

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. 2020. 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, april 2020

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

Rakel Blaalid

ANSVARLIG SIGNATUR

Kristin Thorsrud Teien

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1576|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern / Åsa Alexandra Borg Pedersen

FORSIDEBILDE

Lokaliteten ved 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

NØKKEWORD

DNA-metastrekkoding, 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
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

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. 2020. 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.

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. Et fåtall av de fremmede artene fører til skadelige og negative effekter på lokalt biologisk mangfold, økosystemtjenester, jordbruk og/eller menneskelig velferd og disse benevnes ofte som invaderende arter. Det er beregnet at invaderende arter fører til mange hundre milliarder i samfunnsøkonomiske kostnader (kr) på global skala årlig. 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. Det nest beste alternativet er 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 tilpasset 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 hvor vi har fokusert på uttesting av visse aspekter ved designet fra 2018.

Feltmetodikken for 2019 er basert på erfaringene og anbefalingene fra et pilotprosjekt gjennomført i 2018. Kartleggingsmetodikken fra 2018 ble i 2019 testet ut i ytterligere 20 ruter (250 x 250 m) i Sørøst-Norge, baserte på SSB sitt rutenett. Rutene ble valgt ut enten automatisk ved vekting fra en «hotspot»-analyse av forekomst av fremmede arter (10 ruter) eller manuelt ved subjektive vurderinger (10 ruter). 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 medførte oppdaterte kostnadsanslag for de ulike behandlingene. 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 gjennomgikk DNA-ekstraksjon. Materialet ble så analysert med metastrekkoding, samt morfologisk artsbestemmelse av sommerfugler og biller for 10 prøver. 70 av prøvene ble siden re-analysert basert på en ikke-destruktiv lyseringsmetode.

Det ble funnet totalt 158 risikovurderte fremmede plantearter i de 20 rutene i 2019. Dette er det samme antallet per rute som ble funnet i 2018 (120 fremmede plantearter fra 15 ruter). Fra de 20 malaisefellene, ble det med metastrekkoding av filtrert etanol (80 prøver) definert 1738 taksa, mens det for lyseringsmetoden (70 prøver) ble 2558 taksa identifisert. Totalt for begge år ble det påvist 3419 taksa, hvorav 15 var risikovurderte fremmedarter (13 i 2018, 10 i 2019, 8 felles). Fra den samlede artslisten for begge år og all metodikk fant vi 66 potensielt nye arter for Norge. Disse kan både være oversette stedegne arter, eller nye fremmede arter i Norge.

Vi modellerte sannsynligheten for tilstedeværelse og oppdagbarhet ved hjelp av repeterte kartlegginger (karplanter) og flere tømninger (insekter). 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 gjennomsnittlig med 0.12 (0.08–0.29) i 2019 i forhold til i 2018 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 andel bebyggelse.

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 ruter, mens for de andre kategoriene oppnår man en høy observasjonssannsynlighet ved 50 eller færre ruter. For de fleste kategoriene av insekter ser det ut til at vi får en høy observasjonssannsynlighet ved mellom 50 og 100 ruter. Dette er for de artene vi har påvist, men det vil altså kunne finnes mange flere 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.

Med beste anslag basert på resultater i dette prosjektet, kan vi estimere at med et budsjett på 1,5 millioner kr i året (kostnader tilsvarende 18 millioner kr i samfunnsøkonomisk nåverdi) oppdages i underkant av 1 art (0,9) i løpet av en seksårsperiode og ca. 7 arter i løpet av en analyseperiode på 40 år. Tilsvarende tall for mellom-alternativene er ca. 1,5 arter i løpet av seks år og 10 arter i analyseperioden, og for det høyeste kostnadsnivået er det anslått at 2,6 arter oppdages i en seksårsperiode og 18 arter i analyseperioden. Vi kan da tenke oss at vi sparer tiltaks-kostnader for det samme antall arter som oppdages i løpet av analyseperioden. Det vil si at samfunnet kan spare anslagsvis 10–500 millioner kr per art for henholdsvis 7, 10 og 18 arter. Dette tilsier at alle overvåkingsnivåene er samfunnsøkonomisk lønnsomme med god margin.

Det er dermed mye som tyder på at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et tidlig varslingsystem, gitt at man behandler informasjonen man får fra systemet og utnytter denne til å sette inn tiltak tidligere enn man ellers ville gjort. Gitt de store kostnadene forbundet med mange fremmede arter, kan man argumentere for at det beste programmet blant de mest kostnadskrevende bør anbefales for å gi økonomiske besparelser på sikt. For å få full effekt av et slikt program, må man imidlertid være sikker på at tidlig oppdagelse og varsling også medfører at det gjennomføres tiltak «tidlig», og dermed forhindrer etablering og videre spredning av de fremmede skadelige artene, slik at samfunnet faktisk oppnår den samfunnsøkonomiske nytten som tiltaket kan gi.

På grunn av den store usikkerheten i 1) tallmaterialet for forekomst av antall arter på de lokalitetene som overvåkes, 2) sannsynligheten for å oppdage en ny, fremmed art gitt at den finnes på lokaliteten, 3) sannsynligheten for at det faktisk settes inn tiltak og 4) kostnader ved bekjempelsestiltak, er det vanskelig å si klart at ett ambisjonsnivå for overvåking er klart mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn et annet. Det vi kan si, er at innen samme kostnadsnivå gir grundig metodikk på relativt mange lokaliteter i områder nær de største byene høyest sannsynlighet for å oppdage fremmede arter, og dermed potensielt størst samfunnsøkonomisk nytte.

Kostnadseffektiviteten, målt som estimert oppdagede fremmede arter per overvåkingskrone, er ganske lik ved de ulike ambisjonsnivåene. Vi kan derfor heller ikke ut fra kostnadseffektivitetsberegninger anbefale et ambisjonsnivå fremfor et annet.

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, Pb. 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. 2020. 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 as a response to increased globalization. Some of these alien species can become established and cause major negative effects (invasive) on local biodiversity, ecosystem services, agriculture, and human welfare, and several billions US\$ in socio-economic costs per year at a global scale. Prevention of the introduction of invasive alien species via quarantines or other measures may have the lowest economic cost, however, 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 routes based on Statistics Norway's grid network (250x250 m). New routes were selected either automatically by weighting from a hotspot analysis of occurrence of alien species (10 routes) or by subjective assessments by experts (10 routes). For initial surveys of vascular plants, observers searched the routes using a random walk with an upper limit for time spent in the five-hour route (thorough methodology). The modified search procedures resulted in updated cost estimates for our survey options. 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 meta-barcoding, and a subset of 10 samples were also processed for morphological identification of butterflies and beetles. 70 samples were later re-analyzed based on a non-destructive lysis method.

A total of 158 species of alien plants with risk assessments were found in the 20 routes in 2019, which the same amount found per routes in 2018 (120 alien plant species 15 routes). In 2019, 80 Malaise traps samples (four rounds, 20 routes) were identified to a total of 1738 taxa with metabarcoding of ethanol. Re-analysing 70 of the samples with lysis yield 2558 taxa. A total of 3419 taxis were detected across both years, of which 15 were risk-assessed foreign species (13 in 2018, 10 in 2019, 8 found in both years). In addition, we recorded a total of 66 species that were potentially new to Norway in our 2-year project (all methods), which may be either non-discovered native species or new alien species in Norway.

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 on average by 0.12 (0.08–0.29) in 2019 compared to 2018 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 in housing.

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. For most categories of insects, it seems that we have a high probability of observation by visiting between 50 and 100 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.

With the best estimate based on the results in this project, we can estimate that with a budget of NOK 1.5 million per year (costs equivalent to NOK 18 million in socio-economic present value) just under 1 species (0.9) is discovered during a six-year period and approx. 7 species during an analysis-period of 40 years. Corresponding figures for the middle alternatives are approx. 1.5 species during six years and 10 species during the analysis-period. For the highest cost level, it is estimated that 2.6 species are detected in a six-year period and 18 species during the analysis-period. We can then imagine that we will save costs for the same number of species detected during the analysis period. This means that society can save an estimated NOK 10-500 million per species for 7, 10 and 18 species respectively. This means that all the monitoring levels are socially economically profitable by a good margin.

Thus, there is much to indicate that it will be socially economically profitable to introduce an early warning system, given that one process the information from the system and utilize it to implement measures earlier than one would otherwise have done. Given the large costs associated with many alien species, it can be tempting to argue that the best program among the most costly should be recommended as it can potentially save a lot. However, in order to get the full effect of such a program, it must be ensured that early detection and warning also results in measures implemented «early», so that society actually achieves the socio-economic benefits that the measure can provide.

Due to the large uncertainty in the number of occurrences of the number of species occurring at the sites being monitored, the likelihood of discovering a new, foreign species given that it exists at the site, the likelihood of actual measures being taken and the cost of control measures, it is difficult to say that one level of ambition for monitoring is clearly more socially economically profitable than another. What we can say is that within the same cost level, thorough methodology at relatively many sites in areas near the largest cities gives the highest probability of detecting alien species, and thus potentially the greatest socio-economic benefit.

The cost-effectiveness, measured as estimated detected alien species per monitoring NOK, is quite similar at the different ambition levels. Therefore, we cannot recommend an ambition level over another based on cost-effectiveness calculations.

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 route 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, box 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 | 13 |
| 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 | 24 |
| 3.2. Insekter | 26 |
| 3.2.1. Morfologisk identifisering av sommerfugler og biller..... | 26 |
| 3.2.2. Nye fremmede arter og spesielle funn fra morfologisk identifisering | 28 |
| 3.2.3. Sammenligning av DNA-metastrekkoding fra filtrert etanol og avrevne bein med morfologisk artsbestemmelse | 31 |
| 3.2.4. Sammenligning av COI-referansedatabasen og norsk artsliste..... | 32 |
| 3.2.5. Artsmangfold påvist med DNA-metastrekkoding av filtrert etanol og ikke-destruktiv lysing | 33 |
| 3.2.6. Sammenligning av to og fire ukers tømmeintervall av malaisefeller for DNA-metastrekkoding | 35 |
| 3.2.7. Sammenligning av malaisefeller og G-vac basert på DNA-metastrekkoding | 35 |
| 3.2.8. Søk etter nye norske insektarter basert på DNA-metastrekkoding | 37 |
| 3.3. Modellering av tilstedeværelse og deteksjon av fremmede arter | 40 |
| 3.3.1. Fremmede karplanter | 40 |
| 3.3.2. Fremmede insekter | 43 |
| 3.3.3. Konsekvenser for observasjonssannsynlighet og samplemengde | 45 |
| 4. Andre registreringer | 48 |
| 4.1. NiN-kartlegging..... | 48 |
| 4.2. Forenklet landsskogstaksering | 50 |
| 4.3. Test av høypresisjons-GPS | 50 |
| 5. Overvåkingssystemet | 52 |
| 5.1. Kartlegging av planter..... | 52 |
| 5.2. Kartlegging av insekter | 52 |
| 5.2.1. Andre innsamlingsmetoder, grundig og omfattende metodikk..... | 52 |
| 5.2.2. Fangstperiode | 53 |
| 5.2.3. DNA-metastrekkoding | 53 |
| 5.3. Rutevalg | 54 |
| 5.4. Tidlig oppdagelse | 55 |
| 5.5. Andre registreringer..... | 56 |

| | |
|--|-----------|
| 6. Varslingssystemet | 58 |
| 7. Nyttekostnadsanalyse av nivået på overvåking for tidlig oppdagelse av fremmede arter i Norge | 60 |
| 7.1. Metode og gjennomføring av nyttekostnadsanalysen..... | 60 |
| 7.1.1. Presiseringer og avgrensinger..... | 62 |
| 7.1.2. Nærmere om fremgangsmåten i en break-even-analyse | 62 |
| 7.2. Beregning av kostnader..... | 64 |
| 7.2.1. Kostnadsposter | 64 |
| 7.2.2. Kostnader og forventet oppdagelse av fremmede arter ved ulike alternativer .. | 65 |
| 7.3. Vurdering og beregning av samfunnets nytte av tidlig varsling..... | 68 |
| 7.3.1. Hva koster fremmede arter samfunnet | 68 |
| 7.3.2. Nyttens av å unngå spredning av fremmede arter | 68 |
| 7.3.1. Potensialet for reduserte miljøskader og øvrige samfunnskostnader | 70 |
| 7.3.2. Potensialet for reduserte kostnader til bekjempelsestiltak..... | 72 |
| 7.4. Sammenligning av nytte og kostnader | 74 |
| 7.4.1. Hvor stor må nytten av tiltakene være for at de skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme? | 74 |
| 7.4.2. Er tiltak for tidlig varsling samfunnsøkonomisk lønnsomt? | 75 |
| 8. Konklusjon og videreutvikling | 77 |
| 8.1. Prosjektets nettside | 78 |
| 8.2. Mulige synergier med andre overvåkingsprosjekter | 78 |
| 8.3. Anbefaling om videre arbeid | 79 |
| 9. Referanser | 80 |
| 10. Vedlegg | 83 |
| 10.1. Kostnadsanslag for pilot | 83 |
| 10.2. Fremmede og potensielt nye (fremmede) arter av insekter | 86 |
| Utvidet sammendrag | 88 |
| Extended summary..... | 93 |

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 (mai 2018 - oktober 2019) og Anders Endrestøl (oktober 2019 – april 2020).

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.

Oslo, 8. april 2020

Anders Endrestøl
Prosjektleder

1. Innledning

Arter som spres utenfor sitt 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 hundre milliarder i samfunnsøkonomiske kostnader (NOK) på global skala årlig. (Kettunen mfl. 2008, Bradshaw mfl. 2016).

Minst 2410 fremmede arter har blitt registrert i Norge (etter år 1800), hvorav 1039 arter anses som etablert med reproduserende bestand 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 blant annet veikanter, skrotemarker, urbane naturområder 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 sørøstlige kyststrøk (Olsen mfl. 2017). De samme trendene er gjeldende ved analyse av førstefunn av fremmede karplanter, det vil si at urbane, sørøstlige 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 ledd 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.

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 vært unngått, da dette ville gitt de laveste kostnadene, men i praksis er dette lite gjennomførbart. Det nest beste alternativet er 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 terrestriske 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, og ble 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).

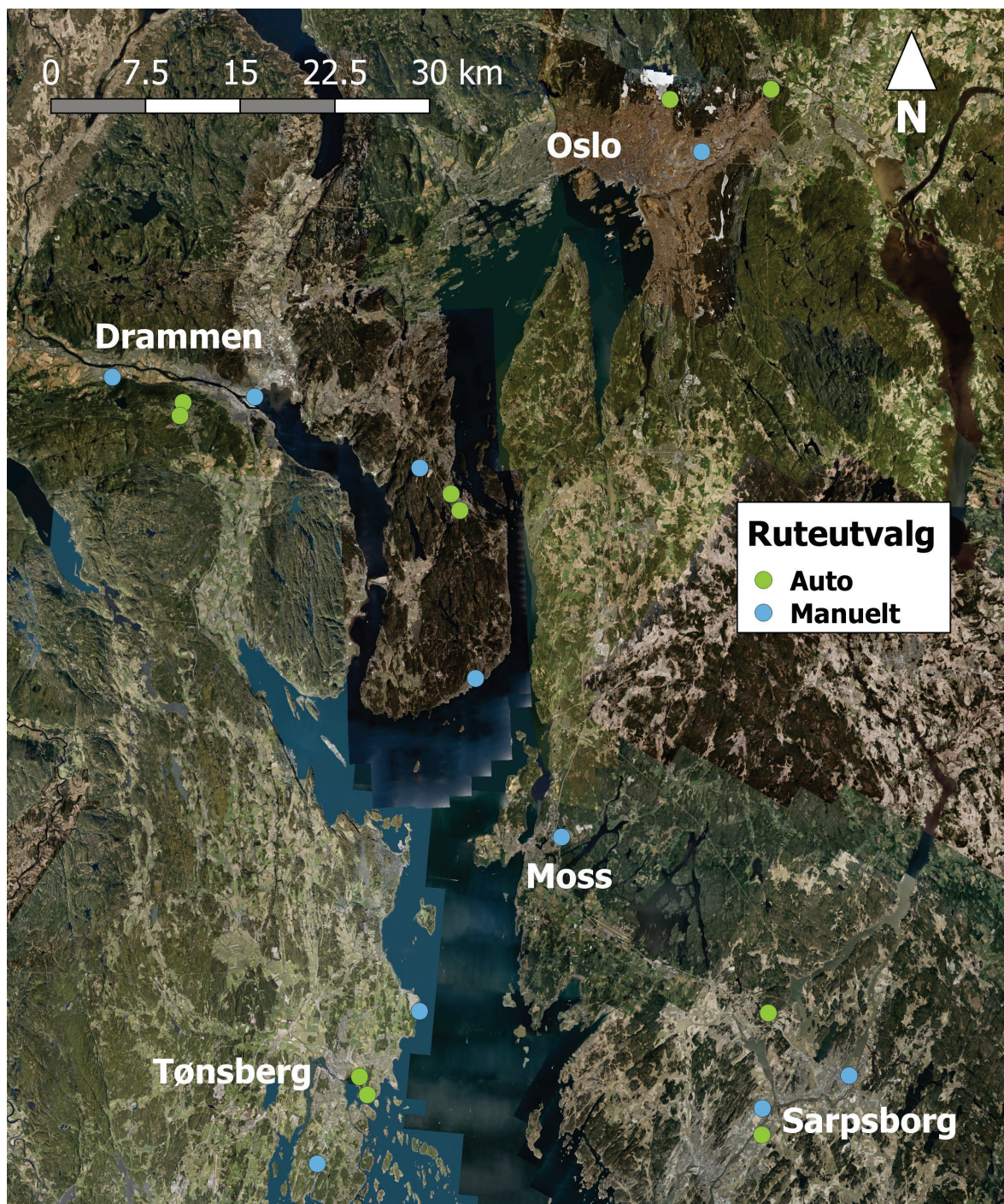
2.1. Utvelgelse av overvåkingsruter

Rutene valgt i 2019 ble basert på SSB sitt rutenett for Norge, med rutestørrelse 250 x 250 meter. Vi valgte ut 20 (n=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) maksimum 100 meter fra nærmeste skogsområde (AR5) og 4) 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 utvalg 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 250 x 250 meter 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 erfaringer fra 2018, valgte vi å gå bort fra bruken av forhåndsbestemte transektter. Det viste seg vanskelig 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

Malaisefeller ble benyttet til innsamlingen av insekter fra rutene, etter metodikk fra Jacobsen mfl. (2018) (Figur 2.3.). Malaisefeller har flere fordeler; de gir en effektiv innsamling av et stort antall insektindivider fra et relativt bredt taksonomisk spekter og materialet som samles inn egner seg for DNA-analyse siden konserveringsvesken i liten grad vannes ut.

En malaisefelle ble satt opp i hver av de 20 rutene i uke 25. Posisjonen 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 påfølgende ganger (uke 31, 33 og 35). Fellene ble tatt ned etter siste tømning i uke 35.



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

Årets innsamling med malaisefeller hadde som hovedformål å bedre datagrunnlag for beregning av deteksjons- og forekomstrate for insekter, ideelt sett for fremmede insekter, og dermed en bedre vurdering av ruteutvalgets egnethet for å fange opp fremmede insekter, sammenlignet med Jacobsen mfl. (2018). Som et ledd i dette var det og sentralt med 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 sammenlignet med 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 Presterødskilen, ved Tønsberg. Foto: Rannveig M. Jacobsen.

Tabell 2.1. Insektfeller satt ut i 2019.

| Fangst-metode | Konserverings-væske/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 per 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 brunmarmorert breitege <i>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 slaghåv. 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.

Det var et mål å unngå knusing av insektindividene for DNA-analyse, for å kunne verifisere funn av nye arter morfologisk i etterkant. I tillegg kan uknuste prøver lagres intakte for ytterligere analyser i fremtiden, inklusive mulig reanalyse dersom nye og forbedrede molekylære metoder utvikles. Vi ønsket derfor å teste hvordan resultatene samsvarer mellom ulike metoder, og 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 kostnads-krevende alternativ, men begge metodene vil ta vare på insektene for ettertiden.

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 ulik innsamlingsmetodikk vil allikevel gi bedre grunnlag for å vurdere nytten av å supplere malaisefellefangst med disse metodene.

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? Vi undersøkte derfor hvordan resultatene samsvarte mellom:
 - (i) DNA-analyse av filtrert etanol fra malaisefellene og G-vac prøver (85 prøver totalt).
 - (ii) DNA-analyse av avrevne bein (testet for biller, sommerfugler og nebbmunner) (10 prøver).
 - (iii) morfologisk identifisering av biller og sommerfugler – alt fra de samme 10 felleprøvene.
 - (iv) DNA-analyse basert på lysering (70 prøver).
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?
4. Påviser vi flere arter/artsgrupper ved bruk av DNA-analyser basert på lysering i forhold filtrering av etanol (dette punktet ble lagt til etter tilleggsbevilgning i 2020).

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% klørløsning.



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.

For 10 av de 80 insektprøvene ble insektordnede 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.

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-metastrekkoding (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-prøvene 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 kun 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 fravær av artspesifikke 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-metastrekkoding

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-metastrekkoding 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 filtrere etanolen ble så forkastet og filtrene ble lagt i et 2 mL Eppendorf rør med 1440 µM 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 DNA ble deretter isolert med Blood and Tissue Kit (Qiagen).

En tilleggsbevilgning fra Miljødirektoratet gjorde at vi kunne re-analysere 70 malaisefelle-prøver basert på en ikke-destruktiv lysering av insektene ved bruk av DNA-metastrekoding. Vi filtrerte da bort etanolen fra insektene på nytt, og tørket prøvene i varmeskap ved 56°C. Disse prøvene ble lysert umiddelbart ved å tilsette ATL-buffer og proteinase-K (100 ml ATL = 1 ml proteinase-K) i tilpasset volum, slik at alle insektene ble dekket av bufferløsningen. Prøvene ble så inkubert over natt med rotering på 56°C. Deretter ble 200 µL av bufferløsningen subsamplet og DNA ble 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 reaksjon inkluderte primere med «overhang adaptor» sekvenser, etterfulgt av en andre PCR reaksjon for å sette inn Illumina indekser. PCR-produktene ble kvalitetssikret på en Tape Station (Agilent 4200) og rensert med kuler (MAG-BIND RXN PURE PLUS) etter hver PCR reaksjon. 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 ASV-er (Amplicon Sequence Variants). Ved NINA bygger vi nå en database basert på slike ASV-er 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-metastrekoding-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 ASV-er kontrollerer man for usikkerheten i DNA-sekvensen for hver analyse (både innen og mellom sekvensmaskiner) og genererer biologisk meningsfylte DNA-sekvenser (genotyper) med færre amplifiserings- og sekvenseringsfeil (Callahan 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 mfl. 2014, Porter mfl. 2014). 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/familie 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 re-analysert med den nye bioinformatiske pipeline slik at resultatene var direkte sammenlignbare.

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 1.

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 årets feltarbeid. Ved et større, landsbasert overvåkingsopplegg vil det være større geografisk spredning av overvåkingsrutene, som vil 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 er det sannsynligvis mest hensiktsmessig å fokusere overvåkingen rundt store byer i Sør-Norge, 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 og Trondheim i tillegg til Oslo, uten å øke avstanden mellom rutene rundt hver by. De gjennomsnittlige reisekostnadene vil allikevel øke, da det er mindre sannsynlig at man har personell med feltkompetanse nært alle byene.

Det bør 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 felleletøming, eller at avstanden mellom og antall ruter endrer seg, vil man reelt sett kunne få lavere kostnader per rute for denne tilleggsmetodikken.

For fallfellene er kostnadene først og fremst knyttet til etterbehandling av materialet, som antydnet av Jacobsen m.fl. (2018). Jacobsen (mfl. 2018) beskrev et opplegg med 10 fallfeller per rute som ble tømt sju ganger, altså 70 prøver. Drift og etterarbeid av dette ble anslått til å koste 46800 kr per rute. I 2019 ble det i praksis samlet inn fem fallfeller per rute (5 ruter). Disse fem fellene ble slått sammen per prøve, slik at det totale materialet for 2019 var 10 prøver. Våre anslag for pris på drift og etterarbeid av dette er på 14960 kr per rute. Dersom man i stedet for to prøver per rute, øker dette til sju, blir prisen 52360 kr, altså noe høyere en anslått av Jacobsen mfl. (2018). De høye kostnadene for etterarbeid av disse prøvene medførte at vi kun har fått gjennomgått seks av de 10 prøvene.

