanol basert på om en art er funnet eller ikke funnet i hver enkelt felle.

3.2.4. Sammenligning av COI-referansedatabasen og norsk artsliste

I dette studiet har vi benyttet en «trenet referansedatabase» satt sammen av nesten en million COI-sekvenser fra artropoder og chordater (Porter og Hajibabaei 2018). Denne metoden gir en raskere og sikrere metode for kopling av DNA-sekvenser mot referansedatabaser enn metodene vi har benyttet i tidligere år, men foreløpig er ikke denne databasen komplett med hensyn til norske arter. Dersom en sammenligner denne databasen med insekter definert som norske arter i Artsdatabanken finner vi en god del mangler (Tabell 3.3.). Spesielt ser vi at biller (Coleoptera), fluer (Diptera), nebbmunner (Hemiptera) og veps (Hymenoptera) mangler mange arter.

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

Tabell 3.3. Oversikt over antall arter per orden i klasse insekter listet som norske i Artsdatabanken men som mangler en referanse i COI-referansedatabasen brukt i dette studiet.

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

3.2.5. Artsmangfold og fremmede arter påvist med DNA-metastrekkoding av filtrert etanol fra 80 malaisefeller

Totalt ble filtrert etanol analysert fra 80 malaisefeller som representerte 20 lokaliteter og 4 ulike tømmeringer (tidspunkter) i 2019. Totalt ble det funnet 1857 arter. Tabell 3.4 viser fordeling av arter per orden.

I 2018 ble det analysert 44 malaisefeller som representerte 15 lokaliteter og 3 tømmeringer. I 2018 ble insektene knust før DNA ble isolert, men av stor viktighet ble alle sommerfugler og påfallende store individer av arter som humler, veps, vårfluer, vevkjerringer mfl. plukket ut og kun et eller flere bein fra hvert individ ble inkludert i DNA-analysen. Dette ble gjort for å kunne sammenligne resultatene av DNA-metastrekkoding og taksonomisk bestemmelse (Jacobsen mfl. 2018). Dataene fra 2018 ble kjørt om igjen i 2019 med den nye bioinformatiske pipelinen og totalt ble det funnet 819 arter (Tabell 3.4).

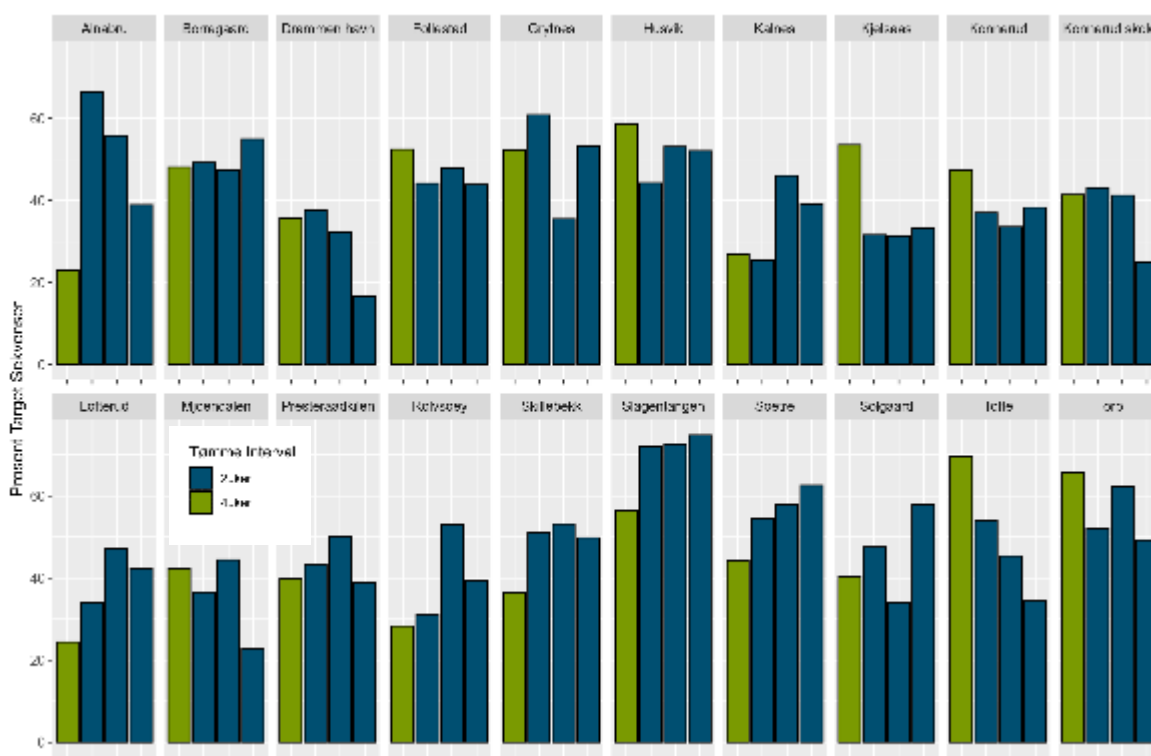
Totalt for årene 2018-2019 ble det altså funnet 2226 arter fra 25 ulike ordener (Tabell 3.4). Vi fant flest arter av biller (Coleoptera), fluer (Diptera), nebbmunner (Hemiptera), veps (Hymenoptera) og sommerfugler (Lepidoptera). Vi ser derimot at vi fant svært få sommerfugler i 2018 sammenlignet med 2019, og dette skyldes nok at alle sommerfuglene ble fjernet, og kun bein ble inkludert i de genetiske analysene. Vi kan derfor konkludere med at denne fremgangsmåten ikke gir et tilfredsstillende resultat.

Tabell 3.4. Oversikt over antall arter funnet i malaisefellene i 2018 og 2019 ved hjelp av DNA-metastrekkoding, samt en total for begge årene. Dataene fra 2018 er reanalysert med den nye bioinformatiske pipelinen for å være sammenlignbar med 2019.

Klasse	Orden	2018	2019	Total
Arachnida	Araneae	26	23	37
Arachnida	Mesostigmata		2	2
Arachnida	Opiliones	7	8	9
Arachnida	Sarcoptiformes	1	3	3
Arachnida	Trombidiformes	1	9	9
Entognatha	Entomobryomorpha	11	15	17
Entognatha	Poduromorpha	2	2	3
Entognatha	Symphyleona	4	5	7
Insecta	Blattodea	1	2	2
Insecta	Coleoptera	71	187	223
Insecta	Dermaptera	1	1	1
Insecta	Diptera	324	651	773
Insecta	Hemiptera	94	195	239
Insecta	Hymenoptera	179	147	298
Insecta	Lepidoptera	58	471	493
Insecta	Mecoptera		1	1
Insecta	Neuroptera	10	9	15
Insecta	Odonata		1	1
Insecta	Orthoptera	1	58	59
Insecta	Plecoptera		1	1
Insecta	Psocoptera	12	16	16
Insecta	Raphidioptera		2	2
Insecta	Thysanoptera	3	10	11
Insecta	Trichoptera	11	36	42
Merostomata	Julida	2	2	2
	Sum	819	1857	2266

3.2.6. Sammenligning av to og fire ukers tømmeintervall av malaisefeller for DNA-metastrekkoding

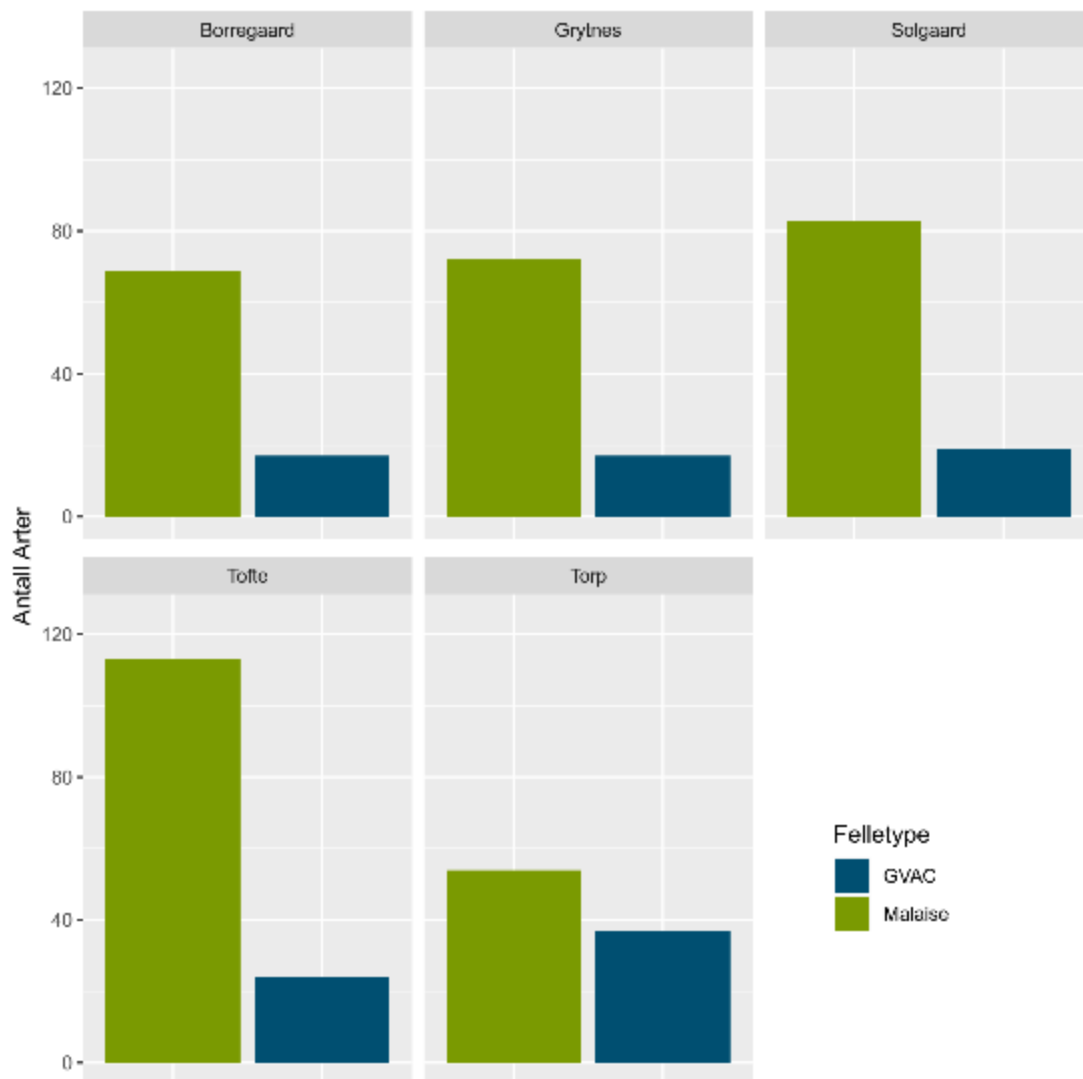
DNA-kvaliteten fra feller med to og fire ukers tømmeintervall viste ikke noen klar forskjell (Figur 3.11). Dette vil antagelig også variere en del med klimatiske forhold det aktuelle året. Da spesielt mm nedbør og temperatur den aktuelle fangstperioden. Det som i størst grad vil påvirke DNA-kvaliteten er uttynning av etanolen (av regnvann) og uttørking (pga høye temperaturer).



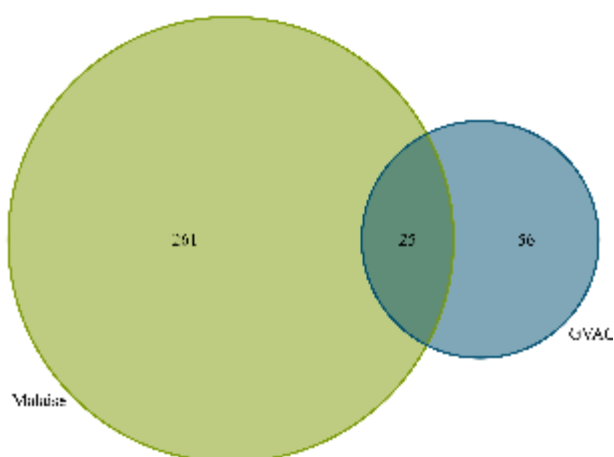
Figur 3.11. Andelen sekvenser med treff på Artropoder fra samtlige 80 malaiseprøver fordelt på 20 lokaliteter. Første felleperiode (i grønt) var på fire uker, mens de resterende (blå) var på to uker.

3.2.7. Sammenligning av malaisefeller og G-Vac basert på DNA-metastrekkoding

Det ble funnet flere arter i malaisefellene sammenlignet med bruk av G-Vac for innsamling av insekter (Figur 3.12), men her må man ta høyde for at innsamling av materiale med G-vac kun ble gjennomført i fem lokaliteter ved ett tidspunkt (totalt 3 min innsamlingsperiode pr lokalitet), mens malaisefellene stod ute i to uker. Artssamfunnet som ble innsamlet med de to ulike metodene var svært forskjellig og kun en mindre andel av artene ble funnet av begge metodene (Figur 3.13, Tabell 3.5). Dette viser at G-vac fanger opp andre artsgrupper sammenlignet med malaisefeller og dermed vil øke bredden i overvåkingen. Nå ble det ikke funnet en eneste fremmed art med G-vac, men to potensielt nye arter for Norge (en unik). Verdien av G-vac for tidlig oppdagelse er derfor ikke mulig å konkretisere etter dette prosjektet.



Figur 3.12. Sammenligning av antall arter innsamlet med malaisefeller (2 uker) og G-vac (3 minutter) for fem lokaliteter i 2019.



Figur 3.13. Et venn-diagram som synliggjør forskjellen i taksa mellom malaisefeller (2 ukers innsamling) og G-vac (3 minutters innsamling) fra fem lokaliteter i 2019.

Tabell 3.5. Sammenligning av arter per orden påvist ved hjelp av G-vac og malaisefeller.

Klasse	Orden	GVAC	Malaise
Arachnida	Araneae	7	2
Arachnida	Mesostigmata	2	1
Arachnida	Opiliones	2	4
Arachnida	Sarcoptiformes	3	1
Arachnida	Trombidiformes	1	1
Chilopoda	Lithobiomorpha	1	0
Collembola	Entomobryomorpha	14	11
Collembola	Neelipleona	1	0
Collembola	Poduromorpha	3	1
Collembola	Symphyleona	7	1
Diplopoda	Julida	2	0
Insecta	Blattodea	1	1
Insecta	Coleoptera	9	27
Insecta	Diptera	7	120
Insecta	Hemiptera	13	31
Insecta	Hymenoptera	1	14
Insecta	Lepidoptera	0	38
Insecta	Neuroptera	1	1
Insecta	Orthoptera	1	16
Insecta	Psocoptera	2	9
Insecta	Thysanoptera	3	4
	SUM	81	283

3.2.8. Søk etter nye norske insektarter basert på DNA-metastrekoding

For å undersøke forekomst av potensielt nye arter for Norge, ble det totale datasettet generert fra DNA-analysene for både 2018 og 2019 sammenlignet med Artsnavnebasen. I den første silingen gav dette en artsliste på 210 taksa fordelt på 13 ulike ordner ikke oppgitt i Artsnavnebasen eller oppgitt som «ikke norske». Hovedandelen var Diptera (85 arter), dernest Hymenoptera (47) og Hemiptera, Aphididae (19 arter). Artslista ble deretter gjennomgått, delvis av eksperter på de respektive gruppene, og ble videre kategorisert i tre ulike kategorier;

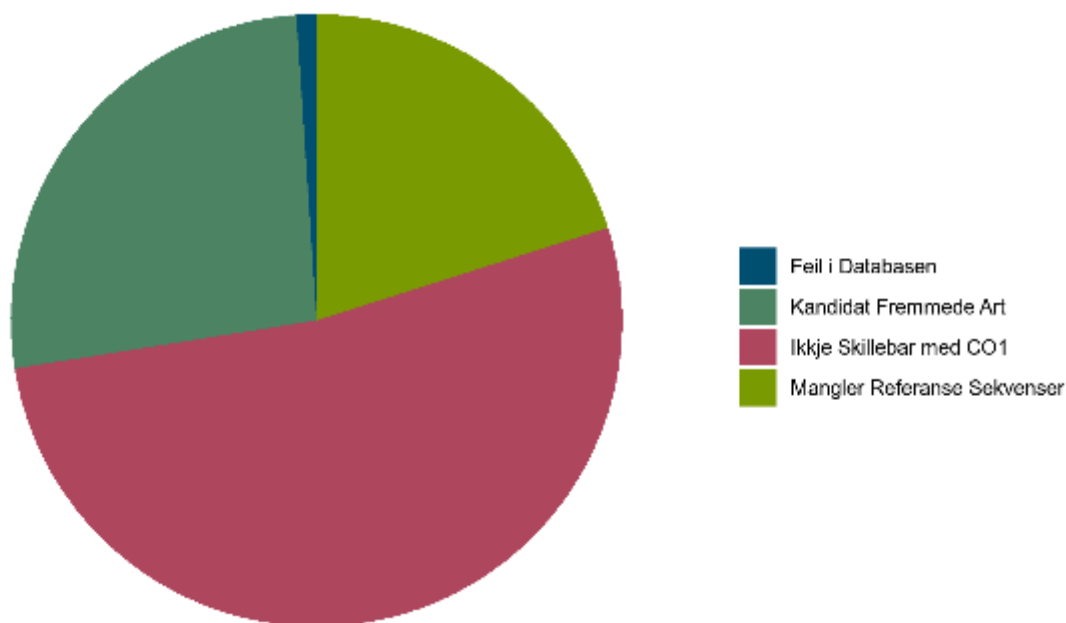
- 1) Norske arter – en del av artene i første siling viste seg likevel å være norske arter. Det skyldes i all hovedsak synonymy, hvilket vil si at et aktuelt takson hadde ulike navn i Artsnavnebasen og i referansebibliotekene som ble undersøkt. Et fåtall arter forelå det dessuten upubliserte funn av fra Norge, eller de var oppgitt som «ikke-norske» i Artsnavnebasen på tross av belagte funn i Artskart.
- 2) Arter funnet i Sverige eller Danmark
- 3) Sentraleuropeiske arter
- 4) Arter funnet på andre kontinenter (Amerika, Afrika, Asia og Oseania)

De norske artene ble dernest fjernet og de resterende artenes DNA sekvenser ble analysert på nytt manuelt mot Genbank og BOLD. En god del av disse ble silt ut på grunn av mulige data-basefeil (sekvenser med feil navn), som tilfeller hvor det er stor sannsynlighet for at vi mangler referanser til norske arter, eller tilfeller hvor det er vanskelig å skille mellom nærstående arter. Figur 3.14 viser en fordeling av disse 210 artene med hensyn til videre analyser i Genbank og BOLD. Vi finner da en god del artskomplekser der flere arter har identisk DNA-sekvens for COI-markøren vi bruker, og disse kan ikke skilles genetisk verken nå eller senere uten å bruke

en annen genetisk markør (ikke skillbar). Vi har altså bestemt en DNA-sekvens til en ikke-norsk art, men det finnes også en norsk art vi ikke har referanse-DNA fra i vår database som har nesten identisk DNA-sekvens. Dette vil typisk være arter som nylig er dannet i et evolusjonært tidsperspektiv eller arter som hybridiserer og dermed vil dele DNA. Så har vi noen få arter som rett og slett har en feilaktig DNA-sekvens i referansedatabasen (Feil i databasen). Til slutt står vi igjen med ca. 25% av disse artene (32 stk) som vi antar er potensielt nye arter for Norge (Tabell 3.6).

Denne lista vil dermed bestå av arter som enten er oversette stedeagne arter eller er fremmede arter. Ideelt sett burde de aktuelle prøvene som inneholdt disse artene blitt gjennomgått og sortert, for å se hvorvidt de aktuelle artene var i prøven. Dette er for øvrig ikke prioritert i dette prosjektet. Et eksempel er derimot funnet av *Philonthus spinipes* (Coleoptera, Staphylinidae). Dette var den ene billearten som ble listet opp som potensiell ny for Norge. Prøven ble gjennomgått og arten ble påvist. Denne viste seg i tillegg å være en art regnet som fremmed i flere Europeiske land.

Vi ser at mange av artene tilhører grupper som er dårlig undersøkt i Norge, og som dermed har høyere sannsynlighet for å være oversett; midd (Mesostigmata og Trombidiformes) to arter, gallmygg (Cecidomyiidae) tre arter, bladlus (Aphididae) seks arter og parasittveps (Braconidae) fem arter. I tillegg er 31 av artene påvist i Sverige eller Danmark, noe som også taler for at de kan være oversett. Disse kan likevel skjule fremmede arter, som eksempelet med *Philonthus spinipes* over, som er påvist i Sverige. Et annet eksempel er barklusa *Cinara cupressi*. Denne er påvist i materialet, er påvist i Sverige og er ansett som en fremmedart i Europa. Man kan også vurdere artenes økologi for å få en ide om hvilken kategori de tilhører. Bladlusa *Myzus lythri* er påvist i materialet, finnes i Sverige og lever på mahaleb *Prunus mahaleb* eller kattehale *Lythrum*. Siden disse plantene er regnet som fremmede i Norge er det en viss sannsynlighet for at også bladlusa vil bli vurdert som fremmed, men ikke nødvendigvis. Begge disse planteartene er for øvrig også påvist i dette prosjektet, men ikke på samme lokalitet som *M. lythri*.



Figur 3.14. Fordeling av de 210 artene fra DNA-metastreckkodingen som verken er listet som norsk eller finnes i Fremmedartslisten. Litt over halvparten av disse artene har en CO1-sekvens som ikke skiller seg fra en nært beslektet art, ca. 20% mangler referansesekvenser, ca. 5% skyldes feil DNA sekvens i databasen vår og ca. 20% er kategorisert som sannsynlige fremmede arter.

Tabell 3.6. Potensielt nye arter for Norge i ulike ordener basert på DNA analyser av filtrert etanol fra 40 malaise-feller og fem G-vac prøver fra 2019.

Orden	Vitenskapelig navn	Tømming 1	Tømming 2	Tømming 3	Tømming 4
Coleoptera	<i>Philonthus spinipes</i>	0	1	0	0
Diptera	<i>Bradysia splendida</i>	0	2	0	1
Diptera	<i>Camptomyia heterobia</i>	0	1	0	0
Diptera	<i>Chalarus indistinctus</i>	2	1	1	1
Diptera	<i>Chalarus longicaudis</i>	0	2	1	0
Diptera	<i>Coenosia agromyzina</i>	1	0	0	1
Diptera	<i>Discocerina obscurella</i>	0	1	1	0
Diptera	<i>Leptosyna nervosa</i>	0	1	0	0
Diptera	<i>Microdrosophila congesta</i>	1	0	0	0
Diptera	<i>Microsoma exiguum</i>	1	0	0	0
Diptera	<i>Phaonia canescens</i>	1	0	0	0
Diptera	<i>Phytomyza cirsii</i>	0	2	0	0
Diptera	<i>Porricondyla nigripennis</i>	2	6	5	3
Diptera	<i>Rhopalopterum carbonarium</i>	1	1	0	0
Hemiptera	<i>Amblytylus nasutus</i>	1	0	0	0
Hemiptera	<i>Aphis spiraecola</i>	1	0	0	0
Hemiptera	<i>Capitophorus elaeagni</i>	1	1	0	1
Hemiptera	<i>Cinara cupressi</i>	0	0	1	0
Hemiptera	<i>Laingia psammae</i>	0	1	0	0
Hemiptera	<i>Linosiphon galiophagum</i>	1	2	1	1
Hemiptera	<i>Myzus lythri</i>	1	1	0	0
Hemiptera	<i>Therioaphis riehmi</i>	0	1	2	0
Hymenoptera	<i>Aleiodes crassipes</i>	0	1	0	0
Hymenoptera	<i>Anagrus ustulatus</i>	1	2	2	2
Hymenoptera	<i>Apanteles sodalis</i>	1	0	0	0
Hymenoptera	<i>Aphidius rosae</i>	0	1	0	0
Hymenoptera	<i>Binodoxys brevicornis</i>	1	0	0	0
Hymenoptera	<i>Leiophron similis</i>	1	0	0	0
Lepidoptera	<i>Dahlica triquetrella</i>	1	1	1	0
Mesostigmata	<i>Lysigamasus vagabundus</i>	0	0	0	G-vac
Trichoptera	<i>Hydroptila sparsa</i>	1	1	0	1
Trombidiformes	<i>Quadracus urticarius</i>	1	1	0	0

3.3. Modellering av tilstedeværelse og deteksjon av fremmede arter

3.3.1. Fremmede karplanter

Totalt er 35 ruter kartlagt for fremmede planter i 2018 (n = 15 ruter) og 2019 (n = 20 ruter). I 2018 ble alle 15 rutene kartlagt av to botanikere uavhengig av hverandre. I 2019 ble halvparten av rutene (10 av 20) kartlagt to ganger av to uavhengige botanikere, og de 10 resterende rutene ble kartlagt av en enkelt botaniker. I 2018 ble antall individer talt, mens de i 2019 ble satt til sju ulike mengdekategorier (jf. Kapittel 2.2). Tidsbruken de to årene var også litt ulik, se 2.2.

Alle påviste fremmedarter ble kategorisert ut fra risikovurdering på fremmedartslista (<https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>) i følgende seks kategorier; NR = *ikke vurdert*, NK = *ingen kjent risiko*, LO = *lav risiko*, PH = *potensielt høy risiko*, HI = *høy risiko*, SE = *svært høy risiko*. Planter i NR kategorien ble ikke analysert videre.

Vi genererte en liste over alle mulige kombinasjoner av ruter og påviste arter. Mengdekategoriene ble konvertert til deteksjon og ikke-deteksjon og sammenlignet hver for seg for de to uavhengige observatørene. Utbredelsesmodeller ble brukt for å estimere sannsynligheten for tilstedeværelse korrigert for oppdagbarhet med verktøyene i «unmarked»-pakken i programmet R.

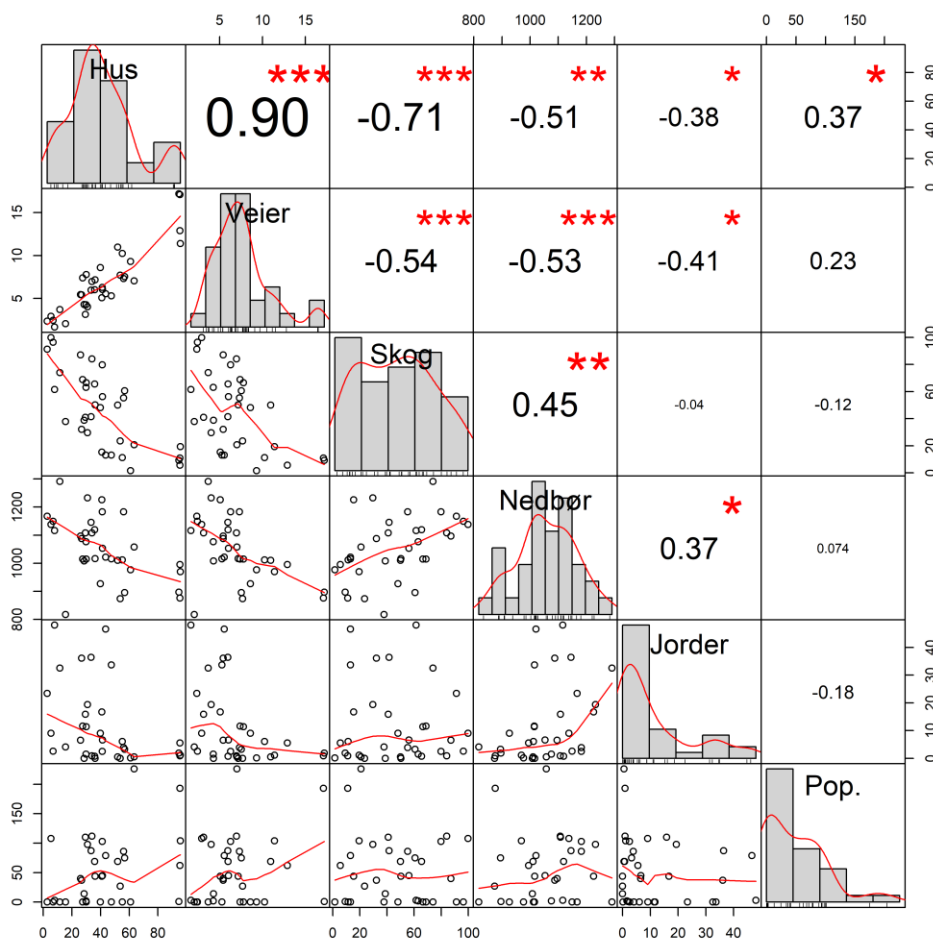
Vi undersøkte ti mulige forklaringsvariabler for lokale miljøforhold ved de 35 rutene (2018-2019); arealbruk (hentet fra AR5-kart) i form av bebyggelse (hus og eneboliger), veier, skog, jorder, åpent lavland og ferskvann innen 1 km radius fra rutenes midtpunkt, befolkningstetthet (Statistisk sentralbyrå, <https://www.ssb.no/folkemengde>) og gjennomsnittlig årsnedbør og temperatur (Meteorologisk institutt, met.no). Disse forklaringsvariablene ble valgt siden de var tilgjengelige som kartlag og flere av dem ble brukt til utvelgelse av rutene. Vi ville derfor vurdere i hvilken grad de virkelig resulterte i tilstedeværelse av fremmede arter. Andel bebyggelse rundt rutene korrelerte med mange av de andre forklaringsvariablene (Figur 3.15). Andel bebyggelse var positivt korrelert med andel veier (+0,90) og befolkningstetthet (+0,61) og var negativt korrelert med andel skog (-0,71), nedbør (-0,51) og andel jorder (-0,38). Siden andel bebyggelse korrelerte sterkt med mange andre forklaringsvariabler (Figur 3.15), valgte vi å kun bruke andel bebyggelse som forklaringsvariabel. Korrelasjonen mellom de seks viktigste parameterne er vist i Figur 3.15. En versjon av Akaikes informasjonskriterium (AIC) for få observasjoner (AICc) ble brukt til å vurdere hvor godt modellene forklarte dataene som beskrevet i Jacobsen mfl. (2018).