3. Resultater og diskusjon

3.1. Karplanter

570 taksa av karplanter ble registrert på de 20 rutene i 2019. Av disse var 187 registrert på Fremmedartslista 2018, men 29 av dem er ikke risikovurdert av ulike årsaker (Tabell 3.1.). Totalt ble 158 risikovurderte fremmede arter av karplanter registrert i de 20 rutene. Dette var det samme antallet som ble påvist i 2018 per rute (120 fremmede plantearter, 15 ruter) (Jacobsen m.fl. 2018). Gjennomsnittlig antall fremmede plantearter per rute er relativt likt for kartleggingen i 2019 (26, Tabell 3.2.) og i 2018 (23, Jacobsen m.fl. 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 570 registrerte planteartene mellom kategorier på henholdsvis Fremmedartslista 2018 eller Rødlista 2015.

| Fremmedartslista 2018 | Antall arter | Rødlista 2015 | Antall arter |
|----------------------------|--------------|-------------------|--------------|
| Ikke vurdert (NR) | 29 | Ikke egnet (NA) | 2 |
| Ingen kjent risiko (NK) | 10 | Ikke vurdert (NE) | 5 |
| Lav risiko (LO) | 55 | Livskraftig (LC) | 362 |
| Potensielt høy risiko (PH) | 25 | Nær truet (NT) | 7 |
| Høy risiko (HI) | 20 | Sårbar (VU) | 5 |
| Svært høy risiko (SE) | 48 | Truet (EN) | 2 |
| Totalt | 187 | Totalt | 383 |

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 kap. 2.1). For rutene som var blitt kartlagt av begge botanikerne, ble det 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 | 0.6 | 2.6 | 2.9 | 2.1 | 12.3 | 22.9 |
| Manuelt | 1.1 | 3.8 | 4.3 | 2.7 | 14.1 | 29.1 |
| Begge | 0.9 | 3.2 | 3.6 | 2.4 | 13.2 | 26.0 |

De 383 registrerte stedegne artene ble vurdert opp mot Norsk rødliste 2015, og flertallet (362) 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

Vi har påvist fem dørstokkarter av karplanter (*Borago officinalis*, *Calendula officinalis*, *Ulex europaeus*, *Lythrum virgatum* og *Vaccinium corymbosum*). Dette er arter man antar ikke har etablerte bestander i Norge enda, og alle funn av disse vil dermed være tidlig varsling. For øvrig er en del av disse artene påvist en rekke ganger i Norge (eksempelvis *Borago officinalis* LO, med 162 registreringer i Artskart), men man antar at dette er individer som ikke vil kunne etablere bestander, og dermed dø ut. Noen dørstokkarter er viktigere å følge opp, enten på grunn av at de er vurdert til å ha høy eller svært høy økologisk risiko (eksempelvis *Ulex europaeus* HI, med 45 registreringer på Artskart) eller fordi de har få registreringer (eksempelvis *Vaccinium corymbosum* LO, med to registrert funn på Artskart). For karplanter registrert som dørstokkarter, må man derfor i hvert tilfelle vurdere hvor relevant dette funnet er i forhold til tidligere funn, og eventuelt invasjonsmønsteret observert i andre land hvor arten er fremmed.

I tillegg til de overnevnte arter har vi påvist noen fremmede karplantearter med relativt få registreringer fra Norge; sommerhyll (*Sambucus ebulus*), karpatklokke (*Campanula carpatica*), grønn bladlilje (*Hosta ventricosa*) og russesteinkløver (*Melilotus volgicus*). 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 (Elven mfl. 2018a). Vi registrerte russesteinkløver nær Nedre Eiker gjenvinningsstasjon (rute 10) utenfor Drammen.

Med unntak for et tidlig funn i Oslo i 1947 (utkast fra Botanisk hage på Tøyen), er karpatklokke funnet sju ganger siden 1990, flere ganger med frøplanter som har spirt opp ved murer, på grusganger og i sprekker i asfalterte fortau. Den synes å være under etablering i Norge, men foreløpig uten noen dokumentert reproduserende bestand i norsk natur og kun med semi-etablerte forekomster (Elven mfl. 2018b).

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 og karpatklokke klarer å etablere seg.



Figur 3.1. Karpatklokke *Campanula carpatica*. 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 (Elven mfl. 2018c). 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 (Elven mfl. 2018c). 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 Ofte registrerer blomstrende sommerhyll på rute 8, Follestad, på Hurumlandet i 2019. Foto: Hilde Rui.

3.2. Insekter

Tjuer 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 sommerfugler 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 individene av biller, besto omkring 3000 individer av arter i halvsmellerlekten *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 lewisii* (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, særlig siden steinkløverslekten (*Melilotus*), som er vertsplante, ikke forekommer naturlig 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 historie med 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 et annet prosjekt i NINA i 2019 (Westergaard mfl. 2020), uten at arten ble påvist.

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 forekom 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 i 2019, utgjorde 665 poster, mens datasettet for biller fra seks av de 10 fallfellene utgjorde 100 poster. Totalt 765 poster er publisert på Artskart.



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 fremmede arter og spesielle funn fra morfologisk identifisering

Under har vi oppsummert enkelte arter som trolig enten er nye fremmede arter eller som har få registrert funn i Norge.

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, dyremøkk, planterester, kadaver osv. I Mellom-Europa har samme biologi og overlappende nisje med den stedege arten *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). Ett 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 asiatisk 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* (LO). Et individ av denne arten ble påvist i en panel-trap med feromoner (2-component 2-coaster lure - Alpha Scents, Inc.) på Tofte i Hurum i 2019. 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). Hvorvidt 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 Norwegian Barcode of Life (NorBol), og har erfaring og rutiner for å sende inn strekkode-materiale for enkeltarter. For belagte nye norske arter vil det bli sendt inn vevsprøver fra NINA via NorBol til Barcode of Life Data systems (BOLD). Dette vil bli gjort fortløpende i sammenheng med strekkoding av andre arter i andre prosjekter.

3.2.3. Sammenligning av DNA-metastrekkoding fra filtrert etanol og avrevne bein med morfologisk artsbestemmelse

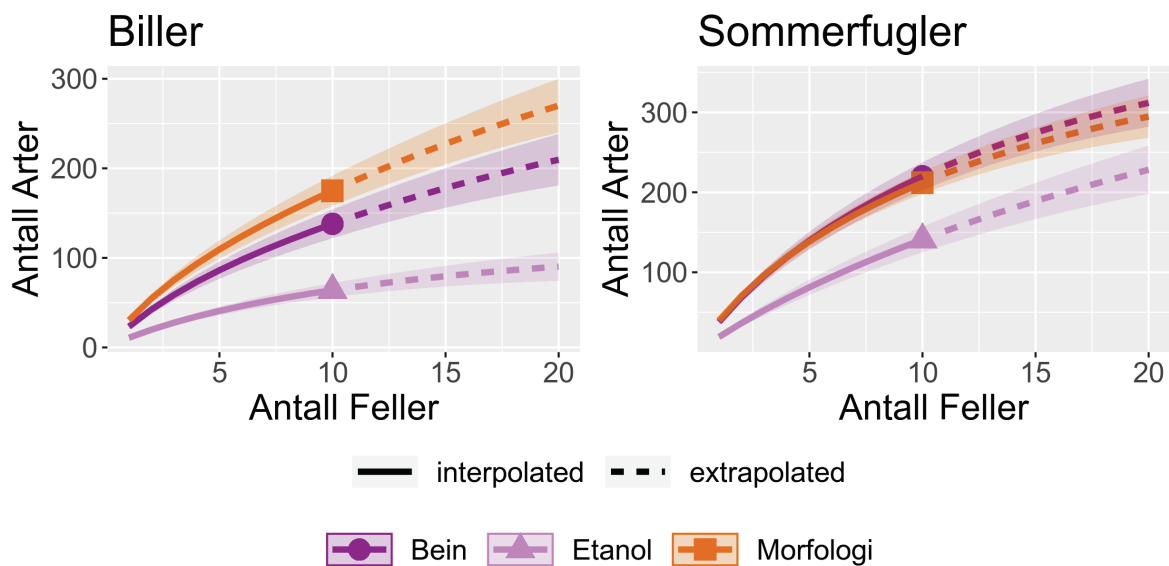
Biller og sommerfugler innsamlet i 10 malaisefeller ble bestemt av taksonomiske eksperter, og dette materialet dannet grunnlag for å sammenligne to «ikke-destruktive» metoder for DNA-metastrekkoding av insekter: i) filtrert etanol og ii) avrevne bein. Figur 3.9 viser antall arter påvist som en funksjon av antall feller prøvetatt og figur 3.10 viser en sammenligning av andel arter påvist for de ulike metodene.

Fra resultatene ser vi raskt at filtrert etanol påviser en forholdsvis lav andel av artene i hver felle. Avrevne bein påviser en mye større andel og viser sammenlignbare resultater med morfologiske bestemmelser. For sommerfugler er resultatet mellom metodene relativt likt, mens for biller påviste de morfologiske analysene noen flere arter. Likevel vet vi at den genetiske referansedatabasen vi har brukt i dette studiet, er mangelfull for mange artsgrupper og de stiplede linjene i figur 3.10 viser hvor stor andel arter de genetiske metodene ville ha funnet dersom referansedatabasen hadde vært komplett.

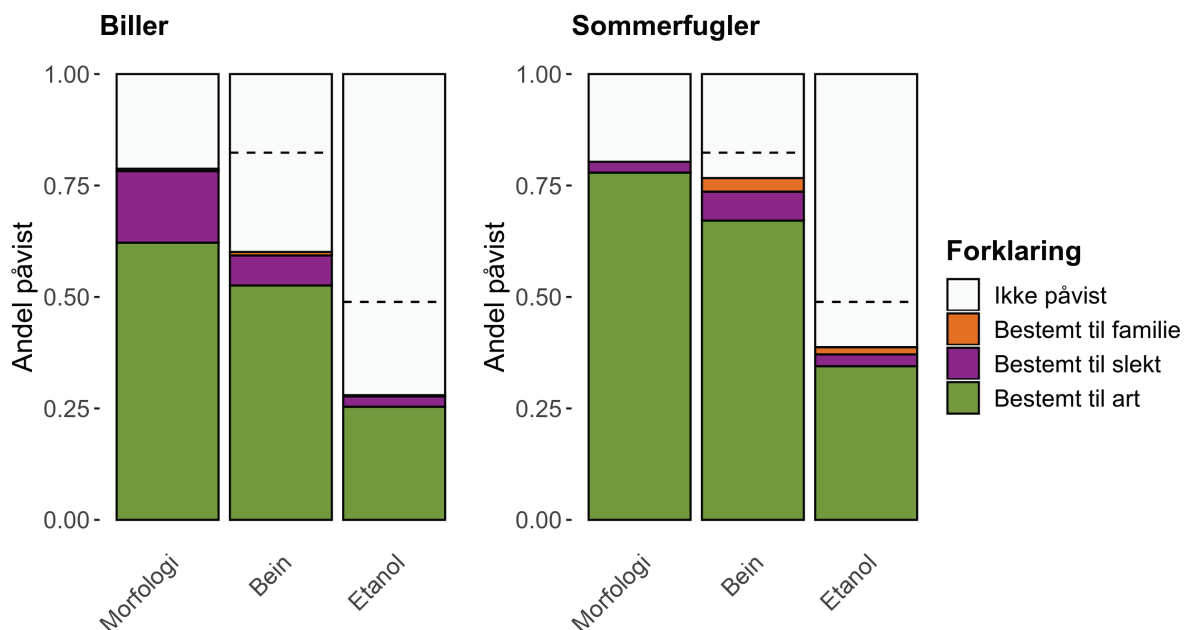
Vi ser her vi kan forbedre resultatene for de genetiske analysene en god del ved å øke referansedatabasen. Se 3.2.4 under for en diskusjon rundt referansebasen vi har brukt i dette studiet.

Det er mange årsaker til hvorfor artslistene fra morfologiske og genetiske analyser skiller seg fra hverandre, men hovedsakelig skyldes dette valg av filtrert etanol som DNA-kilde i dette studiet og bruk av en ny database som mangler DNA-referanser for mange norske arter:

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



Figur 3.9. Sammenligning av antall arter påvist med ulike metoder for biller og sommerfugler, der bein og etanol er resultater fra DNA-metastrekking, fra 10 malaisefeller. Stiplede linjer angir ekstrapolerte modellestimer av forventede antall arter med analyser av flere feller.



Figur 3.10. Sammenligning av andel arter påvist med ulike metoder for biller og sommerfugler, der bein og etanol er resultater fra DNA-metastrekking, fra 10 malaisefeller. Stiplede linjer for de genetiske metodene angir andelen påviste arter dersom vi har komplette referansedatabaser.

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.

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 | Dermoptera | 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 påvist med DNA-metastrekkoding av filtrert etanol og ikke-destruktiv lysering

I 2018 ble det analysert 44 prøver som representerte 15 lokaliteter og 3 tømminger (en tømming manglet). I 2018 ble insektene knust til en «slurry» før DNA ble isolert. For å unngå bias i DNA-mengde ble alle sommerfugler og påfallende store individer av arter som humler, veps, vårfluer, vevkjerringer ol. plukket ut, og kun et eller flere bein fra hvert individ ble inkludert i «slurryen» som var utgangspunktet for 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 taksa (Tabell 3.4).

I 2019 ønsket vi derimot å teste ikke-destruktive metoder for å kunne ha muligheten til å kontrollere funnene i ettertid. Totalt ble filtrert etanol analysert fra 80 prøver som representerte 20 lokaliteter og 4 ulike tømminger (tidspunkter) i 2019. Fra den filtrerte etanolen påviste vi 1738 taksa (Tabell 3.4). En tilleggsbevilgning fra Miljødirektoratet gjorde at vi kunne kjøre om igjen DNA-metastrekkoding av 70 malaisefelle-prøver basert på en ikke-destruktiv lysering av insektene. Fra disse 70 prøvene kunne vi påvise hele 2558 taksa (omkring 70 % økning per prøve i forhold til etanol-filtrat) med den ikke-destruktive metoden (Tabell 3.4). Spesielt så vi en stor økning i antall Hymenoptera (130 vs. 517 taksa). Dette bekrefter resultatene fra prosjektet «Forslag til nasjonal overvåking av insekter» (Åström mlf. 2020), som viser at etanolfiltrat ikke fungerer tilfredsstillende for terrestriske insekter, mens ikke-destruktiv lysering gir bedre og mer konsistente resultater. Noen arter ble kun påvist i etanolfiltratet, og altså ikke etter lysering (Tabell 3.4).

Totalt for årene 2018-2019 ble det altså funnet 3419 taksa fra 29 ulike ordener (Tabell 3.4). Vi fant flest arter av biller (Coleoptera), tovinger (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.

Det ble funnet relativt få fremmede arter blant insektene, kun totalt 15 arter (Tabell 10.2.1 i Vedlegg 10.2). Av disse var fem i de høyeste risikokategoriene (SE-PH), mens 10 var i kategori *lav risiko* (LO). To av artene var dessuten dørstokkarter.

Pukkelfluen *Dohniphora cornuta* er ikke tidligere påvist i Norge. Den formerer seg i kloakk, kompost, døde insekter, døde snegler, råtnende last ombord på skip, åtsel av vertebrater og andre liknende situasjoner. Arten er antatt å spres via import av frukt, grønnsaker og andre matvarer, og man antar at arten vil kunne spre seg forholdsvis raskt om den ble introdusert i norsk natur (Gammelmo mfl. 2018a).

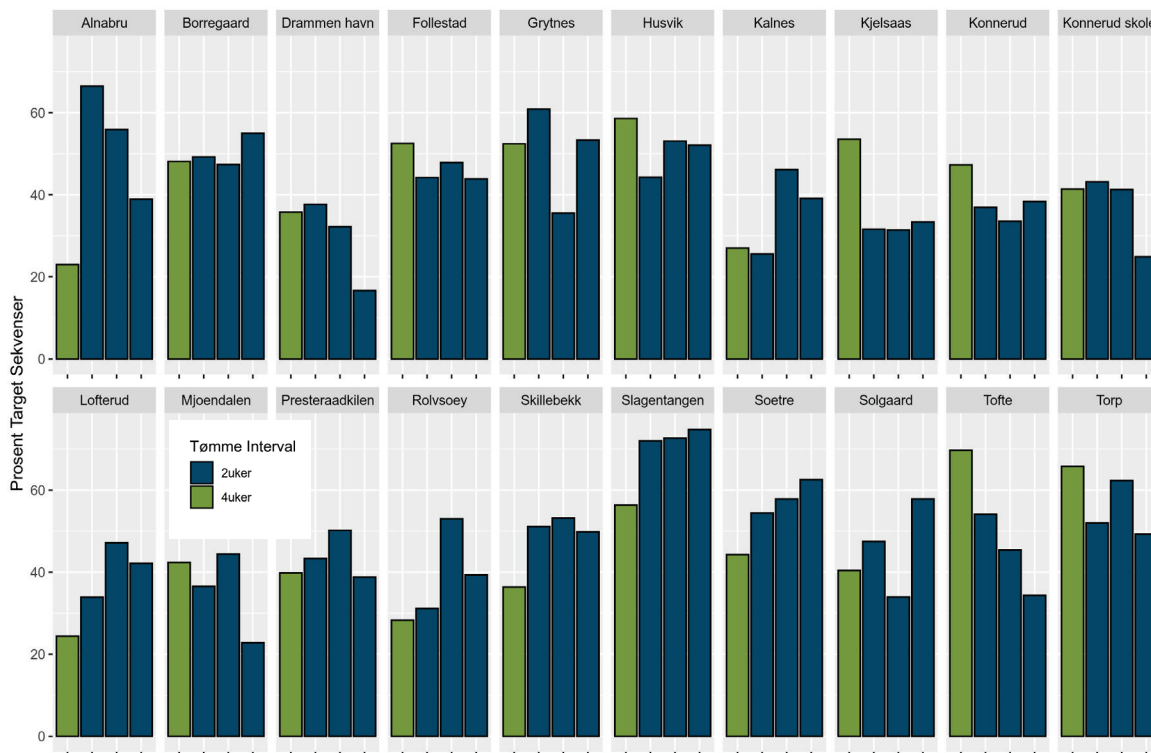
Gallmyggen *Feltiella acarisuga* er det lite kunnskaper om i Norge, men ingen funn er så vidt vi vet registrert utendørs i Norge. Arten benyttes til bekjempelse av skadedyr, spinnmidd (*Tetranychus*-arter) i drivhus, og det er sannsynlig at arten vil kunne rømme fra drivhus og forsøke å etablere seg på friland i Norge (Gammelmo mfl. 2018b).

Tabell 3.4. Oversikt over antall arter påvist i 2018 og 2019 ved hjelp av DNA-metastrekkoding. Dataene fra 2018 er re-analysert med den nye bioinformatiske pipelinen for å være sammenlignbar med 2019.

| Klasse | Orden | Totalt | 2018 | 2019 | 2019 Lysering (70 prøver) | 2019 EtOH (80 prøver) |
|------------|--------------------|-------------|------------|-------------|------------------------------|--------------------------|
| Arachnida | Araneae | 50 | 26 | 38 | 20 | 21 |
| Arachnida | Mesostigmata | 3 | | 3 | | 2 |
| Arachnida | Opiliones | 10 | 7 | 10 | 8 | 8 |
| Arachnida | Sarcoptiformes | 5 | 1 | 5 | | 3 |
| Arachnida | Trombidiformes | 9 | 1 | 9 | 3 | 9 |
| Chilopoda | Lithobiomorpha | 2 | | 2 | 1 | |
| Collembola | Entomobryomorpha | 22 | 11 | 21 | 14 | 15 |
| Collembola | Neelipleona | 1 | | 1 | | |
| Collembola | Poduromorpha | 6 | 2 | 5 | 1 | 1 |
| Collembola | Symphyleona | 10 | 4 | 10 | 2 | 3 |
| Diplopoda | Julida | 3 | 2 | 3 | | 2 |
| Insecta | Blattodea | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Insecta | Coleoptera | 302 | 71 | 272 | 201 | 171 |
| Insecta | Dermaptera | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Insecta | Diptera | 1120 | 324 | 1062 | 839 | 619 |
| Insecta | Ephemeroptera | 1 | | 1 | 1 | |
| Insecta | Hemiptera | 312 | 94 | 293 | 202 | 179 |
| Insecta | Hymenoptera | 665 | 179 | 577 | 517 | 130 |
| Insecta | Lepidoptera | 613 | 58 | 592 | 527 | 445 |
| Insecta | Mecoptera | 1 | | 1 | 1 | 1 |
| Insecta | Neuroptera | 24 | 10 | 21 | 20 | 8 |
| Insecta | Odonata | 1 | | 1 | 1 | 1 |
| Insecta | Orthoptera | 175 | 1 | 174 | 142 | 57 |
| Insecta | Plecoptera_Insecta | 2 | | 2 | 2 | 1 |
| Insecta | Psocoptera | 18 | 12 | 18 | 16 | 15 |
| Insecta | Raphidioptera | 2 | | 2 | 2 | 1 |
| Insecta | Thysanoptera | 12 | 3 | 11 | | 9 |
| Insecta | Trichoptera | 47 | 11 | 43 | 36 | 34 |
| | Sum | 3419 | 819 | 3180 | 2558 | 1738 |

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

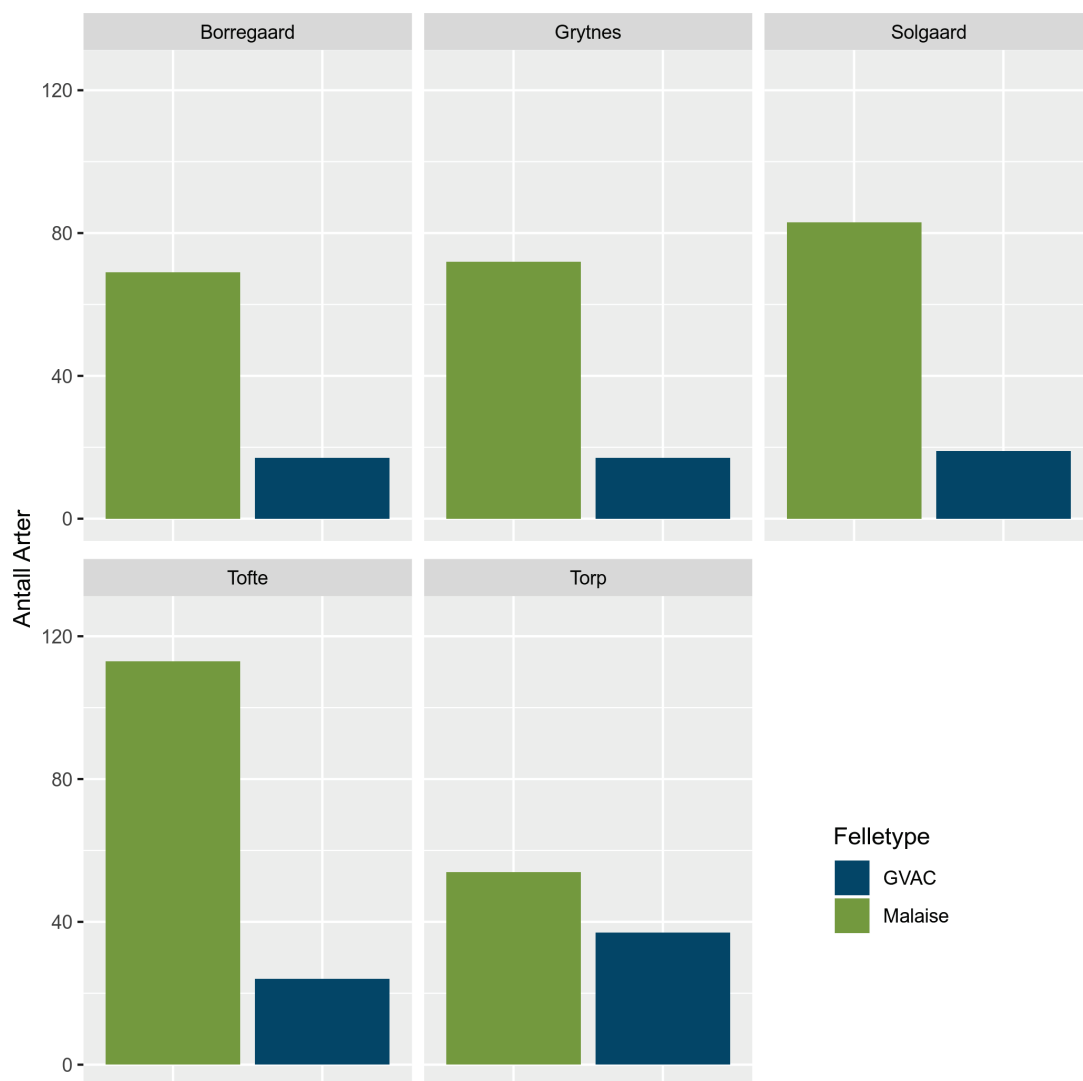
DNA-kvaliteten fra feller med to og fire ukers tømmeintervall viste ingen klar forskjell (Figur 3.11). Dette kan likevel variere en del med klimatiske forhold det aktuelle året, og da spesielt i forhold til mm nedbør og temperatur i den aktuelle fangstperioden. Det som i størst grad vil påvirke DNA-kvaliteten,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



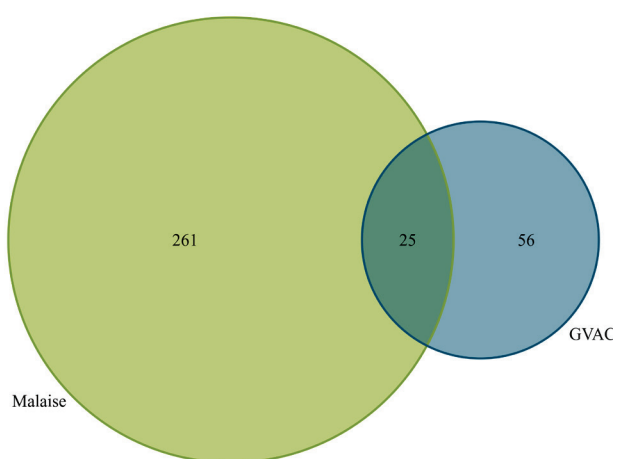
Figur 3.11. Andelen sekvenser med treff på Artropoder fra samtlige 80 malaiseprøver (filtrert etanol) fordelt på 20 lokaliteter. Første felleperiode (i grønt) var på fire uker, mens de resterende (blå) var på to uker.