Totalt ble det registrert 211 arter eller taksa av fremmede planter i løpet av disse to årene med 44 individer funnet kun i 2018, 98 arter funnet kun i 2019 og 78 arter funnet begge år. De to modellene med størst støtte hadde variasjon av utbredelse og oppdagbarhet som varierte med både år og risikokategori (Figur 3.16). Tabell 3.7). Generelt samvarierte oppdagbarheten med risikokategori og ble rangert SE > HI = PH > LO > NK. Oppdagbarhet var ca. 0.49-0.56 for SE kategorien og 0.12-0.14 for LO. Høyere grad av påvisning økte presisjonen på utbredelsesmodellen. Den endrede kartleggingsmetodikken (grundig) medførte en sannsynlighet for påvisning som var høyere i 2019 enn for 2018 for alle fem risikokategorier. Oppdagbarheten økte med 8-29 prosentenheter for 2019 for de tre høyeste risikokategoriene (PH-SE) (Figur 3.16).

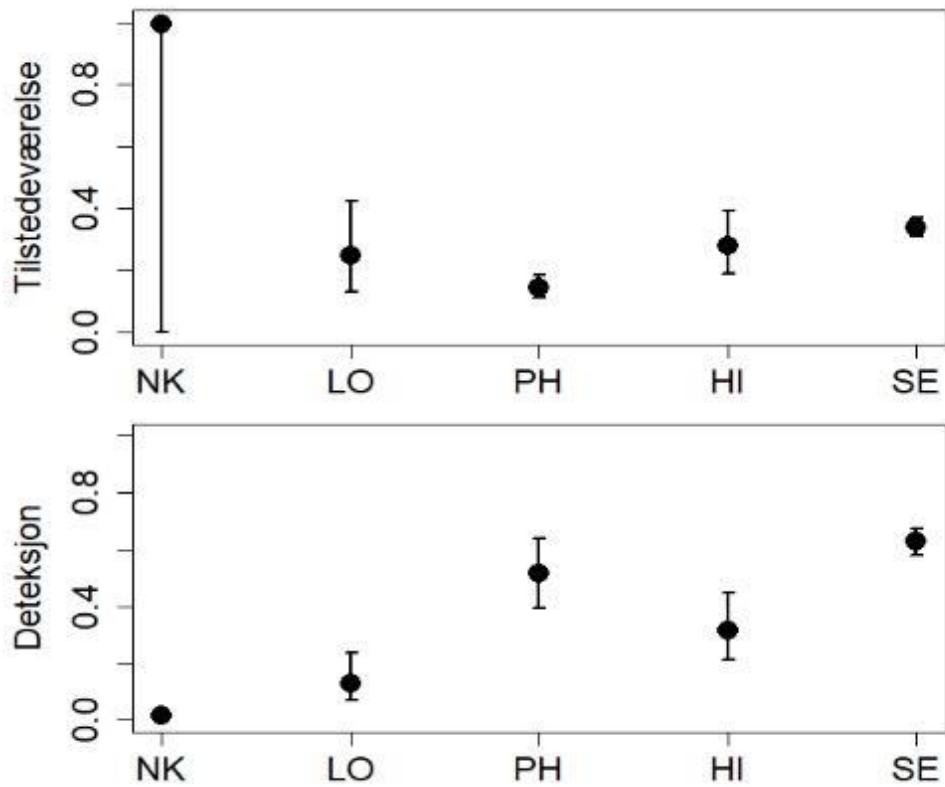
Analysene som ble gjort i 2018 (Jacobsen mfl. 2018) viste at prosent dekning av hus hadde den største effekten på tilstedeværelse av fremmede arter. Dersom man derimot kombinerer begge år og analyserer dette på nytt, blir ikke dekning av hus gitt å være en viktig faktor, og blir lavt rangert i modellseleksjonstabellen (Tabell 3.7).

Tabell 3.7. Modell seleksjon basert på AICc for «occupancy models» som modellerer sannsynlighet for tilstedeværelse (Ψ) korrigert for deteksjon (p) for karplanter. Tilstedeværelse (Ψ) og deteksjon (p) ble modellert som en funksjon av fremmedartskategori ($kat = SE$ til NK), år (2018 vs. 2019), hus = bebyggelsestetthet og metode for ruteutvalgelse (rutevalg = automatisk vs. manuelt).

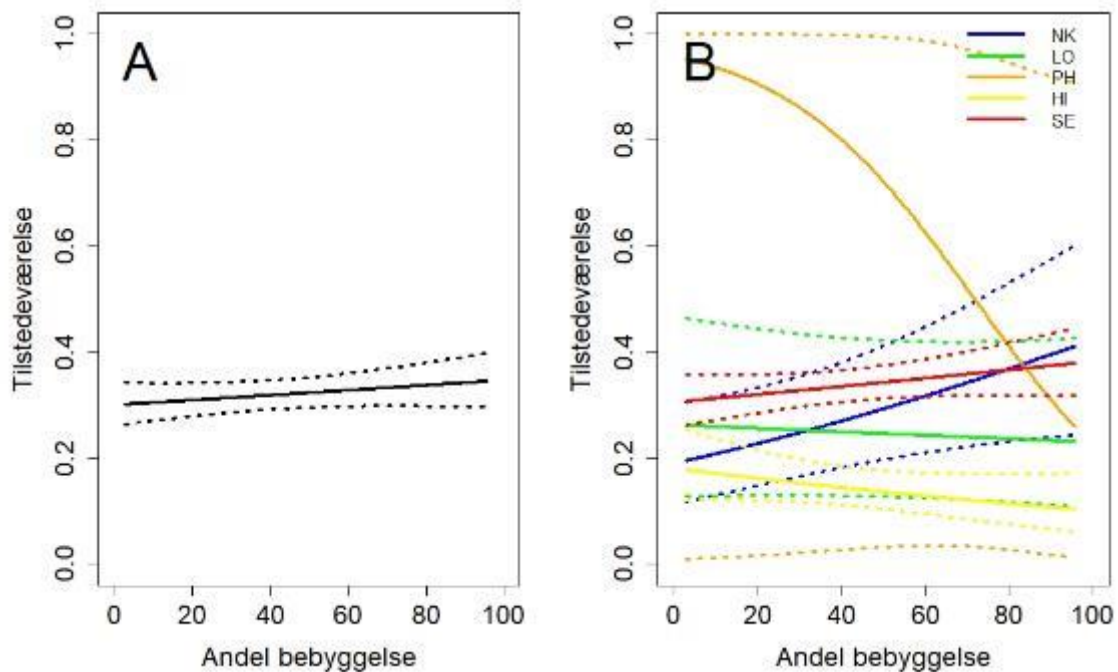
	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
$p(kat \cdot \text{år}), \Psi(kat \cdot \text{år})$	20	6037.29	0.00	0.77	0.77	-2998.58
$p(kat \cdot \text{år}), \Psi(kat)$	15	6039.76	2.47	0.23	1.00	-3004.84
$p(kat), \Psi(kat \cdot \text{skog})$	15	6069.77	32.48	0.00	1.00	-3019.85
$p(kat), \Psi(kat \cdot \text{hus})$	15	6071.34	34.05	0.00	1.00	-3020.63
$p(kat), \Psi(kat)$	10	6073.12	35.83	0.00	1.00	-3026.54
$p(kat), \Psi(kat \cdot \text{jorder})$	15	6076.62	39.33	0.00	1.00	-3023.27
$p(kat), \Psi(\text{hus})$	7	6091.17	53.88	0.00	1.00	-3038.57
$p(\text{år}), \Psi(kat)$	7	6131.53	94.24	0.00	1.00	-3058.76
$p(\cdot), \Psi(kat)$	6	6156.41	119.12	0.00	1.00	-3072.20
$p(\text{obs}), \Psi(\cdot)$	3	6636.10	598.81	0.00	1.00	-3315.05
$p(\text{rutevalg}), \Psi(\text{rutevalg})$	4	6656.22	618.93	0.00	1.00	-3324.11
$p(\cdot), \Psi(\cdot)$	2	6657.06	619.77	0.00	1.00	-3326.53



Figur 3.15. Korrelasjon mellom seks av de ti viktigste forklaringsvariabler for 35 ruter i Sør-Norge. Spredningsplott for parvise sammenligninger vises i nedre venstre halvdel, fordeling for hver forklaringsvariabel som søylediagram i de midtre rutene og korrelasjonskoeffisienter i øvre høyre halvdel. Signifikante korrelasjoner er markert med røde asterisker. Forklaringsvariablene inkluderer % arealdekke innen 1 km radius av rutenes midtpunkt for bebyggelse («hus»), veier, skog og jorder, samt gjennomsnittlig årsnedbør og befolkningstetthet.



Figur 3.16. Sannsynlighet (\pm 95% konfidensintervall) for tilstedeværelse (ψ , øverst) og deteksjon (p , nederst) for de fem ulike fremmedartskategoriene for karplanter (NK to SE) for 2018 og 2019 samlet. Parameterestimaterne er tatt fra modell 1 (Ψ (kat \times år), p (kat \times år)) (Tabell 3.7).



Figur 3.17. Sannsynlighet for tilstedeværelse (\pm 95% konfidensintervall) for alle registrerte fremmede planter (A) og for de ulike risikokategoriene av fremmede planter (B) som en funksjon av andel bebyggelse innen 1 km radius av rutenes midtpunkt. Parameterestimaterne er hentet fra (A) den tredje høyest rangerte modellen, Ψ (hus), p (gruppe), og (B) den femte høyest rangerte modellen, Ψ (gruppe \times hus), p (gruppe), i Tabell 3.7.

3.3.2. Fremmede insekter

Totalt er 35 ruter kartlagt for fremmede insekter i 2018 (n = 15 ruter) og 2019 (n = 20 ruter). I 2018 ble det i de 15 rutene fanget med en malaisefelle som ble tømt tre ganger, ca. med 10 dagers intervaller (Jacobsen mfl. 2018). I 2019 ble det i de 20 rutene fanget med en malaisefelle som ble tømt fire ganger, første tømning etter fire uker og de tre påfølgende med to ukers intervaller.

Alle påviste fremmedarter ble kategorisert ut fra risikovurdering på fremmedartslista (<https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>) i følgende seks kategorier; NR = ikke vurdert, NK = ingen kjent risiko, LO = lav risiko, PH = potensielt høy risiko, HI = høy risiko, SE = svært høy risiko. Insekter i NR kategorien ble ikke analysert videre. Tabell 3.8 viser en oversikt over arter påvist i DNA-analysen som også er listet i Fremmedartslista, totalt 14 arter (eksklusive NR) fordelt på år. Tabell 3.9 viser hvilke faktiske arter som ble funnet, kategorisert som funn i antall feller per tømning og år. Sannsynlighet for tilstedeværelse og deteksjon for ulike fremmedartskategorier er gitt i Figur 3.18, og som funksjon av bebyggelse i Figur 3.19.

Analysene ble videre utført som beskrevet for karplanter over (3.3.1). Den modellen med størst støtte hadde variasjon av utbredelse og oppdagbarhet som varierte med risikokategori, mens den med nest størst støtte også inkluderte tømning. Rutevalg ser ikke ut til å påvirke hverken utbredelse eller oppdagbarhet av fremmede insekter og potensielt nye for landet (Tabell 3.10, Tabell 3.11), selv om det gjennomsnittlig er høyere verdier for alle kategorier i manuelt valgte ruter (Tabell 3.12).

Tabell 3.8. Oversikt over arter påvist ved DNA-metastrekkoding listet i Fremmedartslista.

Orden	2018	2019	Totalt
Araneae	1		1
Coleoptera	4	1	4
Diptera	2	1	3
Hemiptera	2	2	3
Hymenoptera	1	1	1
Lepidoptera	1	1	1
Opiliones	1	1	1
SUM	12	7	14

Tabell 3.9. Arter påvist ved DNA-metastrekkoding av filtrert etanol som er listet i Fremmedartslista sortert på risikokategori. * = dørstokkart. Total 35 ruter ble tømt tre ganger, med en fjerde gang for de 20 rutene i 2019.

Risikokategori	Vitenskapelig navn	Tømning					
		2018	2019	1	2	3	4
SE - Svært høy risiko	<i>Bombus terrestris</i>	8	6	5	4	4	1
SE - Svært høy risiko	<i>Opilio canestrinii</i>	9	24	4	10	9	10
HI - Høy risiko	<i>Deraeocoris lutescens</i>	2	0	0	1	1	0
PH - Potensielt høy risiko	<i>Cartodere nodifer</i>	6	1	3	0	3	1
PH - Potensielt høy risiko	<i>Drosophila busckii</i>	1	0	0	1	0	0
LO - Lav risiko	<i>Cameraria ohridella</i>	1	1	0	1	1	0
LO - Lav risiko	<i>Drosophila melanogaster</i>	2	0	0	1	1	0

LO - Lav risiko	<i>Eratigena atrica</i>	2	0	1	1	0	0
LO - Lav risiko	<i>*Feltiella acarisuga</i>	0	1	0	0	0	1
LO - Lav risiko	<i>Macrosiphum euphorbiae</i>	0	1	1	0	0	0
LO - Lav risiko	<i>Omonadus floralis</i>	4	0	1	1	2	0
LO - Lav risiko	<i>Stricticollis tobias</i>	2	0	1	0	1	0
LO - Lav risiko	<i>Tremulicerus fulgidus</i>	7	1	2	3	3	0
LO - Lav risiko	<i>Trixagus atticus</i>	3	0	1	1	1	0

Tabell 3.10. Modell seleksjon basert på AICc for "occupancy models" som modellerer sannsynlighet for tilstedeværelse (Psi) korrigert for deteksjon (p) for insekter. Tilstedeværelse (Psi) og deteksjon (p) ble modellert som en funksjon av fremmedartskategori (kat = SE til NK), år (2018 vs. 2019), hus = bebyggelsestetthet og metode for ruteutvalgelse (rutevalg = automatisk vs. manuelt) og besøk nummer (tømming 1 til 4).

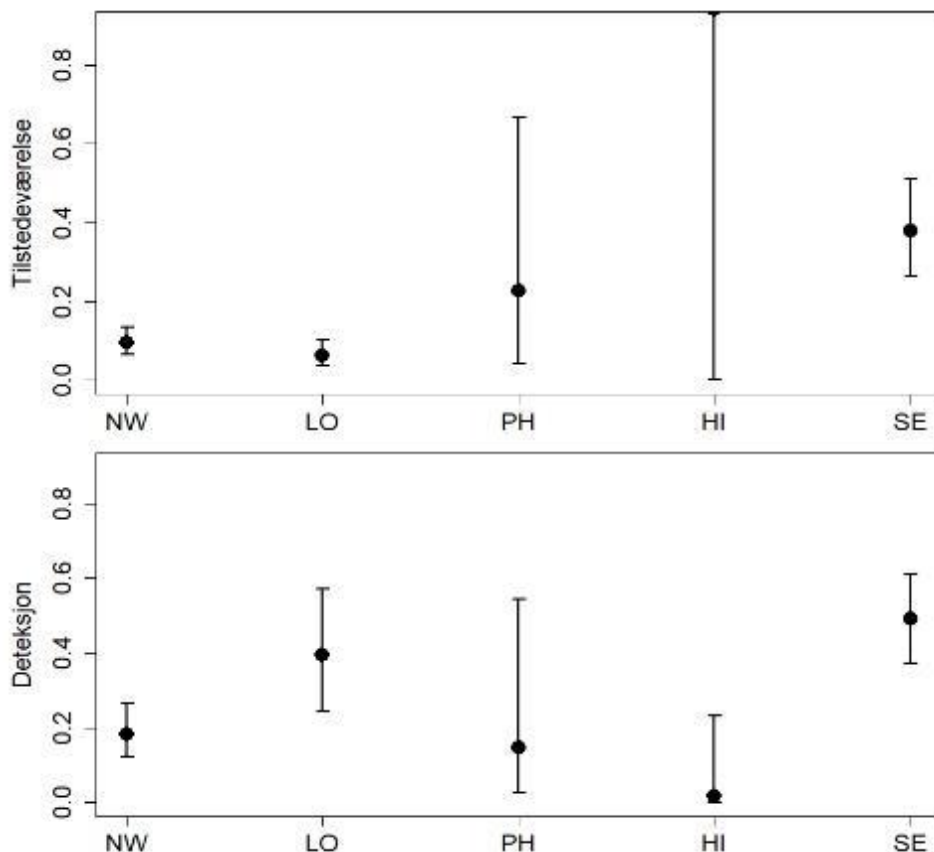
	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
p(kat), Psi(kat)	10	1231.24	0.00	1	1	-605.55
p(tømming), Psi(kat)	9	1243.24	12.01	0	1	-612.56
p(.), Psi(kat)	6	1244.87	13.64	0	1	-616.41
p(kat), Psi(hus)	7	1258.33	27.09	0	1	-622.13
p(tømming), Psi(.)	5	1289.39	58.15	0	1	-639.67
p(.), Psi(.)	2	1291.80	60.56	0	1	-643.89
p(rutevalg), Psi(rutevalg)	4	1292.67	61.44	0	1	-642.32
p(kat), Psi(kat*hus)	8	1307.58	76.34	0	1	-645.74

Tabell 3.11. Antall arter fordelt på fremmedartskategori (SE-LO, inkludert NW- potensielt nye for Norge), felle-tømminger og metode for rutevalg.

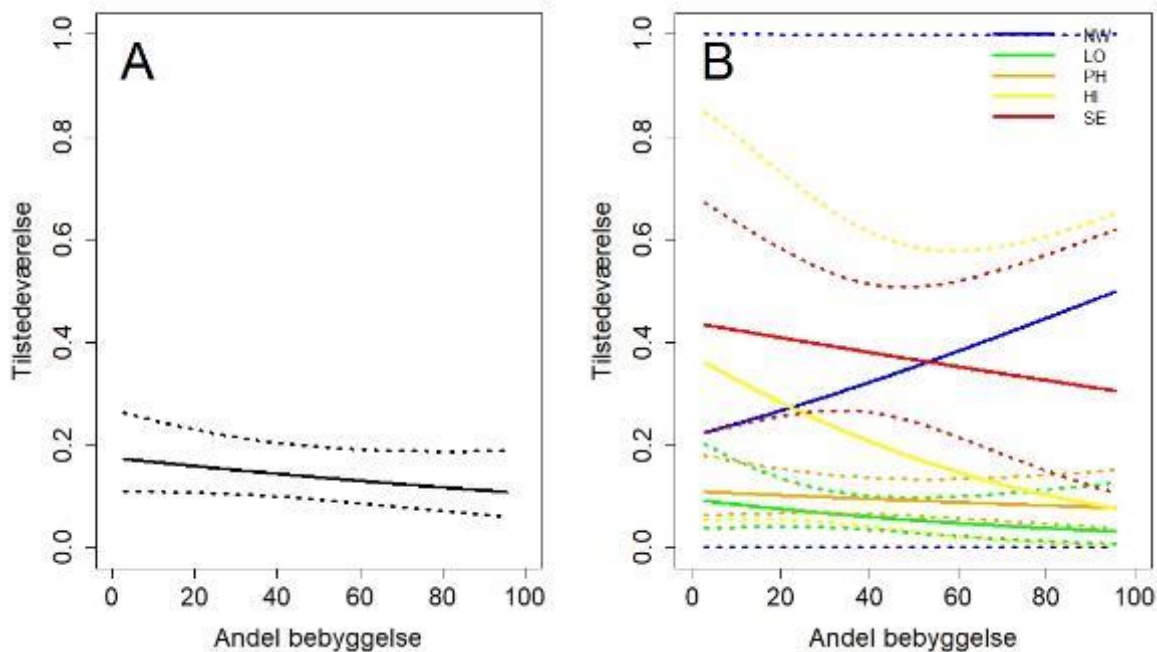
Risikokategori	Rutevalg	Tømming 1	Tømming 2	Tømming 3	Tømming 4
SE - Svært høy risiko	Auto	5	8	5	4
SE - Svært høy risiko	Manual	4	6	8	7
HI - Høy risiko	Auto	0	0	1	0
HI - Høy risiko	Manual	0	1	0	0
PH - Potensielt høy risiko	Auto	2	0	2	0
PH - Potensielt høy risiko	Manual	1	1	1	1
LO - Lav risiko	Auto	4	3	1	0
LO - Lav risiko	Manual	3	5	8	1
NW - «Nye» norske arter	Auto	11	14	6	5
NW - «Nye» norske arter	Manual	10	17	9	6

Tabell 3.12. Gjennomsnittlig antall risikovurderte fremmede insekter (SE, HI, PH, LO, begge år, 35 ruter) og potensielt nye norske arter (NW, kun 2019, 20 ruter).

Rutevalg	SE	HI	PH	LO	NW
Auto	1,16	0,05	0,21	0,42	1,89
Manuelt	1,56	0,06	0,25	1,06	2,63
Begge	1,36	0,06	0,23	0,74	2,26



Figur 3.18. Sannsynlighet (\pm 95% konfidensintervall) for tilstedeværelse (øverst) og deteksjon (nederst) for de fem ulike fremmedartskategoriene for invertebrater (NW to SE).



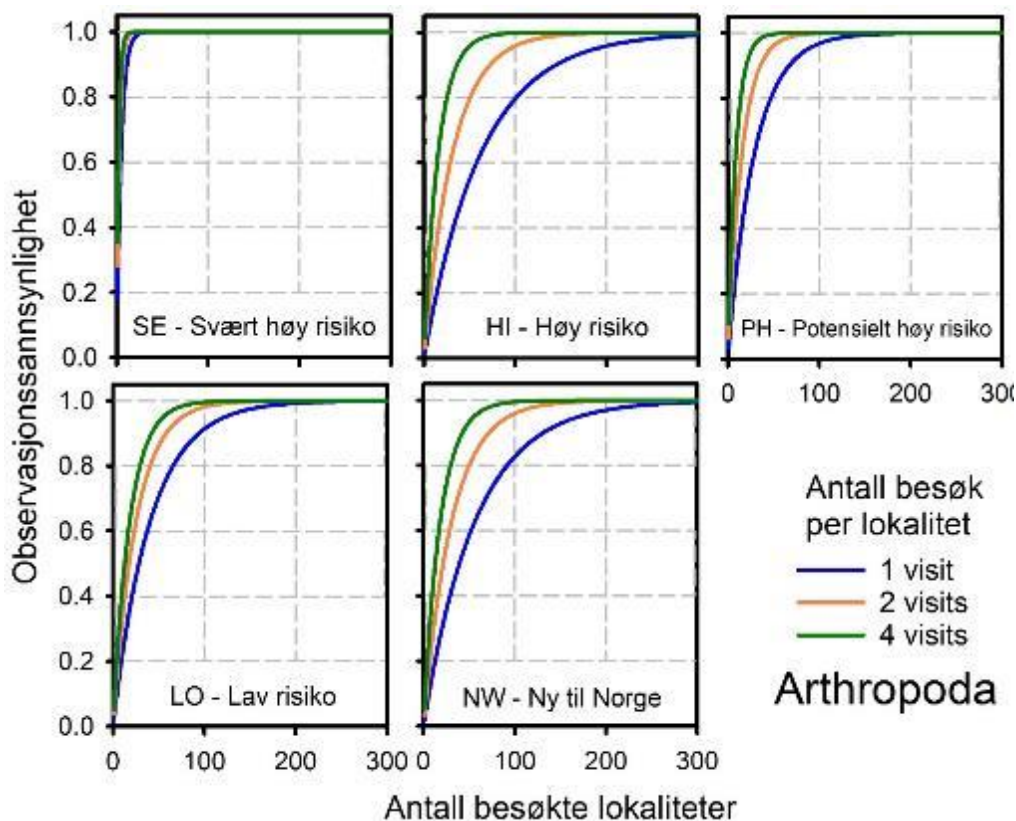
Figur 3.19. Sannsynlighet for tilstedeværelse (\pm 95% konfidensintervall) for alle registrerte fremmede invertebrater (A) og for de ulike risikokategoriene av fremmede invertebrater (B) som en funksjon av andel bebyggelse innen 1 km radius av rutenes midtpunkt. Parameterestimaten er hentet fra to forskjellige modellene (A) Ψ (hus), p (kat), og (B) den fjerde høyest rangerte modellen, Ψ (kat x hus), p (kat) i Tabell 3.10.

3.3.3. Konsekvenser for observasjonssannsynlighet og samplemengde

Det grunnleggende prinsippet er at en art kan være tilstede på en lokalitet med en viss forekomst-sannsynlighet (ψ). Neste skritt er å observere arten. En observatør har en viss sannsynlighet for å oppdage arten, gitt at den forekommer på lokaliteten som undersøkes. Vi kaller dette for deteksjonssannsynlighet (p). Ved en viss forekomst-sannsynlighet og deteksjonssannsynlighet er sannsynligheten for å oppdage arten minst en gang på en lokalitet (observasjonssannsynlighet, P_{obs}) avhengig hvor mange lokaliteter man besøker (J) og hvor mange ganger man besøker hver lokalitet (K). Denne sannsynligheten kan regnes ut gjennom ligningen:

$$P_{obs} = 1 - (1 - \psi \times (1 - (1 - p)^K))^J$$

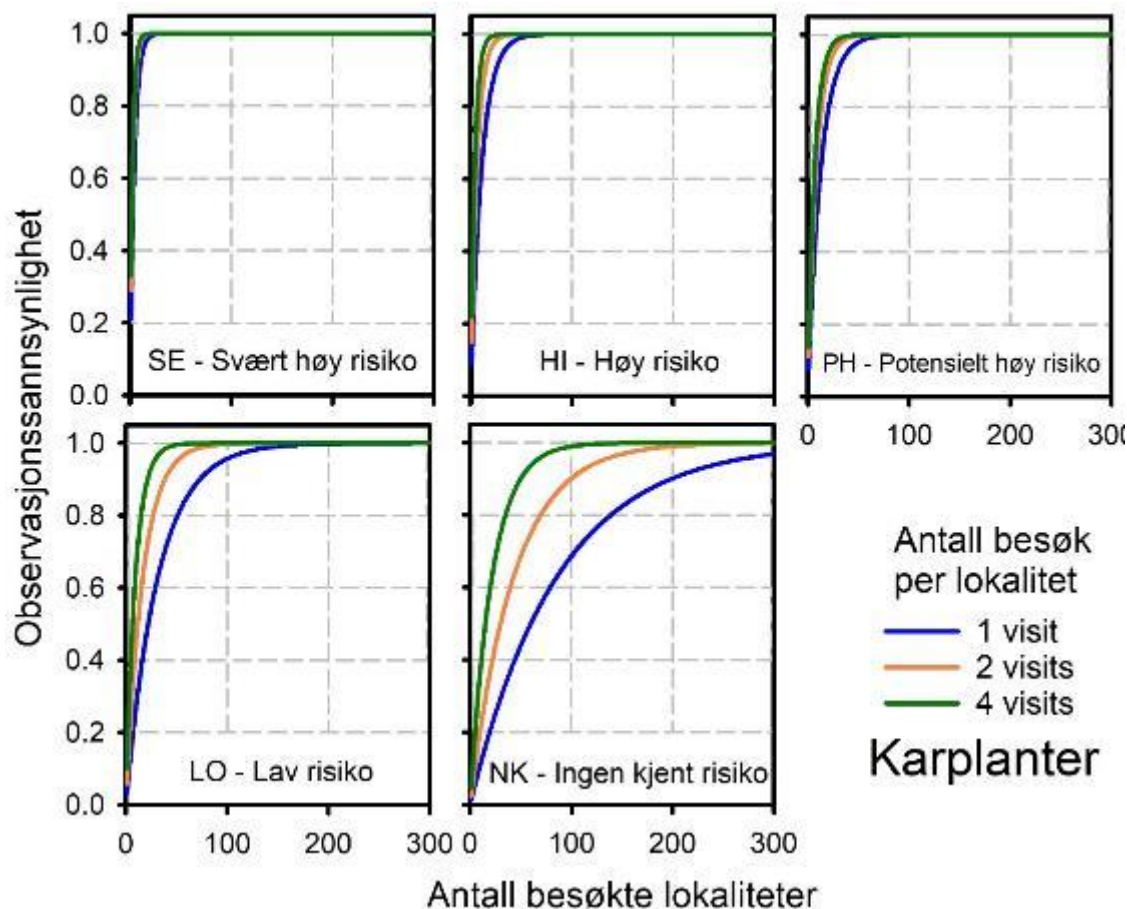
Modellresultatene fra insekter viser at man for de fleste risikokategorier, må oppsøke mellom 50 og 100 lokaliteter for å finne en enkelt art (Figur 3.20). Hvis man besøker hver lokalitet flere ganger øker observasjonssannsynligheten (fargete linjer i figuren), men det ser generelt ut å være mer økonomisk gunstig å legge de ressursene på å oppsøke nye lokaliteter, enn å gjenbesøk en gitt lokalitet. Hvis man for eksempel doublerer antallet lokaliteter man besøker fra 50 til 100 lokaliteter, oppnår man en høyere oppdagelses-sannsynlighet enn hvis man besøker 50 lokaliteter 2 ganger. Dette er et resultat av at forekomst-sannsynligheten for de fleste grupper er lavere enn deteksjonssannsynligheten (jmf. Figur 3.16 og Figur 3.18)



Figur 3.20. Estimert observasjonssannsynlighet (arten er tilstede, og vi oppdager den) av insekter funnet i pilot-prosjektet i perioden 2018-2019. Sannsynlighetene vises for hver art, der antallet besøk per lokalitet er fargekodet, og de ulike risikokategoriene vises i separate paneler. Arter som ennå ikke er antatt nye for Norge og ikke risikovurdert er gitt kategorien «NW». Vi fant ingen arter i kategorien «NK». Parameterestimaten er hentet fra modellen $\Psi_i(kat)$, $p_i(kat)$ i **Error! Reference source not found**.

Liksom med insekter, ble karplantene analysert per risikokategori, det vil si at vi ikke skiller ut artsspesifikke sannsynligheter for forekomst og oppdagelse (Figur 3.21). Disse hadde gjennomgående både høyere forekomst-sannsynlighet og oppdagelses-sannsynlighet, slik at det totalt sett

er mer vanlig å observere fremmede karplanter enn insekter. Kun for gruppen «NK» ser det ut til at man trenger å besøke opp mot 150 lokaliteter, mens for de andre kategoriene oppnår man en høy observasjonssannsynlighet ved 50 eller enda færre lokaliteter.