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 per lokalitet), mens malaisefellene stod ute i to eller fire uker. Artssamfunnet som ble innsamlet med de to ulike metodene, var svært forskjellig og kun en mindre andel av artene ble funnet av begge metoder (Figur 3.13, Tabell 3.5). Dette viser at G-vac metoden fanger opp andre artsgrupper sammenlignet med malaisefeller, og dermed vil øke bredden i overvåkingen. Det 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 (filtrert etnaol, 2 uker) og G-vac (3 minutter) for fem lokaliteter i 2019.



Figur 3.13. Venn-diagram som synliggjør forskjellen i innsamlet taksa mellom malaisefeller (filtrert etanol, 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 i 2019 (basert på filtrert etanol) for de samme 5 lokalitetene.

| Klasse | Orden | G-vac | Malaisefeller |
|------------|------------------|-----------|---------------|
| 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 | Symphypleona | 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 forekomsten av potensielt nye arter for Norge, ble det totale datasettet generert fra DNA-analysene for både 2018 og 2019 sammenlignet med Artsnavnebasen (inkluderer ikke lysering). 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 stedegne arter. Det skyldes i all hovedsak synonymer, hvilket vil si at et aktuelt takson hadde ulike navn i Artsnavnebasen og i referansebibliotekene som ble undersøkt.
- 2) Arter funnet i Sverige eller Danmark
- 3) Sentraleuropeiske arter
- 4) Arter funnet på andre kontinenter (Amerika, Afrika, Asia og Oseania)

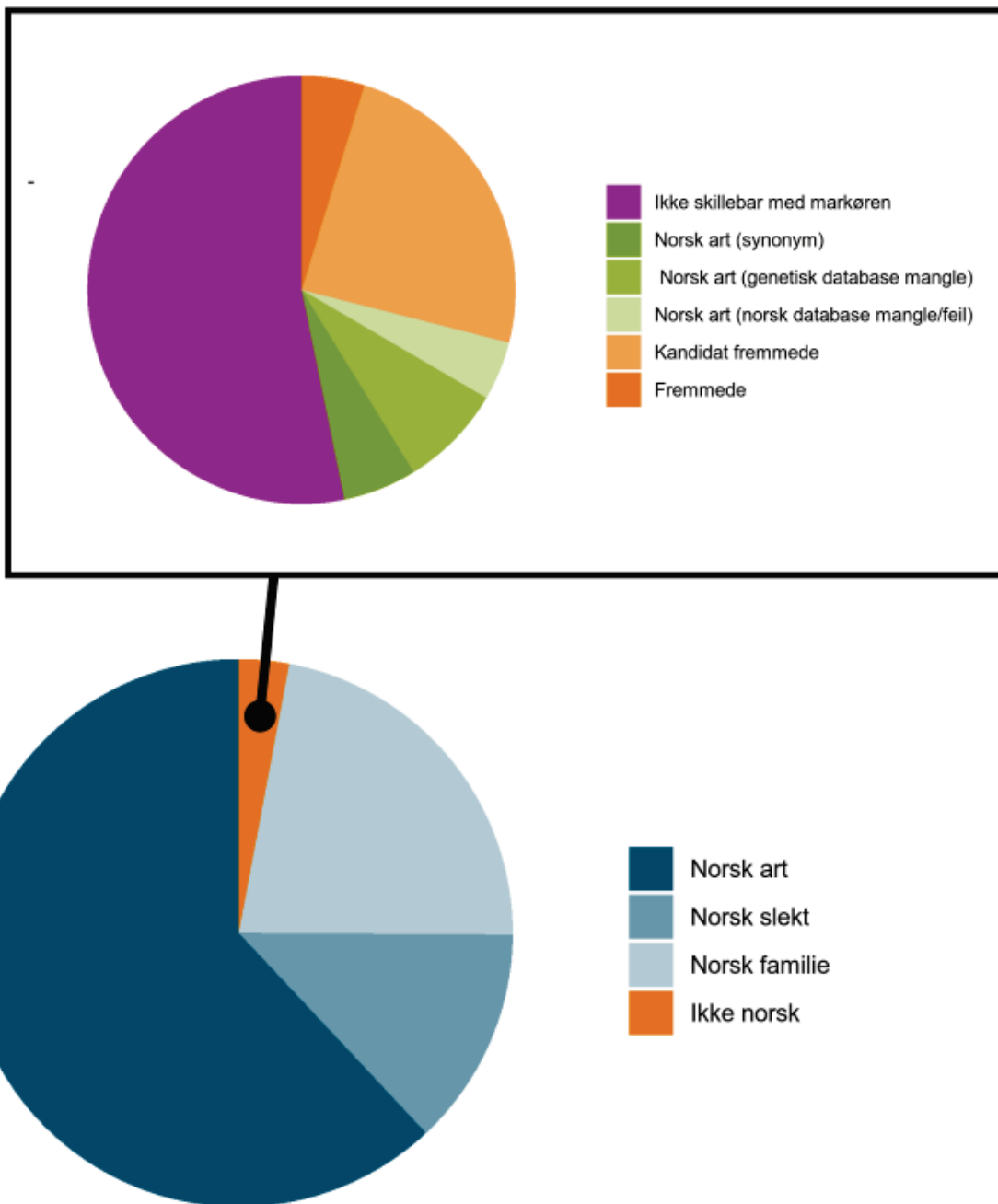
De norske artene (1) ble fjernet og de resterende artenes DNA sekvenser ble analysert på nytt manuelt mot Genbank og BOLD. En god del av disse (2-4) ble silt ut på grunn av mulige data-basefeil (sekvenser med feil navn), som tilfeller hvor det er stor sannsynlighet for at vi mangler referanser til norske arter, eller tilfeller hvor det er vanskelig å skille mellom nærstående arter. Utbredelsen (2-4) sier noe om hvor sannsynlig det er at arten er stedegen, fremmed eller mulig feil databasefeil, naturligvis med unntak. Arter påvist i Sverige og Danmark (2) vil i større grad kunne være oversette arter i Norge, Sentraleuropeiske arter (3) vil trolig være fremmede, mens

arter fra andre kontinenter (4) trolig i større grad representerer databasefeil. 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 har benyttet i dette prosjektet, og disse kan ikke skilles genetisk verken nå eller senere uten å bruke en annen genetisk markør enn COI. Til slutt sto vi igjen med liste, bestående av 32 arter, som vi antok var potensielt nye arter for Norge (nb. eksklusive resultatene fra lysering, se under).

Denne lista består 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 ikke prioritert i dette prosjektet. Et eksempel er 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 (DAISIE 2009).

Etter at 70 av prøvene ble re-analysert med lysering, ble den samme prosedyren som nevnt over gjentatt på det nye datasettet, og det ble utarbeidet en total artsliste med potensielle nye fremmede arter basert på all metodikk og begge år. I datasettet fant vi 66 potensielt nye fremmede arter for Norge, som verken er lista som norske i Artsnavnebasen eller i Fremmedartslista (Figur 3.14, Tabell 10.2.1 i Vedlegg 10.2). Vi ser at metoden med lysering tilførte 1/3 av disse artene i forhold til de resterende fra 2018 og 2019 (etanol filtrering og knusing). For 11 av artene forekommer det funn (> 4) fra Norge, men artene er likevel ikke definert som norske i Artsnavnebasen. Vi har derfor inkludert disse videre. Litt over halvparten av disse kandidatartene kunne ikke skilles med COI-markøren i kombinasjon med referansedatabasene. Noen av disse artene er så genetisk like at de aldri vil kunne skilles ved hjelp av COI, mens for noen arter mangler vi referansedata i databasen vår. Det er derfor potensiale for å forbedre dette resultatet med en bedre referansedatabase.

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), ulike tovingefamilier som gallmygg - Cecidomyiidae (seks arter), øyefluer - Pipunculidae (åtte arter), pukkelfluer - Phoridae (fem arter), bladlus - Aphididae (åtte arter) og parasittveps - Braconidae (seks arter). Totalt 43 av artene er påvist i Sverige, noe som taler for at de kan være oversett i Norge. Disse gruppene kan likevel skjule fremmede arter, som i eksempelet med *Philonthus spinipes* over, som er påvist i Sverige. Et annet eksempel er en barklusart - *Cinara cupressi*. Denne er påvist i materialet, er påvist i Sverige og er ansett som en fremmedart i Europa (DAISIE 2009). Man kan også vurdere artenes økologi for å få en idé om hvilken kategori de tilhører. Bladlusarten *Myzus lythri* er påvist i materialet, finnes i Sverige og lever på mahaleb *Prunus mahaleb* eller kattedehale *Lythrum*. Siden disse plantene er regnet som fremmede i Norge, er det en viss sannsynlighet for at også bladlusarten 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*. Å avgjøre hvilke arter som vil bli kategorisert som fremmede og hvilke som er stedeagne, blir til syvende og sist en oppgave for ekspertkomiteene for fremmedartsliste og er utenfor dette prosjektets omfang.



Figur 3.14. Oversikt over resultatene fra DNA-metastreckoding av insektene. Ca. 95 % av artene som ble påvist er antatt norske arter. Ca. 25 % av de ikke-norske artene er antatt stedegne eller potensielt fremmede (kandidat) arter (se tabell 10.2.1 i Vedlegg 10.2).

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.

Mengdekategoriene av arter i ruter 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.

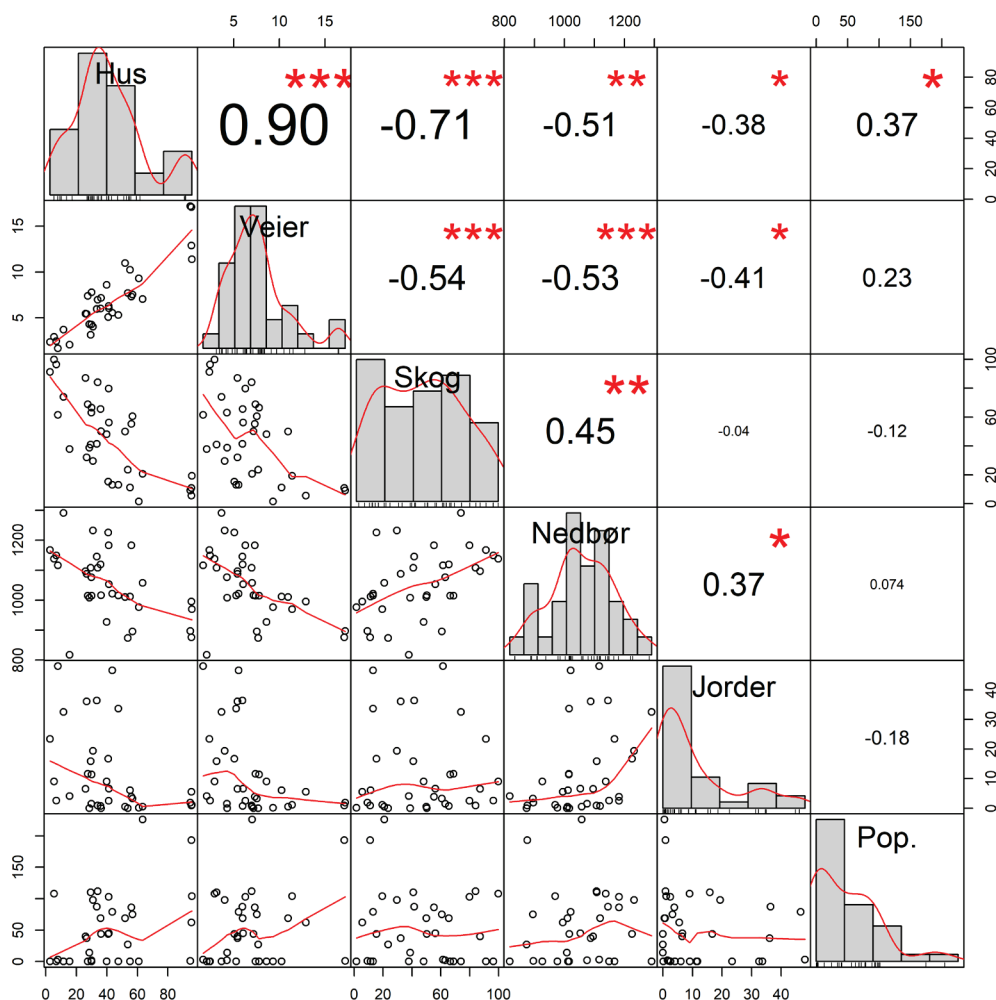
Vi undersøkte ti mulige forklaringsvariabler for lokale miljøforhold ved de 35 rutene (2018–2019); arealbruk (hentet fra AR5-kart) i form av bebyggelse (hus og eneboliger), veier, skog, jorder, åpent lavland og ferskvann innen 1 km radius fra rutenes midtpunkt, befolkningstetthet (Statistisk sentralbyrå, <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 (+0,37), 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 arter 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 3.15, Tabell 3.5). 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 gjennomsnittlig med 0.12 (0.08–0.29) i 2019 i forhold til i 2018 for de tre høyeste risikokategoriene (PH-SE) (Figur 3.16).

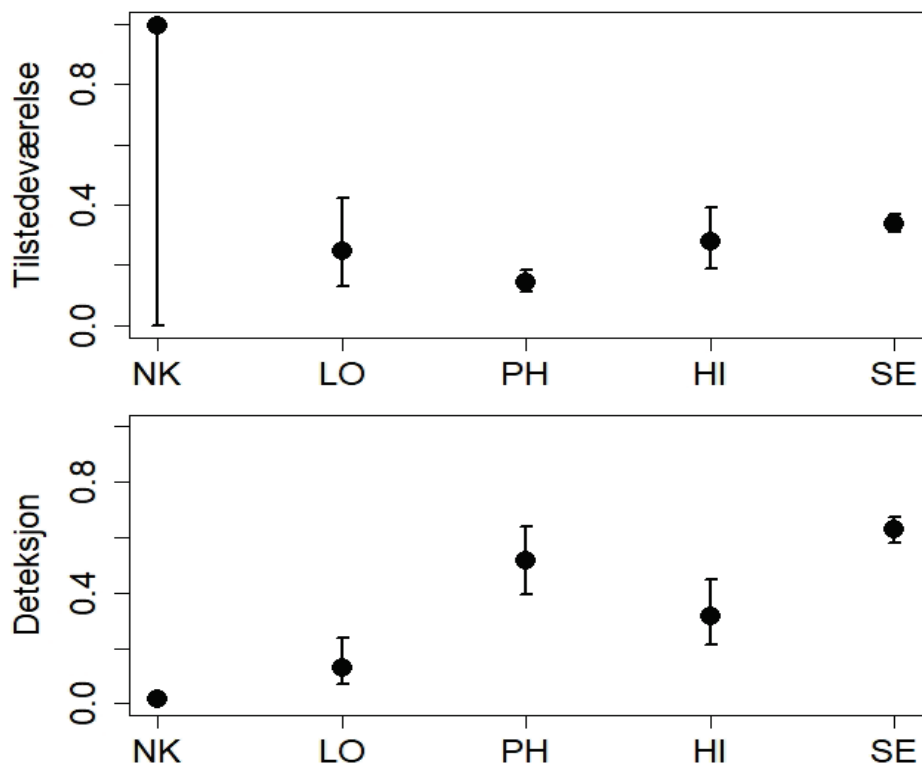
Analysene som ble gjort i 2018 (Jacobsen mfl. 2018), viste at prosent dekning av hus hadde den største effekten på tilstedeværelse av fremmede arter. Dersom man derimot kombinerer begge år og analyserer dette på nytt, blir ikke dekning av hus gitt å være en viktig faktor, og blir lavt rangert i modellseleksjonstabellen (Figur 3.17, Tabell 3.5).

Tabell 3.5. Modell seleksjon basert på AICc for «occupancy models» som modellerer sannsynlighet for tilstedeværelse (Psi) korrigert for deteksjon (p) for karplanter. 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).

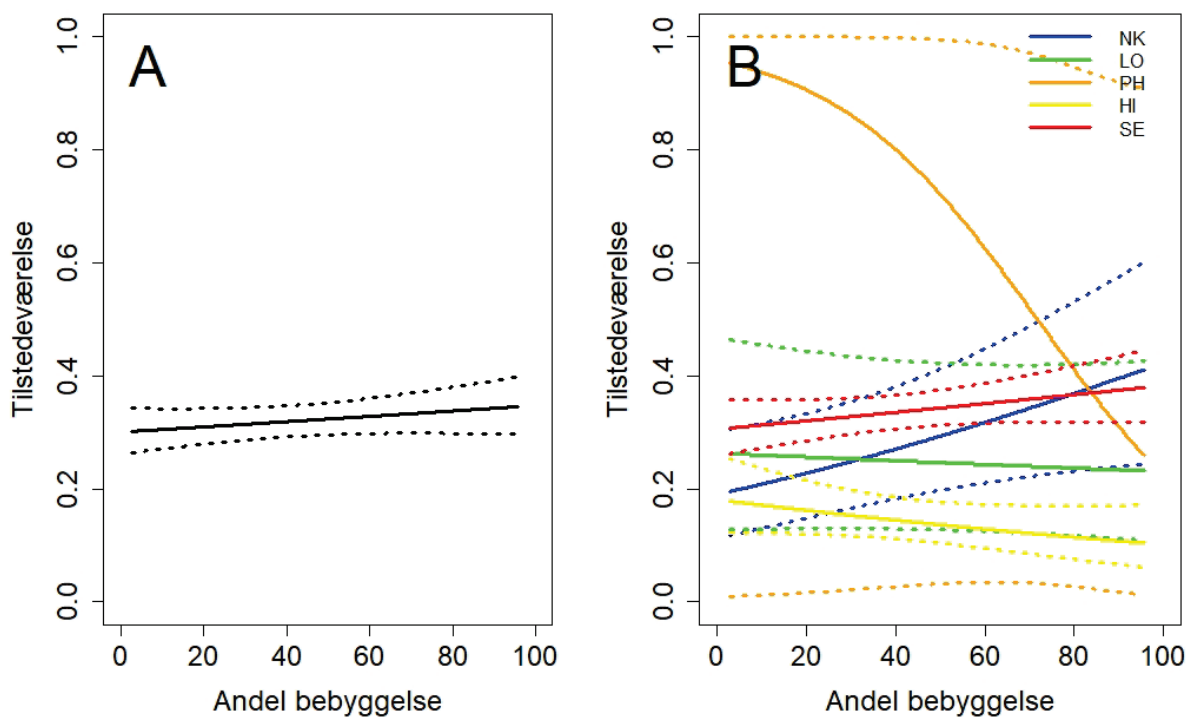
| | K | AICc | Delta_AICc | AICcWt | Cum.Wt | LL |
|----------------------------|----|---------|------------|--------|--------|----------|
| p(kat*år), Psi(kat*år) | 20 | 6037.29 | 0.00 | 0.77 | 0.77 | -2998.58 |
| p(kat*år), Psi(kat) | 15 | 6039.76 | 2.47 | 0.23 | 1.00 | -3004.84 |
| p(kat), Psi(kat*skog) | 15 | 6069.77 | 32.48 | 0.00 | 1.00 | -3019.85 |
| p(kat), Psi(kat*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*jorder) | 15 | 6076.62 | 39.33 | 0.00 | 1.00 | -3023.27 |
| p(kat), Psi(hus) | 7 | 6091.17 | 53.88 | 0.00 | 1.00 | -3038.57 |
| p(år), Psi(kat) | 7 | 6131.53 | 94.24 | 0.00 | 1.00 | -3058.76 |
| p(.), Psi(kat) | 6 | 6156.41 | 119.12 | 0.00 | 1.00 | -3072.20 |
| p(obs), Psi(.) | 3 | 6636.10 | 598.81 | 0.00 | 1.00 | -3315.05 |
| p(rutevalg), Psi(rutevalg) | 4 | 6656.22 | 618.93 | 0.00 | 1.00 | -3324.11 |
| p(.), Psi(.) | 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 3.5).



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 3.5.

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 samlet med en malaisefelle som ble tømt tre ganger, ca. med 10 dagers intervaller (Jacobsen mfl. 2018). I 2019 ble det i de 20 rutene samlet 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 10.2.1 i Vedlegg 10.2 viser en oversikt over arter påvist i DNA-analysen som også er listet i Fremmedartslista, totalt 15 arter (eksklusive NR) fordelt på år og metode. Sannsynlighet for tilstedeværelse og deteksjon for ulike fremmedartskategorier er gitt i Figur 3.18, og som funksjon av bebyggelse i Figur 3.19.

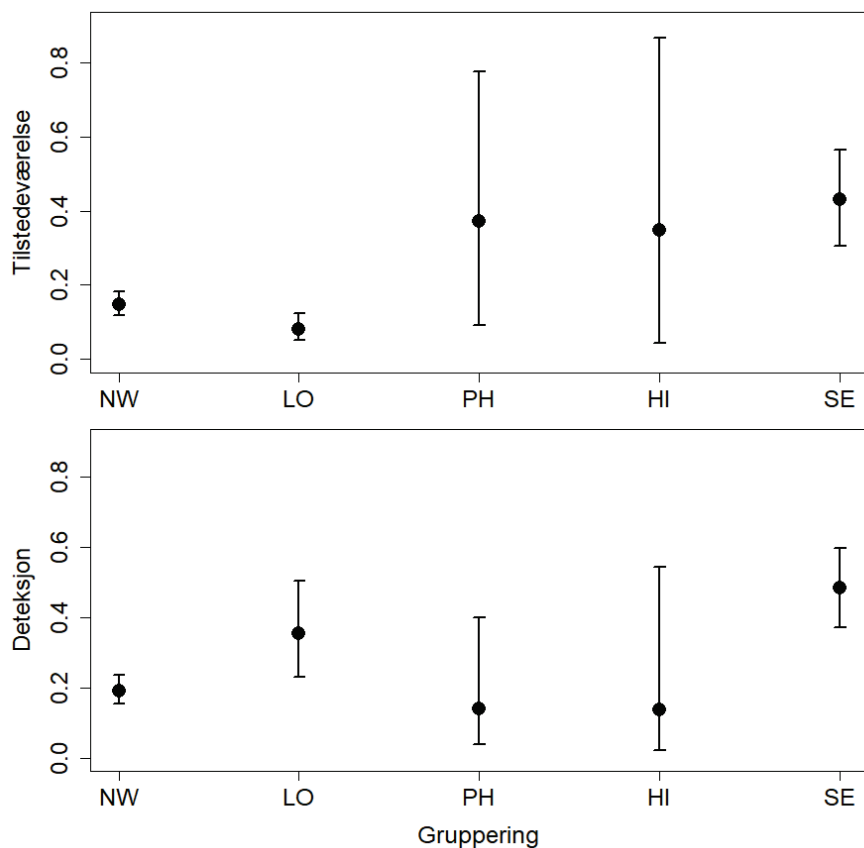
Analysene ble videre utført som beskrevet for karplanter over (3.3.1). De to modellene med størst støtte hadde variasjon av utbredelse og oppdagbarhet som varierte med risikokategori, og den med nest størst støtte også inkluderte bebyggelse. Modellen med størst støtte (0,545) hadde 1.2 ganger mer støtte enn den som inkluderte bebyggelse (0,455). Rutevalg og tømning ser ikke ut til å påvirke hverken utbredelse eller oppdagbarhet av fremmede insekter og potensielt nye for landet (AIC wi < 0.001, Tabell 3.6, Tabell 3.7).

Tabell 3.6. Modell seleksjon basert på AICc for "occupancy models" som modellerer sannsynlighet for tilstedeværelse (Psi) korrigeret for deteksjon (p) for insekter. Tilstedeværelse (Psi) og deteksjon (p) ble modellert som en funksjon av fremmedartskategori (kat = SE til LO og NW), år (2018 vs. 2019), hus = bebyggelsestetthet og metode for ruteutvelgelse (rutevalg = automatisk vs. manuelt) og besøk nummer (tømning 1 til 4).

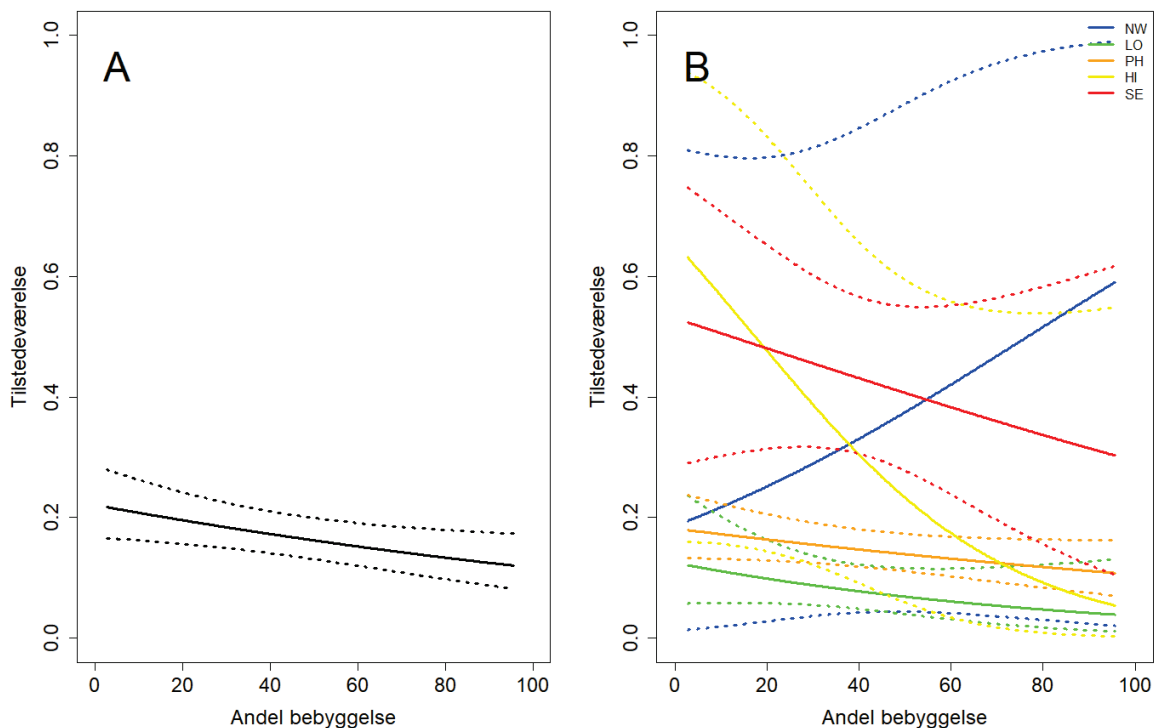
| | K | AICc | Delta_AICc | AICcWt | Cum.Wt | LL |
|-----------------------------------|----|--------|------------|--------|--------|---------|
| p(kat), Psi(kat) | 10 | 2680.5 | 0.0 | 0.545 | 0.545 | -1330.2 |
| p(kat), Psi(kat*hus) | 15 | 2680.9 | 0.4 | 0.455 | 1.000 | -1325.3 |
| p(.), Psi(kat) | 6 | 2700.3 | 19.8 | 0.000 | 1.000 | -1344.1 |
| p(tømning), Psi(kat) | 9 | 2703.0 | 22.4 | 0.000 | 1.000 | -1342.4 |
| p(kat), Psi(hus) | 7 | 2705.4 | 24.9 | 0.000 | 1.000 | -1345.7 |
| p(.), Psi(.) | 2 | 2748.8 | 68.3 | 0.000 | 1.000 | -1372.4 |
| p(tømning), Psi(.) | 5 | 2751.5 | 71.0 | 0.000 | 1.000 | -1370.7 |
| p(rutevalg), Psi(rutevalg) | 4 | 2751.7 | 71.2 | 0.000 | 1.000 | -1371.8 |

Tabell 3.7. Antall arter fordelt på fremmedartskategori (SE-LO, inkludert NW- potensielt nye for Norge), felletømninger og metode for rutevalg.

| Risikokategori | Rutevalg | Tømning 1 | Tømning 2 | Tømning 3 | Tømning 4 |
|----------------------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| SE - Svært høy risiko | Auto | 6 | 8 | 7 | 4 |
| SE - Svært høy risiko | Manuelt | 5 | 8 | 8 | 7 |
| HI - Høy risiko | Auto | 0 | 0 | 1 | 1 |
| HI - Høy risiko | Manuelt | 0 | 2 | 1 | 1 |
| PH - Potensielt høy risiko | Auto | 2 | 0 | 2 | 0 |
| PH - Potensielt høy risiko | Manuelt | 1 | 2 | 3 | 3 |
| LO - Lav risiko | Auto | 4 | 3 | 2 | 2 |
| LO - Lav risiko | Manuelt | 3 | 6 | 11 | 3 |
| NW - «Nye» norske arter | Auto | 42 | 37 | 20 | 25 |
| NW - «Nye» norske arter | Manuelt | 34 | 36 | 27 | 21 |



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



Figur 3.19. Sannsynlighet for tilstedeværelse (\pm 95 % konfidensintervall) for alle registrerte fremmede invertebrater ved ett besøk (A) for de ulike risikokategoriene av fremmede invertebrater, og (B) som en funksjon av andel bebyggelse innen 1 km radius av rutenes midtpunkt. Parameterestimaterne er hentet fra to forskjellige modeller (A) Psi (hus), p (kat), og (B) den nest høyest rangerte modellen, Psi (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:

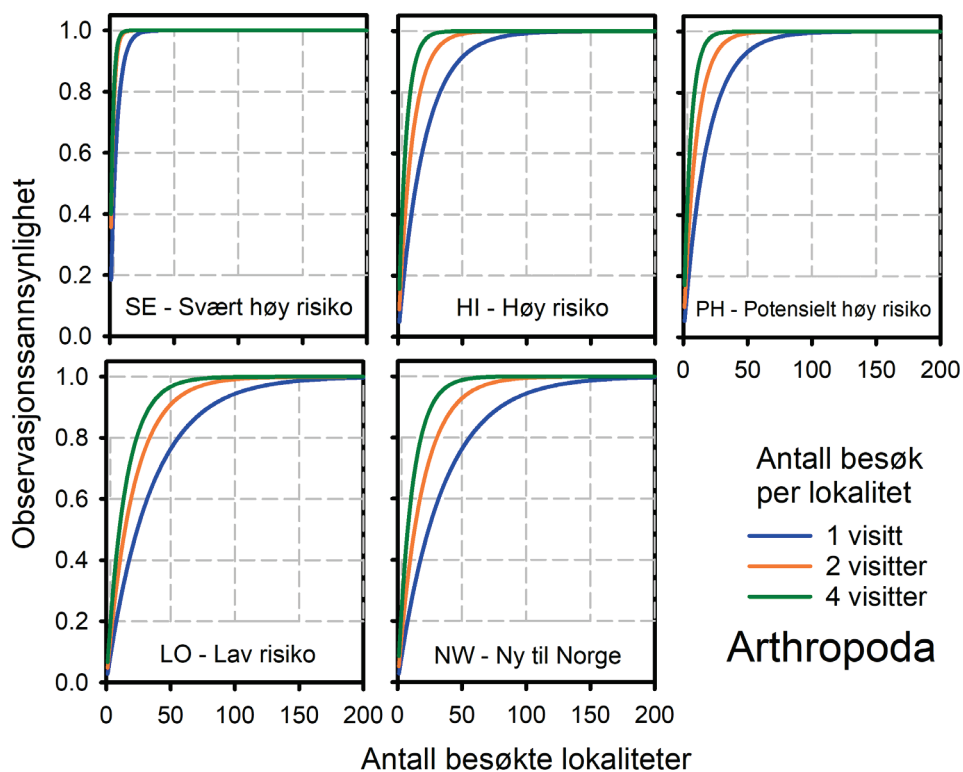
$$P_{obs} = 1 - (1 - \psi \times (1 - (1 - p)^K))^J$$

Modellresultatene fra insekter viser at man bør oppsøke mellom 50 og 100 lokaliteter for å ha en stor sannsynlighet ($> 0,8$) for å finne en enkelt insektart i flere av risikokategoriene (Figur 3.20). Hvis man besøker hver lokalitet flere ganger, øker observasjonssannsynligheten (fargete linjer i figuren). Hvis man besøker flere lokaliteter, øker også observasjonssannsynligheten. Hvis man for eksempel doubler antallet lokaliteter man besøker fra 50 til 100 lokaliteter, oppnår man en oppdagelsessannsynlighet som er ganske lik den man vil få hvis man besøker 50 lokaliteter 2 ganger. Dette er et resultat av at forekomst-sannsynlighetene generelt er i samme størrelsesorden som deteksjonssannsynligheten (jf. Figur 3.16 og Figur 3.18).

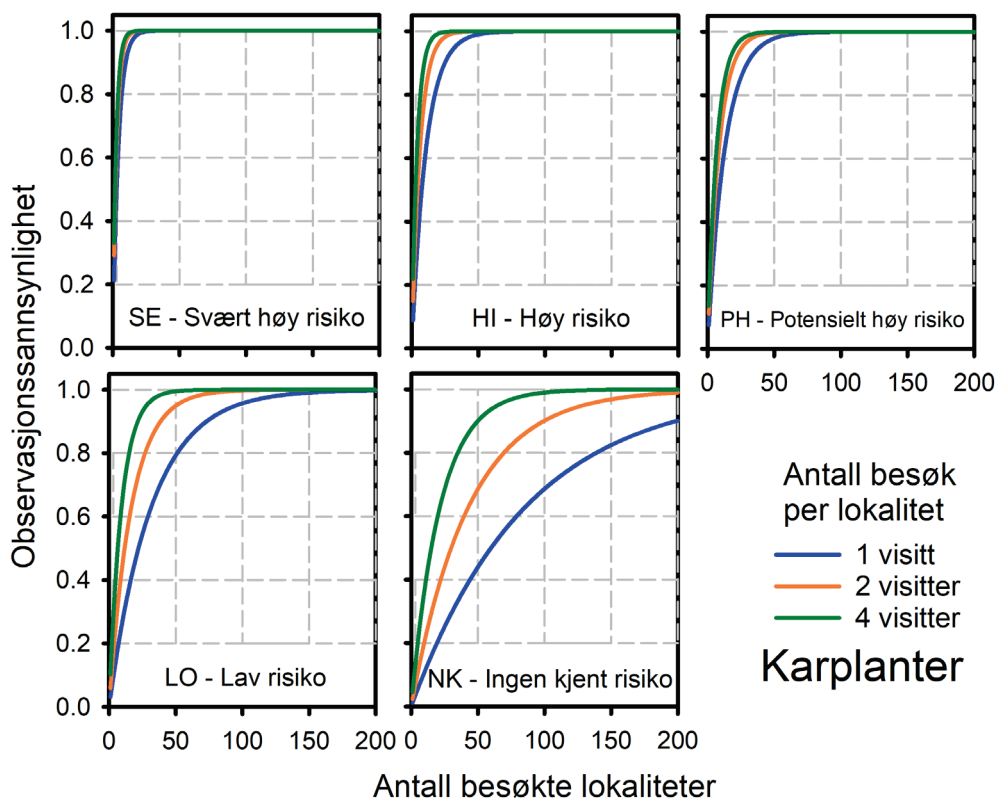
I likhet med insekter, ble karplantene analysert per risikokategori, det vil si at vi ikke skiller ut artsspesifikke sannsynligheter for forekomst og oppdagelse (Figur 3.21). Disse hadde gjennomgående både høyere forekomst-sannsynlighet og oppdagelsessannsynlighet, slik at det totalt sett er mer vanlig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

Vi poengterer at disse modellene 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 artene 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 oppdagelsessannsynligheten vi nådde for karplanter under dette prosjekt i 2018 ($p = 0.56$), så må man besøke opp imot 1000 lokaliteter, for å nå en 80 % oppdagelsessannsynlighet (Figur 3.22).

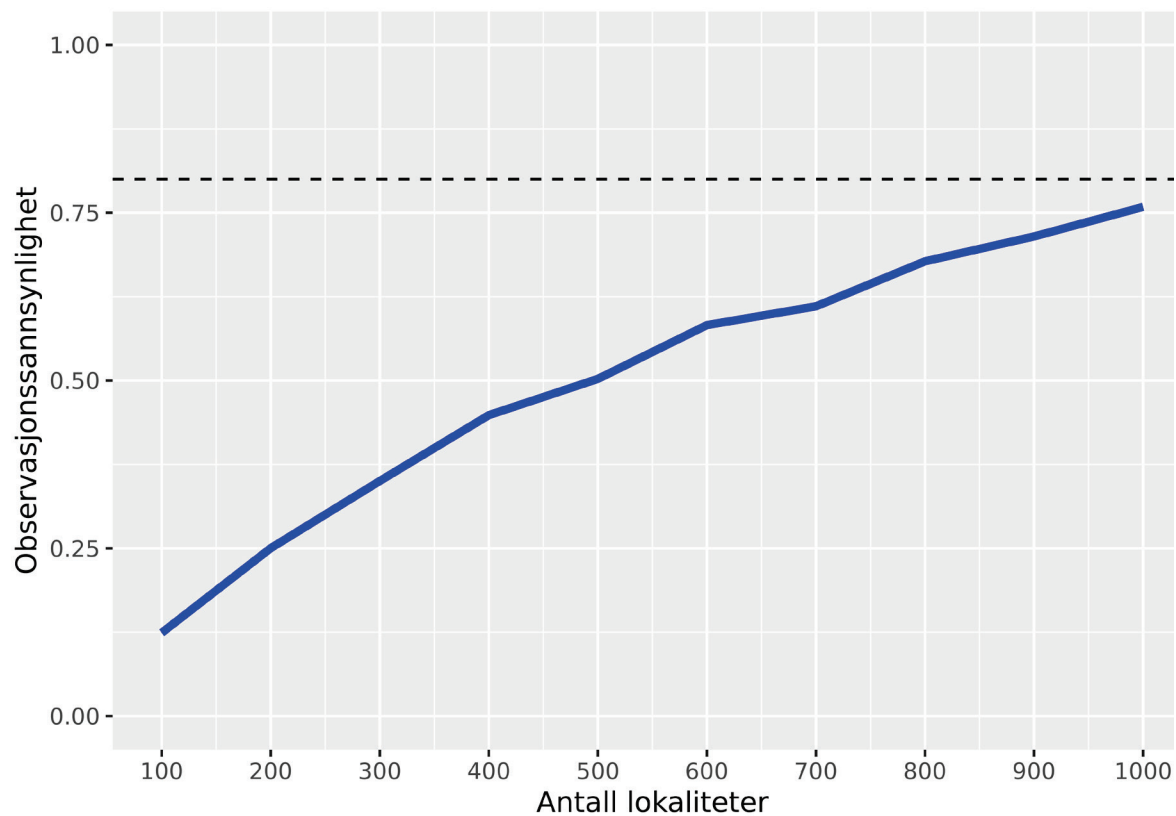
Vi konkluderer dermed at vi har liten evne til å oppdage arter som er etablert på i størrelsesorden 500 eller færre ruter. Dette vil være vanskelig å komme rundt, hvis artene spres ut i naturen i noen fåtall individer over et stort område. Spredningsveien via private hager og kompostavfall er derfor vanskelig å overvåke for veldig sjeldne arter. Problemet er her ikke at man ikke ser de arter som forekommer på en enkelt rute, men å kunne begrense antallet lokaliteter man må gjennomføre. 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 utvalgsmetodikken 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 3.20. Estimert observasjonssannsynlighet (arten er tilstede, og vi oppdager den) av insekter funnet i pilotprosjektet 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 er antatt nye for Norge og dermed ikke risikovurdert er gitt kategorien «NW». Parameterestimaterne er hentet fra modellen Psi (kat), p (kat) i tabell 3.6.



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. Parameterestimaterne er hentet fra modellen Psi (kat), p (kat) i Tabell 3.5.



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. 250 x 250 m ruter med den gjennomsnittlige oppdagelsessannsynlighet vi estimerte fra data fra pilotprosjektet for karplanter i 2018-2019 ($p = 0.56$).

4. Andre registreringer

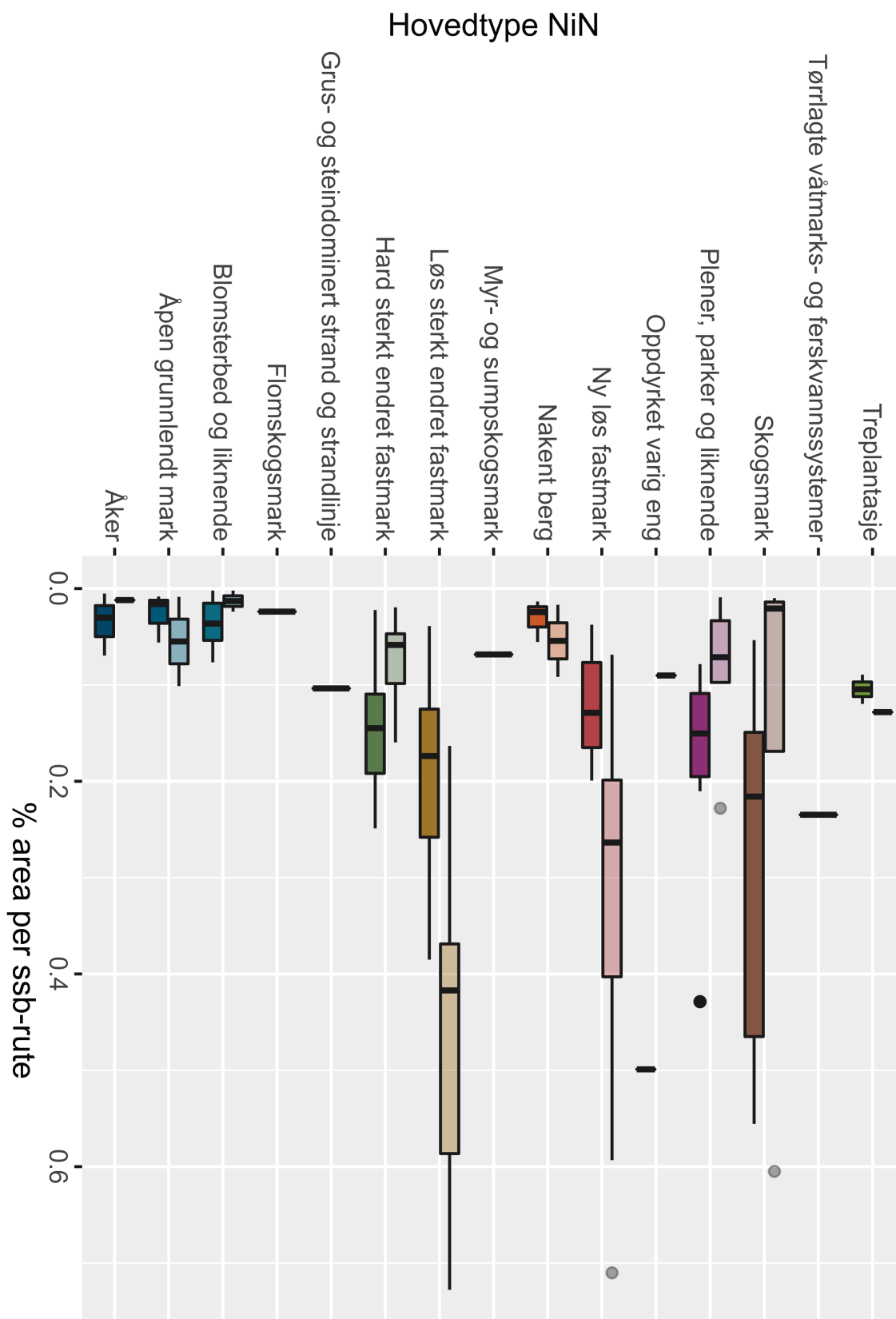
4.1. NiN-kartlegging

Alle de 20 rutene valgt ut for årets feltarbeid ble kartlagt i henhold til Natur i Norge (Bryn & Ullerud 2018), som en del av oppdraget. 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 kan lastes ned som ESRI geodatabaser, og kommer separat for hver kartleggingsrute. Ved å bearbeide og koble data kan de brukes i GIS. Utfordringen er at en del av polygonene er sammensatt – det vil si at det er flere naturtyper registrert innenfor 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 ved å 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 forekomst-sannsynlighet av fremmede arter. I dette prosjektet er kartleggingsinstruksen for basiskartlegging (2009) benyttet.



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 skulle i utgangspunktet vært gjort i dette prosjektet, men ble ikke gjennomført etter avklaring med oppdragsgiver. Delvis fordi vi var usikre på relevansen i dette prosjektet og at vi kunne bygge på erfaringer gjort i det parallelle pilotprosjektet for 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 var at kartleggingen var gjennomførbar i praktisk og økonomisk forstand. Tidsmessig ville kartleggingen imidlertid ta opptil en time ekstra og kunne 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 per GPS). Høy presisjon ved markering av malaisefellenes posisjon kan være viktig for å forsikre seg om at samme posisjon blir benyttet ved gjenfangst fra ruten. Posisjonering og re-posisjonering av eksempelvis fremmede karplanter med høy risikokategori vil også kunne være nyttig for å vurdere spredning og invasjonshastighet over tid. 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 (± 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 avfallsmottak 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 en presisjon på rundt 0,5–1 meter.

Som nevnt over, kan nøyaktig plassering av fellene være svært viktig for gjenfangst på samme lokaliteter, for å få sammenlignbare resultater. Effekten av en nøyaktig plassering vil for øvrig trolig overskygges av en rekke andre faktorer, som habitattype (for eksempel eng vs. skog), orientering av fellen og klimatiske variable (som gir variasjon i fenologi gjennom sesongen og mellom år). Det vil også være en naturlig suksessjon på en del av disse lokalitetene, som naturligvis vil påvirke resultater mellom år.

I de aller fleste tilfeller vil god fotodokumentasjon av fellen fra ulike vinkler, inkludert spesifikke/særegne objekter for den aktuelle ruten, kunne sikre en eksakt reposisjonering og orientering.