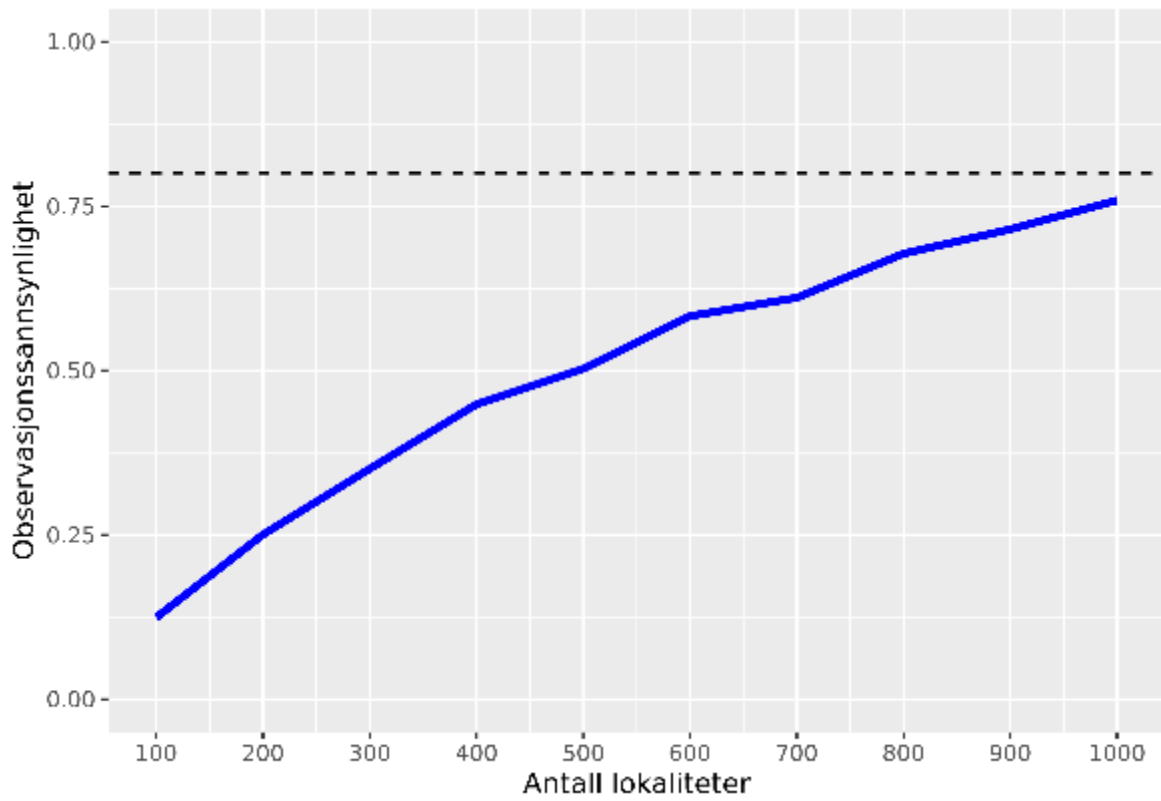


Figur 3.21. Estimert observasjonssannsynlighet (arten er tilstede, og vi oppdager den) av karplanter funnet i pilotprosjektet i perioden 2018-2019. Sannsynlighetene vises som gjennomsnitt for hver risikokategori, der antallet besøk per lokalitet er fargekodet, og de ulike risikokategoriene vises i separate paneler. Parameterestimertene er hentet fra modellen $\Psi(kat)$, $p(kat)$ i Tabell 3.7.

Vi poengterer at disse modeller ikke tar høyde for de artene man ikke har funnet i prosjektet. Det vil altså kunne finnes mye mer sjeldne arter som vi ikke har klart å fange opp. Disse vil kreve enda mer ekstensiv overvåking for å kunne oppdages med en rimelig sannsynlighet, usikkert hvor mye. En vurdering av disse arter kan gjøres a priori med en del antakelser. Hvis man for eksempel tenker seg en art som finnes på 500 ruter, fordelt etter prediksjonsmodellen til Olsen mfl. (2017), og at man gjennomfører 4 søk i hver lokalitet, med den gjennomsnittlige oppdagelses-sannsynligheten vi har nådd for karplanter under dette prosjekt ($p = 0.56$), så må man besøke imot 1000 lokaliteter, for å nå en 80% oppdagelses-sannsynlighet (Figur 3.22).

Konklusjonen er dermed at vi har liten evne til å oppdage arter som er etablert på i størrelsesorden 500 eller færre ruter. Dette vil være vanskelig å komme rundt, hvis artene spres ut i naturen i noen fåtall individer over et stort område. Spredningsveien via private hager og kompostavfall er derfor vanskelig å overvåke for veldig sjeldne arter. Problemet er her ikke at man ikke ser de arter som forekommer på en enkelt rute, uten å kunne begrense antallet plasser man må gjennomse. Det er derfor ikke snakk om å finne en nål i en høystakk, men mer om å finne rett høystakk å lete i. Likevel viser resultatene av pilotprosjektet at vi har relativt god evne til å finne fremmede arter, også de som ikke før er registrert i Norge. Slik sett virker det som om utvalgs-metodikken for innsamlingslokaliteter fungerer godt og at vi har relativt god evne til å finne de

artene som er tilstede på en enkelt rute. Ett overvåkingsprosjekt som gjennomføres på lignende måte vil derfor kunne øke kunnskapen om forekomstene av fremmede arter på en effektiv måte.



Figur 3.22. Estimert sannsynlighet for å oppdage en art som er tilstede i 500 steder i landet, fordelt etter prediksjonsmodellen i Olsen mfl. (2017). Beregningen baseres på at man totalt sett inventerer 4 stk 250x250m ruter med den gjennomsnittlige oppdagelsessannsynlighet vi estimerte fra data fra pilotprosjektet for karplanter i 2018-2019 ($p = 0.56$).

4. Andre registreringer

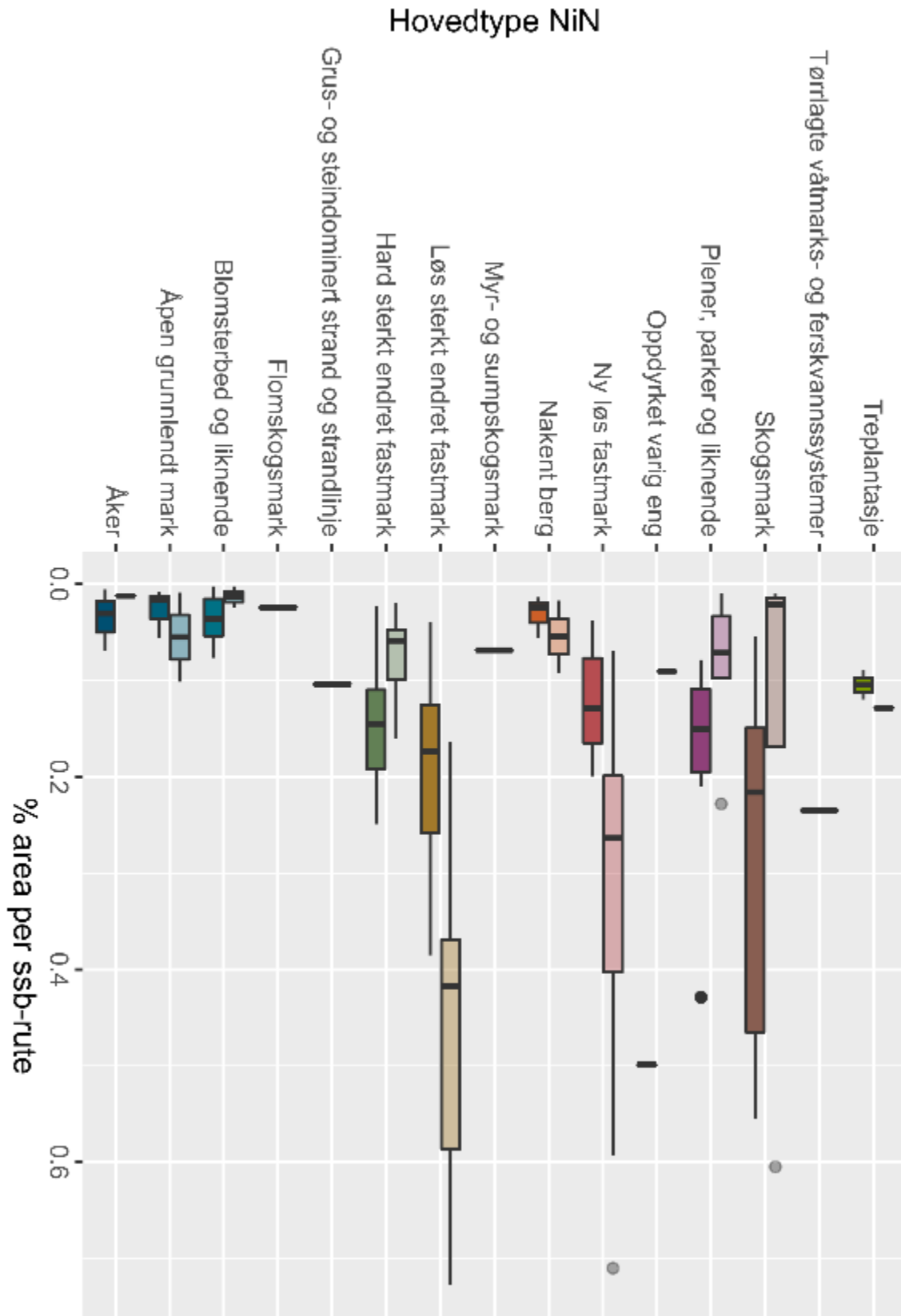
4.1. NiN-kartlegging

Alle de 20 rutene valgt ut for årets feltarbeid ble kartlagt i henhold til Natur i Norge (Bryn & Ullerud 2018), etter ønske fra oppdragsgiver. Kartleggingen ble utført på grunntypenivå (1:5000) av tre erfarne NiN-kartleggere i uke 34, med samme beskrivelsesvariabler som for basiskartlegging (Figur 4.1).

Dataene lastes ned som ESRI geodatabaser, og kommer separat for hver kartleggingsrute. Disse må bearbejdes litt og kobles sammen før de kan brukes i GIS. Dette lar seg relativt enkelt gjøre, og vi har utarbeidet en skriptbasert rutine for dette. Hovedproblemet er at en del av polygonene er sammensatt – det vil si at det er flere naturtyper registrert på et polygon. Dette er et problem i forhold til detaljert geografisk analyse, siden man ikke kjenner den romlige fordelingen av de ulike naturtypene i det aktuelle polygonet, kun andelen de utgjør. Denne andelen kan man derimot benytte for å finne arealfordelingen av naturtyper og grunntyper i ruta. Man må da splitte opp de sammensatte polygonene og beregne arealet for hver enkelt av de naturtypene som inngår i polygonet. Deretter kan man beregne arealsammensetningen av ulike naturtyper på rutenivå og samlet (Figur 4.2). Dette kan man videre bruke til å se hvorvidt naturtype påvirker forekomstsannsynlighet av fremmede arter. En forbedringspotensial i NiN hadde vært om kartleggerne tegnet separate polygoner for hver type, slik at de blir romlig definert.



Figur 4.1. Et eksempel på resultater fra NiN kartlegging av en SSB rute. Her hovedtyper fra rute 819 Konnerud skole.



Figur 4.2. Den prosentvise dekningsgraden per hovedtype NiN i de 20 SSB-rutene benyttet i dette prosjektet. De transparente/lyse boksene viser de manuelt valgte lokalitetene, og de helfargete viser de modellutvalgte lokalitetene. De manuelt valgte lokalitetene karakteriseres av et større innhold av hovedtypene «Ny løs fastmark» og «Løs sterkt endret fastmark», mens de automatisk valgte lokalitetene generelt hadde mer «skogsmark».

4.2. Forenklet landsskogstaksering

En forenklet landsskogstaksering er ikke gjort i dette prosjektet, men er blitt gjennomført i det parallelle pilotprosjektet på en nasjonal insektovervåking. Takseringen er begrenset til en sirkel med radius på 8.92 m og kartlegger grunnleggende skogskvaliteter som art, dimensjon og alder. Formålet med denne skogstaksering er å kunne benytte dataene i en fjernmålingsbasert prediksjon som utføres av NMBU, men at dataene også kan være direkte relevante som forklaringsvariabler for i dette tilfellet fremmede arter. Erfaringene fra uttestingen er at kartleggingen er gjennomførbar i praktisk og økonomisk forstand. Tidsmessig vil kartleggingen beregnes til å ta opp til en time ekstra og kan gjøres samtidig med utsettingen av feller. Spesielt i urbane strøk kan det være en utfordring å finne og få tillatelse av grunneier å gjennomføre kjerneboring av trær, som er pålagt for å kunne fastsette skogbestandens alder.

4.3. Test av høypresisjons-GPS

En høypresisjons-GPS (Trimble R2 GNSS) ble testet til markering av malaisefellenes posisjoner i ni ruter, for å sammenligne koordinatenes presisjon med markering ved håndholdt GPS (Garmin GPSMAP 64st) (ni punkter pr GPS). Høy presisjon ved markering av malaisefellenes posisjon kan være viktig for å forsikre om at samme posisjon blir benyttet ved gjenfangst fra ruten. Dette forutsetter riktignok at man klarer å oppnå like høy presisjon ved bruk av GPSen til å gjenfinne punkter. Et annet sentralt poeng med nøyaktig datafangst for én hendelse er også med tanke på kobling mot andre kartlag og GIS-analyse på et detaljert nivå. I forvaltningssammenheng vil nøyaktig stedfesting av data ofte være av stor verdi, naturlig nok mer relevant for fastsittende organismer enn for eksempel flyvende insekter.

I gjennomsnitt var avviket mellom koordinatene fra høypresisjons-GPS og håndholdt GPS på 4.8 meter ($\pm 2,14$). Størst avvik registrert fra de ni rutene var 9.6 meter, minste avvik var 2.5 meter. Figur 4.3. viser rute 11 på Solgård avfallsplass i Moss som et eksempel. Forskjellen mellom posisjonene tatt med ulike GPS var der 7.6 meter.

Vi testet også bruk av høypresisjons-GPS til å gjenfinne punkter markert med cm-presisjon, og erfarte at å oppnå like høy presisjon ved søk etter et punkt var vanskelig grunnet manglende funksjonalitet for visning med cm-presisjon i appen vi brukte som kartløsning i felt (Norgeskart Outdoors). Vi oppnådde riktignok en presisjon på rundt 0,5 – 1 meter.

Som nevnt over kan nøyaktig plassering av fellene være svært viktig for gjenfangst på samme lokaliteter, slik at man kan utelukke feilkilder som skyggende vegetasjon og habitatstruktur generelt. Effekten av en nøyaktig plassering vil for øvrig trolig overskygges av en rekke andre faktorer. Noen eksempler er nevnt under.

Habitattype: dersom man plasserer en malaisefelle på en åpen eng, vil naturlig nok variasjonen i resultatene som følge av plasseringen være mindre enn om man fanger med en malaisefelle i tett vegetasjon (skog eller kratt) eller på områder med mye bebyggelse/infrastruktur (for eksempel gjenvinningsstasjoner). Under dette punktet kommer også eventuelle habitatendringer over tid, igjen avhengig av omløpstiden. Som i dette prosjektet er mange av rutene på ruderatmark eller habitater man vil kunne anta endrer seg (for eksempel gjengroing).

Orientering av fellen: om man plasserer fellen på eksakt samme sted, vil orienteringen av fellen i de fleste tilfeller ha mer effekt enn et avvik på noen meter. Dette kommer igjen an på terrenghelning og eksposisjon.

Klimatiske variable: sesongvariasjoner vil trolig også i de fleste tilfeller overskygge eksakt plassering av fellen. Dette har igjen sammenheng med datointervall for fangsten og den generelle fenologien det aktuelle året. Ikke minst vil klimatiske faktorer under innsamlingen (temperatur, vind, soltimer) være helt avgjørende.

I de aller fleste tilfeller vil god fotodokumentasjon av fellen fra ulike vinkler, inkludert spesi-
fikke/særegne objekter for den aktuelle ruten kunne sikre en eksakt reposisjonering og oriente-
ring. Sesongvariasjonene får man gjort lite med.



Figur 4.3. Rute 11, Solgård avfallsplass, der malaisefellen er markert med høypresisjons-GPS (rød prikk) og håndholdt GPS (blå prikk). Avviket mellom disse to posisjonene var på 7.3 meter.

5. Overvåkingssystemet

Metodikken for overvåkingssystemet for nye fremmede arter bygger på metodikken skissert i Jacobsen m.fl (2018) med følgende justeringer:

5.1. Kartlegging av planter

Den endrede kartleggingsmetodikken (grundig) medførte en sannsynlighet for å påvise fremmede karplanter var høyere i 2019 enn for 2018 for alle fremmede karplanter.

Kostnadene av å øke fra enkel til grundig metodikk for planteregistreringen økte pr rute med 16,5%, samtidig økte sannsynligheten for å oppdage fremmede karplanter i de høyeste risiko kategoriene med 8-29 prosentenheter. For de mest heterogene rutene, kan det vise seg krevende og også registrere de stedeagne artene. Den økte kostnadene for grundig metodikk kan dermed reduseres ved at man utelater å registrere de stedeagne artene. Dette vil være en avveining av om man ser nytten av å også ha data på de stedeagne artene, spesielt med tanke på en eventuell ny kartlegging i et omløp.

Vi vil derfor anbefale at den grundige protokollen fra 2019 implementeres i et overvåkingssystem for tidlig varsling av fremmede arter.

5.2. Kartlegging av insekter

Kartleggingen av insekter var i all hovedsak lik for årene 2018 (jacobsen mfl. 2018) og 2019, med noen unntak nevnt under. Fangst med malaisefelle er den sentrale metodikken som er benyttet på alle ruter. Vi mener dette er en hensiktsmessig metodikk fordi den er enkel, stabil og fanger et relativt sett stort antall arter sett i forhold til innsats. Den gir dessuten et materiale som egner seg godt til videre DNA analyser.

Det er vanskelig å vurdere insektdataene kvantitativt basert på DNA-analysene gjort i 2018 og 2019. Hovedårsaken er at kun en relativt lav andel av de faktiske artene i prøvene ble påvist med metoden. Dette har ulike årsaker som diskutert over. Kun et fåtall av artene (ca. 15-25%) ble funnet av både DNA-analysen og en morfologisk gjennomgang av sommerfugler og biller, og ca. halvparten artene ble kun påvist ved morfologisk analyse (Figur 3.9 og Figur 3.10).

Dette medfører videre at beregningene av forekomstsannsynlighet og oppdagelsesannsynlighet ikke blir presise for insektene sitt vedkommende. Estimert observasjonssannsynlighet er basert på enkeltarter fordelt på risikokategori. Det er vanskelig å spekulere om konsekvensene av den dårlige deteksjonsevnen i DNA-analysene fra etanolen. Spørsmålet er om de artene DNA-metodikken ikke fant har noe fellestrekk i forhold til forekomst og om de fortsatt vil være vanskelige å oppdage med en bedre DNA-metodikk. Konklusjonen er uansett at man må teste ut og benytte seg av en bedre metodikk for analyse av DNA i prøvene (se seksjon. 5.2.3).

Beregningene nevnt over er kun gjort på DNA-analyseresultatet av malaisefelleprøvene. Siden G-vac prøvene kun inneholdt to arter i kategorien NW (potensielt ny for Norge) og ingen fremmedarter, ble ikke disse prøvene inkludert. Heller ikke de andre metodiske tilleggene er inkludert i analysene (fallfeller, paneltraps, limfeller). Tillegget disse fellene gav må derfor vurderes mer kvalitativt.

5.2.1. Andre innsamlingsmetoder, grundig og omfattende metodikk

Vi ser at G-vac prøvene inneholder et helt annet artssegment enn det malaisefellene gjør. Rent teknisk er det lite problemer med å inkludere metodikken, men vegetasjonstypene på de ulike lokalitetene kan avgjøre hvor hensiktsmessige den er. Det bør være eng/lyng og relativt kort vegetasjon for at metoden skal egne seg. Ved for mye busker og trær og høyvokst frodig eng er det mindre egnet. Vi anbefaler derfor ikke å benytte denne metoden på alle ruter i et overvåkingssystem, men å benytte det der det er egnet (på et subsett) for å teste videre hvor ulik

artssammensetningen er på disse prøvene versus malaiseprøvene, og om det gir noe viktig tillegg i taksa relevante for tidlig varsling av fremmede arter.

Fallfeller har i dette prosjektet vært testet på fem ulike lokaliteter. Den klare ulempen med fallfeller er at disse ikke egner seg for DNA analyser, men at man må gjennomgå disse manuelt. For de drøyt 70 taksa som ble artsbestemt fra dette materialet var det kun 10 arter av disse som ble fanget i samtlige malaisetelt, så også disse fellene tilfører et annet artssamfunn enn de andre metodene benyttet i dette prosjektet. Som for G-vac innsamlingen nevnt over vil trolig ikke fallfeller heller egne seg på alle typer lokaliteter. Sannsynligvis vil disse være mer relevant på mer åpne, varme ruderatmarker, gjerne i tilknytning til hageavfall eller kompost eller treavfall. Likevel vil det nok være et begrenset resultat i forhold til ressursbruken gitt at materialet må behandles manuelt og man i utgangspunktet må benytte tradisjonell morfologisk bestemmelse.

Feromonfeller synes å være en effektiv og målrettet metode for søk etter spesifikke arter. Feromoner er i første rekke utviklet for arter som i andre deler av verden er ansett som problematiske skadedyr, og hvor det dermed foreligger behov og økonomiske interesser av å utvikle slike stoffer. Samtidig må feromonfellene benyttes der man av andre årsaker forvente å finne de aktuelle artene, basert på habitattype, artens økologi, mulige importveier osv. Dersom man vil benytte feromoner for flere arter på en lokalitet, vil det også være usikkert hvordan disse kjemiske stoffene påvirker hverandre, og hvorvidt de kan benyttes i samme felle eller må benyttes i to separate feller med en viss avstand (se eksempelvis Dowdy & Mullen 1998). Funnet av brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys* i dette prosjektet, er det åpenbart eksempel på «tidlig oppdagelse» av en art som kan få nokså store følger i norsk natur og produksjonsareal, og samtidig et godt eksempel på at spesialtilpasset metodikk etter kjente, aktuelle risikoarter kan være et nyttig tillegg.

Som nevnt vil dette kun være aktuelt for et fåtall arter, men samtidig kan det være arter av en slik risiko-karakter at det kan være spesielt viktig å oppdage dem tidlig. I slike tilfeller kan dette være en relevant tilleggsmetodikk i dette prosjektet. I så fall vil vi anbefale bruk av spesialfeller for feromoner, snarere enn limfeller. Årsaken er at man ved bruk av spesialfeller får rene prøver med lite bifangst, mens man med limfeller får en stor andel bifangst og materialet er svært vanskelig å håndtere i ettertid.

5.2.2. Fangstperiode

Det er ingen ting fra årets data som tyder på at en dobling av fangstperiode skulle påvirke DNA kvaliteten i nevneverdig grad. Vi mener derfor det er naturlig å øke fangstperioden fire uker. Da kan man gå ned til tre tømminger. Å ha finmasket data på fenologi er av mindre poeng i dette prosjektet. Vi mener det kan være nyttig å ha en lang felleperiode, siden det ikke er noe mønster i når de nye/fremmede artene opptrer (i alle fall ikke i vårt materialet). Logistikken med tillatelser, oppsett av felle osv. gjør det hensiktsmessig å samle over en lengre periode for å undersøke rutene bedre.

5.2.3. DNA-metastrekkoding

DNA-metastrekkoding påviste totalt 2266 arter fordelt på 25 ordener for 2018 og 2019 der 14 arter var listet i Fremmedartslista og 32 arter var potensielt nye for Norge. Uttesting av G-vac for innsamling av insekter gav en del nye arter fra andre artsgrupper enn de typisk fanget i malaisefeller, men antall arter var relativt lavt og vi fant ingen fremmede arter med denne metoden (foruten to potensielt nye for Norge, en unik).

Et av hovedmålene med uttesting av genetiske metoder i 2019 var å teste «ikke-invasive» metoder for DNA-metastrekkoding slik at insektene kunne bevares for morfologisk indentifisering av nye arter i etterkant. Dette innebar en test av filtrert etanol samt knusing av avrevne bein fra enkeltindivider. Filtrering av etanol har vist seg å fungere svært bra for akvatiske bunndyr i tidligere studier (Hajibabaei mfl. 2012, Zizka mfl. 2018). Nå viser det seg dessverre at terrestre insekter ser ut til å være mindre egnet for denne typen analyser, mest sannsynlig for at de er

bedre tilpasset et liv på land med kraftige eksoskjellet som forhindrer uttørking. En malaisefelle fanger også bare voksne individer, mens en sparkeprøve med akvatiske insekter også inneholder larve og nymfestadier. En nylig publisert artikkel fra Sverige har gjort en direkte sammenligning av filtrert etanol og knusing av insekter og deres resultater støtter våre funn (Marquina mfl. 2019). Filtrert etanol ser dessverre ikke ut til å gi tilfredsstillende resultater mens knusing av insektene sammen med DNA-metastrekkoding gir et bra bilde på artssammensetningen i en malaisefelle ifølge deres resultater. Resultatene fra våre analyser viser at DNA-metastrekkoding av filtrert etanol påviser færre arter av biller og sommerfuglen sammenlignet med gjennomgang av en taksonomisk ekspert.

Et moment i denne sammenhengen er at artslistene vi får fra etanol-filtrat kan etterprøves der vi ikke har gjennomgått materialet morfologisk. Et eksempel i dette prosjektet er arten *Philonthus spinipes*, en fremmed art i Europa som enda ikke er vurdert for fremmedartslista. Denne ble påvist med DNA-analyser av en gitt malaisefelleprøve. Denne prøven ble så i etterkant gjennomgått av taksonom, og arten ble påvist i materialet. Et annet eksempel er taksonet *Cyphon (Contactyphon) ruficeps*, som dukket opp i et par prøver. Dette kunne potensielt vært en ny og eventuelt fremmed art for Norge, men etter gjennomgang av materialet viste det seg at det var snakk om *C. coarctatus*, en stedefen norsk art. Dette kan skyldes feil/mangler i referansebiblioteket, eller at disse to artene ikke lar seg skille med DNA. Dette viser at det kan være viktig å bevare referansematerialet for å kunne etterprøve taksa som identifiseres med DNA-analyser. Det vil være svært mye mer ressurskrevende og utfordrende å skulle gå tilbake i felt påfølgende sesong for å påvise disse artene, siden noen av dem kan ha kryptiske levevis, ukjent økologi eller være tilstede i lave tettheter. Siden DNA isolert fra filtrert etanol ikke ser ut til å representere alle artene i en malaisefelle, må insektene alternativt knuses for å gi tilfredsstillende resultater. Et alternativ er da å sette opp en del doble feller på enkelte lokaliteter eller tidspunkter for å kunne bevare insekter. Potensielt vil arter kunne havne i begge fellene, og DNA-funn kan dermed bekreftes av taksonomer i etterkant. Dette kan være særlig motivert av hvis prøvetakingen koordineres og kombineres med en generell insektovervåking, der lagring av referansemateriale er en sentral del. Et annet alternativ er hvis man klarer å få et bedre resultat av DNA-funn ved å bruke lysatbuffer på prøven (ikke-invasiv metode), og dermed kunne lagre et referansematerialet som for en stor del er bevart.

For 2018 ble det gjort en kombinasjon av knusing av insekter mens det ble plukket bein av alle sommerfugler samt store individer av humler, veps, vårfluer, vevkjerringer mfl. (Jacobsen mfl. 2018). De genetiske analysene påviste relativt få sommerfugler i 2018 sammenlignet med gjennomgang av taksonomisk ekspert, og dette skyldes nok at avrevne bein ikke gir nok DNA i en slik insektsuppe til å kunne påvises, eventuelt feil/mangler i referansebiblioteket.

Et annet viktig element har vært å implementere en ny bioinformatisk pipeline basert på haplotyper (ASVer: Amplicon Sequence Variants) som også visere genetisk variasjon innen arter. I tillegg kontrollerer man for usikkerheten i lesing av DNA-sekvenser for hver analyse (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfylte DNA-sekvenser (genotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan mfl. 2017). Flere studier har vist at denne tilnærmingen reduserer antall grupper/arter (OTUs eller ASVs) og ikke minst reduserer risikoen for falske genotyper og dermed feilaktig påvisning av arter som ikke finnes i prøven (Tsuji mfl. 2018, Caruso mfl. 2019). Denne tilnærmingen muliggjør også store synergieffekter mellom prosjekter da ASVer kan sammenlignes mellom ulike studier og prosjekter. Ved å kombinere slike ASVs fra både nasjonale overvåkingsprogram og overvåking av importmateriale i en og samme database kan vi raskt og effektivt se om en genotype observert i en importsituasjon tidligere er observert i Norge eller ikke. Denne tilnærmingen muliggjør altså påvisning av «kryptiske fremmede arter», dvs fremmede genotyper av arter som allerede finnes i Norge.

I tillegg har vi også endret metoden vi bruker til å klassifisere DNA-sekvenser til arter, der vi nå bruker en «Bayesisk sannsynlighetsestimator» gjennom programmet «RDP-Classifer» (Lan mfl. 2012). Istedenfor å kun bruke en overordnet likhet (identity) mellom en DNA-sekvens fra en våre analyser og en referanse-DNA-sekvens i Genbank, bruker en her en «trenet database» som gir

en sannsynlighet for at en DNA-sekvens tilhører en viss art/slekt/famile osv. Som nevnt over er ikke denne databasen per nå ideell for norske arter og vi bør derfor utvide denne databasen for fremtidige undersøkelser.

Resultatene fra dette pilotstudiet viser at «ikke-invasive» metoder som kilde til DNA ikke gir et tilfredsstillende bilde på artsmangfoldet i en malaiseprøve. Resultater fra prosjektet «Nasjonal overvåking av insekter» viser det samme bildet, og man tester nå isolering av DNA fra to ulike metoder i det prosjektet; en metode der man knuser alle insektene etter tørking til et pulver som man isolerer DNA fra (Elbrecht mfl. 2019), og en metode der insektene lyseres i en buffer som man så isolerer DNA fra (Nielsen mfl. 2019). Sistnevnte metode fører til at eksoskjellene blir bevart og delvis kan brukes til taksonomisk bestemmelse i etterkant, mens små myke insekter mest sannsynlig vil bli helt oppløst. Vi vil derfor ikke konkludere med hvilken metode vi mener prosjektet tidlig oppdagelse bør fokusere på videre nå, men avvente resultatene fra prosjektet nasjonal overvåking før vi anbefaler en felles metodikk for isolering av DNA for de to prosjektene.

5.3. Rutevalg

Basert på modellseleksjonen for fremmede karplanter er det lite støtte for at utbredelse og oppdagbarhet av fremmede planter varierer med manuelt og automatisk utvalgte ruter (Tabell 3.2, Tabell 3.7). Dette skyldes trolig i all hovedsak at fremmede karplanter er nokså vanlig forekommende og at man generelt oppnår en høy observasjonssannsynlighet ved 50 eller enda færre lokaliteter.