Figur 4.3. Rute 11, Solgård avfallsmottak, 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 mfl. (2018) med de justeringer som er redegjort for under.

5.1. Kartlegging av planter

Den endrede kartleggingsmetodikken (grundig) medførte at sannsynligheten 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 per rute med 16,5 %, samtidig økte sannsynligheten for å oppdage fremmede karplanter i de tre høyeste risikokategoriene gjennomsnittlig med 0.13. For de mest heterogene rutene, kan det vise seg krevende og også registrere de stedegne artene. De økte kostnadene for grundig metodikk kan dermed reduseres ved at man utelater å registrere de stedegne artene. Dette vil være en avveining av om man ser nytten av å også ha data på de stedegne 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.

Beregningene av forekomstsannsynlighet og oppdagelsesannsynlighet 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 få 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 den 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 subset) for å teste videre hvor ulik arts sammensetningen 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. For disse fellene egner det seg dårlig å benytte etanol som konserveringsvæske, og vi benyttet derfor propylenglykol. Filtrering av propylenglykol ble i dette prosjektet antatt å være en dårlig metode, slik at disse aldri ble analysert med tanke på DNA. Det er likevel ikke utenkelig at man kunne få gode resultater ved lysering også her, men dette må eventuelt testes ut. For de drøyt 70 taksa som ble artsbestemt fra dette materialet, var det kun 10 arter av disse som også ble fanget i malaisefeller. Også fallfellene 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. Likevel vil det nok være et begrenset resultat i forhold til ressursbruken dersom materialet må behandles manuelt og man i utgangspunktet må benytte tradisjonell morfologisk bestemmelse. Dersom lysering fungerer også for disse fellene, vil konklusjonen kunne bli en annen.

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 forventer 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 og Mullen 1998). Funnet av brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys* i dette prosjektet, er et åpenbart eksempel på «tidlig oppdagelse» av en art som kan ha nokså store konsekvenser i norsk natur og på 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 med 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. I tillegg til feromoner kan man også tenke seg bruk av andre spesialmetoder for å søke etter spesielle taksa. Et eksempel her kan være lokkefeller som slipper ut CO₂ for søk etter fremmede myggarter som dørstokkartene *Aedes japonicus* (SE) og *Aedes albopictus* (HI).

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 til fire uker. Da kan man gå ned til tre tømninger per sesong. Å ha finmasket data på fenologi er av mindre betydning i dette prosjektet. Vi mener det kan være nyttig å ha en lang felleperiode, siden vi ikke observerer noe mønster i når de nye/fremmede artene opptrer. Logistikken med tillatelser, oppsett av felle osv. gjør det hensiktsmessig å samle over en lengre periode for å undersøke rutene grundigere.

5.2.3. DNA-metastrekkoding

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 insektprøve til å kunne påvise art, eventuelt feil/mangler i referansebiblioteket.

Vi ønsket i 2019 å teste «ikke-destruktive» 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). Vi observerer at terrestriske 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 eksoskjelett som forhindrer uttørking. En malaisefelle fanger også bare voksne individer, mens en sparkeprøve med akvatiske insekter også inneholder larver 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 gir ikke tilfredsstillende resultater, mens knusing

av insektene sammen med DNA-metastrekkoding gir et bra bilde på artssammensetningen i en malaisefelle ifølge deres resultater (Marquina mfl. 2019). 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 eller ved knusing av bein.

DNA-metastrekkoding fra ikke-destruktiv lysering viste seg å være en mye bedre metode for å kunne beskrive artsmangfoldet i en felleprøve. Selv om metoden ikke er perfekt, og vi ikke kunne påvise alle arter påvist gjennom alle metodene samlet, er metoden rask, rimelig og ikke-destruktiv. Det siste betyr at artslistene vil kunne 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 (Contacyphon) 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 stedegen 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.

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/familie osv. Som nevnt over, er ikke denne databasen per nå ideell for norske arter og man bør derfor utvide denne databasen for fremtidige undersøkelser.

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 noe vanskeligere å tolke. Igjen vil reelle forskjeller kunne være skjult i materialet som følge av det lave antall fremmede insektarter vi fant. Likevel finner vi heller ikke for insektene støtte for at utbredelse og oppdagbarhet av fremmede arter er avhengig av metode for rutevalg (Tabell 3.6). En gjennomgang av funnene fra overvåkingen så 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 1×1 km av totalt 533 918 slike lokaliteter i SSBs rutenett (Jacobsen mfl. 2018).

For å få en ide om hvilke av de fremmede artene vi har påvist som vi falle innenfor den definisjonen fra Jacobsen mfl. (2018), kan man benytte forekomstareal registrert for fremmede arter i forbindelse med arbeidet til i Fremmedartslista (2018). Forekomstareal (AOO) er definert som *antall forekomster multiplisert med rutecellens areal på 4 km²*. Det går derfor fire 1 km² SSB ruter per forekomstareal. Dersom en art har et forekomstareal på 4, vil dette i vårt tilfelle kunne tilsvare forekomst i alt fra 1 til 4 SSB ruter. 500 1 x 1 km SSB ruter vil derfor kunne tilsvare et angitt forekomstareal på alt fra 500 til 2000 km². Vi har i dette prosjektet påvist 173 fremmedarter av både karplanter og insekter for begge år (inklusive dørstokkarter). 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 bety at 160 av artene vi har funnet kan anses å utgjøre «tidlig etablering». Hvis vi ser på totalt forekomstareal (inkludert mørketall), vil det inkludere 92 av artene. Selv om mørketallene naturligvis ikke medfører at vi kjenner eksakt utbredelse, er det en ekspertvurdering av antatt utbredelse. Dette er dog kun en operativ definisjon og vurdering av tidlig etablering, for å beregne oppdagelsessannsynlighet i design av et overvåkingsopplegg.

I stedet for å diskutere hva som er tidlig etablering, vil det være mer relevant forvaltningsmessig å benytte en tilnærming til tidlig varsling som er basert på arter med få og/eller ingen tidligere funn, altså arter med antatt svært begrenset utbredelse hvor man fremdeles kan sette i verk tiltak for utryddelse. Dette kan være arter som enten 1) er vurdert som dørstokkarter uten etablerte bestander i Norge, 2) er oppgitt i Artsnavnebasen, men definert som «ikke-norsk», eller 3) ikke oppgitt i Artsnavnebasen. En slik artsliste kan potensielt være nye fremmede arter eller ikke-etablerte bestander (spesielt for karplanter). De kan for øvrig også være oversette stedeigne arter (spesielt for insekter).

Vi har påvist sju dørstokkarter; fem planter (*Borago officinalis*, *Calendula officinalis*, *Ulex europaeus*, *Lythrum virgatum* og *Vaccinium corymbosum*) og to insekter (fluene *Feltiella acarisuga* og *Dohrniphora cornuta*). En del av dørstokkartene (karplanter) er påvist en rekke ganger i Norge. 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. Eksempelvis er dørstokkartene agurkurt *Borago officinalis* påvist 176 ganger i Norge (Artskart). I den andre enden av skalaen finner man en etablert fremmedart som sommerhyll *Sambucus ebulus* funnet på seks lokaliteter i Norge før dette prosjektet. Dette er kanskje et eksempel på at funn av en etablert fremmedart med få forekomster kanskje er mer forvaltningsrelevant «tidlig varsling» enn for en dørstokkart med mange tidligere funn. Her skiller nok karplantene seg fra insektene, ved at en insektart definert som dørstokkart i de aller fleste tilfellene aldri vil ha registrerte funn utendørs i Norge, og at det for en stor andel av de etablerte fremmede insektene vil svært få forekomster.

Vi har påvist 66 arter invertebrater potensielt nye for Norge i dette prosjektet, som da potensielt vil være fremmede arter (Tabell 10.2.1 i Vedlegg 10.2). Ingen karplanter er påvist som nye for Norge, men for ni arter har vi andre eller tredjefunnet fra Norge (jf. data fra Fremmedartslista 2018).

Om man benytter en streng definisjon på «tidlig varsling», der alle fremmede insektarter skal være ikke-norske (jf. Artsnavnebasen) – og da være reelt nye fremmede arter (inklusive

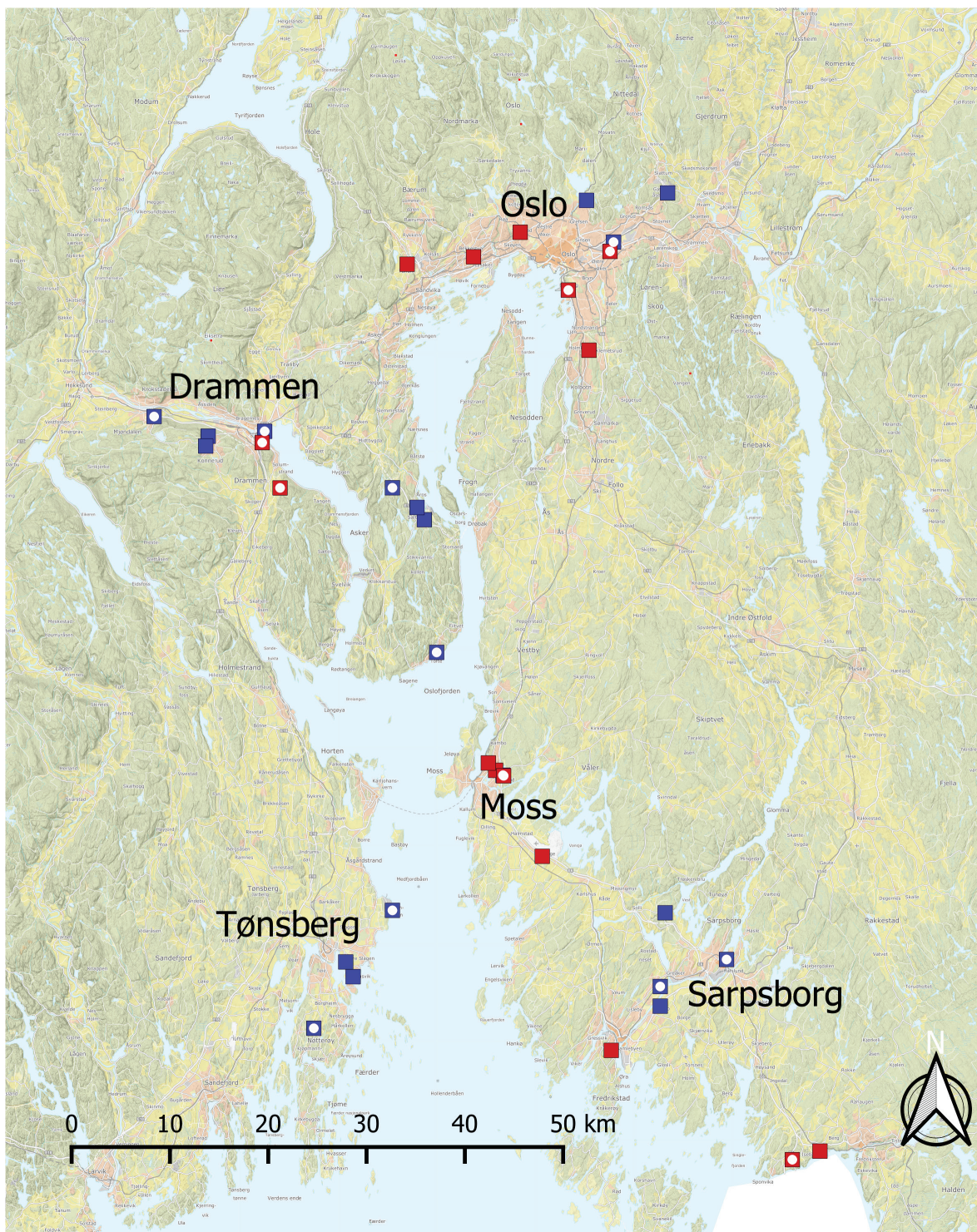
dørstokkarter) og alle karplanter skal være fremmede eller dørstokkarter med få funn (> 10), vil antall arter i tidlig etablering være mye lavere enn om vi benytter grensene for utbredelse gitt over. Da har vi anslagsvis påvist omkring 12 karplanter og 12 insektarter (gitt at 10 % av de «nye» norske artene påvist med DNA-analysene er fremmede og faktisk finnes i prøvene). Altså kanskje 24 arter totalt.

Dersom man strammer definisjonen ytterligere inn til å kun inkludere nye fremmede arter som aldri før er påvist i Norge, og morfologisk kontrollert, vil kun et fåtall av insektene (fire arter) inkluderes.

5.5. Andre registreringer

NiN-kartleggingen har vist seg nokså kostnadsdrivende for prosjektet. NiN-kartlegging av en rute koster mer for prosjektet enn den botaniske undersøkelsen på den samme ruten 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 ruter 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. 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. Det er vanskelig å 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 (røde ruter) og 2019 (blå ruter). Hvit prikk i ruta betyr at den valgt manuelt.

6. Varslingssystemet

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. For dørstokkarter vil det kanskje være utfordrende å vurdere mulig etablerte bestander mot tilfeldige/efemere. 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, dersom den ikke allerede er vurdert til å være dørstokkart. Et tiltak som ville hjelpe i så måte ville være å få vurdert flere arter som dørstokkarter. Slik praksisen tilsynelatende har vært til nå, er hovedsakelig arter observert innendørs i Norge, samt åpenbare europeiske fremmedarter i ekspansjon, vurdert. Det vil være en naturlig oppgave for ekspertkomiteene for fremmedartsvurderingene for ADB å eventuelt definere flere dørstokkarter. En nylig utgitt vurdering av tidlig oppdagelse og varsling i USA, fremhever behovet for sterk taksonomisk kompetanse som raskt kan artsbestemme aktuelle individer, noe som deretter muliggjør en videre vurdering (Lyal og Miller 2019).
- **Hvordan skal rapportering av en ny, fremmed art resultere i et automatisk varsel?**
Arter som ikke er registrert som «finnes i Norge» i Artsnavnebasen er i utgangspunktet ikke mulig å registrere i Artsobservasjoner. I slike tilfeller vil rapportør måtte henvende seg til Artsdatabanken (ADB), som i sin tur henvender seg til aktuell navneredaktør for å kvalitetssikre funnet og eventuelt «låse den opp» for registrering ved å endre status i Artsnavnebasen til «finnes i Norge». Dersom funnet så godkjennes av validator, vil det bli tilgjengelig i Artskart og et automatisk varsel kan trolig enkelt genereres til aktuell forvaltningsmyndighet. Derimot kan funn av nye norske arter (stedegne og fremmede) registreres direkte til Artskart via en GBIF node, uten at det derfra, så vidt vi vet, blir generert varsel til hverken ADB eller navneredaktører. Artene blir da liggende med funn i Artskart uten at de er satt til «finnes i Norge» i Artsnavnebasen. Vi har i vårt arbeid her opplevd arter «nye» for Norge, også gamle funn, som er publisert i Artskart, via Artsobservasjoner, uten at artene er registrert som «finnes i Norge» i Artsnavnebasen eller validert i Artsobservasjoner. Dette kan vi ikke helt forklare, men det burde uansett ikke være vanskelig å lage løsninger for «flagging» av nye norske arter, og fremmede arter i Artskart.
- **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?**
I Artsobservasjoner er det rutiner for artsvalidering, der alle nye fylkesfunn «flagges» for validering uavhengig av artens forvaltningsstatus. Dette kan trolig enkelt tilpasses til også å gjelde alle nye kommunefunn av fremmede arter. Om en tilsvarende løsning er mulig å få til for funn publisert direkte i Artskart, er usikkert. Trolig vil kommunenivå være det mest rasjonelle etter at regionreformen trådte i kraft.
- **Hvordan effektiviseres registrering av nye artsnavn?**
Det er nødvendig at nye, fremmede arter uten registrert artsnavn i Artsnavnebase raskt kan rapporteres inn til Artsobservasjoner. Som nevnt over er det her en vesensforskjell mellom Artsobservasjoner og Artskart, der dette er tatt hånd om på en god og effektiv måte i Artsobservasjoner, mens det ikke finnes rutiner for dette ved registrering gjennom GBIF-node direkte i Artskart.

- **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. Til nå har praksis vært at ekspertkomiteene for fremmedarts-vurderingene for ADB har vurdere arter periodisk (omkring hvert 5. år). Man kan eventuelt tenke seg en mer kontinuerlig prosess hvor dette gjøres fortløpende.
- **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/regionen 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?**

Det er 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. Ifølge Artsdatabanken byr reetablering av en fremmed art i områder der den er bekjempet, på flere tekniske utfordringer. Dette krever bl.a. en varslingstjeneste på lokalitetsnivå, der bekjemping, ikke gjenfunnet og reetablering må flagges. Det jobbes imidlertid med å teste ut en overvåkingsfunksjonalitet i Artsobservasjoner.

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 oppdagelse og varsling av fremmede arter i Norge, gjennomføres en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsanalyse av ulike forslag til overvåking for tidlig varsling, som beskrevet i Jacobsen mfl. (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). Fordi mange av nyttevirkningene ikke kan prissettes innenfor prosjektets rammer, vil sammenstillingen av prissette og ikke-prissette virkninger gjennomføres som en break-even-analyse, dvs. en beregning av hvor store de ikke-prissette nyttevirkningene minst må være for at de skal overstige kostnadene. Deretter sammenlignes dette med regneeksempler for størrelsesordenen av nyttevirkningene, basert på ekspertanslag.

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

Hovedtrinnene i analysen

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

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

Formålet med tiltaket er et anbefalt nettverk av overvåkingsstasjoner slik at man kan oppdage fremmede arter av karplanter og insekter tidligere enn man ville gjort *uten* et slikt overvåkningsnettverk. 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 fremmede arter.

Hovedprosjektet (Jacobsen mfl. 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 de identifiserte alternativene for ambisjonsnivåer som kostnadsberegnes og nytteberegnes/-vurderes her. Det foreligger flere alternativer, hvert med sine kostnads- og nyttevirkinger.

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 foreslåtte 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 nyttevirkinger, 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 bedre grunnlag for å identifisere og prissette *kostnadene* enn nyttevirkningene knyttet til dette prosjektet.

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 kapitler i denne rapporten, samt i Jacobsen mfl. (2018), der opplegget for tidlig varsling er beskrevet.

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 disse kostnadene kan avvike noe fra samfunnsøkonomiske kostnader. Kostnadene er beskrevet og beregnet i kapittel 7.2.

Nyttevirkninger

Grunnlaget for å identifisere nyttevirksomheter av tidlig varsling kommer i hovedsak fra hovedprosjektet, der det er gitt informasjon om sannsynligheten 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 usikkerhet knyttet til 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 slike 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 nyttevirksomheter 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 nyttevirksomheter kan prissettes i dette prosjektet, har vi benyttet det som kalles en «break-even»-tilnærming for å sammenstille prissette og ikke-prissette virkninger. I break-even-analysen vurderes først hvor mye de ikke-prissette nyttevirksomhetene må være verdt for at tiltaket skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt (altså at nytten er større enn kostnadene). Deretter gjøres en vurdering av om nyttevirksomhetene kan antas å være så store.

Trinn 6: Vurdere usikkerhet

Det er betydelig usikkerhet knyttet til tiltakets virkninger. Det er derfor viktig å synliggjøre usikkerheten i nyttekostnadsanalysen. Dette gjøres ved å identifisere de forutsetningene som har

størst betydning for resultatene og vurdere hvordan det vil påvirke resultatet dersom disse endres.

Trinn 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Vi har også beskrevet fordelingsvirkninger relativt kort her. Det vil i hovedsak være det offentlige som bærer kostnadene ved 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.

7.1.1. Presiseringer og avgrensinger

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

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

I en break-even-analyse beregner man først nåverdi på vanlig måte av alle kostnader og eventuelle nytteeffekter som kan prissettes. Deretter regner man seg fram til hvor stor verdien av de ikke-prissatte virkningene må være for at tiltaket skal ha akkurat like stor 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 kr, og man ikke har prissatt noen av nytteeffektene av tiltakene, er break-even-verdien 100 millioner kr. Det vil si at nytten av *tiltaket* må være minst 100 millioner kr 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 nytteeffektene av tidlig varsling, er større eller mindre enn kostnadene? Mer konkret: Hvis tidlig varsling koster for eksempel 100 millioner kr 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 kr 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 kr. Det betyr at den gjennomsnittlige **årlige nytteverdien** må være større enn 5 millioner kr 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 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 (dvs. eksistens- og bevaringsverdi) 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 varslings tiltaket 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 kr delt på 2,4 millioner husholdninger. Det vil si at nåverdien av nytte-effektene per husholdning må være minst 42 kr 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 nytten skal overstige kostnadene, og tiltaket 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 kr (i 40 år) og 2,4 millioner husholdninger, blir gjennomsnittlig årlig kostnad per husholdning 2,10 kr. 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 kr 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.

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 størrelsen på diskonteringsrenten, som i Norge er fastsatt av Finansdepartementet til 4 % per år.

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. Det tas utgangspunkt i aktuelle ambisjonsnivåer beskrevet og vurdert i Jacobsen mfl. (2018) og i tidligere kapitler i denne rapporten.

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 % 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 4 % per år når vi summerer kostnadene over 40 år. Siden ulike utforminger av overvåkningsprogrammet 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 med hensyn til metodikk for innsamling og artsbestemmelse, 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 budsjettsskranker: 1,5; 3,0 og 6,0 millioner kr i året. Antall ruter der insekter og karplanter overvåkes er tilpasset til at kostnadene skal falle innenfor hver av disse budsjettsskrankene.

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.

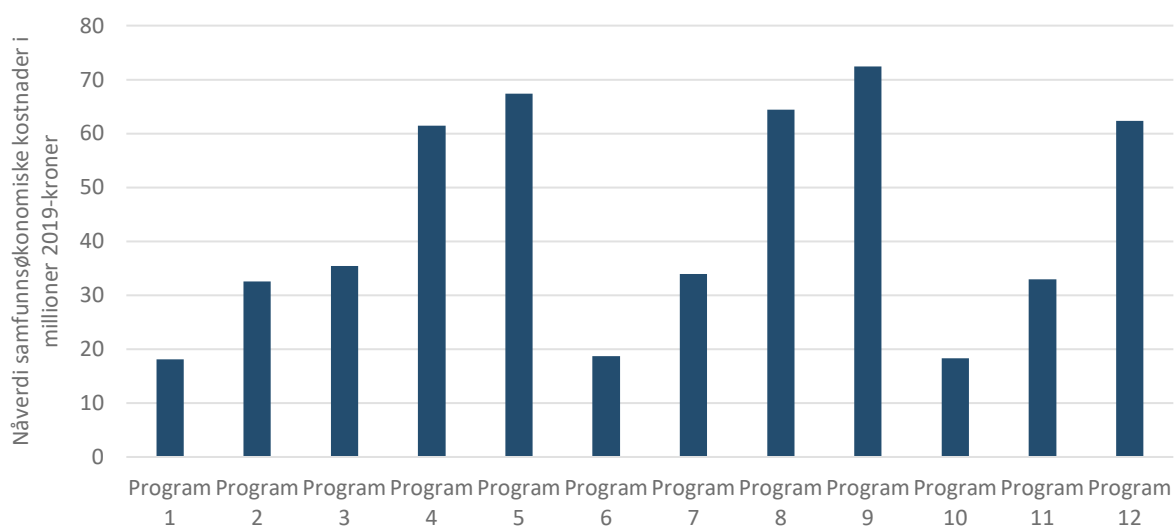
De fleste av disse kostnadspostene varierer med den benyttede metodikken, den geografiske spredningen til programmet og det resulterende antallet lokaliteter som kan dekkes innen budsjettsskrankene. Unntakene er kostnader til administrasjon, rapportering og lagring i database, som er like for alle programmene. 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 manuelle metoder) som brukes i innsamlingen.