For insektene er det noen vanskeligere å tolke. Igjen vil reelle forskjeller kunne vært skjult i materialet som følge av det lave antall arter man fikk med DNA-analysene. Likevel finner vi heller ikke for insektene støtte for at utbredelse og oppdagbarhet av fremmede arter er avhengig av metode for rutevalg (Tabell 3.10), selv om gjennomsnittsverdiene for alle kategoriene jevnt over er høyere på manuelt valgte ruter (Tabell 3.11). En gjennomgang av funnene fra overvåkingen sa langt viser at de ulike typene av lokaliteter til dels fanger forskjellige arter, men det gjenstår å se om dette mønstret er holdbart. Vi anbefaler likevel å fortsette med manuelt utvalgte ruter for å undersøke dette videre. Plasseringen av samtlige ruter for 2018 og 2019 er gitt i Figur 5.1.

5.4. Tidlig oppdagelse

En diskusjon omkring hva som er «tidlig oppdagelse» og «tidlig etablering» er gitt Jacobsen mfl. (2018). Her er en tidlig oppdagelse av en fremmed art definert som forekomst i maks 0,1% av arealet i fastlands-Norge, hvilket vil si arter som forekommer i maks 500 lokaliteter på 1x1km av totalt 533 918 slike lokaliteter i SSBs rutenett (Jacobsen mfl. 2018).

Ytterligere kategorier av «tidlig varsling» vil være i de tilfellene vi påviser nye arter for Norge, som enten 1) er vurdert som dørstokkarter, 2) er oppgitt i Artsnavnebasen, men definert som «ikke-norsk», eller 3) ikke oppgitt i Artsnavnebasen. En slik artsliste, utover de som er definert som dørstokkarter, kan potensielt være nye fremmede arter. De kan for øvrig også være oversette stedegne arter.

Forekomstareal (AOO) er definert som en rute på 2x2 km i fremmedartslista. Det går derfor fire SSB ruter pr forekomstareal. Dersom en art har et forekomstareal på 4, vil dette i vårt tilfelle kunne tilsvare forekomst i alt fra 1 til 4 1x1 km SSB ruter. 500 1x1km SSB ruter vil derfor kunne tilsvare et angitt forekomstareal på alt fra 500 til 2000 km². Vi har i dette prosjektet påvist 209 fremmedarter av både karplanter og insekter (eksk. dørstokkarter) for begge år. Hvis vi for eksempel definerer «tidlig etableringsfase» til maks 1000 km² i forekomstareal, og sammenligner med kjent forekomstareal av de fremmedartene vi har påvist, vil dette betyde at 160 av artene vi funnet kan anses å utgjøre «tidlig varsling». Hvis vi ser på totalt forekomstareal (inkludert mørketall), vil det inkludere 92 av artene.

Vi har påvist seks dørstokkarter, fem planter (*Borago officinalis*, *Calendula officinalis*, *Ulex europaeus*, *Lythrum virgatum* og *Vaccinium corymbosum*) og et insekt (*Feltiella acarisuga*). En del av dørstokkartene (karplanter) er påvist en rekke ganger i Norge. Det er altså ofte en nokså stor forskjell på forekomstareal til en art og det antallet observasjoner man finner i Artskart. Dette skyldes at man i fremmedartssammenheng for planter trolig er nokså konservativ i forhold til å vurdere hva som er etablerte populasjoner og hva som er tilfeldige/efemere forekomster. For slike tilfeller må man også vurdere forekomstareal. Eksempelvis agurkurt *Borago officinalis* er påvist 176 ganger i Norge (Artskart). Høyeste teoretiske forekomstareal for denne blir dermed 706 km², og den faller dermed også inn under terskelverdien satt på 1000 over. I den andre enden av skalaen finner man en etablert fremmedart som sommerhyll *Sambucus ebulus* funnet på seks lokaliteter i Norge før dette prosjektet, altså et forekomstareal på 24 km². Her skiller nok karplantene seg fra insektene, ved at en insektart definert som dørstokkart i de aller fleste tilfellene aldri vil ha registrerte funn fra Norge.

I tillegg har vi påvist 32 arter invertebrater potensielt nye for Norge, og da potensielt fremmede arter (Tabell 3.6). Ingen karplanter er påvist som nye for Norge, men for ni arter har vi andre eller tredjefunnet fra Norge (jf. Fremmedartsdatabasen).

Basert på dette over, og gitt en terskelverdi på totalt forekomstareal på 1000km² har vi i dette prosjektet dokumentert maksimalt 130 arter som vil falle inn under kategorien «tidlig varsling» (gitt at alle de «nye» er fremmede).

Nå kan det videre diskuteres om ytterligere dokumentasjon av arter som allerede er påvist i Norge og har registrert funn i Artskart kan defineres som tidlig varsling. Sannsynligvis er det også kanskje usannsynlig at, spesielt karplanter, kan forekomme på 500 ruter i Norge uten at de har blitt registrert.

Hvilket nivå man bruker for tidlig varsling kan også vurderes ut ifra et forvaltningsperspektiv. Hvor mange ruter vil det være realistisk å sette i gang tiltak for å utrydde en gitt art? Det kommer trolig an på artens risikokategori.

5.5.Andre registreringer

NiN kartleggingen har vist seg nokså kostnadsdrivende for prosjektet. NiN kartlegging av en rute koster mer for prosjektet enn en botanisk undersøkelse slik det er lagt opp her. For prosjektet sin del kan vi kun anbefale en videreføring av NiN kartlegging gitt at det gir oss en bedre prediksjonsmodell for å velge kartleggingsruter videre. Det forutsetter for øvrig at det foreligger NiN data for det aktuelle området vi ønsker å trekke ruter i fra. Uavhengig av dette kan forvaltningen ønske at denne oppgaven utføres parallelt med kartlegging av fremmede arter, men da bør dette gis som en tilleggsbevilgning utover hovedprosjektet.

Erfaringer fra forenklet skogtaksering fra parallelle prosjekter viser at dette er gjennomførbart i praktisk og økonomisk forstand, men vi antar at nytteverdien for dette prosjekt trolig er begrenset. Skogskvaliteter kan være en interessant forklaringsvariabel for etableringen av fremmede arter, men vi har da bruk for data på en større romlig skala enn sirkelen på 8.92 m i radius. Vi vurderer at disse data, spesielt for et så begrenset areal som takseres, sannsynligvis har lite å si for forekomsten av fremmede arter. Spesielt insekter beveger seg kjapt over betydelig større avstander, og vil påvirkes av miljøfaktorer på betydelig større skala, men også for planter er skogskvalitetene ved funnstedet interessant, ikke bare i sentrum av den undersøkte ruten. Samtidig vil lokalitetene bli valgt ut etter kriterier som naturlig vil begrense typene av skog, og der skogskvalitetene trolig ikke vil være den drivende faktoren. Likevel er det umulig å helt vurdere nytten av disse data uten å få det testet ut over noen år. Derfor er dette prosjektet trolig mer tjent med en mer storskala prediksjonsmodell av skogskvalitetene, altså produktene fra en fjernmålingsbasert kartlegging. Innsamlingen av denne type data bør derfor ses som en ekstra utgift for prosjektet med begrenset umiddelbar nytte.



Figur 5.1. Plasseringen av ruter som er kartlagt i dette prosjektet i 2018 og 2019, med god spredning rundt Oslofjorden.

6. Varslingsystemet

Dersom overvåking for tidlig oppdagelse av nye, fremmede arter skal kunne resultere i rask respons fra relevante forvaltningsmyndigheter, er det nødvendig med et effektivt varslingsystem som kobler overvåkingen og forvaltningen. Et rammeverk for organisering av et slikt varslings-system ble foreslått av Jacobsen mfl. (2018), og er siden fulgt opp av Miljødirektoratet og Artsdatabanken.

Utforming av et automatisk varslingsystem byr på flere utfordringer, både tekniske og faglige;

- **Hvordan defineres en ny art som fremmed?** For karplanter har vi antagelig god nok oversikt over artsmangfoldet til å kunne filtrere ut nye, fremmede arter ved å sammenligne med lister over kjente arter. Men for svært mange insektgrupper er kunnskapen om artsmangfoldet i Norge så ufullstendig at det vil være vanskelig å avgjøre hvorvidt en ny art er stedegen for norsk natur, men ikke tidligere oppdaget, eller nylig innført og fremmed for norsk natur.
- **Hvordan skal rapportering av en ny, fremmed art til Artsobservasjoner resultere i et automatisk varsel?** Skal arten flagges for varsling ved rapportering, eller skal en automatisk filtrering verifisere at arten ikke tidligere er registrert i Norge (hvilket fører tilbake til problemstillingen over)?
- Skal varslingen kun utformes for fremmede arter som er nye for Norge, eller **skal det også være mulig å få varsel om registrering av en fremmedart som er ny for fylket eller kommunen?**
- **Hvordan effektiviseres registrering av nye artsnavn**, så en ny, fremmed art uten registrert artsnavn i Artsnavnebase raskt kan rapporteres inn til Artsobservasjoner?
- **Hvordan og på hvilket punkt i prosessen skal det foregå en risikovurdering av nye, fremmede arter?** For å kunne prioritere bekjempelse eller kontroll av nye, fremmede arter ved behov, trenger forvaltningsmyndighetene en kunnskapsbasert risikovurdering fra eksperter. Dersom tidlig oppdagelse og varsling av en ny fremmedart skal resultere i rask respons, vil risikovurderingen også måtte utføres relativt raskt etter at funnet er rapportert. Sannsynligvis betyr det at det må utformes protokoll for en rask, foreløpig risikovurdering, og en organisering som lar denne vurderingen utføres utenom regelmessige oppdateringer av fremmedartslista.
- **Skal det følge statlige føringer eller råd for oppfølging med et varsel om en ny fremmedart?** Sannsynligvis er det hensiktsmessig at et varsel om en ny, fremmed art, i tillegg til å rapporteres til Miljødirektoratet, går til avdelingsleder for klima- og miljøvern-avdelingen hos Fylkesmannen for fylket der arten ble funnet. Videre forvaltning, som for eksempel delegering av oppfølging til den relevante kommunen, organiseres da av Fylkesmannen. Men for å sikre en passende og konsekvent respons, særlig sett i sammenheng med en foreløpig risikovurdering, kan det være fordelaktig å utforme retningslinjer for oppfølging av varsler.
- **Dersom et funn av en ny fremmedart bekjempes, hvordan skal dette rapporteres og registreres i Artsobservasjoner på en måte som lar et nytt funn av samme art utløse et varsel om en ny fremmedart?** Dette er for øvrig en problemstilling som også gjelder bekjempelse av fremmede arter generelt, da systemet for Artsobservasjoner (og Artskart) i liten grad er utformet for dynamiske registreringer av artsforekomster.

Artsdatabanken har allerede et system for epost-varsling av nye registreringer av arter i Artskart, som kan begrenses geografisk til fylker eller kommuner; https://www.artsdatabanken.no/Pages/260946/Bli_arslet_om_nye_funn. I skrivende stund er det kun mulig å sette opp varsel for spesifikke arter, men Artsdatabanken jobber med å utvide funksjonaliteten så man kan bruke de samme kategoriene som ved søk i Artskart 2 (<https://artskart.artsdatabanken.no>), hvilket inkluderer fremmedartskategori. Men dette vil ikke inkludere mulighet til en avgrensning av et varsel til kun nasjonalt eller regionalt nye fremmedarter, som er nødvendig for en kobling til tidlig oppdagelse og rask respons.

7. Nyttekostnadsanalyse av nivået på overvåking for tidlig oppdagelse av fremmede arter i Norge

7.1. Metode og gjennomføring av nyttekostnadsanalysen

For å vurdere om det er god anvendelse av samfunnets ressurser å gjennomføre overvåking som gir tidlig varsling av fremmede arter i Norge, gjennomføres en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse av ulike forslag til overvåking for tidlig varsling, som beskrevet i Jacobsen (2018) og i foregående kapitler i denne rapporten. Analysen gjennomføres som en nyttekostnadsanalyse, med utgangspunkt i anerkjent metodikk, som beskrevet blant annet i Finansdepartementets rundskriv (Finansdepartementet 2014) og veileder i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ 2018), og legger til grunn utredningsinstruksen som gir mer overordnet beskrivelse av hvilke krav som stilles til utredninger av offentlige tiltak. Fordi mange av nyttevirkningene ikke kan prissettes innenfor prosjektets rammer, vil sammenstillingen av prissette og ikke-prissette virkninger gjennomføres som en break-even-analyse, og denne tilnærmingen beskrives også. I tillegg gjøres flere beregninger av anslag for nyttevirkningene.

I de neste avsnittene beskrives viktige kjennetegn og trinn i nyttekostnadsanalysen, samt nødvendige avgrensninger.

7.1.1. Nytte-kostnadsanalyse (NKA) i et nøtteskall

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

En NKA kan defineres som en analyse som:

- i) Identifiserer alle nytte (fordeler/inntekts)- og kostnadsvirkninger av et prosjekt i hele dets levetid fra samfunnets synsvinkel.
- ii) Veier alle nytte (fordeler)- og kostnadsvirkninger (ulempes) sammen ved hjelp av vurdering og verdsetting av virkningene i kroner så langt det er mulig/hensiktsmessig.
- iii) Beskriver de virkningene som ikke lar seg verdsette i kroner, og inkluderer dem i vurderingen av om prosjektet er samfunnsøkonomisk lønnsomt eller ikke.
- iv) Beskriver og vurderer/beregner usikkerhet og gjør rede for fordelingsvirkninger

Metoden som benyttes i dette prosjektet er det man kan kalle en «bredt anlagt nyttekostnadsanalyse (NKA)». Det innebærer blant annet at ikke-prissette virkninger behandles på lik linje med prissette. Et annet viktig forhold er at usikkerheten vurderes og synliggjøres, og fordelingsvirkninger kartlegges og beskrives.

7.1.2. Hovedtrinn og grunnlag for nyttekostnadsanalysen

Hovedtrinnene i analysen

I boks 1 beskrives hovedtrinnene i nyttekostnadsanalysen, hvilke momenter som inngår og hvilket grunnlag som er benyttet for hvert av dem. Beskrivelse og fremgangsmåte er utarbeidet i tråd med Finansdepartementets (2014) og DFØs (2018) tilråding om gjennomføring av nyttekostnadsanalyser.

*Boks 1: Trinnene i en nyttekostnadsanalyse***1) Beskrive problemet og formulere mål**

- Gjør rede for bakgrunn og begrunnelse for at analysen utføres.
- Beskrive referansealternativet (også kalt nullalternativet), dvs. situasjonen i dag og videre utvikling som kan forventes uten tiltaket. Alle alternative tiltak skal vurderes i forhold til referansealternativet.
- Konkretisere potensielle brukergrupper og brukerområder.

2) Identifisere og beskrives relevante tiltak

- Beskrive tiltaket/prosjektet
- Foreta avgrensinger mot tilgrensende prosjekter, videreutvikling av prosjektet, osv.

3) Identifisere virkninger – kartlegge alle nytte- og kostnadsvirkninger

- Identifisere og beskrive alle fordeler og ulemper (nytte og kostnader) ved prosjektet.
- I en samfunnsøkonomisk analyse inngår nytte- og kostnadsvirkninger utover virkninger for dem som er direkte berørt av prosjektet/tiltaket. Alle slike kostnader som har direkte sammenheng med gjennomføring av prosjektet inkluderes.
- Spesifisere hvilke grupper som berøres av virkningene og i hvilket omfang de blir berørt. Med grupper kan menes staten/det offentlige, en bestemt næring, innbyggere, osv.

4) Tallfeste og verdsette virkninger

- Tallfeste fordeler (nytte) og ulemper (kostnader) så langt det er mulig ved bruk av en passende måleenhet. Det er også viktig å anslå hvor mange personer (i ulike grupper) som berøres, og gjerne også romlig hvor virkningene inntreffer.
- Verdsette virkninger i kroner der dette er mulig og meningsfullt. Verdien av de ressursene som anvendes i tiltaket settes lik verdien av ressursene i beste alternative anvendelse. I en samfunnsøkonomisk analyse benyttes kalkulasjonspriser for å verdsette fordelene og ulempene. I praksis innebærer dette ofte at man (eventuelt med enkle justeringer) kan benytte observerte markedspriser. Det er imidlertid utviklet en rekke teknikker for også å fastsette kroneverdier på virkninger som ikke uten videre kan verdsettes med utgangspunkt i markedspriser. Her vil egne vurderinger av egnethet av metodene måtte vurderes opp mot de aktuelle nyttekomponentene som skal vurderes. Virkninger i form av bedre miljø kan ofte være vanskelig å verdsette i kroner.
- Inkludere de virkningene som ikke meningsfylt kan verdsettes i kroner ved å benytte metoder for vurdering av ikke-prissatte virkninger, for eksempel metoden kalt pluss-minus-metoden i DFØ (2018).
- For at analysen skal kunne etterprøves, er det viktig å gjøre rede for datakilder, forutsetninger og metoder som er benyttet. Vi vil legge særlig vekt på å vurdere og dokumentere datakvalitet og usikkerhet.

5) Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

- Beregne nåverdien av samlet nytte og kostnad (samlede fordeler og ulemper) – fra oppstarttidspunkt til analyseperiodens slutt. Anslagene for fremtidige virkninger neddiskonteres med en kalkulasjonsrente, som er samfunnets avkastningskrav til prosjekter (og som i Norge også gjenspeiler hvor følsomt/risikoutsatt prosjektet er for konjunktursvingninger). Renten er fastsatt i rundskriv R109/2014 fra Finansdepartementet (2014).
- Dersom alle relevante nytte- og kostnadselementer er verdsatt og netto nåverdi er positiv, er tiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt.
- Gi en grundig beskrivelse av de virkningene som det er vanskelig, ikke faglig forsvarlig eller ønskelig å verdsette i kroner, eksempelvis ved bruk av metoden for ikke-prissatte virkninger, inkludert tidsforløp for disse effektene.
- Sammenstille prissatte og ikke-prissatte virkninger i den endelige nyttekostnadsanalysen. Dette kan for eksempel gjøres ved bruk av en form for break-even-analyse, som beskrevet for praktisk bruk, blant annet i Vegdirektoratet (2018).

6) Gjennomføre usikkerhetsanalyse

- Gjennomføre en usikkerhetsanalyse for å finne ut hvor robust lønnsomheten av prosjektet er for endringer i forutsetninger og virkninger.
- Identifisere og kvantifisere usikkerhetsmomentene. Disse kan være av økonomisk, teknisk eller politisk karakter og være knyttet til både nytte- og kostnadselementer. Ved hjelp av usikkerhetsanalyser kan man studere i hvilken grad lønnsomheten varierer med endringer i nøkkelvariabler.

7) Beskrive fordelingsvirkninger

- Beskrive virkningene av prosjektet for hver av de berørte gruppene (som staten/det offentlige, næringer, innbyggere, osv.). I mange tilfeller vil ulike grupper kunne rammes ulikt av fordeler og ulemper.

8) Gi en samlet vurdering og anbefale tiltak

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

Formålet med tiltaket er et anbefalt nettverk av overvåkingsstasjoner slik at man kostnadseffektivt og med god statistisk utsagnskraft kan oppdage fremmede arter av karplanter og insekter tidligere enn man ville gjort *uten* et slikt overvåkingsnettverk. Hovedprosjektet (Jacobsen 2018) foreslo en egnet kostnadseffektiv metodikk og anga hvordan overvåkingen kan implementeres ved et lavt, middels og høyt ambisjonsnivå. Opplegget er testet i prosjektet som rapporteres i denne rapporten, blant annet for å gi sikrere estimater for kostnader og deteksjonssannsynligheter.

Det er kostnadene ved overvåking som ledd i tidlig varsling, som i sin tur kan gjøre at bekjempelseskostnadene blir lavere, samt at en får mindre omfattende effekter på økosystemtjenester, helse og infrastruktur enn om man ikke hadde hatt et tidlig varslingssystem, som er tiltaket i denne nyttekostnadsanalysen. Dette er altså *ikke* en nyttekostnadsanalyse av å bekjempe fremmede arter per se, men av overvåking og tidlig varsling som *muliggjør* tidlig innsats for å bekjempe de fremmede artene.

Det er de identifiserte alternativene for ambisjonsnivåer som kostnadsberegnes og nytteberegnes/-vurderes her. Det foreligger flere alternativer, hvert med sine kostnads- og nyttevirksomheter. Referansealternativet er å fortsette med dagens overvåking og varsling, slik det er beskrevet i Jacobsen mfl. (2018), samt annen informasjonsinnhenting om fremmede arter som skjer uavhengig av foreslått tiltak.

Trinn 3 og 4: Identifisere, tallfeste og verdsette virkninger – både nytte (fordeler) og kostnader (ulempes)

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

Kostnader

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

Det er også interessant og relevant å identifisere og skille ut kostnader for det offentlige ved gjennomføring av overvåking for tidlig varsling, med vekt på budsjettmessige konsekvenser. Dette gjøres i et separat oppsett da det kan avvike noe fra samfunnsøkonomiske kostnader. Kostnadene er beskrevet og beregnet i kapittel 7.2.

Nyttevirksomheter

Grunnlaget for å identifisere nyttevirksomheter av tidlig varsling kommer i hovedsak fra hovedprosjektet der det er gitt informasjon om sannsynlighet for å kunne oppdage arter tidligere som følge av ulike ambisjonsnivåer.

Det er vanskelig og ville kreve adskillig mer tid og ressurser enn vi har i dette prosjektet å kvantifisere alle nyttevirksomheter av dette tiltaket, men noen vil kunne kvantifiseres eller illustreres. Det er en utfordring å anslå hvor store endringer i sannsynlighet for tidligere oppdagelse de foreslåtte

tiltakene – med ulike ambisjonsnivå - gir. Det er i tillegg viktig å vite hvor mye tidligere den fremmede arten oppdages med tidlig varsling, sammenlignet med nullalternativet som er tilstand uten dette tiltaket. Det er begrenset hvor mye som kan sies om disse forutsetningene, og vi må gjøre antagelser og beregninger basert på den informasjonen som finnes. Det er også utfordrende å gjøre antagelser om hvordan informasjonen fra tidlig varsling faktisk blir brukt. Tidlig varsling kan gi muligheter for å sette inn tiltak mot fremmede arter tidligere, men det er ikke gitt at slike tiltak settes inn selv om man har informasjonen.

Det foreligger kun et fåtall tidligere norske studier som gir anslag for nytten av å bekjempe fremmede arter, og det var ikke rom for å gjennomføre nye studier som ledd i dette prosjektet. Det finnes kostnadsanslag fra Norge for *bekjempelse* av et tyvetalls karplanter og noen få andre arter, som her kan benyttes til å vurdere nytten av å sette inn bekjempelsestiltak tidlig ved at man sparer bekjempelseskostnader. Det finnes også noen få studier som direkte verdsetter nytteverdien av å unngå miljøpåvirkninger av fremmede arter i Norge. Vi kommer tilbake til relevante studier som grunnlag for vurderinger og beregninger av nyttevirkinger av tiltaket i kapittel 7.3.

Trinn 5: Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

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

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

Trinn 6: Vurdere usikkerhet

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

Trinn 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Vi har også beskrevet fordelingsvirkninger relativt kort her. Det vil i hovedsak være det offentlig som bærer kostnadene ved tidlig varsling, mens nytten vil være fordelt på den norske befolkningen generelt, og eventuelt spesielle grupper som har spesiell nytte av å unngå de ulike fremmede artene.

Trinn 8: Samlet vurdering og anbefaling av tiltak

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

7.1.3. Presiseringer og avgrensinger

Selv om vi har tilstrebet å kvantifisere og verdsette flest mulig av virkningene i kroner, er det for flere nytteeffekter bare mulig å beskrive disse kvalitativt, delvis supplert med kvantifisering og noe prissetting i form av regneeksempler. Dette gjelder særlig fordi selve virkningene i form av sannsynlighet for tidlig oppdagelse og tidlige tiltak, er vanskelige å angi presist, og fordi tid- og ressursrammen i prosjektet ikke gir rom for egne verdsettingsundersøkelser av vanskelig verdsettbar effekt.

7.1.4. Nærmere om fremgangsmåten i en break-even-analyse

I en break-even-analyse beregner man først nåverdi på vanlig måte av alle kostnader og eventuelle nyttevirkinger som kan prissettes. Deretter regner man seg fram til hvor stor verdien av

de ikke-prissatte virkningene må være for at tiltaket skal ha akkurat like stor samlet nytte som kostnad (break-even, eller tipping-point).

Hvis man for eksempel finner at netto nåverdi av kostnadene til tidlig varsling er 100 millioner kroner, og man ikke har prissatt noen av nyttevirkningene av tiltakene, er break-even-verdien 100 millioner kroner. Det vil si at nytten av *tiltaket* må være minst 100 millioner kroner for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Her bør det tas med i betraktningen hvorvidt noen av konsekvensene har særlig lang varighet eller er irreversible. Det er viktig å merke seg at det i break-even-analysen er nytten av **virkningene** som følger av selve tiltaket som skal sammenlignes med kostnadene av tiltaket. I vårt tilfelle er det virkningene av et overvåknings- og varslingsprogram, og **ikke** virkningene av tiltak for å bekjempe fremmede karplanter og insekter, som kommer som følge av varslingen.

Når vi har fått beskrevet virkningene av tiltakene best mulig, kan vi bruke data fra tidligere verdsettingsundersøkelser av «lignende» ikke-prissatte virkninger til å vurdere om det er rimelig å anta at nytten av de ikke-prissatte virkningene vil være så store at de overstiger kostnadene av tiltaket og at tiltaket dermed er samfunnsøkonomisk lønnsomt.

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

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

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

1. Nåverdien av kostnadene er verdien i dag av alle investerings- og driftskostnader som påløper i analyseperioden, som ofte settes til 40 år (jf. Finansdepartementet 2014 og Statens vegvesen 2018). Et naturlig spørsmål er derfor hva den gjennomsnittlige årlige verdien (dvs. annuiteten) av ikke-prissatte virkninger over analyseperioden minst må være når nåverdien av kostnadene er 100 millioner. Annuitetsfaktoren for 40 års analyseperiode og 4 % diskonteringsrente per år (som er den anbefalte samfunnsmessige diskonteringsrenten, og dermed det årlige avkastningskravet, for offentlige prosjekter i Norge) er 0,05. Dvs. at nåverdien av kostnadene må multipliseres med 0,05 for å få den gjennomsnittlige årlige kostnaden, som da blir 5 millioner kroner. Det betyr at den gjennomsnittlige **årlige nytteverdien** må være større enn 5 millioner kroner for at nytten ved varslingsprogrammet skal overstige kostnaden, og tiltaket være samfunnsøkonomisk lønnsomt¹.
2. En annen naturlig synliggjøring, er å vurdere hva verdien av de ikke-prissatte nyttevirkningene må være per berørt person eller per husholdning. Hvor stor befolkning som antas å bli berørt, det vil si har nytte av tiltaket, må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Hvis lokale miljøgoder påvirkes, vil den berørte befolkningen være ganske begrenset, kanskje kommunens innbyggere eller enda færre. For områder, arter og miljøer med regional eller nasjonal verdi

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

vil den berørte befolkningen være større, for eksempel hele fylket, eller hele landets befolkning. Ved vurdering av hvor mange som er berørt, er det viktig å huske på at også folk som ikke bruker et naturområde kan være berørt fordi de kan ha ikke-bruksverdier knyttet til å unngå negative virkninger på disse.

Som et enkelt eksempel kan man anta at det er hele landets innbyggere som blir berørt av varslingstiltaket og at det er 5,3 millioner innbyggere, noe som tilsvarer ca. 2,4 millioner husholdninger (ssb.no/befolkning) i landet. Nåverdien per husholdning av kostnadene av tiltakene er da 100 millioner kroner delt på 2,4 millioner husholdninger. Det vil si at nåverdien av nytte-effektene per husholdning må være minst 42 kroner for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Denne nåverdien kan ses på som et engangsbeløp hver husholdning minst må være villig til å betale for nytte-effektene av overvåkingsprogrammet for at det skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt.

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

Tilnærmingen beskrevet over, gir ikke svar på om nytten av tiltak faktisk er større enn kostnadene, men gjør det litt enklere å forholde seg til hvor stor nytten minst må være, avhengig av hvor mange innbyggere eller husholdninger som må antas å være berørt.

Man kan så sammenligne den minimumsnyttene man kommer fram til per berørt husholdning (eller for landet som helhet) med hva man vet om nytten av reduserte tiltakskostnader eller unngåtte skadestrukturer for «lignende» tiltak, for å sannsynliggjøre om nytten kan antas å være høyere eller lavere enn kostnadene.

7.2. Beregning av kostnader

I dette delkapittelet beskrives innledningsvis hvilke kostnadsposter som inngår i tidlig varsling (kapittel 7.2.1). Deretter beregnes de samfunnsøkonomiske kostnadene ved gjennomføring av ulike ambisjonsnivåer av tidlig varsling (kapittel **Error! Reference source not found.**). Det tas utgangspunkt i aktuelle ambisjonsnivåer beskrevet og vurdert i Jacobsen mfl. (2018) og i tidligere kapitler i denne rapporten når det gjelder aktuelle nivåer og effekter av tidlig varsling.

I en samfunnsøkonomisk vurdering av tidlig varsling av fremmede arter, vil det være riktig å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved å iverksette og drifte varslingsprogrammet. Samtidig er det interessant for oppdragsgiver hva de potensielle budsjettmessige konsekvenser av programmet vil være dersom de må kjøpe tjenester for gjennomføring av tiltaket. Budsjettmessige kostnader er beregnet som kostnader som inkluderer merverdiavgift og der tidskostnaden er beregnet ut fra typiske konsulenttimesatser for aktuell arbeidskraft som vil kunne gjennomføre tiltaket som et oppdrag. De samfunnsøkonomiske kostnadene er beregnet ved bruk av lønnskostnader inkludert sosiale utgifter, men uten merverdiavgift, mens en skattekostnad på 20 prosent er lagt til. Vi oppgir både samfunnsøkonomiske og budsjettmessige kostnader ved å drifte samme program.

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

De ulike programmene som skisseres har ulikt ambisjonsnivå i metodikken, ulikt antall ruter (det vil si geografiske områder der henholdsvis karplanter og insekter overvåkes) og har ulikt nivå av geografisk spredning, som beskrevet i tidligere kapitler. Disse variantene forholder seg til tre ulike budsjettstranker: 1,5; 3,0 og 6,0 millioner kroner i året. Antall ruter der insekter og karplanter overvåkes er tilpasset til at kostnadene skal falle innenfor hver av disse budsjettstrankene.