Tabell 7.1. Kjennetegn ved metodene i de 12 programmene.

| Program | Metodikk | Større geografisk spredning | Antall lokaliteter | Malaise-feller | Fall-feller | G-vac | Manuelt søk |
|---------|------------|-----------------------------|--------------------|----------------|-------------|-------|-------------|
| 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 |

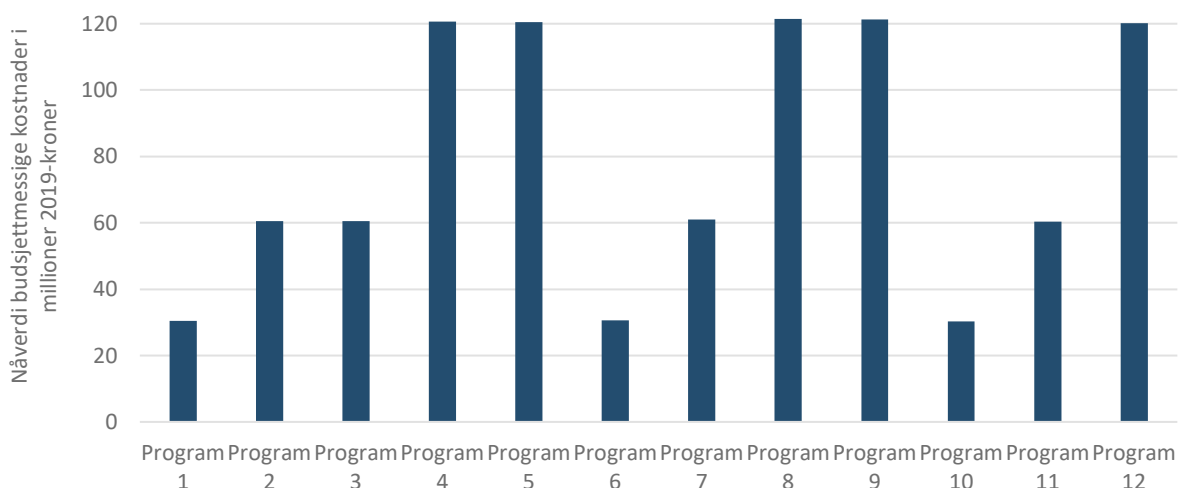
7.2.2. Kostnader og forventet oppdagelse av fremmede arter ved ulike alternativer

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 kr til 72 millioner kr.



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

De budsjettmessige kostnadene, med de samme programmene som gir 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 kr.



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

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

Tabell 7.2 presenterer budsjettsskranke satt ved de 12 programmene. Innenfor hver budsjettsskranke blir det avveininger mellom metodikken for identifisering av arter (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 viser tabellen at et program med grundig metodikk vil innebære at antall ruter som kan inkluderes for 1,5 millioner kr årlig er 26, mens 30 ruter kan inkluderes ved enkel metodikk.

I Tabell 7.2 har vi også oppgitt observasjonssannsynlighet og forventet antall arter funnet ved de ulike programmene, gitt forutsetninger for deteksjonssannsynlighet og forekomst av fremmede arter, basert på undersøkelsene i dette prosjektet.

Kolonnene merket «*» viser henholdsvis estimert sannsynlighet for å observere en fremmed art gitt deteksjonssannsynligheten som er målt i dette prosjektet i 2019 for karplanter, og regneeksemplet at arten finnes på 500 tilfeldige steder, basert på forekomstmodellen til Olsen mfl. (2017). Kolonnene merket «**» viser tilsvarende sannsynlighet for å observere arten i løpet av et 6-årig program. Kolonnen merket «†» viser forventet antall arter funnet i løpet av et år, i et regneeksempel hvor det finnes 10 slike fremmede arter. Kolonnen merket «‡» viser forventet antall arter funnet i løpet av et 6-årig overvåkingsprogram, for det samme regneeksemplet (dvs. det finnes 10 slike fremmede arter). Vi vet ikke sikkert hvor mange fremmede arter som kommer

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 % sosiale kostnader. Dette gir en total månedskostnad på nesten 85 000 kr, som vi deler på 160 timer for å finne timekostnaden.

til landet hvert år, og tallene er derfor presentert som regneeksempler, som er beheftet med usikkerhet. Anslagene er imidlertid de beste vi har basert på erfaringene i dette prosjektet, og bør kunne gi et godt bilde av hvilke program som gir flest oppdagede arter, og flest oppdagede arter per budsjettkrone brukt på overvåking.

Tabell 7.2. Programmene beskrevet i henhold til årlige budsjettskranger og forventet antall arter funnet. Programnumre er som beskrevet i Tabell 7.1.

| Mill. kr | Metodikk | Større geografisk spredning | Antall lokaliteter | Program (P) | Observasjons-sannsynlighet * | Observasjons-sannsynlighet ** | Forventet antall arter funnet † | Forventet antall arter funnet ‡ |
|----------|------------|-----------------------------|--------------------|-------------|------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| 1,5 | Enkel | Nei | 30 | P 1 | 0,02 | 0,09 | 0,2 | 0,9 |
| 1,5 | Grundig | Nei | 26 | P 6 | 0,02 | 0,06 | 0,2 | 0,6 |
| 1,5 | Omfattende | Nei | 9 | P 10 | 0,04 | 0,07 | 0,4 | 0,7 |
| 3,0 | Enkel | Nei | 64 | P 2 | 0,03 | 0,13 | 0,3 | 1,3 |
| 3,0 | Enkel | Ja | 60 | P 3 | 0,01 | 0,08 | 0,1 | 0,8 |
| 3,0 | Grundig | Nei | 56 | P 7 | 0,03 | 0,15 | 0,3 | 1,5 |
| 3,0 | Omfattende | Nei | 20 | P 11 | 0,03 | 0,13 | 0,3 | 1,3 |
| 6,0 | Enkel | Nei | 134 | P 4 | 0,06 | 0,21 | 0,6 | 2,1 |
| 6,0 | Enkel | Ja | 124 | P 5 | 0,03 | 0,15 | 0,3 | 1,5 |
| 6,0 | Grundig | Nei | 116 | P 8 | 0,06 | 0,26 | 0,6 | 2,6 |
| 6,0 | Grundig | Ja | 104 | P 9 | 0,04 | 0,18 | 0,4 | 1,8 |
| 6,0 | Omfattende | Nei | 42 | P 12 | 0,05 | 0,22 | 0,5 | 2,2 |

Ikke overraskende viser Tabell 7.2 at det er de mest omfattende og dyreste programmene som gir oppdagelse av flest arter. Program 8, som koster 6 millioner kr i året, gir høyest oppdagelse i løpet av en 6-årsperiode med oppdagelse av 2,6 arter i løpet av perioden, gitt forutsetningene lagt til grunn. Dette programmet inkluderer grundig metodikk på 116 lokaliteter, avgrenset geografisk til hotspot-områder rundt de store byene. Også to av de andre dyreste programmene (program 4 med enkel metodikk og program 12 med omfattende metodikk på relativt få lokaliteter) gir høy oppdagelse (henholdsvis 2,1 og 2,2). Vi kan merke oss at større geografisk spredning av lokalitetene gir dårligere oppdagelse for samme kostnad enn å konsentrere lokalitetene til utvalgte områder av landet. Hovedårsaken til dette er økte kostnader til logistikk.

Tabellen viser også at oppdagelsen av arter for de beste programmene med lavt og middels ambisjons- og kostnadsnivå, gir omtrent like mange oppdagede arter per budsjettkrone som det dyreste og mest ambisiøse overvåkingsprogrammet.

Hvis vi sammenholder de budsjettmessige kostnadene som er oppgitt per år som henholdsvis 1,5; 3,0 og 6,0 millioner kr, med nåverdien av samfunnsøkonomiske kostnader, finner vi at det laveste ambisjonsnivået gir samfunnsøkonomiske kostnader på i underkant av 20 millioner kr.

Midterste ambisjonsnivå, som tilsvarer budsjettmessige kostnader på ca. 3,0 millioner kr per år, har kostnader med samfunnsøkonomisk nåverdi på ca. 30–35 millioner kr. Høyeste ambisjonsnivå på 6,0 millioner kr per år, tilsvarer samfunnsøkonomiske kostnader på ca. 60-72 millioner kr. Alternativet med sannsynlighet for å oppdage flest arter (program 8) har kostnader med en nåverdi på ca. 65 millioner kr, og de to nest-beste litt i overkant av 60 millioner. Det dyreste programmet, program 9, som har kostnader tilsvarende 72 millioner kr i nåverdi, gir lavere antall sannsynlig oppdagede arter.

7.3. Vurdering og beregning av samfunnets nytte av tidlig varsling

7.3.1. Hva koster fremmede arter samfunnet

Ifølge ulike internasjonale publikasjoner påfører fremmede arter verdenssamfunnet kostnader som beløper seg til mange hundre milliarder kr per år. De høyeste kostnadene påføres ofte på grunn av skader på jord- og skogbruksavlinger og helse (se f.eks. Bradshaw mfl. 2016 for et kostnadsanslag for insekter).

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. Basert på slike overføringer, kom man fram til at kostnadene ved fremmede arter i Norge er i størrelsesorden 2,2–4,4 milliarder 2019-kr 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 kr per år. Dette tyder på at de laveste anslagene for totale 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 i Norge er i størrelsesorden 2,2–4,4 milliarder kr per år.

Antall nye fremmede arter per år i Norge er estimert til $9,5 \pm 0,6$ i 2017 (med en årlig økning på $0,038 \pm 0,005$)⁴. For de fremmede artene som oppdages tidlig og bekjempes på grunn av tidlig varsling, unngås kostnadene knyttet til fremmedarten i alle år fremover. Det har altså stor samfunnsøkonomisk nytte å unngå at fremmede arter får spre seg.

I de følgende avsnittene går vi først nærmere inn på *hvilke* samfunnsmessige nyttevirksomheter som kan knyttes til å unngå spredning av fremmede arter, og dernest gir vi anslag for *hvor store* nyttevirksomheter som kan ventes av foreslått opplegg for tidlig oppdagelse og varsling.

7.3.2. Nyttene av å unngå spredning av fremmede arter

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 nettoskaden 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.⁵

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

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 Estimater 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 innførslser.

⁵ 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.

varslingsystemet gir, men ikke de konkrete effektene i form av reduserte tiltakskostnader og/eller reduserte skadekostnader. Det er grunn til å anta at myndighetene eventuelt etablerer et tidlig varslingsystem 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 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 dag⁶. 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 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 (Hammit & 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 skadekostnader 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 skadekostnader; men det er *reduksjonen* i hver av disse på grunn av tidlig varslings som utgjør alternative mål på nytten av tidlig varslings.

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

⁶ 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.

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.

Den andre komponenten er skader på menneskers helse og velvære. Et velkjent eksempel på helseeffekter av fremmede arter, er tromsøpalmen som har en giftig saft som i sollys kan gi brannskadelignende effekter hvis folk får saften på seg. Et annet eksempel er rynkerosen som vokser blant annet på øyer i Indre Oslofjord og kan ta opp plassen på strender og være negativt for rekreasjonsopplevelsen. Den tredje komponenten er skader på bygninger og annen infrastruktur der de fremmede artene etablerer seg.

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.

7.3.1. Potensialet for reduserte miljøskader og øvrige samfunnskostnader

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

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 opplevelsese- og kunnskapstjenester som rekreasjon og naturarv (naturmangfold) og estetikk. De kan påvirke forsynende 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 forsyningstjenester 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 stedegne arter og spesielt tap eller negativ påvirkning på truede arter og truet natur (for eksempel på rødlisten for henholdsvis arter eller natur⁷) 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 skadestrukturer basert på overførte verdier fra Sverige, som i størst mulig grad skulle tilsvare gjenværende miljøskadestrukturer, 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 kr per år (opptil 1450 millioner 2013-kr i et worst-case-scenario). Dette er arter som påvirker jordbruksproduksjon. For furuvednematoden er derimot beregnede skadestrukturer i størrelsesorden 80 000 – 160 000 kr i hele perioden fram til 2049. Funnene i internasjonal litteratur (jf. oversikt i Magnussen mfl. 2014) indikerer at de høyeste kostnadene ved fremmede arter oppstår der arten skader produksjonen innen næringer som jordbruk og skogbruk.

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 engangsbeløp for å unngå skadevirkningene av rynkerose i hele landet var 1022–1716 kr (med 95 % konfidensintervall 855–1973 kr) og 631–1094 kr (511–1289 kr) kun for eget fylke. For kjempebjørnekjeks var tilsvarende tall for hele landet 1179–1910 kr (med 95 % konfidensintervall 1009–2156 kr) og kun for eget fylke 743–1234 kr (619–1424 kr). 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

⁷ Norsk rødliste for arter er en oversikt over arter som er vurdert å ha en risiko for å dø ut fra Norge.

så ulik, og ikke signifikant forskjellig. Hvis hele landets befolkning 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 kr (= 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.

Basert på disse tallene kan skadekostnadene ved fremmede arter antas å variere fra tilnærmet null, fordi noen arter har svært små negative virkninger og noen har positive virkninger, til 1–10 millioner kr 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.

7.3.2. 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 innhentet 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 arealenhet, 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 kr per dekar og totale kostnader for å bekjempe artene. Fra denne rapporten har vi kostnadstall per dekar for ulike typer bekjempelsestiltak for ulike arter. Det er usikkerhet knyttet til disse kostnadstallene, blant annet fordi man i liten grad systematisk har fulgt opp bekjempelsestiltak over tid og målt effekten av ulike bekjempelsesmetoder, men disse tallene er likevel de beste vi har.

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 insektarter, 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 landet⁸. Det vil være store variasjoner i invasjonspotensialet for de fremmede artene som faktisk blir oppdaget.

⁸ 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

Slektene i Blaalid mfl. (2017) og artene i Magnussen mfl. (2019) 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 alternativene vi har med i tabellen gir et godt bilde, da andre kombinasjoner av forutsetninger vil befinne seg mellom høyeste og laveste kostnader i tabellen. Vi har ikke kunnskap om hvordan de fremmede artene som eventuelt oppdages, vil fordele seg på disse scenarioene.

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 |

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 overvåking 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 i praksis, og den samfunnsøkonomiske nytten ved overvåking og tidlig varsling vil da være mindre, og avhenge av sannsynligheten for at en art faktisk oppdages tidligere som følge av overvåkingsprogrammet og at man

arealet som faktisk skal bekjempes er adskillig mindre enn utbredelsesarealet angitt i Fremmedartsbasen på grunn av hvordan utbredelsesarealet registreres. For å få mer 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).

faktisk setter inn tiltak på et tidlig(ere) stadium enn man ville gjort uten overvåking. Med en sannsynlighet for at tiltak blir iverksatt lik for eksempel 0,5 (50 %), kan man halvere de sparte tiltakskostnadene. Selv da blir samfunnet spart for tiltakskostnader lik 4,55 millioner kr (dvs. 9,1 millioner kr 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 kr i nåverdi dersom tiltak iverksettes i dag, og halvparten av dette om det er 50 % sannsynlighet for at dette skjer.

7.4. Sammenligning av nytte og kostnader

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 kr 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 7.5. I utgangspunktet er det vist resultater med en nåverdi av kostnader på henholdsvis 72 og 18 millioner kr. Det laveste beløpet tilsvarer et årlig budsjett på 1,5 millioner kr, mens det øvre tilsvarer 6 millioner budsjett kroner per år.

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. 1,50 kr per år for å få de effektene det mest ambisiøse tidlige varslingstiltaket medfører.

Tabell 7.5. Beregnet samfunnsøkonomisk kostnad (i 2019-kr) 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 kr.

| | Beløp i kr | Beløp i kr |
|--|------------|------------|
| 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 nyttevirkinger. 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. Gjennom dette kan samfunnet få reduserte kostnader til bekjempelsestiltak hvis det settes inn innsats tidlig(ere), fordi bekjempelseskostnadene i stor grad er proporsjonale med utbredelsesarealet.

Vi satte opp et enkelt regnestykke for å illustrere hva som kan spares *per art* som oppdages og bekjemmes 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. Besparelsen varierer fra ca. 10 millioner kr i nåverdi for arter som har lavt invasjonspotensial og er blant de billigste å bekjempe, til 500 millioner kr i nåverdi for arter som har middels høye bekjempelseskostnader og sprer seg med middels hastighet.

Fra Tabell 7.2 ser vi at med beste anslag basert på resultater i dette prosjektet, kan vi estimere at med et budsjett på 1,5 millioner kr i året (18 millioner kr i samfunnsøkonomisk nåverdi) oppdages i underkant av 1 art (0,9) i løpet av en seksårsperiode og ca. 7 arter i løpet av analyseperioden på 40 år. Tilsvarende tall for mellom-alternativene er ca. 1,5 arter i løpet av seks år og 10 arter i analyseperioden, og for det høyeste kostnadsnivået er det anslått at 2,6 arter oppdages i en seksårsperiode og 18 arter i analyseperioden.

Vi kan da tenke oss at vi sparer tiltakskostnader for det samme antall arter som oppdages i løpet av analyseperioden. Det vil si at samfunnet kan spare anslagsvis 10-500 millioner kr per art for henholdsvis 7, 10 og 18 arter. Dette tilsier at alle overvåkingsnivåene er samfunnsøkonomisk lønnsomme med god margin.

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. Gitt de store kostnadene forbundet med mange fremmede arter, kan det være fristende å argumentere for at det beste programmet blant de mest kostnadskrevende bør anbefales, da det potensielt kan spares mye på det.

For å få full effekt av et slike program, må man imidlertid være sikker på at tidlig oppdagelse og varsling også medfører at det gjennomføres tiltak «tidlig», slik at samfunnet faktisk oppnår den samfunnsøkonomiske nytten som tiltaket kan gi.

På grunn av den store usikkerheten i 1) tallmaterialet for forekomst av antall arter på de lokalitetene som overvåkes, 2) sannsynligheten for å oppdage en ny, fremmed art gitt at den finnes på lokaliteten, 3) sannsynligheten for at det faktisk settes inn tiltak og 4) kostnader ved bekjempelsestiltak, er det vanskelig å si klart at ett ambisjonsnivå for overvåking er klart mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn et annet. Det vi kan si, er at innen samme kostnadsnivå gir grundig metodikk på relativt mange lokaliteter i områder nær de største byene høyest sannsynlighet for å oppdage fremmede arter, og dermed potensielt størst samfunnsøkonomisk nytte.

Kostnadseffektiviteten, målt som estimert oppdagede fremmede arter per overvåkingskrone, er ganske lik ved de ulike ambisjonsnivåene. Vi kan derfor heller ikke ut fra kostnadseffektivitetsberegninger anbefale et ambisjonsnivå fremfor et annet.

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. Nyttene 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.

Når vi gjør vurderingen i forkant av igangsetting av overvåking for tidlig varsling, har vi ingen informasjon om hvilke arter som vil bli oppdaget, 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 skadepotensialene.

8. Konklusjon og videreutvikling

I prosjektet «Tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter i Norge» har vi utredet og testet ut standardiserte metoder for 1) utvelgelse av undersøkelsesruter, 2) innsamling og registrering av karplanter og invertebrater og 3) behandling og analyse av innsamlet materialet (inkludert kontroll). Vi har statistisk beregnet forekomst-, deteksjon- og observasjonssannsynligheter, og presentert en kost-nytte analyse for prosjektet gitt tre ulike ambisjonsnivå.

Gjennomføring av pilotene i 2018 og 2019 har vært svært avgjørende for å høste erfaringer og forbedre metodene, samt for å få en bedre forståelse av utfordringer knyttet til et fremtidig overvåkingsopplegg for fremmede arter i tidlig etablering. Det ligger i sakens natur at det er krevende å påvise sjelden fremmede arter og at det vil være langt mellom disse tilfellene. Det er store utfordringer knyttet til hvor de fremmede artene befinner seg (hvor man skal lete), hvordan man best får samlet dem inn/registrerer dem, hvordan man finner dem i prøvene (DNA-analyser og bioinformatikk) og dernest hvordan man best analyserer materialet i modeller og statistikk.

For insekter kan det være kostnadseffektivt å øke antallet «besøk» ved å la fellene samle over en lang periode på samme rute (mange tømminger). Man kan dermed øke oppdagbarheten for hver art (her kategori) mer kostnadseffektivt enn å heller undersøke flere ruter (som krever mer logistikk). Slike modeller forutsetter dessuten en sluttet mengde arter, og tar dermed ikke hensyn til fenologi. Et argument for å samle over en lengre periode er dermed at man også fanger inn eventuelle fenologiske endringer over sesongen. Det er likevel et poeng å oppsøke nye ruter i stede da man får en større sample-mengde å bruke inn i prediksjonsmodellen. Man kan forvente at kunnskapen om hvor sjansen for å finne fremmede arter er størst, øker jo flere ruter man undersøker. Alternativt kan man kombinere dette ved å ha noen ruter hvor fellene tømmes flere ganger, og noen hvor man isteden flytter til ny rute.

De beste modellene ifølge AICc inneholder kun risikokategori og år for karplanter. Ikke noe av det kan brukes for å velge ut ruter med høyere sannsynlighet for å finne fremmede arter, da det kun sier at sjansen for å finne en art varierer med dens risikokategori og mellom året man leter etter dem. For insektene var bebyggelse inkludert i den nest beste modellen. Det kan se ut som «nye» arter er positivt korrelert med bebyggelse, men konfidensintervallet er svært stort. Dette bør testes videre. Man bør derfor forsøke å forbedre disse prediksjonsmodeller, slik at man kunne ettersøke arter mer målrettet. Men det er fortsatt noe uklart i hvilken grad dette vil la seg gjøre. Spredningsveien via hageplanter hos privatpersoner til naturen omkring er trolig en svært diffus prosess. 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 for andre spredningsveier for blindpassasjerer, som for eksempel tømmerimport (Hagen mfl. 2016). De aktuelle arealene som kan fungere som overvåkingsruter for fremmede arter via ulike spredningsveien, er helt enkelt svært store, og vanskelig å overvåke.

DNA-metastrekkoding er et svært viktig verktøy i så henseende. Vi har gjennom dette prosjektet prøvd med ulike tilnærminger for å analysere insektprøver, både destruktive og ikke-destruktive metoder. Konklusjonen så langt er at ikke-destruktiv lysering er den mest kostnadseffektive metoden. Det gjenstår å teste hvor godt egnet materialet av insekter er til morfologiske metoder etter lysering, noe som er avgjørende for å få bekreftet hvorvidt de potensielle nye fremmede artene er tilstede i prøvene eller om det for eksempel er nærstående arter som ikke kan skilles med DNA.

Prosjektet har i denne pilotperioden påvist en rekke fremmede arter, og slik sett gitt verdifull informasjon om utbredelsen av disse. Noen av artene vi har påvist representerer også hva vi kan kalle «tidlig oppdagelse» av fremmede arter i «tidlig etablering». Hvor mange dette er kommer an på hvordan man definerer disse artene, men om man tar utgangspunkt i helt nye potensielle fremmede arter, dørstokkarter og fremmede arter med få registreringer, kan vi anslagsvis si at vi har påvist 10-12 tilfeller av henholdsvis karplanter og invertebrater. Om man kun

inkluderer fremmede arter som er helt nye for Norge, vil det kun inkludere et fåtall insekter som vi har påvist etter gjennomgang av prøvene.

Vi har også en nokså lang liste med arter vi har påvist gjennom DNA-analyser, som potensielt er nye for Norge. Blant disse vil det skjule seg både oversette stedegne arter og nye fremmede arter. En videre analyse av dette materialet og disse artene (utenfor rammene av dette prosjektet) vil kunne avklare hvilke kategori de ulike artene hører til og bidra til å øke kunnskapen om fremmede arters spredningsveier, etablering og invasjonshastighet generelt.

For å fange opp de fremmede artene som er i en tidlig etableringsfase, fremstår en slik overvåking som skissert her, svært verdifull. Det handler først og fremst om å velge undersøkingslokaliteter som har en høy sannsynlighet for å huse 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 mange nok 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.

Kost-nytte analysen antyder dessuten 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).

For å oppdage og stanse fremmede arter vil det alltid være mer kostnadseffektivt å gjøre det på et så tidlig stadium som mulig, når kilden er mer konsentrert. Det vil for eksempel være svært vanskelig å bekjempe en art som allerede er veletablert. Det er derfor avgjørende at forvaltningen benytter kunnskapen som kommer ut av en slik tidlig varsling og setter i gang tiltak tidlig.

8.1. Prosjektets nettside

Prosjektet presenteres for publikum på en egen nettside opprettet på NINAs hjemmeside; <https://www.nina.no/tidligvarsling>

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 insekter).

8.2. Mulige synergier med andre overvåkingsprosjekter

Det er flere overvåkingsprogram som pågår, eller som potensielt vil starte opp, hvor synergiefektene 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 planteimport. 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 med denne spredningsveien. 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 synergi 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).

Nasjonal 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 hatt en pilotperiode i 2019 (Åström mfl. 2020), og videreføres for 2020. Det vil være naturlig at innsamlingsmetodikk og materialbehandling blir synkronisert slik at disse to prosjektene kan utveksle data, og at datamaterialet for de for de to prosjektene dermed blir større enn de enkeltstående prosjektene ville gitt. Det ville være naturlig at «tidlig varslings» kunne inngå som et «urbant» element inn i en slik generell insektovervåking, levere data på alle arter til «insektovervåkingen», og at «insektovervåkingen» på sin side leverer data på fremmede arter til «tidlig varslings» fra hele sitt datasett.

DNA-metastrekkoding:

Det er etter hvert svært mange prosjekter som benytter DNA-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 referansemateriale i internasjonale databaser. Dette betyr videre at dersom DNA-metastrekkoding blir gjeldende metodikk for identifisering av arter i et «tidlig varslingsprosjekt», bør man i størst mulig grad tilstrebe å bruke ikke-destruktive metoder, og ha ressurser til å etterprøve artshypoteser fra DNA-analysene ved å søke i originalmaterialet for å påvise de aktuelle artene, artsbestemme dem morfologisk og DNA-strekkode disse.

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 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. Anbefaling om videre arbeid

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 manuelt valgte lokaliteter. Vi anbefaler en videreføring av grundig metodikk for karplantekartlegging, og enkel kartlegging for insekter, men med et subsett av kartlegging for grundig og omfattende metodikk der det er egnet. Videre bør man ha rom i metodikken til å inkludere spesialsøk etter enkelt arter dersom dette skulle være aktuelt, spesielt med feromonfeller.

Det bør gjøres en vurdering av prediksjonsmodellen for utvelgelse av ruter for å gjøre den enda mer treffsikker. Man bør blant annet vurdere å gjøre den enda tilpasset bruk i urbane områder, slik at man fanger opp med åpent lavland, skrotemark, 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 enhetlig 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 artsbestemmelser 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-destruktive metoder. Konklusjonen fra dette prosjektet er at en ikke-destruktiv lysing av materialet er den mest lovende metoden.

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.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P.A., Åsen, P.A. og Vandvik, V. 2018a. *Melilotus volgicus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P.A., Åsen, P.A. og Vandvik, V. 2018b. *Campanula carpatica*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P.A., Åsen, P.A. og Vandvik, V. 2018c. *Sambucus ebulus*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken.
- 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.
- Gammelmo, Ø., Endrestøl, A., Elven, H., Hatteland, B.A., Ottesen, P., Søli, G., Velle, G., Åstrøm, S. og Ødegaard, F. 2018a. *Dohnniphora cornuta*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken.
- Gammelmo, Ø., Endrestøl, A., Elven, H., Hatteland, B.A., Ottesen, P., Søli, G., Velle, G., Åstrøm, S. og Ødegaard, F. 2018b. *Feltiella acarisuga*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken.
- 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.
- Hammit, 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., Åstrøm, 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.
- Lyal, C.H.C. & Miller, S.E. 2019. Capacity of United States federal government and its partners to rapidly and accurately report the identity (taxonomy) of non-native organisms intercepted in early detection program. *Biol Invasions* (2019) doi:10.1007/s10530-019-02147-x
- 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 2014-52.
- Magnussen, K., Skjeflo, S.W., Dombu, S.V, Gierløff, C.W., Blaalid, R., Bruteig, I.E., Aronsen, E. & Chen, X. 2018. Verdsetting av miljøulempene ved fremmede hageplanter og blindpassasjerer – et pilotprosjekt. Menon-publikasjon 2018-14
- Magnussen, K., Skjeflo, S.W., Olsen, S.L., Sandvik, H. & Thomassen, J. 2018. Grunnlag for prioritering av innsats mot fremmede arter. Menon-publikasjon 2018-116.
- Magnussen, K., N.B. Westberg og R. Blaalid 2019: Nytte-kost-vurderinger av tiltak mot fremmede karplanter. Menon-publikasjon 2019-108.
- 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., Töpfer, 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., Falkenham, 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. & Schloss, P.D. 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., Majaneva, M.A.M., Davey, M., Brandsegg, H. & Staverløkk, A. 2020. Overvåking av spredningsveien planteimport – sluttrapport for 2019. NINA Rapport 1738. Norsk institutt for naturforskning.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Jacobsen, R.M., Kyrkjeeide, 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.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Nystad Handberg, Ø., Hanssen, O., Magnussen, K., Majaneva, M.A.M., Navrud, S., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2020. Forslag til nasjonal insektovervåking - Erfaringer fra et pilotforsøk samt en nytte-kostnadsanalyse. NINA rapport 1725. Norsk institutt for naturforskning.

10. Vedlegg

10.1. 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-kr, 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 kapittelet. Vi har også valgt å gruppere kostnadene litt annerledes for et fremtidig overvåkingssystem, slik at man ikke direkte kan sammenligne kostnadspostene i dette kapittelet 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 10.1.1).

Tabell 10.1.1 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 10.1.2), 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 stedeagne planter. Nyttens av å registrere stedeagne planter må derfor veies opp mot den økte kostnaden.

Tabell 10.1.2. 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 10.3), 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 10.1.3). 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 10.1.3. 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 grunntypenivå (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 10.1.4).

Tabell 10.1.4. 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 per rute, og kunne gjøres samtidig med andre oppgaver på ruten. Kostanden per rute for en slik taksering vil dermed bli omkring 1000,- kr avhengig av timepris.

10.2. Fremmede og potensielt nye (fremmede) arter av insekter

Tabell 10.2.1. Fremmede arter påvist ved DNA analyse av insektprøver (malaisefeller og G-vac) i 2018 og 2019. SE - Svært høy risiko, HI - Høy risiko, PH - Potensielt høy risiko, LO - Lav risiko, NW – Newbies (arter som ikke er registrert som norske i Artsnavnebasen. Tallene i matrisen er antall prøver arten forekom i. Utbredelse: E – Europa (land i parentes trolig nærmeste funnsted; S – Sverige, SB – Storbritannia, Fr – Frankrike, L – Latvia, D – Danmark, F – Finland, T – Tyskland, ? – usikkert), N-A – Nord Amerika, A – Asia, Af – Afrika, Au – Australia og New Zealand. * arten er påvist i Norge med opp til fire funn, men ikke angitt som norsk i Artsnavnebasen.

| Risikokategori | Artsgruppe | Vitenskapelig navn | 2018 (MT-knust) | 2019 (MT-ETOH) | 2019 (MT-lysering) | 2019 (G-vac ETOH) | M-lok | A-lok | I prøver | Utbredelse |
|---|--------------|----------------------------------|-----------------|----------------|--------------------|-------------------|-------|-------|---------------------|------------------|
| Antall prøver analysert/lokalteter | | | 44 | 80 | 70 | 5 | 17 | 18 | | |
| SE | Edderkoppdyr | <i>Opilio canestrinii</i> | 9 | 24 | 21 | 0 | 8 | 8 | Begge år | |
| SE | Veps | <i>Bombus terrestris</i> | 7 | 6 | 5 | 0 | 5 | 5 | Begge år | |
| HI | Nebbmunner | <i>Deraeocoris lutescens</i> | 2 | 0 | 4 | 0 | 3 | 2 | Begge år | |
| PH | Biller | <i>Cartodere nodifer</i> | 6 | 1 | 5 | 0 | 6 | 3 | Begge år | |
| PH | Tovinger | <i>Drosophila busckii</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | Begge år | |
| LO | Biller | <i>Omonadus floralis</i> | 4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | Kun 2018 | |
| LO | Biller | <i>Stricticollis tobias</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2018 | |
| LO | Biller | <i>Trixagus atticus</i> | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | Begge år | |
| LO | Edderkoppdyr | <i>Eratigena atrica</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | Kun 2018 | |
| LO | Nebbmunner | <i>Tremulicerus fulgidus</i> | 7 | 1 | 5 | 0 | 4 | 3 | Begge år | |
| LO | Sommerfugler | <i>Cameraria ohridella</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | Begge år | |
| LO | Tovinger | <i>Dohrniphora cornuta</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | Kun 2019 (lysering) | dørstokkart |
| LO | Tovinger | <i>Drosophila hydei</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2018 | |
| LO | Tovinger | <i>Drosophila melanogaster</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2018 | |
| LO | Tovinger | <i>Feltiella acarisuga</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | dørstokkart |
| NW | Biller | <i>Philonthus spinipes</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), A |
| NW | Edderkoppdyr | <i>Lysigamasus vagabundus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | Kun 2019 (GVAC) | E (F), N-A |
| NW | Edderkoppdyr | <i>Quadracus urticarius</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S) |
| NW | Nebbmunner | <i>Amblytylus nasutus</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | Kun 2019 (begge) | E (S), N-A |
| NW | Nebbmunner | <i>Aphis spiraecola</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | Global |
| NW | Nebbmunner | <i>Balclutha rhenana</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A |
| NW | Nebbmunner | <i>Cacopsylla fibulata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | N-A |
| NW | Nebbmunner | <i>Capitophorus elaeagni</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | Global |
| NW | Nebbmunner | <i>Cinara cupressi</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | Global (invasiv) |
| NW | Nebbmunner | <i>Eriosoma anncharlotteae</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A * |
| NW | Nebbmunner | <i>Euceraphis papyrifericola</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | N-A, A |
| NW | Nebbmunner | <i>Laingia psammae</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), A |
| NW | Nebbmunner | <i>Linosiphon galiophagum</i> | 0 | 5 | 0 | 0 | 3 | 2 | Kun 2019 (ETOH) | E (S) |
| NW | Nebbmunner | <i>Myzus lythri</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), N-A, A |
| NW | Nebbmunner | <i>Periphyllus lyropictus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), N-A, A |
| NW | Nebbmunner | <i>Therioaphis riehmi</i> | 0 | 3 | 0 | 1 | 3 | 0 | EOOH and GVAC | E (S), N-A, A |
| NW | Sommerfugler | <i>Dahlica triquetrella</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | Kun 2018 | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Actia infantula</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Anagnota bicolor</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S), Sibir |
| NW | Tovinger | <i>Aprionus subbetulae</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Camptomyia heterobia</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | E (L), N-A, A |
| NW | Tovinger | <i>Chalarus brevicaudis</i> | 2 | 3 | 19 | 0 | 5 | 9 | Begge år | E (S), A |
| NW | Tovinger | <i>Chalarus holosericeus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (SB) |
| NW | Tovinger | <i>Chalarus indistinctus</i> | 3 | 2 | 13 | 0 | 5 | 5 | Begge år | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Chalarus longicaudis</i> | 2 | 1 | 25 | 0 | 8 | 8 | Begge år | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Chamaemyia geniculata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A, |
| NW | Tovinger | <i>Coenosia agromyzina</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | Begge år | E (S) |

| Risikokategori | Artsgruppe | Vitenskapelig navn | 2018 (MT-knust) | 2019 (MT-ETOH) | 2019 (MT-lysering) | 2019 (G-vac ETOH) | M-lok | A-lok | I prøver | Utbredelse |
|----------------|------------|--|-----------------|----------------|--------------------|-------------------|-------|-------|---------------------|---------------------|
| | | Antall prøver analysert/lokaliteter | 44 | 80 | 70 | 5 | 17 | 18 | | |
| NW | Tovinger | <i>Conicera dauci</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A * |
| NW | Tovinger | <i>Corynoptera perpusilla</i> | 0 | 6 | 4 | 0 | 3 | 1 | Begge år | E, N-A, A, Af, Au * |
| NW | Tovinger | <i>Dasyhelea turficola</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Dasyopa triangulata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (?), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Discocerina obscurella</i> | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | Begge år | E (S), N-A, Af |
| NW | Tovinger | <i>Eudorylas terminalis</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | Kun 2018 | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Jassidophaga beatricis</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | Kun 2019 (lysering) | E (D), A |
| NW | Tovinger | <i>Leptosyna nervosa</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (SB), N-A, A |
| NW | Tovinger | <i>Lestodiplosis polypori</i> | 1 | 11 | 3 | 0 | 3 | 4 | Begge år | E (SB), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Megaselia abdita</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (SB), A |
| NW | Tovinger | <i>Megaselia infraposita</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 2 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Microdrosophila congesta</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Microsoma exiguum</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2018 | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Ozirhincus longicollis</i> | 0 | 5 | 7 | 0 | 4 | 2 | Kun 2019 (begge) | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Paratanytarsus grimmii</i> | 0 | 6 | 7 | 0 | 6 | 3 | Kun 2019 (begge) | E, N-A, Af, Au * |
| NW | Tovinger | <i>Phaonia canescens</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2018 | E (S), N-A, A |
| NW | Tovinger | <i>Philygria vittipennis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Phytomyza cirsii</i> | 0 | 2 | 7 | 0 | 4 | 1 | Kun 2019 (begge) | E (S), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Pipunculus calceatus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | Kun 2019 (lysering) | E (S), A |
| NW | Tovinger | <i>Rhopalopterus carbonarium</i> | 0 | 2 | 10 | 0 | 2 | 6 | Kun 2019 (begge) | E (T), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Sceptonia longiseta</i> | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 4 | Kun 2019 (begge) | E (?), N-A * |
| NW | Tovinger | <i>Skuhraviana triangulifera</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | Kun 2019 (ETOH) | E, N-A * |
| NW | Tovinger | <i>Spiniphora bergenstammi</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | Kun 2019 (begge) | E (S), N-A * |
| NW | Tovinger | <i>Tomosvaryella geniculata</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (S) |
| NW | Tovinger | <i>Trichonta pulchra</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (SB), N-A |
| NW | Tovinger | <i>Triphleba nudipalpis</i> | 2 | 2 | 9 | 0 | 4 | 4 | Begge år | E (S) * |
| NW | Tovinger | <i>Vibrissina turrita</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (begge) | E (S) * |
| NW | Tovinger | <i>Winthemia cruentata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | E (S) |
| NW | Veps | <i>Aleiodes crassipes</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (begge) | E (S), A |
| NW | Veps | <i>Anagrus ustulatus</i> | 0 | 7 | 0 | 0 | 3 | 3 | Kun 2019 (ETOH) | E (SB), N-A, Au * |
| NW | Veps | <i>Apanteles sodalis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S) |
| NW | Veps | <i>Aphidius cingulatus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), N-A |
| NW | Veps | <i>Aphidius rosae</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (ETOH) | E (S), Au |
| NW | Veps | <i>Athalia paradoxa</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | Begge år | E (Fr) |
| NW | Veps | <i>Blacus stelfoxi</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | Kun 2018 | E (S), N-A, A |
| NW | Veps | <i>Dolichogenidea sicaria</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | Kun 2019 (lysering) | E (S), N-A, A |
| NW | Veps | <i>Hyposoter annulipes</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | Kun 2019 (lysering) | N-A * |
| NW | Veps | <i>Neochrysocharis okazakii</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | Kun 2019 (lysering) | A, Au |
| NW | Vårfluer | <i>Hydroptila sparsa</i> | 0 | 3 | 2 | 0 | 1 | 1 | Kun 2019 (begge) | E (S) |
| SUM | | | 53 | 90 | 174 | 2 | 115 | 100 | | |

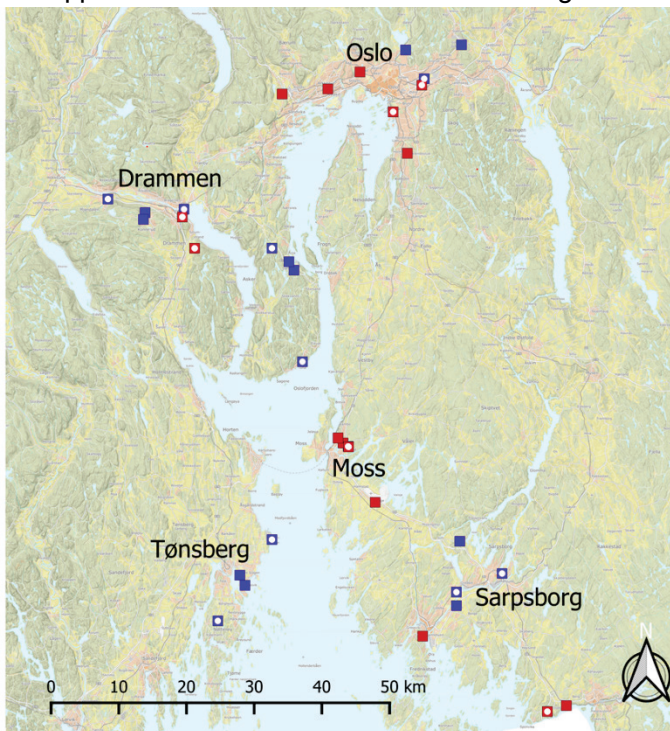
Utvidet sammendrag

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. 2020. 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.

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 fører til negative effekter på lokalt biologisk mangfold, økosystemtjenester, jordbruk og/eller menneskelig velferd og defineres som invaderende arter. Flertallet av de fremmede artene i Norge har spredd seg til norsk natur ved forvilling fra kultivering. Denne spredningsveien er særlig vanlig for planter, mens fremmede insekter i hovedsak ankommer som blindpassasjerer (forurensing) i forbindelse med transport av varer eller mennesker.

Det er beregnet at invaderende arter fører til mange hundre milliarder i samfunnsøkonomiske kostnader (kr) på global skala årlig. 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. Det nest beste alternativet er 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 tilpasset overvåkings-system, 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 overvåkings-system for tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter av terrestriske karplanter, insekter og edderkoppdyr i tidlig etableringsfase i norsk natur. Prosjektet startet



Plasseringen av ruter som er kartlagt i dette prosjektet i 2018 (røde ruter) og 2019 (blå ruter). Hvit prikk i ruta betyr at den valgt manuelt.



Sommerhyll *Sambucus ebulus* er kun funnet et fåtall ganger i Norge tidligere. Foto: Anders Often.

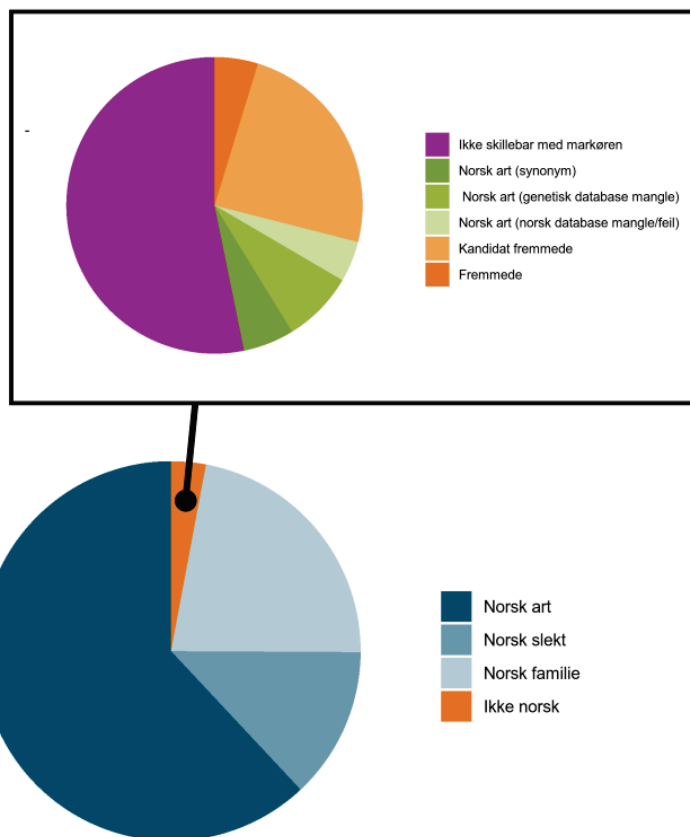
i 2018 og ble videreført i 2019 hvor vi har fokusert på uttesting av visse aspekter ved designet fra 2018.

Feltmetodikken for 2019 er basert på erfaringene og anbefalingene fra pilot-prosjektet i 2018. Kartleggings-metodikken fra 2018 ble i 2019 testet ut i ytterligere 20 ruter (250 x 250 m) i Sørøst-Norge, baserte på SSB sitt rutenett. Rutene ble valgt ut enten automatisk ved vektning fra en «hotspot»-analyse av forekomst av fremmede arter (10 ruter) eller manuelt ved subjektive vurderinger (10 ruter). De automatisk utvalgte rutene ble trukket ut fra følgende kriterier; 1) minimum 8 eneboliger i ruten, 2) en befolkningstetthet på minimum 30 og maksimum 125 i ruta, 3) maksimum 100 meter fra nærmeste skogsområde og 4) ruteutvalg er vektet etter den modellerte nåværende andelen fremmede karplanter basert på en «hotspot»-analyse som viste hvor første-funn av fremmede arter ble observert. De subjektivt utvalgte rutene ble enten lagt nær gjenvinningsstasjoner med mottak av hageavfall eller nær knutepunkter for transport av varer eller materialer.

For karplantekartleggingen ble grundig metodikk valgt basert på «random walk» og en øvre grense for tidsbruk i ruta til fem timer. Arter innenfor hager og parker ble ikke registrert, heller ikke utplantinger langs vei og lignende. Kun egenspredte arter i veikanter, grøfter og annen naturlig kantvegetasjon samt i naturområder ble registrert. Endret og ny metodikk i 2019 medførte oppdaterte kostnadsanslag for de ulike behandlingene. Kartlegging av insekter ble gjort med malaisefeller (jf. enkel metodikk). 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). For fem ruter testet vi også i tillegg innsamling med G-vac (grundig metodikk) og fallfeller (omfattende metodikk). Det ble også testet ut bruk av feromoner for spesielle arter på fem lokaliteter. Alle insektprøver foruten fallfeller og feromonfeller ble samlet på etanol. Prøvene ble filtrert og DNA-ekstraksjon ble gjort på etanolen. Materialet ble så analysert med metastrekkoding, samt morfologisk artsbestemming av sommerfugler og biller for 10 prøver. Vi fant at DNA- metastrekkoding av etanolen gav lav treffprosent av arter i forhold til de morfologiske analysene. Prøvene ble derfor re-analysert ved hjelp av en ikke-destruktiv lyseringsmetode.

Det ble funnet totalt 158 risikovurderte fremmede plantearter i de 20 rutene i 2019. Dette er det samme antallet som ble påvist i 2018 per rute (120 fremmede plantearter fra 15 ruter). Gjennomsnittlig antall fremmede plantearter per rute er relativt likt for kartleggingen i 2019 og i 2018. Ingen av de registrerte fremmedartene var helt nye for Norge, men enkelte arter som sommerhyll (*Sambucus ebulus*), karpatklokke (*Campanula carpatica*), grønn bladlilje (*Hosta ventricosa*) og russesteinkløver (*Melilotus wolgicus*) har kun blitt registrert et fåtall ganger.

Fra de 20 malaisefellene (fire tømninger, 80 prøver), ble det med metastrekkoding definert 1738 taksa. Etter en re-analysering av prøvene med lysering (70 prøver) ble det definert 2558 taksa.



Oversikt over resultatene fra DNA-metastrekkoding av insektene. Ca. 95 % av artene som ble påvist er antatt norske arter. Ca. 25 % av de ikke-norske artene er antatt stedegne eller potensielt fremmede (kandidat) arter.

Spesielt så vi en stor økning i antall veps (130 vs. 517 taksa). Dette viser at etanolfiltrat ikke fungerer tilfredsstillende for terrestriske insekter, mens ikke-destruktiv lysering gir bedre og mer konsistente resultater. Noen arter ble kun påvist i etanolfiltratet, og altså ikke etter lysering.

Totalt for begge år (all DNA metodikk) ble det påvist 3419 taksa, hvorav 15 var risikovurderte fremmedarter (13 i 2018, 10 i 2019, 8 felles). Fra den samlede artslisten fant vi 66 potensielt nye arter for Norge. Disse kan være oversette stedegne arter, men kan også være nye fremmede arter i Norge. Vi ser at mange av de «nye» artene tilhører grupper som er dårlig undersøkt i Norge og at hele 43 av artene er påvist i Sverige. Vi antar at mange av disse er naturlig forekommende i Sverige, og dermed trolig er oversett i Norge (med unntak).