7.2.1. Kostnadsposter

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

1. administrere programmet;
2. etablere lokaliteter (for insekter og planter) og sette opp feller (insekter). Dette inkluderer tids- og reisekostnader i felt og ved reise og kostnader for feller. Vi benytter egne satser og levetider for malaisefeller og fallfeller;
3. tømme feller (insekter) og foreta feltregistreringer (planter), som i hovedsak er tidskostnader i felt og ved reise;
4. sortere og analysere innsamlede prøver. Disse kostnadene knytter seg blant annet til DNA-metastrekkoding;
5. gjøre modellforbedringer, lagre data og rapportere.

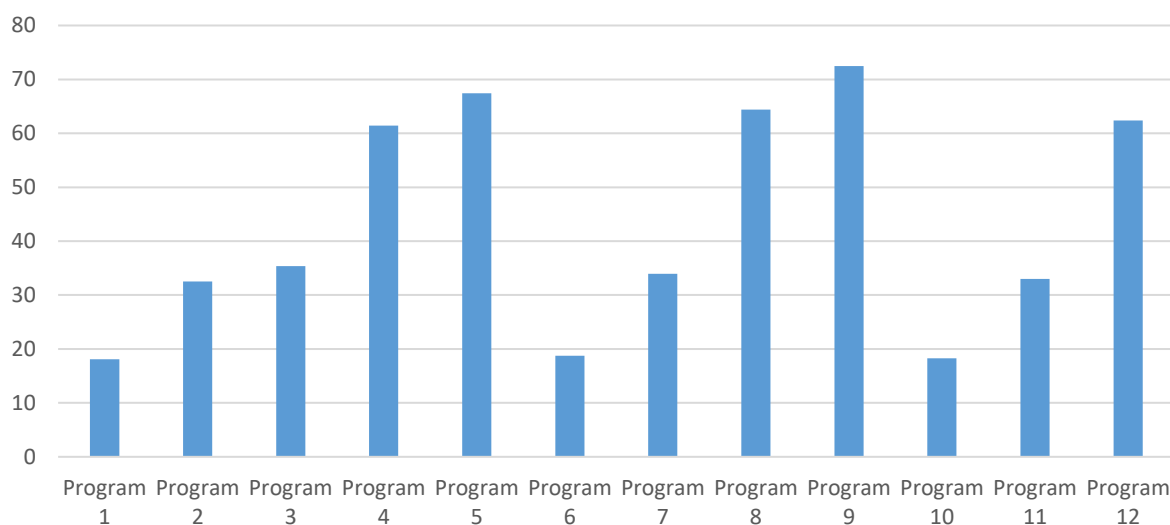
De fleste av disse kostnadspostene varierer med den benyttede metodikken, den geografiske spredningen til programmet og det resulterende antallet lokaliteter som kan dekket innen budsjettstrankene. Unntakene er kostnader til administrasjon, rapportering og lagring i database, som er like for alle programmene. Nøkkeldata for metodene i de 12 programmene presenteres i Tabell 7.1, inkludert hvilken type felle (Malaise- eller fallfelle) og annet utstyr (som G-vac og håvposer) som brukes i innsamlingen.

Tabell 7.1. Kjennetegn ved metodene i de 12 programmene.

Program	Metodikk	Større geografisk spredning	Antall lokaliteter	Malaise-felle	Fall-felle	G-vac	Håvposer
1	Enkel	Nei	30	Ja	Nei	Nei	Nei
2	Enkel	Nei	64	Ja	Nei	Nei	Nei
3	Enkel	Ja	60	Ja	Nei	Nei	Nei
4	Enkel	Nei	134	Ja	Nei	Nei	Nei
5	Enkel	Ja	124	Ja	Nei	Nei	Nei
6	Grundig	Nei	26	Ja	Nei	Ja	Ja
7	Grundig	Nei	56	Ja	Nei	Ja	Ja
8	Grundig	Nei	116	Ja	Nei	Ja	Ja
9	Grundig	Ja	104	Ja	Nei	Ja	Ja
10	Omfattende	Nei	9	Ja	Ja	Ja	Ja
11	Omfattende	Nei	20	Ja	Ja	Ja	Ja
12	Omfattende	Nei	42	Ja	Ja	Ja	Ja

7.2.2. Kostnader ved ulike alternativer

De samfunnsøkonomiske kostnadene ved å gjennomføre hvert av de 12 programmene presenteres i Tabell 7.2 og Figur 7.1. Kostnadene er beregnet som anslag for nåverdien over en levetid på 40 år. Anslagene varierer fra 18 millioner kroner til 72 millioner kroner.



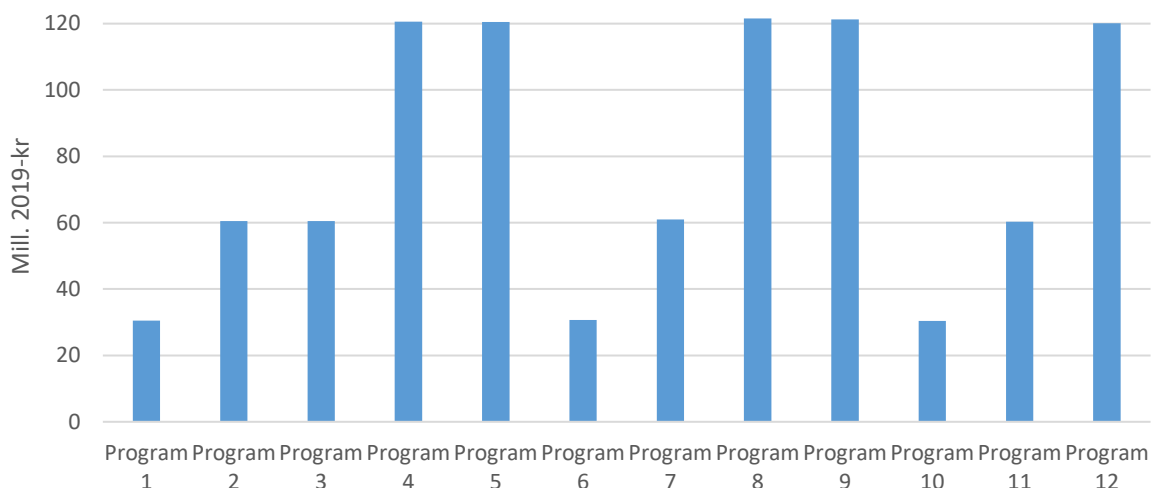
Figur 7.1. Samfunnsøkonomiske kostnader ved de ulike programmene for tidlig varsling av fremmede arter. Beløpene oppgis i millioner 2019-kroner, i form av nåverdi med 40 års levetid.

Tabell 7.2 presenterer budsjettstrøkkene satt ved de 12 programmene. Innenfor hver budsjettstrøkke blir det avveininger mellom metodikken (se også Tabell 7.1), den geografiske utbredelsen (for eksempel hele Norge eller bare rundt Oslo eller andre større byer) og antall lokaliteter som inkluderes i programmet. Eksempelvis vil en grundig metodikk innebære at antall ruter som kan inkluderes for 1,5 millioner kroner årlig er 26 i stedet for 30.

Tabell 7.2. Programmene etter årlige bedriftsøkonomiske budsjettstrøkker.

Mill. kroner	Metodikk	Større geografisk spredning	Antall lokaliteter	Program
1,5	Enkel	Nei	30	Program 1
1,5	Grundig	Nei	26	Program 2
1,5	Omfattende	Nei	9	Program 3
3,0	Enkel	Nei	64	Program 4
3,0	Enkel	Ja	60	Program 5
3,0	Grundig	Nei	56	Program 6
3,0	Omfattende	Nei	20	Program 7
6,0	Enkel	Nei	134	Program 8
6,0	Enkel	Ja	124	Program 9
6,0	Grundig	Nei	116	Program 10
6,0	Grundig	Ja	104	Program 11
6,0	Omfattende	Nei	42	Program 12

De budsjettmessige kostnadene, med samme variasjoner i utforming og ambisjonsnivå som presentert for de samfunnsøkonomiske kostnadene, presenteres i Figur 7.2. Disse kostnadene kan forstås som de budsjettmessige konsekvensene dersom et gitt program for tidlig varsling skulle gjennomføres som et oppdrag. Kostnadene oppgis som nåverdier, beregnet over 40 år. Anslagene varierer fra 30 til 122 millioner kroner.



Figur 7.2. Budsjettmessige kostnader ved de ulike programmene for tidlig varsling av fremmede arter. Beløpene oppgis i millioner 2019-kroner nåverdi, i form av nåverdi med 40 års levetid.

Hovedgrunnen til at de budsjettmessige kostnadene er langt høyere enn de samfunnsøkonomiske kostnadene, er tidskostnadene som er lagt til grunn. Tidskostnaden i den samfunnsøkonomiske analysen er satt til 530 kr per time eksklusive merverdiavgift² mens den budsjettmessige tidskostnaden er satt til 1500 kr, inkludert merverdiavgift, basert på erfaringstall fra NINA for konsulenttimesatser for tilsvarende arbeid.

De årlige, budsjettmessige kostnadene vil være som angitt i Tabell 7.2: enten 1,5; 3,0 eller 6,0 millioner 2019-kroner per år.

7.3. Vurdering og beregning av samfunnets nytte av tidlig varsling

7.3.1. Hva koster fremmede arter samfunnet – og hva kan spares ved tidlig oppdagelse og varsling?

Vi har ikke full kunnskap om hvilke kostnader fremmede arter påfører Norge. I en tidligere rapport for Miljødirektoratet (Magnussen mfl. 2014) er det imidlertid gitt et grovt estimat, basert på to ulike tilnærminger med overføring av kostnadsestimater fra andre land, for å gi en antydning av hva kostnadene ved fremmede arter kan være i Norge.

I én tilnærming er det tatt utgangspunkt i anslag for skadekostnader ved fremmede arter i andre land i form av andel av BNP eller som kostnader per innbygger. Basert på slike overføringer kom man fram til at kostnadene ved fremmede arter i Norge er i størrelsesorden 2,2-4,4 milliarder 2019-kroner per år (oppjustert med konsumprisindeksen fra 2013). Summen av de totale anslagene for de 10 artene de vurderte spesielt i Magnussen mfl. (2014)³ ga et beløp i størrelsesorden 850 millioner – 1,5 milliarder kroner per år⁴. Dette tydet på at de laveste anslagene for totale

² Basert på gjennomsnittlig månedslønn i 2018 for heltidsansatte innen privat sektor og offentlige eide foretak med universitets- eller høyskoleutdanning på høyere nivå som utfører forskning og utviklingsarbeid (SSB kildetabell 11420). Vi legger til 25 prosent sosiale kostnader. Dette gir en total månedskostnad på nesten 85 000 kr, som vi deler på 160 timer for å finne timekostnaden.

³ 10 arter med miljøskade, samt fire arter med tidligere kostnadsanslag, blant annet *Gyrodactylus salaris*, *furuved-nematode* og *amerikansk blomstertrips*; som strengt tatt ikke kan summeres

⁴ Noen av kostnadsestimatene i Tabell A er for flere år, og muligens engangskostnader (avhengig av om total bekjempelse lykkes). Vi kan likevel gjøres anslag for kostnader per år når vi gjør såpass røffe estimater som her. Kostnadene i tabell B kan være for høye, fordi de ikke nødvendigvis gjenspeiler reelle samfunnsøkonomiske kostnader.

samfunnsøkonomiske kostnader for fremmede arter vi får fra overføring fra utenlandske studier kan være noe lave.

Siden det foreløpig er det beste anslaget vi har for totale kostnader ved fremmede arter, legger vi til grunn at kostnadene ved fremmede arter per år er i størrelsesorden 2,2-4,4 milliarder kroner per år⁵. Kostnadene varierer svært mye fra art til art, men vi kan beregne en slags gjennomsnittskostnad per fremmed art hvis vi tar utgangspunkt i at antall fremmede arter som forårsaker disse kostnadene er de artene som er karakterisert som SE, HI, PH eller LO i Artsdatabanken (2018), totalt 1039 arter. Vi antar at arter i kategorien NK ikke medfører skadekostnader. Med disse forutsetningene kan det estimeres at hver fremmed art *i gjennomsnitt* forårsaker samfunnsmessige kostnader tilsvarende 2,1-4,2 millioner kroner per år. Dette tallet må betraktes som et regneeksempel da det dekker over store forskjeller i skadekostnader mellom ulike fremmede arter. Noen arter har tilnærmet ingen skadekostnader, mens andre, har/kan ha svært høye årlige kostnader for samfunnet.

Antall nye fremmede arter per år i Norge er estimert til $9,5 \pm 0,6$ i 2017 (med en årlig økning på $0,038 \pm 0,005$)⁶. For de fremmede artene som oppdages tidlig og bekjempes på grunn av tidlig varsling, unngås disse kostnadene for arten i alle år fremover. Nåverdien av de unngåtte skadekostnadene dersom man oppdager og unngår én «gjennomsnittsart», kan med disse forutsetningene anslås til 42-84 millioner kroner i et 40-årsperspektiv⁷, basert på anslagene i Magnussen mfl. (2014). Det er altså av stor samfunnsøkonomisk nytte å unngå at fremmede arter får spre seg. I de følgende avsnittene går vi først nærmere inn på *hvilke* samfunnsmessige nyttevirkinger som kan knyttes til å unngå spredning av fremmede arter, og dernest gir vi anslag for *hvor* store nyttevirkinger som kan ventes av foreslått opplegg for tidlig oppdagelse og varsling.

7.3.2. Kategorisering av nyttevirkinger

Fremmede arter som kommer til et land og etablerer seg der, kan gi en rekke ulike virkninger. I samfunnsøkonomisk forstand er nettokostnaden ved de fremmede artene kostnader som påføres bedrifters produksjon og befolkningens velferd. Det første kan måles med markedspriser og det siste kan måles ved hva befolkningen samlet sett er villig til å gi avkall på av andre goder og tjenester (dvs. deres betalingsvillighet, vurdert i kroner) for å unngå den netto skaden de fremmede artene gir. Da er alle effekter som påvirker befolkningens velferd, bedrifters produksjon eller offentlig ressursinnsats relevante, og skal inkluderes i et samfunnsøkonomisk regnskap over kostnader ved fremmede arter.⁸

For at samfunnet skal få full nytte av kunnskapen fra tidlig varsling, betinger det at man tar i bruk kunnskapen som fremskaffes. Dersom man ikke gjør det, får samfunnet fortsatt kunnskapen varslingssystemet gir, men ikke de konkrete effektene som reduserte tiltakskostnader og/eller reduserte skadekostnader. Det er grunn til å anta at myndighetene eventuelt etablerer et tidlig varslingssystem fordi de ønsker å bruke kunnskapen til (tidligere) bekjempelse av fremmede arter, men det er ikke gitt at man gjennomfører tidligere bekjempelse. Per i dag foreligger

⁵ Magnussen mfl. (2014) understreket at det er flere metodiske problemer med å overføre slike anslag mellom land, og at tallene de beregnet kun var ment som illustrasjon på grovintervall av verdier man kan komme fram til ved overføring fra utenlandske studier. For å gi kostnadstall for Norge må man gjøre mer nøyaktige beregninger bl.a. for flere av de økonomisk viktigste artene, og summere opp disse anslagene.

⁶ Estimaten er basert på artene som falt innenfor avgrensningen til Artsdatabankens risikovurderinger. Tallene bygger på første funndato av alle fremmede arter som ble etablert etter 1800, uten å gjøre noe forsøk på å korrigere for uoppdagede innførslar.

⁷ Beregnet nåverdi med 40 års levetid og 4 prosent rente

⁸ Noen ganger brukes begrepet "økonomiske kostnader" eller "effekter", som ofte gis et mer snevert innhold enn samfunnsøkonomiske kostnader. Hvis man kun inkluderer kostnadene personer, bedrifter og offentlig sektor påføres i markedsmessige utlegg (for eksempel ødelagte avlinger, dyrere mat osv.), så undervurderer en de totale samfunnsøkonomiske kostnadene. Det er de totale samfunnsøkonomiske kostnadene, medregnet ikke-markedseffekter, som er mest relevante i den sammenhengen vi diskuterer her.

kunnskap om en rekke fremmede arter som er etablert i landet, men det finnes bare midler til å bekjempe en brøkdel av dem. Vi kan derfor gjennomføre analysen og vurdere nyttevirkningene, avhengig av hvordan man håndterer den kunnskapen som samles inn ved et tidlig varslingsystem. Matematisk kan dette beregnes med ulik sannsynlighet for at tiltakene faktisk settes inn.

Nytten av tidlig varslings avhenger av kvaliteten på informasjonen og hvordan informasjonen anvendes. Innsamling (og lagring) av informasjon har en mulig fremtidig nytteverdi vi ikke kan forutsi i dag⁹. Denne opsjonsverdien følger direkte av informasjon, gitt at den lagres for ettertiden. Siden den mulige fremtidige verdien ikke kan forutsies i dag, er det vanskelig å anslå størrelsen på den. Det er likevel rimelig å anta at opsjonsverdien vil være større, desto bedre kvalitet informasjonen har. Med kvalitet mener vi for eksempel hvilket geografisk nivå informasjonen generaliseres til og hvor holdbar informasjonen er over tid. I definisjonen av nytten av perfekt informasjon innledningsvis er det to bestemmende faktorer: nåværende informasjon og oppdatert informasjon. Dermed er det nåværende informasjonsnivået også viktig for å avgjøre nytten av ny informasjon: Desto mindre informasjon vi har i dag, jo større er den potensielle nytten (Ham-mitt & Shlyakhter 1999).

Norge har satt i verk en rekke tiltak for å motvirke eller forebygge invasjon av fremmede arter, utrydde artene, kontrollere utbredelse eller tilpasse seg effektene, eller en kombinasjon av disse. De samfunnsøkonomiske kostnadene er summen av tiltakskostnadene og de gjenværende netto kostnadene av de fremmede artene etter at tiltak er gjennomført (dersom tiltakene ikke er 100 % effektive i å utrydde de fremmede artene).

Den totale samfunnsøkonomiske nytten av å sette i gang tidlig varslingsystemet, kan enten anslås som de reduserte tiltakskostnadene ved å starte tiltakene tidlig (og anta at de har full effekt) eller reduserte skadeposter ved å starte tiltaket tidligere enn om man ikke hadde tidlig varslings.

Vi vil i det følgende først se på måter å anslå samlede tiltakskostnader og samlede skadeposter; men det er *reduksjonen* i hver av disse på grunn av tidlig varslings som utgjør alternative mål på nytten av tidlig varslings (forutsatt at en uten tidlig varslings ville oppdaget arten på et senere tidspunkt hvor den kunne ha spredd seg mer og dermed ha vært dyrere å bekjempe/ha på påført større skadeposter).

Vi ser først på tiltakskostnadene. Man har i utgangspunktet fire hovedtyper tiltak å sette inn mot trusselen om fremmede arter. Dette er i tråd med Norges tre-trinnsstrategi for å bekjempe fremmede arter:

1. Forebyggende tiltak for å hindre innførsel
2. Utryddelse av arten når den er kommet til landet
3. Hindre spredning (kontrollere bestandsnivå)
4. Tilpasning og eventuelt restaurering

Tiltak under (1) handler ofte om grensekontroll og reguleringer av arter som innføres av mennesker direkte eller indirekte via andre goder og tjenester (som for eksempel insekter som er med på lasset ved import av planter, importert tømmer osv.). Tiltak under (2) og (3), som handler om å utrydde bestanden (hvis mulig/ikke for kostbart) eller kontrollere den på et akseptabelt nivå der den ikke gjør "for mye" skade, gjelder for de fleste arter, uavhengig av hvordan de kom til

⁹ George Stiglers artikkel «The Economics of Information» (1961) er ansett som artikkelen som introduserte betydningen av informasjon i samfunnsøkonomien. At George Akerlof, Michael Spence og Joseph Stiglitz mottok Nobels minnepris i økonomi i 2001 for sitt arbeid innen betydningen av informasjon indikerer at det er blitt en anerkjent del av faget. Litteraturen disse representerer fokuserer på viktigheten av informasjon i interaksjon mellom mennesker, men det forskes i økende grad på betydningen av å tilegne seg informasjon uavhengig av forhandlinger og andre interaksjoner mellom mennesker.

Nytten av informasjon kan beskrives som forskjellen mellom den forventede nytten av det optimale valget gitt den nye informasjon og den forventede nytten av det optimale valget uten denne informasjonen. Dette kan uttrykkes som den forventede nytten av perfekt informasjon («expected value of perfect information») (Runge mfl. 2011).

landet. Til slutt kan – og i realiteten ofte må – man tilpasse seg de fremmede artenes tilstedeværelse ved ulike tiltak avhengig av skadens omfang, og eventuelt restaurere skader.

Kostnadene kan i noen tilfeller være direkte observerbare, for eksempel dersom det dreier seg om helt konkrete tiltak som lusing eller bruk av sprøytemidler for å utrydde en art, mens det kan være vanskelig å identifisere kostnaden ved andre tiltak. For eksempel kan forebyggende tiltak for å hindre innførsel medføre kostnader for samfunnet dersom det begrenser mulighetene til å importere enkelte varer. Kostnadene ved at man må endre adferd for å tilpasse seg en fremmed art kan også være vanskelig å fastsette. Så langt som mulig må man forsøke å ta hensyn til alle kostnader ved ulike tiltak mot fremmede arter.

Det er imidlertid *reduksjonen* i disse tiltakskostnadene ved tidlig varsling som utgjør en måte å måle nytten av tidlig varsling.

De totale skadekostnadene av fremmede arter består av tre hovedkomponenter: i) miljøkostnader, ii) helsekostnader og iii) kostnader for bygninger og annen infrastruktur. Miljøkostnader påløper i form av fremmede arters effekter på naturlige økosystemer, og dermed økosystemtjenestene i form av for eksempel redusert produksjon av tømmer, reduserte rekreasjonstjenester (rekreasjonsverdi) og lavere ikke-bruksverdier av biologisk mangfold. Noen av de fremmede artene har effekter på mer eller mindre menneskemodifiserte/kunstige økosystemer, for eksempel innen jordbruk og hagebruk. Vi gjør ikke et poeng av å skille disse mer eller mindre modifiserte systemene fra mer naturlige økosystemer i definisjonen av økosystemtjenester i vår sammenheng.

Den andre komponenten er skader på menneskers helse og velvære, og den tredje komponenten er skader på bygninger og annen infrastruktur der de fremmede artene etablerer seg.

Det er *reduksjonen* i disse skadekostnadene ved tidlig varsling som utgjør et alternativt mål for nytten av tidlig varsling; og *ikke* unngåtte samlede skadekostnader av å bli kvitt fremmede arter som sådan.

I de følgende avsnittene forsøker vi å konkretisere og tallfeste disse to alternative mål for samfunnsnyttene av tidlig varsling så langt det lar seg gjøre.

7.3.3. Potensialet for reduserte kostnader til bekjempelsestiltak

Det ligger i sakens natur at man ikke på forhånd vet hvilke arter som oppdages tidligere ved et varslingsystem, og man kan derfor heller ikke fastslå deres invasjonspotensial og påvirkning på natur (økologiske risiko). Det kan derfor ikke regnes ut eksakt på forhånd hva nyttevirkingen av å oppdage art X tidligere enn ellers vil bety for reduserte bekjempelseskostnader.

Blaalid mfl. (2017) beregnet tiltakskostnader for å bekjempe karplanter av ulike slekter, og innhentede tall som ble benyttet til å lage en tiltaksanalyse med oversikt over virkning og kostnad av ulike tiltak mot tre ulike slekter; mispel, springfrø og vindelslirekne, som kunne benyttes til å si noe om tiltaks-effekt og kostnad av tiltak mot flere karplanter. Kostnadene ble beregnet per areal-enhet, slik at de gir et godt utgangspunkt for å vurdere økte kostnader som følge av at et større areal må bekjempes hvis arten får mulighet til å spre seg.

I Magnussen mfl. (2019) beregnes nåverdien av kostnader til bekjempelsestiltak for 20 ulike landlevende karplanter, både i kroner per dekar og totale kostnader for å bekjempe artene. Fra denne rapporten har vi kostnadstall per dekar for ulike typer bekjempelsestiltak for ulike arter.

Kunnskap om kostnader for å bekjempe insekter er nesten fraværende for insekter som hovedsakelig har påvirkning på natur. Det finnes noen kostnadsestimater for å bekjempe visse fremmede insektarter som er skadegjørere i jord- eller skogbruk, gjengitt i Magnussen mfl. (2014).

Ved hjelp av erfaringstall fra arter som har kommet inn tidligere med hensyn til invasjonspotensial (dvs. hvor fort de sprer seg) og tiltakskostnader, kan vi sette opp noen estimater for å illustrere mulige reduserte kostnader til bekjempelse ved tidlig oppdagelse.

Spredningsareal per år varierer svært mye mellom både karplanter og insekter, noe som registreres for hver art i Fremmedartsdatabasen, slik at man der kan finne et «gjennomsnittlig», «lavt» og «høyt» årlig spredningsareal for henholdsvis karplanter og insekter. Ved hjelp av uttrekk fra Fremmedartsbasen og ekspertvurderinger i NINA, har vi gjort anslag for hvor fort en «typisk» karplante eller insekt sprer seg når den har kommet til landet¹⁰. Det vil være store variasjoner i invasjonspotensialet for de fremmede artene som faktisk blir oppdaget.

Slektene i Blaalid mfl. (2017) og artene i Magnussen mfl. (2018) representerer kostnader for ulike typer karplanter, som er ulikt krevende å bekjempe. Kostnadstallene per dekar for hver av disse kan derfor benyttes for å gi henholdsvis et «lavt», «middels» og «høyt» anslag for bekjempelseskostnader per arealenhet. Det antas videre at ved tidlig varsling vil man oppdage arten «i dag» og at det da er en forekomst av arten på 50 dekar. Referansealternativet vi sammenligner med er en situasjon *uten* overvåkningsprogram og tidlig varsling, hvor vi antar at arten oppdages først om 10 år når arten er spredt på et areal tilsvarende et «lavt» (1000 dekar), «middels» (5 000 dekar) eller «høyt» (10 000 dekar) nivå. Det regnes nåverdi av tiltakskostnadene, slik at kostnader om 10 år direkte kan sammenlignes med tiltakskostnader «i dag». Det er forskjellen i nåverdien av tiltakskostnader som utgjør et mulig anslag på samfunnsøkonomisk nytte ved tidlig varsling. Vi antar at tidlig varsling medfører tiltak «i dag», og at tiltak «i dag» og om 10 år er like effektive til å bekjempe den fremmede arten. Tabell 7.3 viser resultatene for tre alternativer med henholdsvis lav spredning og lave tiltakskostnader per arealenhet, middels spredning og middels tiltakskostnader og høy spredning og høye tiltakskostnader. Det er naturligvis mange flere mulige kombinasjoner av spredningsareal og kostnader enn disse, men de gir et godt bilde av variasjonen i tiltakskostnader.

Tabell 7.3. Samfunnsøkonomisk nåverdi av tiltakskostnader per art ved bekjempelse «i dag» og om ti år, ved ulike forutsetninger om nivå på spredningshastighet og tiltakskostnader Basert på beregnede bekjempelsestiltakskostnader for ulike karplanter i Magnussen mfl. (2019).

Scenario	Lav spredning (1000 daa) – lave bekjempelseskostnader	Middels spredning (5 000 daa) – middels bekjempelseskostnader	Høy spredning (10 000 daa) - høye bekjempelseskostnader
Bekjempelseskostnad (kr per dekar)	10 000	100 000	200 000
Nåverdi av kostnader ved tiltak gjennomført «i dag» (mill. kr)	0,5	5	10
Nåverdi av kostnader ved tiltak gjennomført om ti år (mill. kr)	9,6	481	1923
Nytten av tidlig varsling i form av sparte tiltakskostnader dvs. differansen i nåverdi av kostnadene (mill.kr)	9,1	476	1913

¹⁰ Et middels anslag (medianen) på ekspansjon for en fremmed art i løpet av en tiårsperiode er beregnet til 22 km² for planter og 18 km² for insekter. Et omtrentlig anslag på 20 km² antas for begge gruppene. Det lave og høye anslaget kan baseres på kvartilene (som vil si at halvparten av artene vil ligge mellom disse to tallene, eller at en fjerdedel av artene har en lavere verdi enn det nedre og en fjerdedel av artene en høyere verdi enn det øvre anslaget). For både planter og insekter er kvartilene ganske nøyaktig faktor 2 mindre respektive større enn medianen. Det vil si at den nedre kvartilen er ca. 10 km², mens den øvre kvartilen er ca. 40 km². I Magnussen mfl. (2019) fant vi at arealet som faktisk skal bekjempes er adskillig mindre enn utbredelsesarealet angitt i Fremmedartsbasen på grunn av hvordan utbredelsesarealet registreres. For å få meir realistiske anslag for hvor store arealer som faktisk må bekjempes, har vi redusert arealet forholdsmessig med utgangspunkt i faktiske bekjempelsesareal for ulike arter, estimert i Magnussen mfl. (2019).

Det er altså klart at man potensielt kan spare betydelige kostnader til bekjempelse av fremmede karplanter dersom man setter inn innsatsen mot en «typisk» fremmed art før den har fått god tid til å spre seg. For fremmede insektarter har vi verken grunnlag for å beregne kostnader til bekjempelse eller hvor fort de sprer seg, og dermed heller ikke anslag for sparte tiltakskostnader ved tidlig varsling.

I beregningene ovenfor har vi antatt at overvåkning og tidlig varsling medfører at den fremmede arten oppdages 10 år tidligere enn uten et slikt overvåkningsprogram, og at det da umiddelbart settes inn tiltak. Dette vil selvfølgelig ikke alltid være oppfylt praksis, og den samfunnsøkonomiske nytten ved overvåkning og tidlig varsling vil da være mindre, og avhenge av sannsynligheten for at en art faktisk oppdages tidligere som følge av overvåkningsprogrammet og at man faktisk setter inn tiltak på et tidlig(ere) stadium enn man ville gjort uten overvåkning. Med en sannsynlighet for dette lik for eksempel 0,5 (50 prosent) kan man halvere de sparte tiltakskostnadene. Selv da for, blir samfunnet spart for tiltakskostnader lik 4,55 millioner kroner (dvs. 9,1 millioner kroner x 0,5) i nåverdi dersom man «i dag» bekjemper en art med lave bekjempelseskostnader og lavt spredningspotensial. For arter som er vanskeligere å bekjempe og som sprer seg raskere, ser vi av Tabell 7.3 at sparte tiltakskostnader vil være hele 476-1913 millioner kroner i nåverdi dersom tiltak iverksettes i dag, og halvparten av dette om det er 50 prosent sannsynlighet for at dette skjer.