Noen av artene vi har påvist representerer også hva vi kan kalle «tidlig oppdagelse» av fremmede arter i «tidlig etablering». Hvor mange dette er kommer an på hvordan man definerer disse artene, men om man tar utgangspunkt i helt nye potensielle fremmede arter, dørstokkarter og fremmede arter med få registreringer kan vi anslagsvis si at vi har påvist 10–12 tilfeller av henholdsvis karplanter og invertebrater. Om man kun inkluderer fremmede arter som er helt nye for Norge, vil det kun inkludere et fåtall insekter som vi har påvist etter gjennomgang av prøvene. Eksempler på sistnevnte er brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys* og muggbiller *Stephostethus angusticollis*.

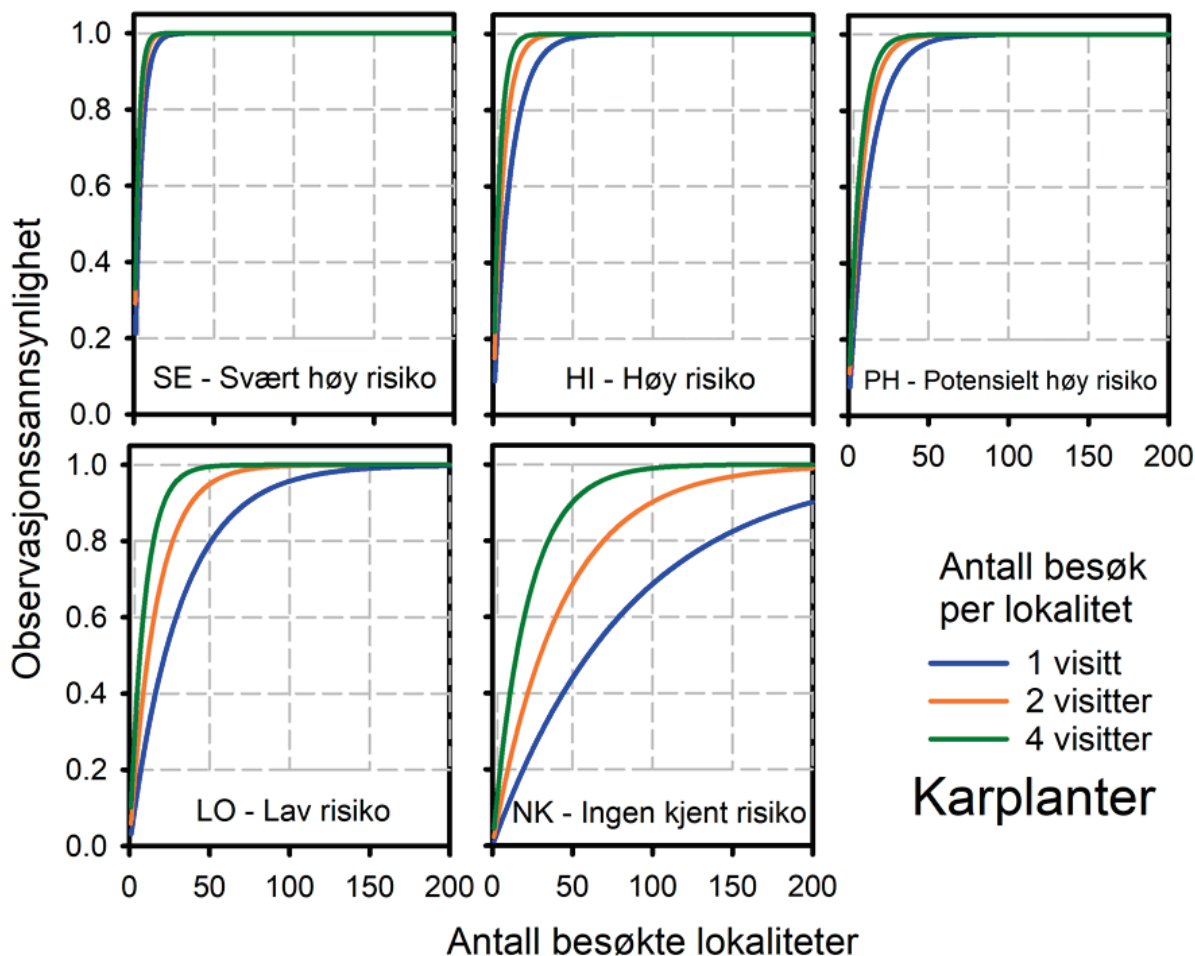
De to modellene med størst støtte hadde variasjon av utbredelse og oppdagbarhet av fremmede karplanter som varierte med både år og risikokategori. Den endrede kartleggingsmetodikken (grundig) medførte en sannsynlighet for påvisning av fremmede karplanter som var høyere i 2019 enn for 2018 for alle fem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



Brunmarmorert breitege *Halyomorpha halys*. Dette er en asiatisk art som er innført til USA og Europa, og som har spredt seg med voldsom hastighet. Arten medfører først og fremst store økonomiske problemer for frukt og bær dyrkere. Foto: Arnstein Staverløkk.



Stephostethus angusticollis er i dette prosjektet påvist ny for Norge fra Mile (Mjøndalen). Arten er en muggbille (Latridiidae), og disse lever særlig av muggsopper og er vanlige mellom råtnende plantedeler, i komposter og lignende. Foto: Arnstein Staverløkk.



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 paneller.

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 bebyggelse.

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 observasjons-sannsynlighet ved 50 eller enda færre lokaliteter. For de fleste kategoriene av insekter ser det ut til at vi får en høy observasjonssannsynlighet ved mellom 50 og 100 ruter. 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.

Med beste anslag basert på resultater i dette prosjektet, kan vi estimere at med et budsjett på 1,5 millioner kr i året (kostnader tilsvarende 18 millioner kr i samfunnsøkonomisk nåverdi) oppdages i underkant av 1 art (0,9) i løpet av en seksårsperiode og ca. 7 arter i løpet av en analyseperiode på 40 år. Tilsvarende tall for mellom-alternativene er ca. 1,5 arter i løpet av seks år og 10 arter i analyseperioden, og for det høyeste kostnadsnivået er det anslått at 2,6 arter oppdages i en seksårsperiode og 18 arter i analyseperioden. Vi kan da tenke oss at vi sparer tiltaks-kostnader for det samme antall arter som oppdages i løpet av analyseperioden. Det vil si at

samfunnet kan spare anslagsvis 10–500 millioner kr per art for henholdsvis 7, 10 og 18 arter. Dette tilsier at alle overvåkningsnivåene er samfunnsøkonomisk lønnsomme med god margin.

Det er altså mye som tyder på at det vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt å innføre et tidlig varslingsystem, gitt at man behandler informasjonen man får fra systemet og utnytter denne til å sette inn tiltak tidligere enn man ellers ville gjort. Gitt de store kostnadene forbundet med mange fremmede arter, kan det være fristende å argumentere for at det beste programmet blant de mest kostnadskrevede bør anbefales da det potensielt kan spares mye på det.

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 varslingsystem, er intensjonen å utnytte kunnskapen til bedre forvaltning av fremmede arter som kommer til landet/etablerer seg. Kun da kan samfunnet få reduserte kostnader til bekjempelsestiltak hvis det settes inn innsats tidlig(ere), fordi bekjempelseskostnadene i stor grad er proporsjonale med utbredelsesarealet.

På grunn av den store usikkerheten i 1) tallmaterialet for forekomst av antall arter på de lokalitetene som overvåkes, 2) sannsynligheten for å oppdage en ny, fremmed art gitt at den finnes på lokaliteten, 3) sannsynligheten for at det faktisk settes inn tiltak og 4) kostnader ved bekjempelsestiltak, er det vanskelig å si klart at ett ambisjonsnivå for overvåking er klart mer samfunnsøkonomisk lønnsomt enn et annet. Det vi kan si, er at innen samme kostnadsnivå gir grundig metodikk på relativt mange lokaliteter i områder nær de største byene høyest sannsynlighet for å oppdage fremmede arter, og dermed potensielt størst samfunnsøkonomisk nytte.

Kostnadseffektiviteten, målt som estimert oppdagede fremmede arter per overvåkingskrone, er ganske lik ved de ulike ambisjonsnivåene. Vi kan derfor heller ikke ut fra kostnadseffektivitetsberegninger anbefale et ambisjonsnivå fremfor et annet.

Gjennomføring av pilotene i 2018 og 2019 har vært svært avgjørende for å høste erfaringer og forbedre metodene, samt for å få en bedre forståelse av utfordringer knyttet til et overvåkingsopplegg for fremmede arter i tidlig etablering. Det er krevende å påvise sjelden fremmede arter og at det vil være langt mellom disse tilfellene og store utfordringer knyttet til hvor de fremmede artene befinner seg (hvor man skal lete), hvordan man best får samlet dem inn/registrerer dem, hvordan man finner dem i prøvene (DNA-analyser og bioinformatikk) samt hvordan man best analyserer materialet i modeller og statistikk. Derfor gjelder det å stadig forbedre metodene for å bli mer treffsikre i søket og det endelige resultatet.

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. Eksisterende kartleggings- og overvåkingsprogram ser ikke ut til å være i stand til å treffe mange nok 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.

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.

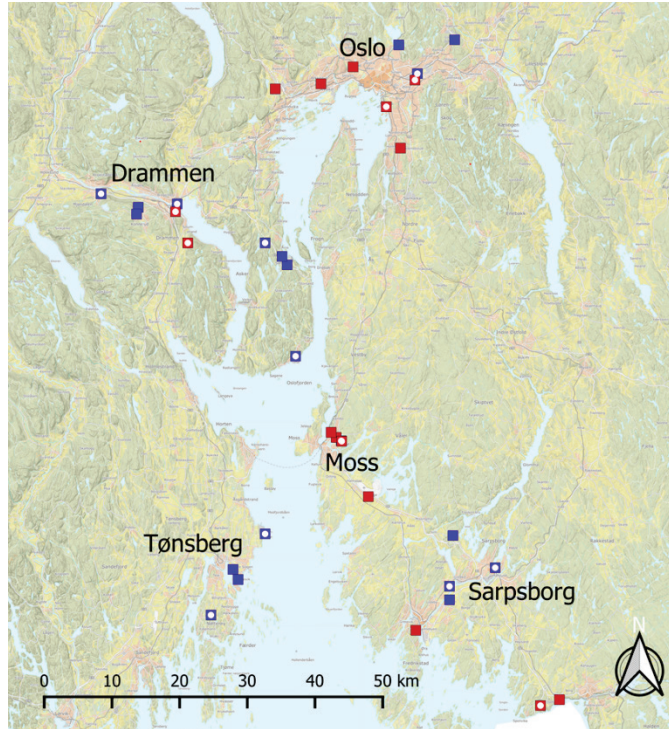
Extended summary

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. 2020. 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 several billions US\$ in socio-economic costs per year at a global scale. The majority of the foreign species in Norway have spread to Norwegian nature through naturalization from cultivation. This pathway is particularly common for plants, while foreign insects mainly arrive as hitchhikers (stowaways) with transport of goods or humans.

It is estimated that invading species leads to billions in socio-economic costs on a global scale. Ideally, any introduction of harmful, alien species should have been avoided as this would have resulted in the lowest costs, but in practice this is 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



The locations of routes surveyed in this project in 2018 (red squares) and 2019 (blue squares). White dots in the squares means that it is manually selected.



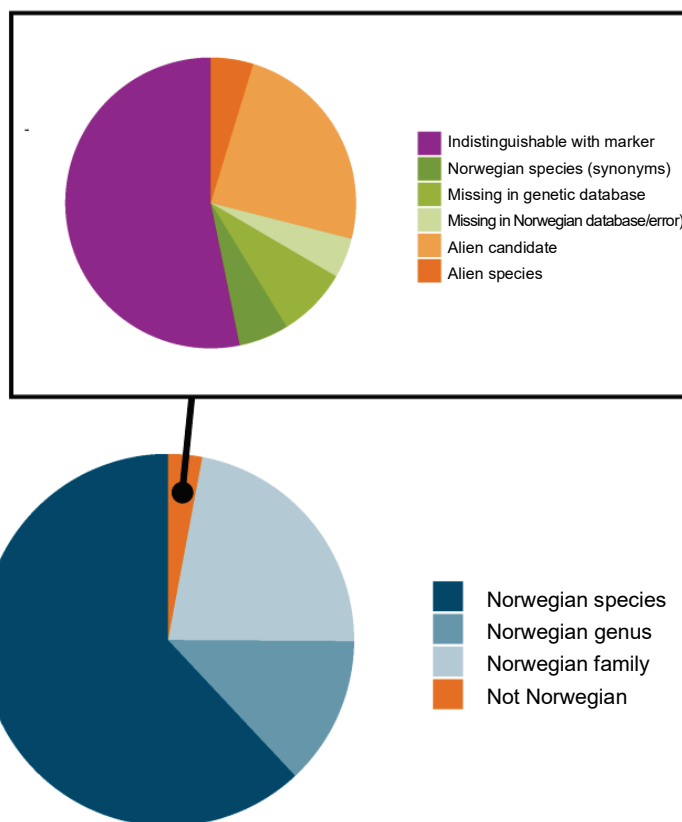
European dwarf elder *Sambucus ebulus* has only been found a few times in Norway before. Photo: Anders Often.

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 routes based on Statistics Norway's grid network (250 x 250 m). New routes were selected either automatically by weighting from a hotspot analysis of occurrence of alien species (10 routes) or by subjective assessments by experts (10 routes). The automatically selected routes were extracted using the following criteria; 1) a minimum of 8 detached houses in the route, 2) a population density of a minimum of 30 and a maximum of 125 in the route, 3) a maximum of 100 meters from the nearest forest area and 4) route selection is weighted according to the modeled current proportion of foreign vascular plants based on a «hotspot» analysis. The subjectively selected routes were either placed near recycling stations for garden waste or near hubs for transporting goods or materials.

For initial surveys of vascular plants, observers searched the routes using a random walk with an upper limit for time spent in the five-hour route (thorough methodology). Species within gardens and parks were not recorded, nor were plantings along roads and the like. Only naturalized species in roadsides and other natural edge vegetation, as well as in natural areas were recorded. The modified search procedures resulted in updated cost estimates for our survey options. Mapping of insects was done with malaise traps (cf. simple methodology). The first emptying was done in week 29, ie after 4 weeks of collection. Then the traps were emptied every other week, three times (weeks 31, 33 and 35). For five routes we also tested collection with G-vac (thorough methodology) and pitfall traps (extensive methodology). The use of pheromones for specific species at five sites was also tested. 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 meta-barcoding, and a subset of 10 samples were also processed for morphological identification of butterflies and beetles. We found that DNA metabarcoding of the ethanol gave a low hit percentage of species compared to the morphological analyzes. The samples were therefore later re-analyzed based on a non-destructive lysis method.

A total of 158 species of alien plants with risk assessments were found in the 20 routes in 2019. That is the same amount found per route in 2018 (120 foreign plant species on 15 routes). The average number of alien plant species per route was relatively similar for 2019 and 2018. None of the registered alien species were completely new to Norway, but some species such as European dwarf elder (*Sambucus ebulus*), Carpathian harebell (*Campanula carpatica*), Blue Plantain-lily (*Hosta ventricosa*) and Russian melilot (*Melilotus wolgicus*) have only been recorded a few times.



Results of the DNA metabarcoding of the insects. About 95 % of the species detected are Norwegian species. About 25 % of the non-Norwegian species are assumed to be native or potentially foreign (candidate) species.

In 2019, 80 Malaise traps samples (four rounds, 20 routes) were identified to a total of 1738 taxa with metabarcoding of ethanol. Re-analyzing 70 of the samples with lysis yield 2558 taxa.

In particular, we saw a large increase in the number of wasps (130 vs. 517 taxa). This shows that ethanol filtrate does not work satisfactorily for terrestrial insects, while non-destructive lysis provides better and more consistent results. Some taxa could only detect in the ethanol filtrate, and not after lysis.

A total of 3419 taxons were detected for both years, of which 15 were risk-assessed foreign species (13 in 2018, 10 in 2019, 8 in both years). In addition, we recorded a total of 66 species that were potentially new to Norway in our 2-year project (all methods), which may be either undiscovered native species or new alien species in Norway. We see that many of the “new” species belong to groups that are poorly known in Norway and that as many as 43 of the species have been detected in Sweden, which may indicate that there is a large proportion of undiscovered, native species.

Some of the species we have identified represent what we might call “early detection” of alien species in “early establishment”. How many depend on how these species are defined, but based on actually new alien species, doorstep species and alien species with few registrations, we can estimate that we have detected 10–12 cases of both vascular plants and invertebrates. If one includes only alien species that are completely new to Norway, it will only be a few insects that we have detected after manually investigated the samples. Examples of the latter are the brown marmorated stink bug *Halyomorpha halys* and the fungus beetle *Stephostethus angusticollis*.

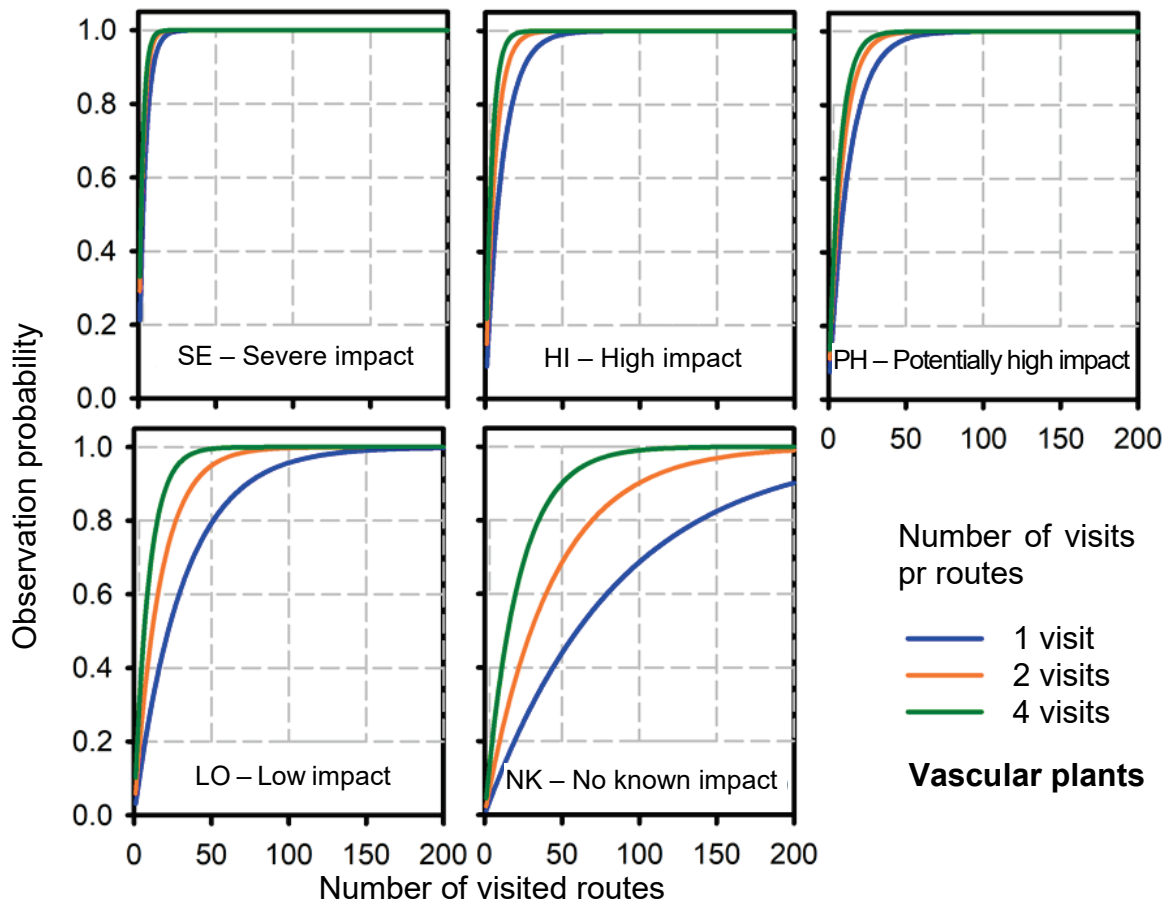
We modeled the probability of occupancy and detection with occupancy models with repeated visits by different skilled observers (vascular plants) or multiple rounds of sampling (invertebrates).



The brown marmorated stink bug *Halyomorpha halys* is an Asian species introduced to the United States and Europe, and which has spread with violent speed. The species primarily causes major economic problems for fruit- and berry growers. Photo: Arnstein Staverløkk.



Stephostethus angusticollis is in this project proven new for Norway from Mjølndalen). The species is a fungus beetle (Latridiidae), and these live mainly from mold fungi and are common between decaying plant parts, in composts and the like. Photo: Arnstein Staverløkk.



Estimated observation probability (the species is present, and we discover it) of vascular plants found in the pilot project in the period 2018–2019. The probabilities are averaged for each risk category, where the number of visits per site is color-coded, and the different risk categories are shown in separate panels.

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 on average by 0.12 (0.08–0.29) in 2019 compared to 2018 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 in housing.

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. For most categories of insects, it seems that we have a high probability of observation by visiting between 50 and 100 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.

With the best estimate based on the results in this project, we can estimate that with a budget of NOK 1.5 million per year (costs equivalent to NOK 18 million in socio-economic present value) just under 1 species (0.9) is discovered during a six-year period and approx. 7 species during an analysis-period of 40 years. Corresponding figures for the middle alternatives are approx. 1.5

species during six years and 10 species during the analysis-period. For the highest cost level it is estimated that 2.6 species are detected in a six-year period and 18 species during the analysis-period. We can then imagine that we will save costs for the same number of species detected during the analysis period. This means that society can save an estimated NOK 10-500 million per species for 7, 10 and 18 species respectively. This means that all the monitoring levels are socially economically profitable by a good margin.

Thus, there is much to indicate that it will be socially economically profitable to introduce an early warning system, given that one process the information from the system and utilize it to implement measures earlier than one would otherwise have done. Given the large costs associated with many alien species, it can be tempting to argue that the best program among the most costly should be recommended as it can potentially save a lot.

Early warning itself will not trigger major benefits. If the authorities only establish the system without implementing measures based on the information obtained, the system contributes only to knowledge building and future opportunities based on this, and to allow researchers to publish and thus contribute to the international research literature and knowledgebase. There is thus an assumption that if the authorities initiates an early warning program, the intention is to utilize the knowledge for better management of foreign species that arrive and become established in the country. Only then can society get reduced costs for measures if those are implemented early(ier), because the costs are largely proportional to the area of distribution of the species in question.

Due to the large uncertainty in the number of occurrences of the number of species occurring at the sites being monitored, the likelihood of discovering a new, foreign species given that it exists at the site, the likelihood of actual measures being taken and the cost of control measures, it is difficult to say that one level of ambition for monitoring is clearly more socially economically profitable than another. What we can say is that within the same cost level, thorough methodology at relatively many sites in areas near the largest cities gives the highest probability of detecting alien species, and thus potentially the greatest socio-economic benefit.

The cost-effectiveness, measured as estimated detected alien species per monitoring NOK, is quite similar at the different ambition levels. Therefore, we cannot recommend an ambition level over another based on cost-effectiveness calculations.

The pilot projects in 2018 and 2019 has been crucial for gaining experience and improving the methods, as well as for a better understanding the challenges associated with an EDRR program. It is inherent that it is difficult to detect rare species and that there will be few cases. There are major challenges related to where the alien species are located (where to survey), how to best collect them / register them, how to find them in the samples (DNA analysis and bioinformatics) and how one best analyzes the material in models and statistics. Therefore, it is important to constantly improve the methods to become more accurate in the search and results.

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 route selection and further development of DNA metabarcoding as a method for species identification. Existing monitoring programs do not seems to encounter enough of the sites where there is a high probability of detecting alien species in early establishment. This is because these projects cannot prioritize investigating high-risk sites. Early monitoring of alien species therefore seems to meet a unique and socially useful need.

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, box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim. Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Navrud, S. Menon Economics, Sørkedalsveien 10 B, NO-0369 Oslo.

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

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

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

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

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