7.3.4. Potensialet for reduserte miljøskader og øvrige samfunnskostnader

En alternativ nytteberegning til sparte tiltakskostnader er å se på *reduksjonen* i skadekostnadene som følge av tidlig varsling og tiltak «i dag». Reduksjonen er imidlertid vanskelig å anslå, men vi vil i det følgende gi anslag for de samlede unngåtte skadekostnadene når arten bekjempes.

Dersom det ikke settes inn tiltak mot de fremmede artene som kommer inn i landet, gir de potensielt opphav til miljøkostnader og skader på infrastruktur og bygninger. Miljøvirkningene vurderes med utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester. Med økosystemtjenester menes økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd, også beskrevet som «*de gode og tjenester fra naturen som bidrar til menneskers velferd*» (se NOU 2013:10 for en nærmere beskrivelse av økosystemtjenester).

Ulike fremmede arter, inkludert planter og insekter, kan påvirke en rekke økosystemtjenester og andre samfunnsforhold. Før man vet hvilken art det er snakk om, er det vanskelig å fastslå hvilke miljøvirkninger den har og hvilke økosystemtjenester den vil påvirke, på hvilken måte og i hvilken grad. Basert på tidligere kunnskap om fremmede planter og insekter, kan man imidlertid anta at de ofte vil påvirke opplevelses- og kunnskapstjenester som rekreasjon og naturarv (naturmangfold) og estetikk. De kan påvirke forsyvende tjenester som mat (f.eks. landbruksproduksjon) og fiber (f.eks. skogproduksjon), og regulerende tjenester (som f.eks. pollinering).

I tillegg til miljøvirkninger som kan identifiseres og sorteres ved bruk av økosystemtjenestetilnærmingen, kan fremmede arter medføre negative virkninger og kostnader for menneskers helse og infrastruktur. Slike kostnader kan da også unngås eller reduseres dersom arten bekjempes tidligere.

Ved gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, er det endringen i den totale samfunnsøkonomiske verdien (TEV; "Total Economic Value") av forringelsen av økosystemtjenestene man ønsker å inkludere. Denne verdien består av bruks- og ikke-bruksverdier. TEV er verdien av endringen i tjenestene sammenlignet med en situasjon der den fremmede arten for eksempel hadde blitt stoppet ved grensen og de hjemlige økosystemene hadde utviklet seg uten denne påvirkningen (dvs. den hypotetiske situasjonen uten den fremmede arten). TEV utgjør befolkningens samlede betalingsvillighet for å unngå effektene.

Med bruksverdi menes verdier knyttet til redusert bruk av et gode som påvirkes/reduseres. Kostnader knyttet til bruksverdier kan for eksempel være negativ påvirkning på forsyvende

økosystemtjenester i form av uttak av ressurser som tømmer og mat fra økosystemet, eller kostnader knyttet til rekreasjonstjenester. Med ikke-bruksverdier menes nytten knyttet til at befolkningen har en verdi av å vite at et gode/økosystem finnes der intakt – uten fremmede arter – uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag og for fremtidige generasjoner. Tap av stedeegne arter og spesielt tap eller negativ påvirkning på truede arter og truet natur (for eksempel på rødlisten for henholdsvis arter eller natur¹¹) som følge av fremmede arter, ville kunne falle i begge disse kategoriene.

En del fremmede arter kan ha potensielle eller realiserte nyttevirksomheter for samfunnet. De kan gi positive økonomiske bidrag som produksjonsarter i skogbruk og fiske eller ha andre positive samfunns effekter, som for eksempel innslag i historiske hager. Slike (potensielt) positive virkninger må i prinsippet også med ved vurdering av nytte og kostnader ved tidlig varsling. Ved tidlig varsling er det imidlertid grunn til å anta at de artene man oppdager, er arter som ikke har positive virkninger. Det kan imidlertid være at arten har positive virkninger der den er plantet eller på andre måter innført, mens den har negative virkninger i naturen – utenfor sitt tiltenkte bruks- og leveområde.

Vi har naturlig nok ikke tall for hva de potensielt tidlig oppdagede nye fremmede artene medfører av skader på miljø og samfunn – og som dermed potensielt kan spares ved et tidlig varslings-system. Basert på tidligere og igangværende norske studier kan man imidlertid komme fram til noen estimater for størrelsesorden av hva som tapes av miljøverdi når fremmede arter spres, og som dermed kan spares dersom de fremmede oppdages tidligere (Magnussen mfl. 2014, 2018 a, b; 2019).

Det er færre norske studier som sier noe spesielt om insekter, selv om Magnussen mfl. (2014) også inkluderer noen kostnadstall knyttet til insekter (i Norge og utlandet). I Magnussen mfl. (2014) gjennomførte man kostnadsberegninger så langt det lot seg gjøre for elleve utvalgte arter. Dette inkluderte tiltakskostnader slik disse ble innhentet fra utvalgte etater. I tillegg ble det oppgitt estimerte skadestudier basert på overførte verdier fra Sverige, som i størst mulig grad skulle tilsvare gjenværende miljøskadestudier, det vil si den skade på miljø og produksjon som er igjen med den gitte tiltaksinnsatsen. Vi oppsummerte også tidligere studier blant annet for artene furuvednematode (spres av furubukker og andre *Monochamus*-arter) og amerikansk blomstertrips. Ingen av disse estimatene er imidlertid direkte koblet til utbredelsesarealet eller økt utbredelsesareal. Men for eksempel ble det beregnet at amerikansk blomstertrips medfører kostnader tilsvarende 436-582 millioner kroner per år (opptil 1450 millioner 2013-kroner i et worst-case-scenario). Dette er arter som påvirker jordbruksproduksjon. For furuvednematoden er derimot beregnede skadestudier i størrelsesorden 80 000 – 160 000 kroner i hele perioden fram til 2049. For planteartene kjempebjørnekjeks og rynkerose brukte man svenske tall for å si noe om miljøskadestudien i Norge, og kom fram til relativt lave tall. De estimerte skadestudiene for disse artene var til dels svært høye. Det kan gjenspeile det som er funnet i internasjonal litteratur (jf. oversikt i Magnussen mfl. 2014), at de høyeste kostnadene ved fremmede arter oppstår der arten skader produksjonen innen landbruk, skogbruk osv.

I et pilotprosjekt (Magnussen mfl. 2018) innhentet man folks betalingsvillighet for å bli kvitt henholdsvis brunskogsnegl, rynkerose og kjempebjørnekjeks i deres område og i landet som helhet. Dette var bare en pilotstudie og utvalget var kun fra Oslo og Akershus, og resultatene må derfor brukes med forsiktighet. Resultatene viste at betalingsvilligheten per husholdning i Oslo og Akershus som et engangsbetrag for å unngå skadestudiene av rynkerose i hele landet var 1022-1716 kroner (med 95% konfidensintervall 855-1973 kroner) og 631-1094 kroner (511-1289 kroner) kun for eget fylke. For kjempebjørnekjeks var tilsvarende tall for hele landet 1179-1910 kroner (med 95% konfidensintervall 1009-2156 kroner) og kun for eget fylke 743-1234 kroner (619-1424 kroner). For alle artene var betalingsvilligheten for å unngå den fremmede arten i hele landet signifikant høyere enn for å unngå den kun i eget fylke. Betalingsvillighet for rynkerose og kjempebjørnekjeks var ikke så ulik, og ikke signifikant forskjellig. Hvis hele landets befolkning

¹¹ Norsk rødliste for arter er en oversikt over arter som er vurdert å ha en risiko for å dø ut fra Norge.

hadde like høy betalingsvillighet for å bli kvitt en fremmed karplante som Oslo og Akershus' befolkning, ville samlet verdi for alle husholdninger av å unngå skadevirkningen være i størrelsesorden 2,4-4,8 milliarder kroner (=2,4 millioner husholdninger*1000-2000 kr/husholdning). De ble spurt om å betale for å utrydde brunskogsnegl først, så rynkerose og deretter kjempebjørnekjeks, men bedt om å se bort fra hva de hadde betalt for foregående art når de oppga sin betalingsvillighet for hver art. Betalingsvilligheten for å utrydde hver art, er således bare for denne ene arten, uavhengig av hvilke arter som var verdsatt tidligere. Hvis vi tolker tallene veldig konservativt, kan vi derfor se denne betalingsvilligheten som et uttrykk for nytteverdien det har for den berørte befolkningen å utrydde en «gjennomsnittsart» som representant for alle fremmede arter som hovedsakelig gir miljøskader og i liten grad har andre skadekostnader for samfunnet.

Basert på disse tallene kan skadekostnadene ved fremmede arter antas å variere fra tilnærmet 0 til 1-10 millioner kroner i året for arter som først og fremst påvirker økosystemtjenester knyttet til naturmangfold og rekreasjon, mens de kan være opptil flere hundre millioner for arter som har sterk negativ effekt på produksjon i jord-, skog- og hagebruk. Det er ikke grunnlag for å anta en «skadekostnad per gjennomsnittsart» ut fra dette, men et slikt estimat ble anslått basert på totale kostnader og totalt antall fremmede arter til 2,1-4,2 millioner kroner i avsnitt 7.3.1.

7.4.Sammenligning av nytte og kostnader – er tiltakene samfunnsøkonomisk lønnsomme?

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

I kapittel 7.2 ble det beregnet at kostnadene ved tidlig varsling varierer mellom 18 millioner og 72 millioner kroner i nåverdi.

Vi starter med en første vurdering av hvor stor den berørte befolkningen kan være, og hva ulike antagelser om berørt befolkning vil bety for hvilken samfunnsøkonomisk nytte tiltakene kan gi. Tabell 7.4 viser antall innbyggere og husholdninger i Norge, som kan bli berørt av tiltakenes virkninger.

Tabell 7.4. Antall innbyggere og husholdninger i Norge per 1.1.2019

Norge	
Antall innbyggere	5 328 212
Antall husholdninger	2 409 257

Ut fra dette kan man beregne kostnaden per husholdning, som dermed er hva nytten (dvs. betalingsvilligheten) minst må være per husholdning (målt både i samlet nåverdi og nåverdi per år) for at nytten skal overstige kostnadene, se Tabell 7.4. I utgangspunktet er det vist resultater med en nåverdi av kostnader på henholdsvis 72 og 18 millioner kroner.

Med disse antagelsene viser Tabell 7.5 at dersom hele Norges befolkning er berørt av effektene av tiltak, er det tilstrekkelig at hver husholdning i gjennomsnitt er villig til å betale ca. 1,5 krone per år for å få de effektene det mest ambisiøse tidlige varslingstiltaket medfører.

Tabell 7.5. Beregnet samfunnsøkonomisk kostnad (i 2019-kroner) per husholdning i Norge; både i nåverdi for hele tiltaksperioden og per år i tiltaksperioden. Beregnet ut fra en samfunnsøkonomisk nåverdi på henholdsvis 72 og 18 millioner kroner.

	Beløp i kroner	Beløp i kroner
Nåverdi av tiltak	72 mill.	18 mill.
Samlet årlig verdi (annuitet)	3,6 mill.	0,9 mill.
Samlet nåverdi av kostnadene per husholdning	30	7,5
Årlig nåverdi av kostnadene per husholdning	1,5	<1,0

7.4.2. Er tiltak for tidlig varsling samfunnsøkonomisk lønnsomt?

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

Det ligger imidlertid som bakteppe en antagelse om at hvis forvaltningen setter i gang et tidlig varslingssystem, er intensjonen å utnytte kunnskapen til bedre forvaltning av fremmede arter som kommer til landet/etablerer seg.

I det tilfellet, kan samfunnet få reduserte kostnader til bekjempelsestiltak hvis det settes inn innsats tidlig(ere), fordi bekjempelseskostnadene i stor grad er proporsjonale med utbredelsesarealet.

Vi gjorde et enkelt regnestykke for å illustrere hva som kan spares *per art* som oppdages og bekjempes tidlig, i form av sparte bekjempelseskostnader. Tabell 7.3 viste at besparelsen ved å sette inn tiltak «nå», i stedet for om ti år varierer med artens invasjonspotensiale (hvor fort den sprer seg) og med kostnader til bekjempelse per arealenhet, og varierer fra ca. 10 millioner kroner i nåverdi for arter som har lavt invasjonspotensial og er blant de billigste å bekjempe til 500 millioner kroner i nåverdi for arter som har middels høye bekjempelseskostnader og sprer seg med middels hastighet.

Det er betydelig usikkerhet i nytteanslaget i form av sparte tiltakskostnader som er gjort her. En stor usikkerhetskomponent er at vi ikke har erfaringstall å bygge på for hvor stor sannsynligheten er for å oppdage nye fremmede arter er ved overvåking, og hvor sannsynlig det er at det blir igangsatt tiltak «i dag» ved overvåking og tidlig varsling. Dersom sannsynligheten for å gjennomføre tiltak basert på kunnskap om oppdagelse av en ny fremmed art bare er 50 prosent, reduseres nytteverdien av overvåkingstiltaket tilsvarende.

Vi har ikke godt nok grunnlag fra forsøkene med tidlig varsling til å anslå hvor stor sannsynligheten for å oppdage en ny fremmed art «tidlig» er som følge av de ulike programmene (ambisjonsnivåene). Vi kjenner til at det kommer nesten 10 nye arter til landet hvert år, og pilotprosjektet for tidlig varsling kan gi oss observasjonssannsynligheten for at en art oppdages med et visst program *hvis* den finnes i ruten, men ikke sannsynligheten for at en ny fremmed art finnes der, eller hvor mange av de 9 nye fremmede artene som vil finnes i de rutene som overvåkes.

Fra beregningene i Tabell 7.5 og anslagene i Tabell 7.3 for sparte bekjempelseskostnader, fremgår det at dersom informasjonen ved tidlig varsling utnyttes til å sette inn tidlige bekjempelseskostnader trengs det kun at det oppdages 1-2 fremmede arter som følge av programmet for at kostnadene til tiltaket skal være spart inn, selv for det dyreste overvåkingssystemet.

Fordelingsvirkningene av dette tiltaket er slik at man må regne med at kostnadene til programmet helt eller i all hovedsak vil falle på offentlige myndigheter, det vil si staten. Nyten av tiltakene vil i sin helhet tilfalle den norske befolkning, og det er vanskelig å se at noen grupper vil komme bedre eller dårligere ut, basert på etablering av et program. Vi vet imidlertid at ulike fremmede arter kan ha ulike fordelingseffekter – avhengig av hvor de forekommer og hvilke virkninger de har, for eksempel om de påvirker jord- eller skogproduksjon, private frukthager, rekreasjonsopplevelser eller biologisk mangfold.

Det er altså mye som tyder på at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et tidlig varslingssystem, gitt at man behandler informasjonen man får fra systemet og utnytter denne til å sette inn tiltak tidligere enn man ellers ville gjort.

Erfaringene fra pilotprosjektet viser at sannsynligheten for å oppdage en ny fremmed art som finnes i området øker ved økt ambisjonsnivå (og dermed kostnader), men sier ikke hvor mye større sannsynligheten for å oppdage en ny fremmed art som kommer til landet, uten av vi kjenner til hvor den kommer, er med et mer ambisiøst overvåkingsprogram.

Når vi gjør vurderingen nå, har vi ingen informasjon om hvilke arter som vil oppdages, deres skadepotensial og tiltakskostnader. Når man først oppdager nye fremmede arter, er det mulig å fremskaffe mer informasjon om hver art, og sette inn innsatsen mot de artene som faktisk har de største antatte skadekostnadene.

8. Konklusjon og videreutvikling

Prosjektet har i denne pilotperioden påvist en rekke fremmede arter, og slik sett gitt verdifull informasjon om utbredelsen av disse. Vi ser likevel at det samlet sett er få tilfeller av hva vi kan kalle «tidlig varsling». Det ligger også i sakens natur at dette er krevende og at det vil være langt mellom disse tilfellene. Vi ser at vi med økende datamengde også blir i stand til å gjøre nye beregninger som vil bidra til å forbedre datagrunnlaget for utvelgelse av ruter og dermed mulighet for modellering av forekomst ikke bare av fremmede arter generelt, men nye fremmede arter spesifikt.

Vi har lite kunnskaper om spredningsveien for fremmede insekter, og hvilke områder som er «hotspots» for etablering av slike. I dette prosjektet har vi derimot påvist flere nye fremmedarter for Norge, og slik sett en «tidlig varsling». Vi finner også en rekke arter som potensielt er nye for Norge. Blant disse vil det skjule seg både oversette stedegne arter og fremmede arter. Dette er viktig informasjon, og en videre analyse av disse artene (utenfor rammene av dette prosjektet) vil bidra til å øke kunnskapen om fremmede arters spredningsveier og etablering.

Kost-nytte analysen tyder på at kostnadene for prosjektet kan regnes inn ved at kun at et fåtall nye fremmede arter oppdages. I dette ligger det også at reduksjonen av ikke-bruksverdier ofte er svært vanskelig å tallfeste, og da ofte også oversees, men at denne i mange tilfeller kan overstige reduksjonen av skade på bruksverdier (Jackson 2015). Utover dette vil prosjektet også gi verdifull informasjon om spredningen og omfanget på allerede kjente fremmede arter, ved eksempelvis å gi indikasjoner på at enkelte arter er mer problematiske enn først antatt. I noen tilfeller vil overvåkingen kanskje kunne gjennomføres mer effektivt, ved å identifisere mer konsentrerte kilder til fremmede arter, som for eksempel bestemte innførselspunkter.

For å fange opp de fremmede artene som er i en noenlunde tidlig etableringsfase, fremstår en slik overvåking som skissert her svært verdifull. Det handler først og fremst om å dedikert velge undersøkingslokaliteter som har en høy sannsynlighet for å husere fremmede arter. Andre kartleggings- og overvåkingsprogram, som for eksempel NiN, ANO, eller en generell insektovervåking, ser ikke ut til å være i stand til å treffe nok mange av de lokalitetene hvor det er høy sannsynlighet for å oppdage de fremmede artene på et tidlig stadium. Dette fordi disse prosjektene ikke kan prioritere å undersøke høy-risiko-lokaliteter. En overvåking for tidlig varsling av fremmede arter ser derfor ut til å fylle et unikt og samfunnsnyttig behov.

For å oppdage og stanse fremmede arter vil det alltid være mer kostnadseffektivt å gjøre det på en så tidlig stadium som mulig, når kilden er mer konsentrert. Det vil for eksempel alltid være svært vanskelig å finne en nylig etablert fremmede art som man har tillatt å spre seg via for eksempel planteimport gjennom folks hager og hageavfall. Hvis man ønsker bekjempe denne spredningsveien konkret vil det være mer effektivt å sette inn tiltak i selve spredningsveien (her planteimporten).

8.1. Prosjektets nettside

Prosjektet presenteres for publikum på en egen nettside opprettet på NINAs hjemmeside; <https://www.nina.no/V%C3%A5re-fagomr%C3%A5der/Fremmede-arter/Tidlig-oppdagelse-av-nye-fremmede-arter>

Nettsiden forklarer prosjektets målsetning og anbefalinger til overvåkingssystem, samt gir noe bakgrunnsinformasjon om fremmede arter. Det inngår også en lenke til en kartpresentasjon av fremmede karplanter kartlagt på overvåkingsrutene i 2018 og 2019. Det er også lenke til Artskart med samtlige artsobservasjoner fra prosjektet (karplanter og morfologisk artsbestemte arter).

8.2. Mulige synergier med andre overvåkingsprosjekter

Det er flere overvåkingsprogram som pågår, eller som kanskje vil starte opp, hvor synergieffektene vil være klare i forhold til tidlig varsling av fremmede arter.

Kartlegging av spredningsveien «import av planteprodukter»:

Dette prosjektet har i en årrekke undersøkt hvilke insekter og karplantefrø som kommer med hageplanter. Dette er viktige data også for tidlig varsling fordi man får data på leddet før tidlig etablering, altså hva som potensielt kommer inn i landet. Artslistene fra dette prosjektet kan derfor være viktige for å få et overblikk over «nye» potensielle arter. Spesielt med tanke på mulige spesialsøk eller metodikk for å forsøke å fange opp et utvalg av disse artene igjen. Prosjektet spredningsveien «import av planteprodukter» har også i flere år undersøkt natur for å mulig påvise tidlig etablering, da spesielt rundt import- og plantesenterlokaliteter (Westergaard mfl. 2018). Dette er nokså tilsvarende det som er formålet for dette prosjektet, og det er naturlig synergier i en eventuell forlengelse av prosjektet «tidlig varsling» at dette da favner alt i norsk natur og tidlig etablering, mens prosjektet spredningsveien «import av planteprodukter» kun fokuserer på det som kommer direkte med det importerte materialet. Det vil også sikre en omforent metodikk, noe som i varierende grad har vært tilfellet i prosjektet spredningsveien «import av planteprodukter» (Westergaard mfl. 2015).

Nasjonalt overvåking av terrestriske insekter:

Det har vært gjort en forstudie av en mulig overvåking av terrestriske insekter i Norge (Åström mfl. 2019). Dette prosjektet har også hatt en pilotperiode i 2019 (Åström mfl. upubl). Dersom dette prosjektet videreføres (og «tidlig varsling») vil det være naturlig at innsamlingsmetodikk og materialbehandling blir synkronisert slik at disse to prosjektene kan utveksle data, og at datamaterialet for de to prosjektene dermed blir større enn de enkeltstående prosjektene ville gitt. Det ville være naturlig at «tidlig varsling» kan inngå som et «urbant» element inn i en slik overvåking og levere data på alle arter til «insektovervåkingen» og at «insektovervåkingen» på sin side leverer data på fremmede arter til «tidlig varsling» fra hele sitt datasett.

DNA-metastrekkoding:

Det er etter hvert svært mange prosjekter som benytter metastrekkoding som metode. Det er svært viktig at alle disse prosjektene samkjøres, og at protokoller («pipelines») og referansebibliotek bygges opp slik at de effektivt kan «serve» alle prosjekter uten å gjøre dobbeltarbeid. En felles database for alle disse data vil kunne bli svært verdifull for alle prosjekter, og gi et meget godt grunnlag for videre forskning. Det er også viktig at samarbeidet med NorBol videreføres for å sikre norsk referansesemateriale i internasjonale databaser. Dette betyr videre at dersom metastrekkoding blir gjeldende metodikk for identifisering av arter i et «tidlig varslingsprosjekt», bør man i størst mulig grad tilstrebe å bruke ikke-invasive metoder, og ha ressurser til å etterprøve artshypoteser fra DNA-analysene ved å søke i originalmaterialet på tentativt påvise de aktuelle artene og strekkode disse. Endelig metodikken for dette må avveies mot treffprosenten på antall taksa i en gitt prøve.

Andre prosjekter:

Det foregår også andre forsknings- og overvåkingsprosjekter som omhandler fremmede arter og urban natur. Slike prosjekter bør samkjøres og utveksle informasjon slik at man oppnår synergier. Det foregår også mange frittstående prosjekter for NiN kartlegging av norsk natur. Det ville være en også være en stor fordel om disse også kunne samkjøres slik at man i et tidlig varslingsprosjekt kan få gjort en slik kartlegging gjennom andre prosjekter.

8.3. Videre anbefaling

Vi anbefaler en videreutvikling av overvåkingsprosjektet jf de anbefalinger og erfaringer som er gitt i Jacobsen mfl (2018) og denne rapporten. Det betyr kartlegging av ruter på automatisk og selektivt valgte lokaliteter. Vi anbefaler en videreføring av grundig metodikk for karplantekartlegging, og enkel kartlegging for insekter, men med et subset av kartlegging for grundig og

omfattende metodikk der det er egnet. Videre bør man ha rom i metodikken til å inkludere spesielsøk etter enkelt arter dersom dette skulle være aktuelt, spesielt med feromonfeller.

Det bør gjøres en vurdering av predisjonsmodellen for utvalgelse av ruter for å gjøre den enda mer treffsikker. Man bør blant annet vurdere å gjøre den enda mer urban slik at man fanger opp med åpent lavland, skrotemarker, parker og lignende, og i mindre grad tilsynelatende «normal» norsk natur. Dette kan man kanskje bruke NiN til i den grad det er dekning for dette innenfor det geografiske området vi ønsker å kartlegge i.

Man bør også videreutvikle DNA-metastrekkoding som metode for identifisering av invertebrater på tvers av ulike prosjekter for å sikre en omforent metodikk som er treffsikker og som sikrer dataflyt på tvers. Som en del av denne videreutviklingen av treffsikkerhet mener vi fortsatt det er behov for å gjøre morfologiske artsbestemmelse av utvalgte taksa/prøver, samt å etterprøve artshypoteser fra originalmaterialet ved morfologisk gjennomgang. Dette fordrer videre at man i størst mulig grad sikrer referansemateriale og bruker ikke-invasive metoder.

9.Referanser

- Benson, D.A., Karsch-Mizrachi, I., Lipman, D.J., Ostell, J. & Wheeler, D.L. 2006. GenBank. Nucleic Acids Res 34.
- Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K., Olsen, S.L., & Westergaard, K.B. 2017. Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak. Miljødirektoratet Rapport M-906.
- Bradshaw, C.J., Leroy, B., Bellard, C., Roiz, D., Albert, C., Fournier, A., Barbet-Massin, M., Salles, J.-M., Simard, F. & Courchamp, F. (2016) Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications*, 7, 12986.
- Bryn, A. & Ullerud, H.A 2018. Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – tilpasset målestokk 1:5000 og 1:20 000, utgave 1, kartleggingsveileder nr 2. Artsdatabanken, Trondheim.
- Callahan, B. J., P. J. McMurdie, and S. P. Holmes. 2017. Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The ISME Journal* 11:2639.
- Callahan, B. J., P. J. McMurdie, M. J. Rosen, A. W. Han, A. J. A. Johnson, and S. P. Holmes. 2016. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13:581.
- Caruso, V., X. Song, M. Asquith, and L. Karstens. 2019. Performance of Microbiome Sequence Inference Methods in Environments with Varying Biomass. 4:e00163-00118.
- DAISIE 2009. Handbook of Alien Species in Europe. Springer Science + Business Media B.V. 2009. 399 s.
- DFØ 2018. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring, DFØ.
- Dowdy, A.K. & Mullen, M.A., 1998. Multiple stored-product insect pheromone use in pitfall traps. *Journal of Stored Products Research*, 34(1), pp.75–80. Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-474x\(97\)00018-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-474x(97)00018-0).
- Elbrecht, V., T. W. A. Braukmann, N. V. Ivanova, S. W. J. Prosser, M. Hajibabaei, M. Wright, E. V. Zakharov, P. D. N. Hebert, and D. Steinke. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ Preprints* 7:e27801v27801.
- Endrestøl, A., Elven, H., Hatteland, B.A., Gammelmo, Ø., Ottesen, P., Søli, G., Velle, G., Åstrøm, S. og Ødegaard, F. 2018. *Halyomorpha halys*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet (2019, 23. november) fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/2757>
- Finansdepartementet. 2014. Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.
- Gundersen, V., Strand, O., Flemsæter, F., Nerhoel, I., Thanem, A. et al. 2016. Kunnskapsgrunnlag om ulike scenarier for Snøheimvegen. Effekter på villrein, ferdsel og lokalsamfunn etter åtte års forskning. NINA Rapport 1313. Norsk institutt for naturforskning.
- Hagen, D., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Skarpaas, O. Staverløkk, A., Ødegaard, F. 2013. Fremmede arter. Kartlegging og overvåking av spredningsvei «import av tømmer». - NINA Rapport 980. 76 s.
- Hajibabaei, M., Spall, J.L., Shokralla, S. & van Konynenburg, S. 2012. Assessing biodiversity of a freshwater benthic macroinvertebrate community through non-destructive environmental barcoding of DNA from preservative ethanol. *BMC Ecology* 12.
- Hammitt, James K. & Alexander I. Shlyakhter. 1999. "The expected value of information and the probability of surprise." *Risk Analysis* 19 (1): 135–52.
- Hendrichsen, D.K., Åström, J., Forsgren, E. & Skarpaas, O. 2014. Spredningsveier for fremmede arter i Norge - NINA Rapport 1091, 113 s.
- Hoinville, L. J., Alban, L., Drewe, J.A., Gibbens, J.C., Gustafson, L., et al. 2013. Proposed terms and concepts for describing and evaluating animal-health surveillance systems. *Preventive Veterinary Medicine* 112 (1–2): 1–12.
- Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 10–18.
- Jacobsen, R.M., Åström, J., Endrestøl, A., Blaalid, R., Fossøy, F., Often, A., Sandercock, B.K. 2018. Tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter i Norge. System for overvåking av fremmede terrestriske karplanter og insekter. NINA Rapport 1569. Norsk institutt for naturforskning.
- Jackson, T. 2015. Addressing the economic costs of invasive alien species: some methodological and empirical issues. *Int. J. Sustainable Society*, Vol. 7(3): 221-240.
- Keith, D.A., Martin, T.G., McDonald-Madden, E. & Walters, C. 2011. Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation." *Biological Conservation* 144 (4): 1175–78.

- Kerr, G.N. & Sharp, B. M.H. 2010. Choice Experiment Adaptive Design Benefits: A Case Study. *The Australian- Journal of Agricultural and Resource Economics* 54: 407-420.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P. & Shine, C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp. + Annexe
- Kopylova, E., J. A. Navas-Molina, C. Mercier, Z. Z. Xu, F. Mahé, Y. He, H.-W. Zhou, T. Rognes, J. G. Caporaso, and R. Knight. 2016. Open-Source Sequence Clustering Methods Improve the State Of the Art. *mSystems* 1.
- Kvamme, T. 2019. Brunmarmorert breitege kan bli fruktdyrkernes mareritt. *Insekt-Nytt* 44 (2/3): 37-42.
- Lampadariou, N., Karakassis, I. & Pearson, T.H. 2018. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Marine Pollution Bulletin* 50; 1606-1618.
- Lan, Y., Wang, Q., Cole, J.R. & Rosen, G.L. 2012. Using the RDP Classifier to Predict Taxonomic Novelty and Reduce the Search Space for Finding Novel Organisms. *PLoS ONE* 7:e32491.
- Lindhjem, H. & Navrud, S. 2008. How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? *Ecological Economics*, 66(2-3); 425-435.
- Magnussen, K. & Navrud, S. 2016. Bruk av økosystemtjenesten for vurdering av virkninger av endringer i vilkårsrevisjoner. *Vista-rapport*.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S., & Dervo, B. (2014). Samfunnsøkonomiske kostnader ved fremmede arter i Norge: Metodeutvikling og foreløpige tall. *Vista Analyse As, Rapportnummer, 52, 2014*.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S., & Dervo, B. 2014. Samfunnsøkonomiske kostnader ved fremmede arter i Norge: Metodeutvikling og noen foreløpige tall. *Vista-rapport 52*.
- Magnussen, K., Skjeflo, S.W., Dombu, S.V, Gierløff, C.W., Błaalid, R., Bruteig, I.E., Aronsen, E. & Chen, X. 2018. Verdsetting av miljøulempene ved fremmede hageplanter og blindpassasjerer – et pilotprosjekt. *Menon-publikasjon 14*
- Magnussen, K., Skjeflo, S.W., Olsen, S.L., Sandvik, H. & Thomassen, J. 2018. Grunnlag for prioritering av innsats mot fremmede arter. *Menon-publikasjon 116*.
- Magnussen, K., N.B.Westberg og R. Błaalid 2019: Nytt-kost-vurderinger av tiltak mot fremmede karplanter. *Menon-publikasjon 2019*.
- Marquina, D., Esparza-Salas, R., Roslin, T. & Ronquist, F. 2019. Establishing arthropod community composition using metabarcoding: Surprising inconsistencies between soil samples and preservative ethanol and homogenate from Malaise trap catches. *Molecular Ecology Resources* 19(6): 15169–1530.
- McDonald-Madden, E., Baxter, P.W.J., Fuller, R.A., Martin, T.G., Game, E.T., et al. 2010. Monitoring does not always count. *Trends in Ecology and Evolution* 25 (10): 547–50.
- Navrud, S & Ready, R. (red.) 2007. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, Nederland.
- Nielsen, M., Gilbert, M.T.P., Pape, T. & Bohmann, K. 2019. A simplified DNA extraction protocol for unsorted bulk arthropod samples that maintains exoskeletal integrity. *Environmental DNA* 1(2): 144–154.
- NOU 2013:10. *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger*.
- Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Błaalid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. – NINA Rapport 1393. 116 s.
- Porter, T.M., Gibson, J.F., Shokralla, S., Baird, D.J., Golding, G.B., Hajibabaei, M. 2014. Rapid and accurate taxonomic classification of insect (class Insecta) cytochrome c oxidase subunit 1 (COI) DNA barcode sequences using a naïve Bayesian classifier. *Molecular Ecology Resources* 14: 929–942.
- Porter, T. M. & Hajibabaei, M. 2018. Automated high throughput animal CO1 metabarcoding classification. *Scientific Reports* 8: 4226.
- Ratnasingham, S. & Hebert, P.D.N. 2007. BOLD: The Barcode of Life Data System. *Mol Ecol Notes* 7.
- Runge, C. A., Martin, T.G., Possingham, H.P, Willis, S.G. & Fuller, R.A. 2014. Conserving mobile species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (7): 395–402.

- Runge, M.C., Converse, S.J. & Lyons, J.E. 2011. Which uncertainty? Using expert elicitation and expected value of information to design an adaptive program. *Biological Conservation* 144 (4): 1214–23.
- Sandvik, H., Dolmen, D., Elven, R., Falkenhaus, T., Forsgren, E., Hansen, H., Hassel, K., Husa, V., Kjærstad, G. & Ødegaard, F. (2019) Alien plants, animals, fungi and algae in Norway: an inventory of neobiota. *Biological Invasions*, 21, 2997-3012.
- Scheffer, M., Bascompte, J. Brock, W.A., Brovkin, V. Carpenter, S.R., et al. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461 (7260): 53–59.
- Schillhammer, H. 1999. Revision of the East Palaearctic and Oriental species of *Philonthus* Stephens part 2. The *spinipes* and *cinctulus* groups (Coleoptera: Staphylinidae, Staphylininae). *Koleopterologische Rundschau*, 69, 55–65.
- Stahl, J.M., Babendreier, D., Marazzi, C., Caruso, S., Costi, E., Maistrello, L. & Haye, T. 2019. Can *Anastatus bifasciatus* Be Used for Augmentative Biological Control of the Brown Marmorated Stink Bug in Fruit Orchards? *Insects* 2019, 10, 108; doi:10.3390/insects10040108
- Stigler, G.J. 1961. The Economics of Information. *Journal of Political Economy* 69 (3): 213–25.
- Tsuji, S., M. Miya, M. Ushio, H. Sato, T. Minamoto, and H. Yamanaka. 2018. Evaluating intraspecific diversity of a fish population using environmental DNA: An approach to distinguish true haplotypes from erroneous sequences. bioRxiv:429993.
- Wang, Q., Garrity, G.M., Tiedje, J.M. & Cole, J.R. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. *Appl Environ Microbiol.* 73(16): 5261–7.
- Westcott, S. L., and P. D. Schloss. 2015. De novo clustering methods outperform reference-based methods for assigning 16S rRNA gene sequences to operational taxonomic units. *PeerJ* 3:e1487.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Jacobsen, R.M., Kyrkjæide, M.O. & Brandsegg, H. 2018. Fremmede arter – spredningsveien import av planteprodukter. Basisovervåking og metodeutvikling 2017–2018. NINA Rapport 1557. Norsk institutt for naturforskning.
- Westergaard, K.B., Hanssen, O., Endrestøl, A., Often, A., Stabbetorp, O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2015. Spredning av fremmede arter med planteimport til Norge. - NINA Rapport 1136. 103 s.
- Zizka, V.M.A., Leese, F., Peinert, B. & Geiger, M.F. 2018. DNA metabarcoding from sample fixative as a quick and voucher-preserving biodiversity assessment method. *Genome* 62(3): 122–136
- Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, Endrestøl, A., T., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549. Norsk institutt for naturforskning.

10. Vedlegg

10.1. Vedlegg 1

Tabell 10.1. Artsliste fra kartlegging av karplanter på 20 utvalgte ruter i Sørøst-Norge i 2019. Arter registrert på Fremmedartslista 2018 (men ikke nødvendigvis risikovurdert, kategori er da lik 0) listes opp først, deretter listes arter registrert på Rødlista 2015 (men ikke nødvendigvis rødlistevurdert, kategori er da lik NA eller NE).

Vitenskapelig_navn	Populærnavn	Liste	Risikokategori
Acer pseudoplatanus	Platanlønn	Fremmedartslista 2018	SE
Acer tataricum	tatarlønn	Fremmedartslista 2018	LO
Achillea millefolium	ryllik	Fremmedartslista 2018	LO
Achillea ptarmica	nyseryllik	Fremmedartslista 2018	0
Aconitum napellus		0 Fremmedartslista 2018	0
Aconogonon alpinum	Alpeslirekne	Fremmedartslista 2018	LO
Aegopodium podagraria	skvallerkål	Fremmedartslista 2018	0
Aesculus hippocastanum	hestekastanje	Fremmedartslista 2018	PH
Agrostis capillaris	engkvein	Fremmedartslista 2018	0
Alchemilla mollis	praktmarikåpe	Fremmedartslista 2018	SE
Alchemilla subcrenata	Engmarikåpe	Fremmedartslista 2018	NK
Alopecurus geniculatus	Knereverumpe	Fremmedartslista 2018	0
Alopecurus pratensis pratensis	Engreverumpe	Fremmedartslista 2018	0
Amelanchier alnifolia	taggblåhegg	Fremmedartslista 2018	LO
Amelanchier spicata	blåhegg	Fremmedartslista 2018	SE
Anaphalis margaritacea	perleevigblom	Fremmedartslista 2018	LO
Anthriscus sylvestris	hundekjeks	Fremmedartslista 2018	LO
Aquilegia vulgaris	akeleie	Fremmedartslista 2018	0
Arabidopsis arenosa	sandskrinneblom	Fremmedartslista 2018	PH
Arabidopsis suecica	Svensk skrinneblom	Fremmedartslista 2018	PH
Arctium lappa	Storborre	Fremmedartslista 2018	0
Arctium tomentosum	ullborre	Fremmedartslista 2018	SE
Armoracia rusticana	Pepperrot	Fremmedartslista 2018	HI
Aronia xprunifolia	purpursurbær	Fremmedartslista 2018	HI
Aronia melanocarpa	Svartsurbær	Fremmedartslista 2018	LO
Artemisia vulgaris	burot	Fremmedartslista 2018	0
Aruncus dioicus	skogskjegg	Fremmedartslista 2018	SE
Barbarea stricta	stakekarse	Fremmedartslista 2018	0
Barbarea vulgaris	vinterkarse	Fremmedartslista 2018	LO
Berberis thunbergii	høstberberis	Fremmedartslista 2018	SE
Berteroa incana	hvitdodre	Fremmedartslista 2018	SE
Betonica macrantha	Prydbetonie	Fremmedartslista 2018	LO
Borago officinalis	agurkurt	Fremmedartslista 2018	LO
Brassica napus	førkål	Fremmedartslista 2018	0
Brassica oleracea	kål	Fremmedartslista 2018	0
Bromopsis inermis	Bladfaks	Fremmedartslista 2018	SE
Bunias orientalis	russekål	Fremmedartslista 2018	SE

<i>Buxus sempervirens</i>	Buksbom	Fremmedartslista 2018	0
<i>Calendula officinalis</i>	Ringblom	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Calystegia sepium spectabilis</i>	pyrdstrandvindell	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Campanula carpatica</i>	Karpatklokke	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Campanula rapunculoides</i>	ugrasklokke	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	gjetertaske	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Carum carvi</i>	Karve	Fremmedartslista 2018	0
<i>Cerastium fontanum vulgare</i>	ugrasarve	Fremmedartslista 2018	0
<i>Cerastium tomentosum</i>	filtrarve	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Chaenorhinum minus</i>	småtorskemunn	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Chaerophyllum temulum</i>	svimekjeks	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Chenopodium album</i>	meldestokk	Fremmedartslista 2018	0
<i>Conyza canadensis</i>	hestehamp	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Cosmos bipinnatus</i>	Pyntekurv	Fremmedartslista 2018	0
<i>Cota tinctoria</i>	Gul gåseblom	Fremmedartslista 2018	0
<i>Cotoneaster bullatus</i>	bulkemispel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Cotoneaster dammeri</i>	Vintermispel	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Cotoneaster dielsianus</i>	Dielsmispel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	sprikemispel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Krypmispel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Cotoneaster lucidus</i>	blankmispel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Cotoneaster symondsii</i>	kystmispel	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Cotoneaster villosulus</i>	spissmispel	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Crataegus laevigata</i>	Parkhagtorn	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Crataegus sanguinea</i>	sibirhagtorn	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Crepis capillaris</i>	Brakkhaukeskjegg	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Cyanus montanus</i>	honningknoppurt	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Cyanus segetum</i>	Kornblom	Fremmedartslista 2018	0
<i>Cymbalaria muralis</i>	murtorskemunn	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Cytisus scoparius</i>	Gyvel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Dactylis glomerata</i>	hundegras	Fremmedartslista 2018	0
<i>Dasiphora fruticosa</i>	buskmure	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Daucus carota carota</i>	villgulrot	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Deschampsia cespitosa cespitosa</i>	Sølvbunke	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Descurainia sophia</i>	hundesennep	Fremmedartslista 2018	0
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Hønsesirise	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Echium vulgare</i>	ormehode	Fremmedartslista 2018	0
<i>Epilobium ciliatum ciliatum</i>	Ugrasmjølke	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Epilobium hirsutum</i>	Stormjølke	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Epilobium obscurum</i>	Mørkmjølke	Fremmedartslista 2018	0
<i>Epilobium tetragonum</i>	Kantmjølke	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Erodium cicutarium</i>	tranehals	Fremmedartslista 2018	0
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	åkerull	Fremmedartslista 2018	0
<i>Erysimum virgatum</i>	Bergull	Fremmedartslista 2018	0
<i>Fallopia convolvulus</i>	vindelslirekne	Fremmedartslista 2018	0

<i>Festuca trachyphylla</i>	stivsvingel	Fremmedartslista 2018	0
<i>Forsythia xintermedia</i>	praktgullbusk	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Galeopsis tetrahit</i>	kvassdå	Fremmedartslista 2018	0
<i>Galium album</i>	stormaure	Fremmedartslista 2018	0
<i>Galium aparine</i>	klengemaure	Fremmedartslista 2018	0
<i>Geranium pyrenaicum</i>	askerstorkenebb	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Gypsophila elegans</i>	Bleikslør	Fremmedartslista 2018	0
<i>Helianthus annuus</i>	solsikke	Fremmedartslista 2018	0
<i>Hemerocallis lilioasphodelus</i>	Gul daglilje	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	kjempebjørnekjeks	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Hesperis matronalis</i>	dagfiol	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Holodiscus discolor</i>	Toppspirea	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Hordeum jubatum</i>	silkebygg	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Hordeum vulgare</i>	bygg	Fremmedartslista 2018	0
<i>Hosta lancifolia</i>	Smal bladlilje	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Hosta ventricosa</i>	grønn bladlilje	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Hydrangea petiolaris</i>	klatrehortensia	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Iberis amara</i>	Prydsløyfe	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Iberis Sempervirens</i>	snøsløyfe	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Iberis umbellata</i>	Skjermsløyfe	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Impatiens glandulifera</i>	kjempespringfrø	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Impatiens parviflora</i>	mongolspringfrø	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Juncus compressus</i>	flatsiv	Fremmedartslista 2018	0
<i>Juncus tenuis</i>	ballastsiv	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Laburnum alpinum</i>	alpegullregn	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Laburnum anagyroides</i>	Gullregn	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Lactuca serriola</i>	taggsalat	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Lamium maculatum</i>	flekktvetann	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Lapsana communis</i>	haremat	Fremmedartslista 2018	0
<i>Larix decidua</i>	Europalerk	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	gulflatbelg	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lepidium densiflorum</i>	Tettkarse	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lepidium neglectum</i>	rundkarse	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lepidium ruderales</i>	stankkarse	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Lepidotheca suaveolens</i>	tunbalderbrå	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Leucanthemum xsuperbum</i>	Kjempekrage	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Leucanthemum maximum</i>	storkrage	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Levisticum officinale</i>	løpstikke	Fremmedartslista 2018	0
<i>Linaria repens</i>	stripetorskemunn	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Lipandra polysperma</i>	frømelde	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Lobelia erinus</i>	hagelobelia	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lolium perenne</i>	raigras	Fremmedartslista 2018	0
<i>Lonicera caerulea</i>	blåleddved	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Lonicera involucrata</i>	skjermleddved	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Lonicera tatarica</i>	tatarleddved	Fremmedartslista 2018	HI

<i>Lotus pedunculatus</i>	Fôrtirltunge	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Lotus sativus</i>	veitirltunge	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Lupinus polyphyllus</i>	hagelupin	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Lysimachia nummularia</i>	krypfredløs	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Lysimachia punctata</i>	fagerfredløs	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Malus xdomestica</i>	eple	Fremmedartslista 2018	0
<i>Malva moschata</i>	moskuskattost	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Medicago lupulina</i>	sneglebelg	Fremmedartslista 2018	0
<i>Medicago sativa</i>	blålusern	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Melilotus albus</i>	hvitsteinkløver	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Melilotus altissimus</i>	strandsteinkløver	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Melilotus officinalis</i>	legesteinkløver	Fremmedartslista 2018	0
<i>Melilotus wolgicus</i>	Russesteinkløver	Fremmedartslista 2018	0
<i>Mentha spicata</i>	grønnmynte	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Myosotis arvensis</i>	åkerforglemmegei	Fremmedartslista 2018	0
<i>Myosotis sylvatica</i>	skogforglemmegei	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Myrrhis odorata</i>	Spansk kjørvel	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Noccaea caerulea</i>	vårpengeurt	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Odontites vulgaris</i>	engrødtopp	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Oenothera biennis</i>	Nattlys	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Omphalodes verna</i>	Vårkjærminne	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Oxalis stricta</i>	Stivgjøkesyre	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Oxybasis rubra</i>	rødmelde	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Papaver dubium dubium</i>	Brakkvalmue	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Parthenocissus inserta</i>	villvin	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	klatrebillvin	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Pastinaca sativa sativa</i>	villpastinakk	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	Honningurt	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Phedimus hybridus</i>	sibirbergknapp	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Phedimus spurius</i>	gravbergknapp	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Philadelphus pubescens</i>	filtskjærsmine	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Phleum pratense pratense</i>	Engtimotei	Fremmedartslista 2018	0
<i>Phlox paniculata</i>	Høstflokks	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Pilosella aurantiaca aurantiaca</i>	hagesveve	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Pinus cembra</i>	Sembrafuru	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Plantago major major</i>	Ugrasgroblad	Fremmedartslista 2018	0
<i>Plantago media</i>	dunkjempe	Fremmedartslista 2018	0
<i>Poa angustifolia</i>	Trådrapp	Fremmedartslista 2018	0
<i>Poa annua</i>	tunrapp	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Poa humilis</i>	Smårapp	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Poa palustris</i>	myrrapp	Fremmedartslista 2018	0
<i>Polygonum aviculare</i>	tungras	Fremmedartslista 2018	0
<i>Populus xberolinensis</i>	Berlinerpoppe	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Populus balsamifera</i>	balsampoppe	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Populus trichocarpa</i>	Kjempepoppe	Fremmedartslista 2018	LO

<i>Potentilla intermedia</i>	russemure	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Potentilla thuringiaca</i>	tysk mure	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Ranunculus acris acris</i>	Engsoleie	Fremmedartslista 2018	0
<i>Ranunculus repens</i>	krypsoleie	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Raphanus raphanistrum raphanistrum</i>	Åkerreddik	Fremmedartslista 2018	0
<i>Reynoutria ×bohemica</i>	hybridslirekne	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Reynoutria japonica</i>	parkslirekne	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Ribes rubrum</i>	hagerips	Fremmedartslista 2018	0
<i>Ribes uva-crispa</i>	Stikkelsbær	Fremmedartslista 2018	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	robinia	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Rorippa sylvestris</i>	veikarse	Fremmedartslista 2018	0
<i>Rosa rugosa</i>	rynkerose	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Rubus armeniacus</i>	Arménbjørnebær	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Rumex acetosa</i>	engsyre	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Rumex acetosella</i>	småsyre	Fremmedartslista 2018	0
<i>Rumex crispus</i>	Krushøymol	Fremmedartslista 2018	0
<i>Rumex longifolius</i>	høymol	Fremmedartslista 2018	0
<i>Salix ×fragilis</i>	grønnpil	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Salix alba sericea</i>	Sølvpil	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Salix purpurea</i>	rødpil	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Salix viminalis</i>	kurvpil	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Sambucus ebulus</i>	sommerhyll	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Sambucus nigra</i>	svarthyll	Fremmedartslista 2018	0
<i>Sambucus racemosa</i>	rødhyll	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Saponaria officinalis</i>	såpeurt	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Schedonorus pratensis</i>	Engsvingel	Fremmedartslista 2018	0
<i>Sedum forsterianum</i>	Konglebergknapp	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Sedum sexangulare</i>	kantbergknapp	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Senecio viscosus</i>	klistersvineblom	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Senecio vulgaris</i>	åkersvineblom	Fremmedartslista 2018	0
<i>Sinapis arvensis</i>	åkersennep	Fremmedartslista 2018	0
<i>Solidago canadensis</i>	kanadagullris	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Sonchus oleraceus</i>	haredylle	Fremmedartslista 2018	0
<i>Sorbaria sorbifolia</i>	rognspirea	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Sorbus austriaca</i>	østerrisk asal	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Sorbus intermedia</i>	svensk asal	Fremmedartslista 2018	0
<i>Sorbus Koehneana</i>	hvitrogn	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Sorbus mougeotii</i>	alpeasal	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Spergularia rubra</i>	tunbendel	Fremmedartslista 2018	0
<i>Spiraea ×arguta</i>	Brudespirea	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Spiraea ×bumalda</i>	Rosespirea	Fremmedartslista 2018	0
<i>Spiraea ×cinerea</i>	gråspirea	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Spiraea ×rubella</i>	bleikspirea	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Spiraea japonica</i>	japanspirea	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Spiraea latifolia</i>	breispirea	Fremmedartslista 2018	LO

<i>Spiraea salicifolia</i>	Hekkspirea	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Stellaria graminea</i>	grasstjerneblom	Fremmedartslista 2018	0
<i>Stellaria media</i>	vassarve	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Stephanandra incisa</i>	kranstopp	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Swida alba</i>	sibirkornell	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Swida sericea</i>	alaskakornell	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Symphoricarpos albus</i>	snøbær	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Symphytum xuplandicum</i>	Mellomvalurt	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Symphytum officinale</i>	Valurt	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Syringa vulgaris</i>	syrin	Fremmedartslista 2018	0
<i>Tanacetum parthenium</i>	Matrem	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Tanacetum vulgare</i>	reinfann	Fremmedartslista 2018	0
<i>Telekia speciosa</i>	Tusenstråle	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Thlaspi arvense</i>	pengeurt	Fremmedartslista 2018	0
<i>Thuja occidentalis</i>	tuja	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Tilia xeuropaea</i>	Parklind	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Tilia platyphyllos cordifolia</i>	Storlind	Fremmedartslista 2018	0
<i>Trifolium hybridum</i>	førkløver	Fremmedartslista 2018	0
<i>Trifolium pratense</i>	rødkløver	Fremmedartslista 2018	0
<i>Trifolium repens</i>	hvitkløver	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	balderbrå	Fremmedartslista 2018	0
<i>Tussilago farfara</i>	hestehov	Fremmedartslista 2018	0
<i>Ulex europaeus</i>	Gulltorn	Fremmedartslista 2018	HI
<i>Veronica gentianoides</i>	Kosakkveronika	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Veronica opaca</i>	Mørkveronika	Fremmedartslista 2018	NK
<i>Veronica persica</i>	Orientveronika	Fremmedartslista 2018	PH
<i>Viburnum lantana</i>	Filtkorsved	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Vinca minor</i>	gravmyrt	Fremmedartslista 2018	SE
<i>Viola xwittrockiana</i>	hagestemorsblom	Fremmedartslista 2018	LO
<i>Acer platanoides</i>	spisslønn	Rødlista 2015	LC
<i>Aethusa cynapium</i>	hundepersille	Rødlista 2015	LC
<i>Agrostis gigantea</i>	storkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Agrostis stolonifera</i>	krypkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Ajuga pyramidalis</i>	jonsokkoll	Rødlista 2015	LC
<i>Alchemilla glabra</i>	Glattmarikåpe	Rødlista 2015	LC
<i>Alchemilla glaucescens</i>	Fløyelsmarikåpe	Rødlista 2015	LC
<i>Alchemilla micans</i>	glansmarikåpe	Rødlista 2015	LC
<i>Alchemilla monticola</i>	beitemarikåpe	Rødlista 2015	LC
<i>Alchemilla murbeckiana</i>	nyremarikåpe	Rødlista 2015	LC
<i>Alliaria petiolata</i>	løkurt	Rødlista 2015	LC
<i>Alnus glutinosa</i>	svartor	Rødlista 2015	LC
<i>Alnus incana</i>	gråor	Rødlista 2015	LC
<i>Alopecurus pratensis</i>	reverumpe	Rødlista 2015	LC
<i>Anchusa arvensis</i>	krokhals	Rødlista 2015	NT
<i>Anchusa officinalis</i>	oksetunge	Rødlista 2015	LC

<i>Anemone nemorosa</i>	hvitveis	Rødlista 2015	LC
<i>Angelica sylvestris</i>	sløke	Rødlista 2015	LC
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	Rødlista 2015	LC
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Rundbelg	Rødlista 2015	LC
<i>Arabidopsis thaliana</i>	vårskrinneblom	Rødlista 2015	LC
<i>Arctium minus</i>	småborre	Rødlista 2015	LC
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	sandarve	Rødlista 2015	LC
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Hestehavre	Rødlista 2015	LC
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Lakrismjelt	Rødlista 2015	LC
<i>Athyrium filix-femina</i>	skogburkne	Rødlista 2015	LC
<i>Atriplex patula</i>	svinemelde	Rødlista 2015	LC
<i>Avenella flexuosa</i>	smyle	Rødlista 2015	LC
<i>Berberis vulgaris</i>	berberis	Rødlista 2015	LC
<i>Betula pendula</i>	Hengebjørk	Rødlista 2015	LC
<i>Betula pubescens</i>	bjørk	Rødlista 2015	LC
<i>Betula pubescens pubescens</i>	Dunbjørk	Rødlista 2015	LC
<i>Bidens tripartita</i>	Flikbrønsle	Rødlista 2015	LC
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Havsivaks	Rødlista 2015	LC
<i>Briza media</i>	hjertergras	Rødlista 2015	LC
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	snerprørkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Calamagrostis canescens</i>	vassrørkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Calamagrostis epigejos</i>	bergrørkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	skogrørkvein	Rødlista 2015	LC
<i>Callitriche hamulata</i>	Klovasshår	Rødlista 2015	LC
<i>Calluna vulgaris</i>	røsslyng	Rødlista 2015	LC
<i>Calystegia sepium</i>	Strandvindel	Rødlista 2015	LC
<i>Calystegia sepium sepium</i>	hvit strandvindel	Rødlista 2015	LC
<i>Campanula persicifolia</i>	fagerklokke	Rødlista 2015	LC
<i>Campanula rotundifolia</i>	blåklokke	Rødlista 2015	LC
<i>Campanula trachelium</i>	nesleklokke	Rødlista 2015	LC
<i>Carduus crispus</i>		0 Rødlista 2015	LC
<i>Carduus crispus multiflorus</i>	Krusetistel	Rødlista 2015	LC
<i>Carex acuta</i>	Kvass-starr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex canescens</i>	Gråstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex hirta</i>	Lodnestarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex leporina</i>	harestarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex muricata</i>	piggstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex pallescens</i>	bleikstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex remota</i>	Slakkstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Carex spicata</i>	Tettstarr	Rødlista 2015	LC
<i>Centaurea jacea</i>	engknoppurt	Rødlista 2015	LC
<i>Centaurea scabiosa</i>	Fagerknoppurt	Rødlista 2015	LC
<i>Cerastium fontanum</i>	arve	Rødlista 2015	LC

<i>Cerastium semidecandrum</i>	Vårarve	Rødlista 2015	LC
<i>Chamerion angustifolium</i>	geitrams	Rødlista 2015	LC
<i>Chelidonium majus</i>	svaleurt	Rødlista 2015	LC
<i>Cichorium intybus</i>	sikori	Rødlista 2015	LC
<i>Cirsium arvense</i>	åkertistel	Rødlista 2015	LC
<i>Cirsium heterophyllum</i>	hvitbladtistel	Rødlista 2015	LC
<i>Cirsium oleraceum</i>	kåltistel	Rødlista 2015	NT
<i>Cirsium vulgare</i>	veitistel	Rødlista 2015	LC
<i>Clinopodium vulgare</i>	kransmynte	Rødlista 2015	LC
<i>Convallaria majalis</i>	liljekonvall	Rødlista 2015	LC
<i>Convolvulus arvensis</i>	Åkervindel	Rødlista 2015	LC
<i>Corylus avellana</i>	hassel	Rødlista 2015	LC
<i>Crambe maritima</i>	strandkål	Rødlista 2015	LC
<i>Crataegus monogyna</i>		0 Rødlista 2015	LC
<i>Crataegus rhipidophylla</i>	begehagtorn	Rødlista 2015	LC
<i>Crataegus rhipidophylla lindmanii</i>	Korallhagtorn	Rødlista 2015	LC
<i>Crepis tectorum</i>	takhaukeskjegg	Rødlista 2015	LC
<i>Cynoglossum officinale</i>	Hundetunge	Rødlista 2015	LC
<i>Cystopteris fragilis</i>	skjørlok	Rødlista 2015	LC
<i>Daphne mezereum</i>	tysbast	Rødlista 2015	LC
<i>Deschampsia cespitosa</i>	kvassbunke	Rødlista 2015	LC
<i>Digitalis purpurea</i>	revebjelle	Rødlista 2015	LC
<i>Dryopteris carthusiana</i>	broddtelg	Rødlista 2015	LC
<i>Dryopteris dilatata</i>	Geittelg	Rødlista 2015	LC
<i>Dryopteris Expansa</i>	sauetelg	Rødlista 2015	LC
<i>Dryopteris filix-mas</i>	ormetelg	Rødlista 2015	LC
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Fjæresivaks	Rødlista 2015	LC
<i>Elymus caninus</i>	Hundekveke	Rødlista 2015	LC
<i>Elytrigia juncea boreoatlantica</i>	Strandkveke	Rødlista 2015	LC
<i>Elytrigia repens</i>	kveke	Rødlista 2015	LC
<i>Empetrum nigrum</i>	krekleng	Rødlista 2015	LC
<i>Epilobium ciliatum</i>	amerikamjølke	Rødlista 2015	NA
<i>Epilobium collinum</i>	bergmjølke	Rødlista 2015	LC
<i>Epilobium montanum</i>	krattmjølke	Rødlista 2015	LC
<i>Epilobium palustre</i>	Myrmjølke	Rødlista 2015	LC
<i>Epipactis atrorubens</i>	rødflangre	Rødlista 2015	LC
<i>Epipactis helleborine</i>	breiflangre	Rødlista 2015	LC
<i>Equisetum arvense</i>	åkersnelle	Rødlista 2015	LC
<i>Equisetum pratense</i>	Engsnelle	Rødlista 2015	LC
<i>Equisetum sylvaticum</i>	skogsnelle	Rødlista 2015	LC
<i>Erigeron acris</i>	Bakkestjerne	Rødlista 2015	LC
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Åkervortemelk	Rødlista 2015	LC
<i>Euphrasia nemorosa</i>	gråøyentrøst	Rødlista 2015	LC
<i>Fagus sylvatica</i>	Bøk	Rødlista 2015	LC
<i>Fallopia dumetorum</i>	Krattslirekne	Rødlista 2015	LC

<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	Rødlista 2015	LC
<i>Festuca rubra</i>	rødsvingel	Rødlista 2015	LC
<i>Filipendula ulmaria</i>	mjørdurt	Rødlista 2015	LC
<i>Filipendula vulgaris</i>	knøllmjørdurt	Rødlista 2015	NT
<i>Fragaria vesca</i>	markjordbær	Rødlista 2015	LC
<i>Frangula alnus</i>	trollhegg	Rødlista 2015	LC
<i>Fraxinus excelsior</i>	ask	Rødlista 2015	VU
<i>Fumaria officinalis</i>	jordrøyk	Rødlista 2015	LC
<i>Galium boreale</i>	hvitmaure	Rødlista 2015	LC
<i>Galium palustre</i>	Myrmaure	Rødlista 2015	LC
<i>Galium uliginosum</i>	Sumpmaure	Rødlista 2015	LC
<i>Galium verum</i>	gulmaure	Rødlista 2015	LC
<i>Geranium pratense</i>	Engstorkenebb	Rødlista 2015	LC
<i>Geranium pusillum</i>	Småstorkenebb	Rødlista 2015	LC
<i>Geranium robertianum</i>	stankstorkenebb	Rødlista 2015	LC
<i>Geranium sylvaticum</i>	skogstorkenebb	Rødlista 2015	LC
<i>Geum rivale</i>	enghumleblom	Rødlista 2015	LC
<i>Geum urbanum</i>	kratthumleblom	Rødlista 2015	LC
<i>Glechoma hederacea</i>	korskknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Glyceria fluitans</i>	Mannasøtgras	Rødlista 2015	LC
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	åkergråurt	Rødlista 2015	LC
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fugleteig	Rødlista 2015	LC
<i>Hedera helix</i>	bergflette	Rødlista 2015	LC
<i>Hepatica nobilis</i>	blåveis	Rødlista 2015	LC
<i>Heracleum sphondylium sibiricum</i>	sibirbjørnekjeks	Rødlista 2015	LC
<i>Hieracium laevigatum</i> agg.	stivsvever	Rødlista 2015	NE
<i>Hieracium murorum</i> agg.	skogsvever	Rødlista 2015	NE
<i>hieracium prenanthoides</i> agg.	salatsvever	Rødlista 2015	NE
<i>Hieracium umbellatum</i>	skjermesveve	Rødlista 2015	NE
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	beitesvever	Rødlista 2015	NE
<i>Hierochloë hirta</i>	Elvemarigras	Rødlista 2015	VU
<i>Holcus lanatus</i>	Englodnegras	Rødlista 2015	LC
<i>Humulus lupulus</i>	humle	Rødlista 2015	LC
<i>Hylotelephium maximum</i>	smørbukk	Rødlista 2015	LC
<i>Hyoscyamus niger</i>	Bulmeurt	Rødlista 2015	EN
<i>Hypericum maculatum</i>	firkantperikum	Rødlista 2015	LC
<i>Hypericum perforatum</i>	prikkperikum	Rødlista 2015	LC
<i>Hypochaeris maculata</i>	flekkgrisøre	Rødlista 2015	LC
<i>Iris pseudacorus</i>	sverdliilje	Rødlista 2015	LC
<i>Jacobaea vulgaris</i>	landøyda	Rødlista 2015	LC
<i>Juncus articulatus</i>	ryllsiv	Rødlista 2015	LC
<i>Juncus bufonius</i>	paddesiv	Rødlista 2015	LC
<i>Juncus conglomeratus</i>	knappsiv	Rødlista 2015	LC
<i>Juncus effusus</i>	lyssiv	Rødlista 2015	LC
<i>Juniperus communis</i>	einer	Rødlista 2015	LC

<i>Knautia arvensis</i>	rødknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Lamium album</i>	dauvnesle	Rødlista 2015	LC
<i>Lathyrus linifolius</i>	knollerteknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Lathyrus niger</i>	svarterteknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Lathyrus sylvestris</i>	skogflatbelg	Rødlista 2015	LC
<i>Lemna minor</i>	andemat	Rødlista 2015	LC
<i>Leucanthemum vulgare</i>	prestekrage	Rødlista 2015	LC
<i>Ligustrum vulgare</i>	Liguster	Rødlista 2015	LC
<i>Linaria vulgaris</i>	lintorskemunn	Rødlista 2015	LC
<i>Lonicera periclymenum</i>	vivendel	Rødlista 2015	LC
<i>Lonicera xylosteum</i>	leddved	Rødlista 2015	LC
<i>Lotus corniculatus</i>	tiriltunge	Rødlista 2015	LC
<i>Luzula pilosa</i>	hårfrytle	Rødlista 2015	LC
<i>Lycopus europaeus</i>	klourt	Rødlista 2015	LC
<i>Lysimachia europaea</i>	skogstjerne	Rødlista 2015	LC
<i>Lysimachia vulgaris</i>	fredløs	Rødlista 2015	LC
<i>Lythrum salicaria</i>	kattehale	Rødlista 2015	LC
<i>Maianthemum bifolium</i>	maiblom	Rødlista 2015	LC
<i>Malva sylvestris</i>	legekattost	Rødlista 2015	NA
<i>Melampyrum pratense</i>	stormarimjelle	Rødlista 2015	LC
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	småmarimjelle	Rødlista 2015	LC
<i>Melica nutans</i>	hengeaks	Rødlista 2015	LC
<i>Mentha arvensis</i>	åkermynte	Rødlista 2015	LC
<i>Moehringia trinervia</i>	maurarve	Rødlista 2015	LC
<i>Mycelis muralis</i>	skogsalat	Rødlista 2015	LC
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Tusenblad	Rødlista 2015	LC
<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	Rødlista 2015	LC
<i>Omalotheca supina</i>	Dverggråurt	Rødlista 2015	LC
<i>Omalotheca sylvatica</i>	skoggråurt	Rødlista 2015	LC
<i>Origanum vulgare</i>	bergmynte	Rødlista 2015	LC
<i>Orthilia secunda</i>	nikkevintergrønn	Rødlista 2015	LC
<i>Oxalis acetosella</i>	gjøkesyre	Rødlista 2015	LC
<i>Oxycoccus palustris</i>	Stortranebær	Rødlista 2015	LC
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinakk	Rødlista 2015	NA
<i>Persicaria amphibia</i>	vasslirekne	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria hydropiper</i>	Vasspepper	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria lapathifolia</i>	kjertelhønsegras	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria lapathifolia lapathifolia</i>	Rødt hønsegras	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria lapathifolia pallida</i>	grønt hønsegras	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria maculosa</i>	hønsegras	Rødlista 2015	LC
<i>Persicaria minor</i>	småslirekne	Rødlista 2015	LC
<i>Phalaris arundinacea</i>	strandør	Rødlista 2015	LC
<i>Phegopteris connectilis</i>	hengeving	Rødlista 2015	LC
<i>Phleum pratense</i>	timotei	Rødlista 2015	LC
<i>Phragmites australis</i>	takrør	Rødlista 2015	LC

<i>Picea abies</i>	gran	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella cymosa</i>	Kvastsveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella dubia</i>	Vrangsveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella glomerata</i>	veisveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella lactucella</i>	Aurikkelsveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella macranthella</i>	Greinsveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella officinarum</i>	hårsveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pilosella peleteriana</i>	Mattesveve	Rødlista 2015	LC
<i>Pimpinella saxifraga</i>	gjeldkarve	Rødlista 2015	LC
<i>Pinus sylvestris</i>	furu	Rødlista 2015	LC
<i>Plantago lanceolata</i>	smalkjempe	Rødlista 2015	LC
<i>Plantago major</i>	groblad	Rødlista 2015	LC
<i>Plantago maritima</i>	strandkjempe	Rødlista 2015	LC
<i>Poa compressa</i>	Flatrapp	Rødlista 2015	LC
<i>Poa nemoralis</i>	lundrapp	Rødlista 2015	LC
<i>Poa pratensis pratensis</i>	Engrapp	Rødlista 2015	LC
<i>Polygala vulgaris</i>	Blåfjær	Rødlista 2015	LC
<i>Polygonatum ×hybridum</i>	kjempekonvall	Rødlista 2015	NA
<i>Polygonatum verticillatum</i>	kranskonvall	Rødlista 2015	LC
<i>Polygonum aviculare aviculare</i>	greintungras	Rødlista 2015	LC
<i>Polygonum aviculare microspermum</i>	tomtegras	Rødlista 2015	LC
<i>Polypodium vulgare</i>	sisselrot	Rødlista 2015	LC
<i>Populus tremula</i>	osp	Rødlista 2015	LC
<i>Potentilla anserina anserina</i>	gåsemure	Rødlista 2015	LC
<i>Potentilla argentea</i>	sølvure	Rødlista 2015	LC
<i>Potentilla erecta</i>	tepperot	Rødlista 2015	LC
<i>Potentilla norvegica</i>	ugrasmure	Rødlista 2015	LC
<i>Potentilla norvegica norvegica</i>	Norsk mure	Rødlista 2015	LC
<i>Prunella vulgaris</i>	blåkoll	Rødlista 2015	LC
<i>Prunus avium</i>	morell	Rødlista 2015	LC
<i>Prunus domestica</i>	Plomme	Rødlista 2015	LC
<i>Prunus padus</i>	hegg	Rødlista 2015	LC
<i>Pteridium aquilinum</i>	einstape	Rødlista 2015	LC
<i>Puccinellia distans</i>	tunsaltgras	Rødlista 2015	LC
<i>Quercus robur</i>	sommereik	Rødlista 2015	LC
<i>Ranunculus acris</i>	bakkesoleie	Rødlista 2015	LC
<i>Ranunculus peltatus</i>	Storvassoleie	Rødlista 2015	LC
<i>Ribes alpinum</i>	alperips	Rødlista 2015	LC
<i>Ribes nigrum</i>	solbær	Rødlista 2015	LC
<i>Ribes spicatum</i>	Villrips	Rødlista 2015	LC
<i>Ribes spicatum spicatum</i>	skogrips	Rødlista 2015	LC
<i>Rorippa palustris</i>	brønnkarse	Rødlista 2015	LC
<i>Rosa caesia</i>	lodden kjøtttype	Rødlista 2015	LC
<i>Rosa canina</i>	Steinnype	Rødlista 2015	LC
<i>Rosa dumalis</i>	Kjøtttype	Rødlista 2015	LC

<i>Rosa mollis</i>	bustnype	Rødlista 2015	LC
<i>Rosa rubiginosa</i>	Eplerose	Rødlista 2015	NT
<i>Rosa subcanina</i>	mellomnype	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus idaeus</i>	bringebær	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus nessensis</i>	Skogbjørnebær	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus saxatilis</i>	teiebær	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus sulcatus</i>	Surbjørnebær	Rødlista 2015	LC
<i>Rubus vestitus</i>	Fløyelsbjørnebær	Rødlista 2015	EN
<i>Rumex aquaticus</i>	Vasshøymol	Rødlista 2015	LC
<i>Rumex obtusifolius</i>	byhøymol	Rødlista 2015	LC
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	storsyre	Rødlista 2015	LC
<i>Sagina procumbens</i>	tunsmåarve	Rødlista 2015	LC
<i>Salix alba</i>	Hvitpil	Rødlista 2015	NA
<i>Salix aurita</i>	ørevier	Rødlista 2015	LC
<i>Salix caprea</i>	selje	Rødlista 2015	LC
<i>Salix cinerea</i>	Gråselje	Rødlista 2015	LC
<i>Salix myrsinifolia</i>	storvier	Rødlista 2015	LC
<i>Salix myrsinifolia myrsinifolia</i>	Svartvier	Rødlista 2015	LC
<i>Salix pentandra</i>	istervier	Rødlista 2015	LC
<i>Schedonorus arundinaceus</i>	Strandsvingel	Rødlista 2015	LC
<i>Schedonorus giganteus</i>	Kjempesvingel	Rødlista 2015	LC
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Sjøsivaks	Rødlista 2015	LC
<i>Scirpus sylvaticus</i>	skogsivaks	Rødlista 2015	LC
<i>Scleranthus annuus</i>	ettårsknavel	Rødlista 2015	LC
<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>	føllblom	Rødlista 2015	LC
<i>Scrophularia nodosa</i>	brunrot	Rødlista 2015	LC
<i>Sedum acre</i>	Bitterbergknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Sedum album</i>	hvitbergknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Selinum carvifolia</i>	krusfrø	Rødlista 2015	NT
<i>Senecio sylvaticus</i>	Bergsvineblom	Rødlista 2015	LC
<i>Silene dioica</i>	rød jonsokblom	Rødlista 2015	LC
<i>Silene vulgaris</i>	engsmelle	Rødlista 2015	LC
<i>Solanum dulcamara</i>	slyngsøtvier	Rødlista 2015	LC
<i>Solidago virgaurea</i>	gullris	Rødlista 2015	LC
<i>Sonchus arvensis</i>	Åkerdylle	Rødlista 2015	LC
<i>Sonchus arvensis arvensis</i>	kjerteldylle	Rødlista 2015	LC
<i>Sonchus asper</i>	stivdylle	Rødlista 2015	LC
<i>Sorbus aucuparia</i>	rogn	Rødlista 2015	LC
<i>Sorbus hybrida</i>	rognasal	Rødlista 2015	LC
<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	Rødlista 2015	LC
<i>Spergula arvensis</i>	linbendel	Rødlista 2015	LC
<i>Stachys palustris</i>	Åkersvinerot	Rødlista 2015	LC
<i>Stachys sylvatica</i>	skogsvinerot	Rødlista 2015	LC
<i>Stellaria holostea</i>	lundstjerneblom	Rødlista 2015	LC

<i>Stellaria nemorum</i>	skogstjerneblom	Rødlista 2015	LC
<i>Succisa pratensis</i>	blåknapp	Rødlista 2015	LC
<i>Taxus baccata</i>	barlind	Rødlista 2015	VU
<i>Teucrium scorodonia</i>	firtann	Rødlista 2015	LC
<i>Tilia cordata</i>	lind	Rødlista 2015	LC
<i>Torilis japonica</i>	rødkjeks	Rødlista 2015	LC
<i>Tragopogon pratensis</i>	geitskjegg	Rødlista 2015	LC
<i>Tragopogon pratensis minor</i>	Smågeitskjegg	Rødlista 2015	LC
<i>Trifolium arvense</i>	Harekløver	Rødlista 2015	LC
<i>Trifolium campestre</i>	Krabbekløver	Rødlista 2015	NT
<i>Trifolium hybridum hybridum</i>	alsikekløver	Rødlista 2015	LC
<i>Trifolium medium</i>	skogkløver	Rødlista 2015	LC
<i>Typha angustifolia</i>	smal dunkjevle	Rødlista 2015	LC
<i>Typha latifolia</i>	brei dunkjevle	Rødlista 2015	LC
<i>Ulmus glabra</i>	alm	Rødlista 2015	VU
<i>Urtica dioica</i>	stornesle	Rødlista 2015	LC
<i>Vaccinium myrtillus</i>	blåbær	Rødlista 2015	LC
<i>Vaccinium uliginosum</i>	blokkebær	Rødlista 2015	LC
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	tyttebær	Rødlista 2015	LC
<i>Valeriana officinalis</i>	legevendelrot	Rødlista 2015	NT
<i>Valeriana sambucifolia</i>	Vendelrot	Rødlista 2015	LC
<i>Verbascum nigrum</i>	mørkkongsllys	Rødlista 2015	LC
<i>Verbascum thapsus</i>	filtkongsllys	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica arvensis</i>	Bakkeveronika	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica chamaedrys</i>	tveskjeggveronika	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica officinalis</i>	legeveronika	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica serpyllifolia</i>	bleikveronika	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica serpyllifolia serpyllifolia</i>	Snauveronika	Rødlista 2015	LC
<i>Veronica spicata</i>	Aksveronika	Rødlista 2015	VU
<i>Viburnum opulus</i>	korsved	Rødlista 2015	LC
<i>Vicia cracca</i>	fuglevikke	Rødlista 2015	LC
<i>Vicia hirsuta</i>	tofrøvikke	Rødlista 2015	LC
<i>Vicia sepium</i>	gjerdevikke	Rødlista 2015	LC
<i>Vicia sylvatica</i>	skogvikke	Rødlista 2015	LC
<i>Vicia tetrasperma</i>	firfrøvikke	Rødlista 2015	LC
<i>Viola arvensis</i>	Åkerstemorsblom	Rødlista 2015	LC
<i>Viola canina</i>	Engfiol	Rødlista 2015	LC
<i>Viola riviniana</i>	skogfiol	Rødlista 2015	LC
<i>Viola tricolor</i>	stemorsblom	Rødlista 2015	LC
<i>Viscaria vulgaris</i>	Engtjæreblom	Rødlista 2015	LC

10.2. Vedlegg 2

Kostnadsanslag for pilot

Et delmål for årets feltarbeid var å oppdatere kostnadsanslag for de ulike aspektene ved overvåkingen. Det følgende presenterer kostnadene ved å gjennomføre piloten beskrevet i kapittel 2. Alle kostnadstall er bedriftsøkonomiske kostnader i 2018-kroner, uten merverdiavgift. Tallene kan altså tolkes som budsjettmessige konsekvenser for oppdragsgiver ved innkjøp av dette som en tjeneste, uten mva. Disse tallene er brukt som grunnlag for de de samfunnsøkonomiske og bedriftsøkonomiske kostnadene ved utrulling av ulike innretninger av overvåkingen, presentert i delkapittel 7.2. Vi har imidlertid fått mer kunnskap gjennom årets sesong, slik at kostnadene for fremtidig overvåking avviker en del fra kostnadsanslagene i dette kapitlet. Vi har også valgt å gruppere kostnadene litt annerledes for et fremtidig overvåkingssystem, slik at man ikke direkte kan sammenligne kostnadspostene i dette kapitlet og i kapittel 7.

Administrasjon

Vi antar at dersom en regelmessig overvåking settes i gang, vil årlig analyse av data og rapportering være mindre utførlig og utgjøre en mindre andel av kostnadene enn det har gjort dette året. Allikevel må det tas hensyn til en årlig kostnad for administrativt etterarbeid og rapportering, som vi anslår til ca. 100 000 kr. Dette inkluderer ikke kostnader til forberedelse og administrasjon av feltarbeid, samt etterarbeid med data fra felt eller lab, da årets erfaringer har understreket at dette må skaleres med antallet ruter man ønsker å overvåke (Tabell 11.2.1).

Tabell 11.2.1. Anslåtte kostnader per rute for organisering av feltarbeid og etterarbeid med felldata i piloten.

Organisering og etterarbeid	Timer per rute	Timepris* (kr)	Kostnad per rute (kr)
Utvalg av ruter	0.15 t	1280	192
Kontakte grunneier	1 t	940	940
Administrering av feltarbeidere	0.5 t	1185	593
Etterarbeid med plantedata	0.75 t	940	705
Etterarbeid med insektdata	0.75 t	1185	889
Totalt			3319

* Timepris varierer ut fra en vurdering av nødvendig kompetanse og erfaring, og dermed stillingstype, for å utføre jobben.

Plantekartlegging

Kartlegging av planter ble i år utført etter «grundig» feltprotokoll beskrevet av Jacobsen mfl. (2018), med noen justeringer (se Kartlegging av karplanter). Gjennomsnittlig pris per rute for årets feltarbeid ble 7200 kr (Tabell 11.2.2), hvilket er en del lavere enn den anslåtte prisen i Jacobsen mfl. (2018). Dette skyldes i hovedsak at botanikerne i snitt brukte 3 timer per rute til kartlegging, ikke 5 timer som budsjettet med i Jacobsen mfl. (2018), til tross for at de hadde mulighet til å bruke opptil 5 timer ved behov. Botanikerne rapporterte dessuten om at timebruken per rute ville vært enda lavere dersom de ikke samtidig skulle registrere stedegne planter. Nyten av å registrere stedegne planter må derfor veies opp mot den økte kostnaden.

Tabell 11.2.2. Kostnader til plantekartlegging i 15 ruter (en botaniker) for årets feltarbeid.

Plantekartlegging	Timer (/km) for 15 ruter	Timepris/km-pris (kr)	Kostnad per rute (kr)
GRUNDIG METODIKK			
Organisering	9.75 t	1125	731
Kjøring til ruta	17.25 t	1125	1294
Plantekartlegging	44.5 t	1125	3338
Etterarbeid	21 t	1125	1575
Km-godtgjørelse	987.6 km	4	263
Totalt			7201

Innsamling og identifisering av insekter

Innsamling av insekter ble i år utført etter «enkel» feltprotokoll beskrevet av Jacobsen mfl. (2018) på alle rutene, men i tillegg ble innsamlingsmetodikk foreslått for «grundig» (G-vac) og «omfattende» (fallfeller) feltprotokoll testet ut på 5 ruter. Enkel metodikk for insektinnsamling består av en malaisefelle per rute, som tømmes fire ganger og dermed gir fire prøver per rute. Insektene i prøvene bestemmes ved DNA-metastrekkoding, og i år testet vi ut ekstraksjon av insekt-DNA fra filtrert etanol fra fellene, istedenfor å knuse materialet som i 2018. Til tross for noen slike små endringer i forhold til pilotstudiet i 2018, så ble kostnadene per rute for innsamling med malaisefeller og identifisering ved DNA-metastrekkoding svært like de estimerte kostnadene i Jacobsen mfl. (2018); årets regnskap gir en kostnad på 19 225 kr per rute (Tabell 11.2.3), mens estimerte kostnader i Jacobsen mfl. (2018) var 19 375 kr per rute.

Innsamling med G-vac (en slags insektstøvsuger) og identifisering av disse prøvene ved DNA-metastrekkoding av filtrert etanol ble beregnet å koste 5545 kr per rute, hvilket gir en total kostnad per rute for «grundig» metodikk på ca. 24 800 kr (Tabell). Dette er noe mindre enn anslaget for «grundig» metodikk på 30 575 kr per rute i Jacobsen mfl. (2018), men det anslaget inkluderte kostnaden ved innkjøp av G-vac og assosiert utstyr. Kostnadsestimatene presentert i Tabell er basert kun på erfaringer fra årets feltarbeid, og tar ikke hensyn til utgifter til innkjøp og drift av utstyr.

Insekter samlet inn med fallfeller egner seg ikke for DNA-metastrekkoding og må derfor identifiseres morfologisk. Kostnadsanslagene under er basert på gjennomgang av 6 av 10 prøver.

Tabell 11.2.3. Kostnader til innsamling og identifisering av insekter basert på feltarbeid i 2019, fordelt på arbeid knyttet til malaisefeller (20 ruter, enkel metodikk), G-vac/insektstøvsuger (5 ruter, grundig metodikk) og fallfeller (5 ruter, omfattende metodikk).

Insektinnsamling og identifisering	Timer/kostnad for 20 ruter	Timepris / pris per prøve (kr)	Kostnad per rute (kr)
ENKEL METODIKK			
Oppsett og fire tømminger av malaisefeller	126 t	1235	7781
Reiseregninger	14 883 kr	NA	744
Etanol-filtrering	48 t	1125	2700
DNA-metastrekkoding	NA	2000	8000
Totalt malaisefeller			19 225
TILLEGG GRUNDIG METODIKK	Timer/kostnad for 5 ruter	Timepris / pris per prøve (kr)	Kostnad per rute (kr)
Innsamling med G-vac	10 t	1235	2470
Reiseregning	2000 kr	NA	400
Etanol-filtrering	3 t	1125	675
DNA-metastrekkoding	NA	2000	2000
Totalt G-vac			5545
Totalt grundig metodikk			24 770
TILLEGG OMFATTENDE METODIKK	Timer/kostnad for 5 ruter	Timepris / pris per prøve (kr)	Kostnad per rute (kr)
Oppsett og to tømminger av fallfeller	5 t	1235	1235.0
Sortering, biller	16 t	1125	3600
Morfologisk identifisering, biller	45 t	1125	10125
Totalt, fallfeller	66 t		14960
Totalt, omfattende metodikk			39730

Andre registreringer

Oppdragsgiver ønsket at overvåkingsrutene skulle kartlegges etter NiN-systemet på grunntype-nivå (1:5000), og at en forenklet protokoll for landskogstakseringen skulle utføres på overvåkingsruter i skog. Dette vil selvsagt øke kostnadene per rute. Vi utførte NiN-kartlegging på alle årets 20 overvåkingsruter, hvilket i gjennomsnitt kostet 8336 kr per rute (Tabell 11.2.4).

Tabell 11.2.4. Kostnader til NiN-kartlegging av 20 ruter.

NiN-kartlegging	Timer/kostnad for 20 ruter	Timepris (kr)	Kostnad per rute (kr)
NiN-kartlegging (1:5000)	136.5 t	962	6563
Etterarbeid	12 t	962	577
Reiseregning	29 429 kr		1472
Leiebil	6017 kr		301
Totalt			8913

Vi ble enige med oppdragsgiver om å ikke teste landskogstaksering i dette prosjektet, men derimot å dra nytte av erfaringene gjort i årets oppfølging av et annet prosjekt; uttesting av metodikk for insektovervåking (Åström mfl. 2019). Vi baserer våre kostnadsanslag for forenklet landskogstaksering på uttesting i det prosjektet. De anslo at denne takseringen tok en time ekstra pr rute, og kunne gjøres samtidig med andre oppgaver på ruten. Kostanden pr rute for en slik taksering vil dermed bli omkring 1000,- kr avhengig av timepris.

10.3. Vedlegg 3.

Tabell over taksa av biller påvist i fallfeller på fem lokaliteter (seks innsamlinger) i 2019.

Familie	Takson	Status						
			Tofte havn 02.-12.VIII.2019	Tofte havn 12.-28.VIII.2019	Borregaard 01.-13.VIII.2019	Presterødskilen 30.VII.-14.VIII.2019	Grytnes, Sætre 02.-12.VIII.2019	Torp, Fredr.st. 01.-13.VIII.2019
Ptinidae	<i>Ptinus rufipes</i> Olivier, 1790	LC			1			
Carabidae	<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)	LC		8		1		
Carabidae	<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	LC	1	5				
Carabidae	<i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	LC						1
Carabidae	<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	LC	6	21				
Carabidae	<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	LC	3	3				
Carabidae	<i>Amara fulva</i> (Müller, 1776)	LC	1	1				
Carabidae	<i>Amara lunicollis</i> Schiödte, 1837	LC					1	
Carabidae	<i>Amara praetermissa</i> (C.R. Sahlberg, 1827)	LC	1	9				
Carabidae	<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1760)	LC				1		
Carabidae	<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	LC	24	86				
Carabidae	<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	2	6				
Carabidae	<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	LC					2	
Carabidae	<i>Carabus monilis</i> Fabricius, 1792	LC			1			1
Carabidae	<i>Carabus nemoralis</i> Müller, 1764	LC			2			1
Carabidae	<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	LC					1	
Carabidae	<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	LC						2
Carabidae	<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	1					
Carabidae	<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	LC	1	7				
Carabidae	<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)	LC		2				
Carabidae	<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	LC		1				
Carabidae	<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	LC		2				
Carabidae	<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	LC	1	2				16
Carabidae	<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	LC	2	4			3	9
Carabidae	<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	LC		1				
Carabidae	<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	LC	3	4				
Carabidae	<i>Trechus secalis</i> (Paykull, 1790)	LC		2			1	
Chrysomelidae	<i>Chaetocnema hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	LC				3		1
Chrysomelidae	<i>Longitarsus</i> sp. Latreille, 1829		2					
Chrysomelidae	<i>Longitarsus succineus</i> (Foudras, 1860)	LC	9	14				
Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	LC		1				
Corylophidae	<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)	LC	1					
Cryptophagidae	<i>Atomaria</i> sp.1				1			
Cryptophagidae	<i>Atomaria</i> sp.2				1			
Curculionidae	<i>Exomias pellucidus</i> (Boheman, 1834)	LC				2		3
Curculionidae	<i>Brachypera zoilus</i> (Scopoli, 1763)	LC		2				

Familie	Takson	Status	Tofte havn 02.-12.VIII.2019	Tofte havn 12.-28.VIII.2019	Borregaard 01.-13.VIII.2019	Presterødskilen 30.VII.-14.VIII.2019	Grytnes, Sætre 02.-12.VIII.2019	Torp, Fredr.st. 01.-13.VIII.2019
Curculionidae	<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	LC		1				
Curculionidae	<i>Otiorhynchus scaber</i> (Linnaeus, 1758)	LC					1	
Curculionidae	<i>Sitona hispidulus</i> (Fabricius, 1777)	LC	2	1				
Curculionidae	<i>Sitona lineellus</i> (Bonsdorff, 1785)	LC	1	2				
Curculionidae	<i>Sitona obsoletus</i> Gmelin, 1790	LC		1				
Curculionidae	<i>Tychius brevisculus</i> Desbrochers des Loges, 1873	LC	1					
Elateridae	<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	LC					1	
Endomychidae	<i>Mycetina cruciata</i> (Schaller, 1783)	LC					1	
Hydrophilidae	<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	LC				1		
Hydrophilidae	<i>Megasternum concinnum</i> (Marsham, 1802)	LC	1	2		1		3
Latridiidae	<i>Cartodere nodifer</i> (Westwood, 1839)	PH	1					
Latridiidae	<i>Cortcaria</i> sp.				1			
Latridiidae	<i>Corticarina minuta</i> (Fabricius, 1792)	LC	4			1	1	1
Monotomidae	<i>Rhizophagus depressus</i> (Fabricius, 1792)	LC					1	
Nitidulidae	<i>Glischrochilus hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	LC			3			
Geotrupidae	<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)	LC					2	9
Scarabaeidae	<i>Protaetia metallica</i> (Herbst, 1786)	LC	1	1				
Silphidae	<i>Silpha tristis</i> Illiger, 1798	LC	1					
Staphylinidae	<i>Aleochara brevipennis</i> Gravenhorst, 1806	LC						1
Staphylinidae	<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)	LC			16	3		
Staphylinidae	<i>Dinaraea angustula</i> (Gyllenhal, 1810)	LC						1
Staphylinidae	<i>Euplectus infirmus</i> Raffray, 1910	Ny		1				
Staphylinidae	<i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1802)	LC						1
Staphylinidae	<i>Gyrophypnus angustatus</i> Stephens, 1833	LC						1
Staphylinidae	<i>Oxypoda procerula</i> Mannerheim, 1830	LC						1
Staphylinidae	<i>Philonthus tenuicornis</i> Mulsant & Rey, 1853	LC						2
Staphylinidae	<i>Quedius molochinus</i> (Gravenhorst, 1806)	LC	1	5				
Staphylinidae	<i>Stenus brunnipes</i> Stephens, 1833	LC	2					1
Staphylinidae	<i>Stenus circularis</i> Gravenhorst, 1802	LC	1					
Staphylinidae	<i>Tachinus rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	LC						2
Staphylinidae	<i>Tachyporus</i> Gravenhorst, 1802	LC			1			
Staphylinidae	<i>Tasgius melanarius</i> (Heer, 1839)	LC		1				
Staphylinidae	<i>Xantholinus tricolor</i> (Fabricius, 1787)	LC	1					
Throscidae	<i>Trixagus meybohmi</i> Leseigneur, 2005	LC						1
Throscidae	<i>Trixagus</i> spp.		45	26				
Sum			120	222	27	13	15	58

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3483-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger