



DIREKTORATET FOR
NATURFORVALTNING

UTREDNING



DN-utredning 4-2012

Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter

Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter

DN-utredning 4-2012

Utgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Dato: Juni 2012

Antall sider: 28

Emneord:

Fremmed art, innsamlingsmetode, invasjonologi, kartlegging, overvåkning, prioritering

Keywords:

Alien species, invasion biology, monitoring, prioritisation, sampling design, surveillance

Bestilling:

Direktoratet for naturforvaltning,
postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim
Telefon: 73 58 05 00
Telefaks: 73 58 05 01
www.dirnat.no/publikasjoner

Refereres som:

Hanno Sandvik og Bernt-Erik Sæther
Senter for bevaringsbiologi, Institutt for
biologi, NTNU. Kriterier og metoder for
kartlegging og overvåkning av fremmede
arter. Utredning for DN 4-2012.
Direktoratet for naturforvaltning.

ISBN (Trykt): 978-82-8284-055-2

ISBN (PDF): 978-82-8284-056-9

ISSN (Trykt): 0804-1504

ISSN (PDF): 1891-4616

Layout: Guri Jermstad AS

Foto forside: Parkslirekne (*Reynoutria japonica*). Foto: Øystein Størkersen

EKSTRAKT:

Behovet for en målretta kartlegging og overvåkning av fremmede arter i Norge er stort og blir i liten grad møtt av eksisterende overvåkningsprogrammer. Utviklinga av slike programmer må ta to viktige hensyn: identifisering/prioritering av arter og en egna og standardisert metode. Denne utredninga gir en oversikt over kunnskapsstatusen på området og avleder konkrete forslag og anbefalinger.

Kunnskapsgrunnlaget internasjonalt, men spesielt nasjonalt, er for dårlig til å angi et velbegrunna sett med morfologiske, fysiologiske, økologiske eller demografiske utvalgs-kriterier for hvilke fremmede arter som bør overvåkes. I fravær av slik disse må prioriteringa bygge på kunnskap om hvilke arter som er kjente problemarter i andre land, kombinert med artenes (1) utbredelsespotensial i Norge og (2) økologisk risikokategori ifølge det kvantitative klassifiseringssystemet for fremmede arter.

Ved gjennomføringa av overvåkninga er det viktig å oppnå en høy deteksjonsrate og en mest mulig konstant overvåkningsinnsats, og å rapportere både positive og negative funn. Dette innebærer bl.a. (1) at man bør etablere et nett med overvåkningsflater langs transekter; (2) at overvåkningsflatene ikke endres etter etablering; (3) at overvåkningsinnsatsen varierer minst mulig i tid og rom; (4) at overvåkningsinnsatsen kvantifiseres. Ved tidligvarsling brukes ikke transekter, men et fast rutenett av overvåkningsflater i prioriterte områder. Dataene som bør samles inn er bestandstettheter (ikke bare nærvær/fravær) av den fremmede arten og relevante stedegne arter samt målinger av relevante abiotiske miljøbetingelser.

ABSTRACT:

There is a great need for dedicated monitoring programs of alien species in Norway. The development of such programs hinges on criteria to identify and prioritise the species to be monitored, and on an appropriate and standardised method. This report summarises the state of knowledge in this area and derives a few recommendations.

The state of knowledge in comparative invasion biology – both internationally and particularly in Norway – is still too poor to develop a well-founded set of morphological, physiological, ecological or demographic selection criteria for the monitoring of alien species. For the time being, prioritisation of monitoring efforts should thus be based on the experience with invasive species in other countries. This information should be combined with knowledge about the species' spread potential in Norway and their ecological risk category according to the Norwegian classification system of alien species.

In carrying out the monitoring programs, it is essential that detection rates are high, that monitoring effort is as constant as possible and that both positive and negative findings are reported. This entails that (1) a network of monitoring plots should be established along transects; (2) the monitoring plots are not switched or discontinued after establishment; (3) monitoring effort must vary as little as possible through space and time; (4) monitoring effort should be quantified. Monitoring plots for an early warning system should not be arranged along transects but as a fixed grid in prioritised areas. The data to be sampled are population counts (rather than mere presence/absence data) of both the alien and relevant native species as well as relevant abiotic environmental factors.

Forord

På verdensbasis regnes fremmede arter som en av de største truslene mot naturmangfoldet. Globaliseringen og den stadig økende internasjonale handelen fører til at flere og flere fremmede arter blir introdusert – både med hensikt og utilsiktet. Konvensjonen om biologisk mangfold forplikter partene til å; «forhindre innførsel av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystem, livsmiljø eller arter». Naturmangfoldlovens kapittel IV regulerer innførsel og utsetting av fremmede organismer og har til formål å forebygge introduksjoner som vil eller kan føre til uheldige konsekvenser for det biologiske mangfoldet. Etablering og spredning av fremmede arter er et stort problem og gode kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning er en forutsetning for en kunnskapsbasert forvaltning og iverksettelse av tiltak.

Utredningen er gjort på oppdrag av Nasjonalt program for kartlegging og overvåkning av biologisk mangfold.

Trondheim, juni 2012

Yngve Svarte
direktør, avdeling for artsforvaltning

Forfatternes forord

Denne utredninga er sluttrapporten for modul 3 av prosjektet «Videreutvikling av ny kvantitativ risikovurdering av fremmede arter», som ble gjennomført ved Senter for bevaringsbiologi, NTNU, med støtte fra nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Vi takker nasjonalt program for finansiering og Direktoratet for naturforvaltning for oppfølging av prosjektet. Under metodeutviklinga har vi hatt stort utbytte av samarbeidet med Steinar Engen og Jarle Tufto (Institutt for matematiske fag, NTNU).

Trondheim, januar 2012

Hanno Sandvik og Bernt-Erik Sæther
Senter for bevaringsbiologi, Institutt for biologi, NTNU

Innhold

1 Innledning	6
2 Utvalgsriterier	6
2.1 Kunnskapsstatus	6
2.2 Anvendelighet i Norge	7
3 Kartleggings- og overvåkningsmetoder	8
3.1 Bakgrunn	9
3.2 Generelle metodiske betraktninger	9
3.3 Overvåkning	11
3.4 Tidligvarsling	13
3.5 Kartlegging	15
3.6 Datainnsamling	17
4 Drøfting	18
5 Anbefalinger	18
6 Referanser	19
Anhang: simuleringer	22

1 Innledning

Fremmede arter fanges i liten grad opp av pågående kartleggings- og overvåknings-programmer (f.eks. Sverdrup-Thygeson m.fl. 2008; Johnsen m.fl. 2010), selv om flere grunner tilsier at behovet for kartlegging og overvåkning av fremmede arter er stort:

- Kunnskap om utbredelsesarealet, bestandsutviklinga og effekten til fremmede arter er et viktig grunnlag for forvaltninga av disse artene.
- Gode overvåkningsrutiner er en forutsetning for å dokumentere om forvaltningstiltakene for artene har tiltenkt effekt.
- Uten et etablert overvåkningssystem vil det være vanskelig å slå fast hvilken effekt ulike menneskeskapte prosesser (f.eks. klimaendringer) vil ha for den videre spredninga av fremmede arter (jf. Mainka og Howard 2010; Huang m.fl. 2011).
- Dataene som samles inn gjennom kartlegging og overvåkning av fremmede arter danner grunnlaget for fremtidige revisjoner og forbedringer av svartelister (Gederaas m.fl. i arbeid).
- Dataene vil også være verdifulle for en videreutvikling av invasjonsmodeller (Sandvik og Sæther 2012), som i sin tur er viktige for å kunne justere kriteriesettet som brukes i klassifiseringa av fremmede arter (Sandvik m.fl. i arbeid).

Kartlegginga og overvåkninga av fremmede arter kan effektiviseres og forbedres gjennom to ulike tiltak:

- et systematisk kriteriesett for å velge ut artene som bør kartlegges/overvåkes,
- standardiserte metoder for gjennomføringa av kartlegginga/overvåkninga.

Denne utredninga tar for seg begge tiltakene ved å gi en oversikt over kunnskapsstatusen på området og konkrete forslag og anbefalinger. Konkrete forslag på overvåkningsmetodikk krever også at spørsmålene som ønskes besvart, stilles så presist som mulig. I fremmedarts-sammenheng bør man derfor skille mellom flere ulike kunnskapsbehov:

1. å *oppdage* nye fremmede arter så fort som mulig etter at de har kommet til landet (tidligvarsling);
2. å *overvåke* «atferden» til en fremmed art som allerede har kommet til landet, herunder
 - å estimere artens spredningshastighet og etableringsevne,
 - å kvantifisere effektene som arten har på norsk natur,
 - å evaluere forvaltningstiltak retta mot arten,
 - å vurdere interaksjonen mellom disse spørsmål og miljøendringer (slik som klimaendring, habitatfragmentering, gjengroing o.l.);
3. å *kartlegge* utbredelsesområdet til en fremmed art;
4. å *kartlegge* samtlige forekomster av en fremmed art, f.eks. når hensikten er å fjerne arten fra norsk natur.

I det følgende vil det første spørsmålet omtales som *tidligvarsling*; det andre som *overvåkning* (*monitoring* sensu Rew m.fl. 2006) og de to siste som *kartlegging* (*survey* resp. *inventory* sensu Rew m.fl.).

2 Utvalgskriterier

En stor utfordring i invasjonsbiologien er å predikere invasjonspotensialet og de økologiske effektene av fremmede arter (Kolar og Lodge 2001). Har en invasiv fremmed art først lyktes med å etablere en levedyktig bestand, er det ofte nærmest umulig å utrydde den igjen (Parkes og Panetta 2009). Det er derfor av avgjørende betydning for forvaltninga av fremmede arter at man bygger opp forhåndskunnskap om de sannsynlige egenskapene av introduserte arter, eller i det minste at man bygger opp et overvåkningssystem som fanger opp fremmede arter som begynner å vise uønska egenskaper (Holcombe og Stohlgren 2009).

2.1 Kunnskapsstatus

Denne komparative og prediktive grenen av invasjonsbiologien har foreløpig dessverre få gjennombrudd å vise til. Noen forskere har gått så langt som å anse alle introduksjoner som unike hendelser og betvilt at det fins generelle biologiske lover som er egna til å predikere invasjonspotensial (Crawley

1987). På den andre sida har en rekke studier kunnet dokumentere at visse egenskaper er korrelert med invasjonspotensialet, i hvert fall innenfor avgrensede taxa (f.eks. fugler, Blackburn m.fl. 2009b; karplanter, van Kleunen m.fl. 2010; fisk, García-Berthou 2007).

En ufullstendig liste over karakter(grupp)er som har blitt antatt og/eller dokumentert å påvirke invasjonspotensialet omfatter:

- fruktbarhet og populasjonsvekstrate («raske livshistorier», dvs. livshistoriestrategier som ligger mot r -ytterpunktet av r/K -kontinuumet, kan predikere karplanter invasjonspotensial, men ser ut til å være negativt korrelert med etableringssuksess hos fugler; Blackburn m.fl. 2009a; van Kleunen m.fl. 2010),
- ulike fysiologiske og/eller morfologiske karakterer, som er spesifikke for bestemte taxa og relatert til de nevnte livshistorietrekkene (f.eks. bladarealindeks, fotosynteserate og vannforsyningseffektivitet hos planter; van Kleunen m.fl. 2010),
- nisjebredde (García-Berthou 2007; Blackburn m.fl. 2009a),
- fleksibiliteten og plastisiteten til adferdsrepertoaret (Blackburn m.fl. 2009a),
- arealstørrelsen til artens geografiske utbredelse i dens opprinnelsesregion (García-Berthou 2007; Jenkins og Keller 2011),
- taksonomisk isolering (fylogenetisk isolerte fremmede arter kan møte færre konkurrenter i sitt nye habitat; Ricciardi og Atkinson 2004; Dawson m.fl. 2009),
- genetisk varians (et miljø med jevnlig forstyrrelser kan selektere for genetisk varians og utgjøre en pre-adapsjon for en høy invasjonsevne; Lee og Gelembiuk 2008),
- fenotypisk plastisitet (Davidson m.fl. 2011).

Alle disse egenskapene kan i beste fall forutsi invasjonspotensialet til en begrenset taksonomisk eller økologisk gruppe av arter, er bare svakt korrelert med invasjonspotensial og kan i tillegg være avhengig av bestemte miljøbetingelser (Pyšek og Richardson 2006). Det fins veldig få forsøk på å finne korrelater av invasjonspotensial på tvers av slike artsgrupper.

Et komplementært spørsmål til hva som predestinerer bestemte fremmede arter til å bli invasive, er spørsmålet om hva som gjør et bestemt habitat

sårbar for å bli invadert av fremmede arter. Denne variasjonen i utsatthet for invasjon på tvers av habitater har også blitt undersøkt (Pyšek m.fl. 2010). Forskninga har f.eks. vist at habitatene med det største tallet og den største andelen av fremmede arter er antropogent påvirkte sådanne (urbane og ruderalet habitater, men også landbruksarealer). Dette gjelder fremfor alt sårbarheter for fremmede insekt- og plantearter. Også akvatiske og våtmarksområder er mer sårbare enn andre habitat-typer, spesielt for invasjonen av fremmede virveldyrarter.

Til slutt har det også blitt forsket på betydninga av ulike introduksjonskanaler og årsaker (Hulme m.fl. 2008). Resultatene antyder at planter introduseres hovedsakelig gjennom at de «bryter ut» fra hager, parker og jordbruksareal; virvelløse dyr som «blindpassasjerer» som følger med varer, ballastvann eller annen transport; og virveldyr gjennom tilsikta (lovlig eller ulovlig) utsetting.

2.2 Anvendelighet i Norge

Det har altså foreløpig ikke lyktes å gi noen allmenngyldig og pålitelig prediksjon av hvilke biologiske egenskaper som predestinerer en fremmed art til å bli invasiv. Fellestrekkene av fremmede invasive arter som forskninga så langt har identifisert, er etter vår oppfatning fremdeles for grove til at de kan brukes som utvalgskriterier for kartlegging og overvåkning.

Et ytterligere problem er at det er usikkert i hvor stor grad de internasjonale funnene kan overføres til norske forhold. Flere særtrekk ved Norges klima og geografi tilsier at funn fra andre land muligens bare har begrenset gyldighet i Norge. De klimatiske forholdene kan f.eks. innebære at det er færre potensielt invasive arter som faktisk kan etablere levedyktige bestander i Norge.

Dette gjør at vi på det nåværende kunnskapsgrunnlaget ikke kan forsvare å angi noe sett med morfologiske, fysiologiske, økologiske eller demografiske utvalgskriterier for hvilke fremmede arter som bør overvåkes. Føringer i utvalget av arter for kartlegging og overvåkning bør derfor inntil videre baseres på Artsdatabankens risikovurdering av fremmede arter (Gederaas m.fl. i arbeid) og på kunnskap om hvilke arter som er kjente problemarter i andre land, og her fortrinnsvis naboland eller land med lignende økologiske forhold.

Tre generelle forhold bør vektlegges under prioritering av fremmede arter som vurderes overvåka:

- *Invasjonspotensial.* – Fremmede arter bør overvåkes i den grad de ifølge kunnskap om deres biologi kan antas å ha *potensial* til å kolonisere større deler av norsk natur. Her er det viktig å skille mellom det *koloniserbare arealet* på den ene siden og *andelen* av det dette arealet som faktisk allerede er kolonisert på den andre. Viktigheten av å forvalte arten er i utgangspunktet proporsjonal med dens potensielle utbredelsesområde i Norge. Hvordan den koloniserte andelen inngår i prioritering er derimot avhengig av målsettinga med overvåkninga. Prioriteten av arter bør uansett *øke* med økende *areal* av det *koloniserbare* området. For et tidligvarslingssystem av ikke-etablerte arter bør prioriteten samtidig *synke* med økende *andel* av dette arealet som allerede er *kolonisert*. Dette fordi man bør prioritere arter som er i et tidlig stadium av invasjonsprosessen, der man fremdeles kan hindre eller begrense deres etablering. Forholdene stiller seg annerledes når etablerte skadegjørere overvåkes med det hovedformål å utrydde arten. Her spiller den koloniserte andelen av arealet en mindre rolle. Et utrydningsprogram vil ha mindre utsikt til suksess jo større andel som allerede er kolonisert, men for slike arter kan politiske målsettinger og økonomiske rammer ha større betydning enn metodiske hensyn.
- *Risiko.* – Overvåkninga bør prioritere arter som utgjør en stor risiko for norsk natur. Arter med begrensa eller moderat invasjonspotensial, men små, ingen eller positive effekter på norsk natur, bør av åpenbare grunner ikke prioriteres. Arter med store sprednings-hastigheter og etablerings-sannsynligheter bør imidlertid overvåkes selv om de antas å ha små økologiske effekter. Dette for å være føre var med tanke på ufullstendig kunnskap om effekter. Derfor kan prioritering av arter bygges på kriteriesettet som undertegnede og kolleger har utvikla (Sæther m.fl. 2010; Sandvik og Sæther 2012; Sandvik m.fl. i arbeid), og som brukes under Artsdatabankens inneværende klassifiseringsrunde av fremmede arter (Skjelseth 2011; Gederaas m.fl. i arbeid). Det er fremmede arter som klassifiseres til å utgjøre en svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) eller potensielt høy risiko (PH), som bør bli prioritert.

- *Etablering.* – Kartlegging og overvåkning bør omfatte både allerede etablerte fremmede arter og dørstokkarter. Med *dørstokkart* mener vi her – i tråd med Artsdatabankens definisjon – en «Art som ikke tidligere er observert i Norge, men som antas å kunne etablere seg i Norge via sekundær introduksjon fra naboland, eller art som det anses sannsynlig at vil kunne spres ved menneskets hjelp (potensielle vektorer er tilstede) fra et område med tilsvarende bioklimatiske forhold som ankomststedet, og derfor kan etablere og formere seg i Norge» (Skjelseth 2011:6). Dørstokkarter er altså et spesialtilfelle der den faktisk koloniserte andelen av det koloniserbare arealet er null. Er det koloniserbare arealet stort, bør dørstokkartene likevel prioriteres på lik linje med allerede etablerte fremmede arter. Om arten allerede har etablert en norsk bestand eller ikke, bør altså ha underordna betydning i prioritering.

Vi kan med det nåværende kunnskapsnivået ikke komme med konkrete anbefalinger om hvilke habitater eller hvilke innførselskanaler som bør prioriteres overvåka. Når det gjelder habitater, er det på et generelt grunnlag nærliggende å gi høyere prioritet til trua og naturlig sjeldne naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011). Dette er begrunna i naturforvaltningas ansvar for å bevare disse naturtypene, ikke i deres sårbarhet for invasjon av fremmede arter.

3 Kartleggings- og overvåknings-metoder

For å kunne bygge opp et varslingssystem for introduksjonen, spredninga og/eller effekten av uønska fremmede arter, er det av avgjørende betydning at det brukes en metodikk som er tilpassa dette formålet. De fleste datasett som foreligger per i dag er dessverre ikke av en slik natur, men er basert på mer eller mindre opportunistisk innsamling. Heri ligger selvfølgelig ingen kritikk – dataene ble stort sett samla inn til andre formål enn estimering av invasjonsbiologiske parametere, og det kan derfor ikke overraske at metodikken ikke er tilpassa dette spesielle formålet. Tvert imot er de få eksisterende datasett på spredninga av fremmede arter en

gullgruve, nettopp fordi det er så få av dem, og fordi selv den ikke spesialtilpassa datainnsamlinga kan gi grove, men viktige estimater på noen grunnleggende spredningsparametere (se f.eks. Sandvik og Sæther 2012). Fordelen med en tilpassa metodikk er imidlertid at man for samme arbeidsinnsats får mer nøyaktige estimater av nøkkel-parameterne, og at disse estimatene blir tilgjengelig på et tidligere stadium. Det siste følger av estimatenes høyere kvalitet: Med smalere konfidensintervaller vil man trenge mindre data, som f.eks. kan bety færre år med observasjoner, før man kan konstatere at en fremmed art sprer seg med en viss hastighet eller utøver en viss effekt på norsk natur.

Metodene for (iii) overvåkning, (iv) tidligvarsling og (v) kartlegging presenteres i det følgende etter innledende betraktninger om den (i) teoretiske og (ii) metodologiske bakgrunnen, som er felles for de tre ulike aktivitetene. Kapitlet avsluttes med (vi) parameterne som bør innsamles under alle tre aktivitetene.

3.1 Bakgrunn

Tre forhold er kritiske for en effektiv overvåkning av fremmede arter:

- Deteksjonsraten bør være høyest mulig.
- Overvåkningsinnsatsen bør være konstant, dvs. variere minst mulig i tid og rom.
- Både positive og negative funn må rapporteres.

Overvåkningsinnsatsen bestemmer deteksjonsraten, som er en støyparameter med stor potensiell påvirkning på estimatene av målparameterne (jf. Burnham m.fl. 1987; Clobert 1995; MacKenzie og Kendall 2002; Sæther m.fl. 2010:108f). Ignorerer man variasjonen i deteksjonsraten, kan resultatene være svært villedende. Dette gjelder vel å merke ikke bare når deteksjonsraten er *liten* (Yemshanov m.fl. 2010), men også når deteksjonsraten er *variabel*, selv om den i gjennomsnitt er moderat eller høy. Det fins i prinsippet flere løsninger på dette problemet, som – i prioritert rekkefølge – omfatter:

1. å holde overvåkningsinnsatsen mest mulig konstant;
2. å kvantifisere overvåkningsinnsatsens variasjon i tid og rom, slik at den kan korrigeres for under modelleringa;

3. å estimere deteksjonsraten samtidig med de egentlige målparameterne.

Rekkefølga uttrykker hvor viktig de tre ulike metodene er. Ideelt sett bør alle tre metodene brukes til enhver tid, men de sistnevnte metodene kan bare delvis kompensere forsømmelser i de førstnevnte. Den tredje løsninga krever f.eks. ikke bare spesielle statistiske metoder, men også et nokså omfattende datamateriale, og vil derfor ikke alltid kunne gi tilfredsstillende resultater i fravær av de første to metodene.

Et annet problem ved mange eksisterende datasett er at negative funn ikke blir rapportert, dvs. datasettet består bare av observasjoner av arten, mens informasjonen om hvor det ble lett etter arten uten at den ble funnet, ikke blir tatt vare på. Å endre denne metodiske svakheten er også av stor betydning for en standardisert kartlegging og overvåkning.

3.2 Generelle metodiske betraktninger

Den avgjørende betydninga av å ha tilstrekkelig høy deteksjonsrate har blitt påpekt i mange sammenhenger. Det anbefales å sette konkrete mål for hva deteksjonsraten minst bør være på for at det er verdt å gjennomføre en kartlegging, overvåkning eller et forvaltningstiltak. En generell anbefaling er at overvåkningsprogrammer bør ha en statistisk kraft (*power*) på 0,8 (Jarrad m.fl. 2011). Det amerikanske jordbruksdepartementet opererer med et krav om at sannsynligheta for å oppdage varepartier med en infeksjonsrate på minst 10 % eller mer skal være på minst 95 % (USDA 2011).

I sammenheng med utrydningstiltak av fremmede arter har f.eks. Emry m.fl. (2011) funnet at en høy forvaltningsintensitet ikke kan kompensere for lave deteksjonsrater. Det er derfor viktig å gjennomføre et pilotprosjekt *før* man går i gang med en utrydningsskampanje, for å teste om man kan i det hele tatt kan oppnå gode nok deteksjonsrater til en suksessfull gjennomføring av kampanjen (Cacho m.fl. 2007, Christy m.fl. 2010).

I sammenheng med overvåkning og kartlegging gjelder i prinsippet det samme. En slik pilotstudie har f.eks. blitt gjennomført på sambar (*Cervus unicolor*), et nokså kryptisk hjortedyr, som er nattaktiv og tilbringer den lyse tiden i tett kratt og skog (Gormley m.fl. 2011). Tre ulike kartleggingsmetoder ble testa, transekter som ble undersøkt intensivt for alle tegn

for aktivitet, transekter der det bare ble lett etter ekskrementer, og kamerafeller. Intensive transekter hadde en deteksjonsrate på 76 %, ekskrement-transekter på 37 % (én), 59 % (to) resp. 74 % (tre transekter); kamerafeller på 29 % (én) resp. 51 % (to kameraer). En kombinasjon av alle tre metodene (én intensiv transekt, tre ekskrement-transekter og to kameraer) ga en deteksjonsrate på 97 % (Gormley m.fl. 2011).

Et annet eksempel er *Pseudorasbora parva*, en karpefisk som spres fremfor alt gjennom akvarister og fiskedammer (Britton m.fl. 2011). Deteksjonsraten ble undersøkt i en rekke fiskedammer med kjente tettheter av arten. Ved en gjennomsnittlig tetthet på én fisk per m² ga elektrofiske en deteksjonsrate på 19 % ved ti punktprøver, 40 % ved 20 punktprøver og 68 % ved 30 punktprøver. Feller uten agn oppdaga fisk i 76 % og feller med agn i over 99 % av tilfellene.

Tettheta spiller imidlertid også inn. Harvey, Qureshi og MacIsaac (2009) har f.eks. vist at man ved høye tettheter av fokusarten bør prioritere å lete på flere steder fremfor å ha maksimal leteinnsats (deteksjonsrate).

Med begrensa ressurser må også fordelinga av arbeidskraft mellom antall overvåkningsflater og overvåkningsfrekvensen optimeres. Rhodes og Jonzén (2011) finner f.eks. at (og hvordan) man bør prioritere antall overvåkningspunkt fremfor hyppigheta av overvåkninga når målet er å oppdage en endring i en stedegen bestand over tid. Andre spørsmål kan kreve andre løsninger, og i fremmedartssammenheng må det frarådes på det sterkeste å ha innsamlinger som er sjeldnere enn én gang i året. Simuleringene i anhanget viser lave deteksjonsrater til en viss grad kan kompenseres for ved å øke frekvensen av overvåkningsøktene.

Prioritering av kartlegging kontra overvåkning. – Et spørsmål som også er relatert til deteksjonsraten, er hvordan ressurser skal fordeles mellom kartlegging (og evt. forvaltningstiltak) og overvåkning (inkl. forbedring av sprednings- og habitatmodeller, som igjen øker deteksjonsraten). Spørsmålet har blitt formulert slik: «Hvor mange steder skal man lete, hvilke og hvor grundig? Burde vi bruke ressurser på å forbedre våre metoder for utvelgelse av steder for å øke den fremtidig letesuksessen?» (Baxter og Possingham 2011:86f).

Baxter og Possingham (2011) har gjennomført en tankevekkende simulering av hva som er den optimale fordelinga av overvåkning og kartlegging avhengig av kunnskapen om artens forekomst og habitatkrav og av tilgjengelige ressurser. Gitt begrensa ressurser kan det være fristende å konsentrere seg om fjerning av arten og forsømme utviklinga av utbredelsesmodellering. Ressurser som brukes på å (1) lete etter og fjerne arten i habitater der man er forholdsvis sikker på å finne den (målretta kartlegging), kan ikke brukes på å (2) lete etter og fjerne arten i andre habitater (flyktig kartlegging) eller på å (3) forbedre modeller på artenes forekomster (overvåkning).

Resultatet er oppsiktsvekkende i den forstand at det fremhever betydninga av overvåkning og modellering på bekostning av kartlegging og forvaltning. Selv om målet er å fjerne arten helt, kan det være feil prioritet å søke opp alle antatte forekomster og fjerne arten, siden det medfører muligheten for ukontrollert spredning i uforutsette habitater. Den optimale løsninga under samtlige scenariene som Baxter og Possingham har vurdert, er å prioritere utviklinga av gode utbredelsesmodeller i begynnelsen. Selv om arten dermed sprer seg eksponentielt og nokså uhindret de første ca. fem år, vil den under de fleste scenarier kunne fjernes helt innen 20 år. Prioriterer man derimot målretta uttak av arten fra starten av, holdes det invaderte arealet forholdsvis lavt hele tiden, men arten blir umulig å fjerne helt; ved høye spredningshastigheter vil det invaderte arealet sågar øke over tid. En jevn tredeling av ressursene mellom målretta kartlegging/fjerning, flyktig kartlegging og overvåkning/modellering gir også forholdsvis gode resultater; under de fleste scenarier gir denne strategien et bedre langsiktig resultat enn en for tidlig satsning på målretta kartlegging og fjerning.

Baxter og Possingham var selv overraska over resultatene (fordi «deciding to improve knowledge while a pest incursion grows exponentially seems like fiddling while Rome burns»), men påpeker viktigheta av å øke kunnskapen, «selv om det skjer på bekostning av kontrolltiltak under tilsynelatende presserende forhold» (2011:92). Dette er sammenfallende med Yemshanov m.fl.'s konklusjon at betydninga av deteksjonsraten «rettferdiggjør tildelinga av betydelige ressurser til forbedringa av metoder for fangst og oppdagelse av nye invasive organismer» (2010:2543).

Innsamlingsmetoder. – Metodene som brukes til datainnsamling (*sampling design*) har også mye å si for resultatene. Prinsipielt kan overvåkningsflatene plasseres på de følgende måtene:

- arealdekkende,
 - i *faste rutenett* (grid), dvs. med jevne avstander i rommet,
 - *tilfeldig fordelt*, dvs. med jevn tetthet, men randomisert beliggenhet (dog fast over tid);
- lineært,
 - langs antatte *spredningsruter* som veier, kysten, elver, høyspentledninger e.l.,
 - i *transekter*, dvs. med jevn avstand plassert langs mer eller mindre rette linjer,
 - langs *tilfeldige baner* (*random walk*), dvs. med randomiserte retningsendringer.

Simuleringer har vist at de arealdekkende metodene har størst sannsynlighet for å avdekke forekomsten av en ny art, eller for å oppdage flest forekomster av en kjent art (Rew m.fl. 2006). Faste rutenett (systematisk innsamling) var noe bedre enn en randomisert fordeling av overvåkningsflater (tilfeldig innsamling). Blant de lineære metodene var transektene overlegne. Innsamling langs spredningsruter frarådes med mindre man på forhånd kan utelukke at arten evner å spre seg bort fra habitatet som utgjør selve spredningsruta. Bruk av tilfeldige innsamlingsbaner frarådes under alle omstendigheter.

Ulempen med arealdekkende metoder er den høye arbeidsinnsatsen og kostnaden. Selv om det kontrollerte arealet holdes konstant, er de arealdekkende metodene mer arbeidsintensive, fordi de stiller høyere logistiske krav med transport til og fra alle punktene i rutenettet. Når det foreligger økonomiske eller logistiske begrensninger på arbeidsinnsatsen, er det derfor mer relevant hvilken metode som gir den *største relative deteksjonsraten*, dvs. per arbeidstime. Transektmetoden vil under de fleste forhold være den mest kostnadseffektive av overvåkningsmønstrene (Rew m.fl. 2006).

Lignende svar har blitt funnet på spørsmålet om hva som er den beste innsamlingsmetoden når man ønsker å estimere spredningsegenskapene til en fremmed art (Skarpaas m.fl. 2005). Her var altså antagelsen at senteret for en spredning er kjent, og at målet med datainnsamlinga er å finne ut av artens spredningsmønster. Også her ble de beste resultatene, dvs. de mest nøyaktige estimatene av

artenes spredningsegenskaper, oppnådd med en transektvis datainnsamling (samt et sektor-design, som har mange likhetstrekk med transekt-designet). Faste rutenett og tilfeldig fordelte overvåkningsflater oppnådde svakere resultater enn transekter (Skarpaas m.fl. 2005). En datainnsamling langs konsentriske ringer hadde også overraskende bra egenskaper, men simuleringa forutsatte som sagt at spredningssenteret var nøyaktig kjent (de konsentriske ringene ble sentrert på dette punktet og var tettest i nærheten, dvs. færre ringer jo større radiusen ble).

Også simuleringene våre i anhanget bekrefter at transekter er bedre egna til å avdekke spredningsmønstret til fremmede arter enn faste rutenett. Selv om et rutenett har en mindre estimeringsfeil enn transekter for en gitt *avstand* mellom overvåkningsflatene, er det motsatt for et gitt *antall* overvåkningsflater (se anhang). Innsamling langs transekter er altså den mest effektive løsninga.

3.3 Overvåkning

Målet med å overvåke fremmede arter er å samle inn kunnskap om artenes egenskaper i norsk natur. Kunnskapsbehovet omfatter hovedsakelig artenes habitatkrav; demografi, etableringssannsynlighet og spredningshastighet under norske klimatiske forhold; samt interaksjoner med stedegne arter og påvirkning av naturtyper.

På et tidlig tidspunkt i invasjonprosessen bør det etableres faste overvåkningsflater for enhver art som skal overvåkes. Flatene bør ligge langs transekter som gir et tverrsnitt av artens faktiske og potensielle utbredelsesområde. Transektene bør begynne i utbredelsens nåværende sentrum, og strekke seg langt utover dagens utbredelse.

Det er viktig at overvåkningsflatene ikke endres over tid, f.eks. gjennom rulling. De skal heller ikke flyttes med spredningsfronten, men skal ligge fast, mens spredningsfronten (eventuelt) «ruller over» overvåkningsflatene. Også etter at spredningsfronten har passert, skal overvåkninga fortsette.

Transektens egenskaper må tilpasses det som er kjent eller kan antas om artens habitatkrav (f.eks. vha. utbredelsesmodellering, Auestad m.fl. 2011), spredningshastighet og -mønster. Det som i prinsippet kan varieres, er antallet transekter, lengden på transektene, avstanden mellom overvåkningsflater langs transektene, overvåkningsflatenes

posisjonering, frekvensen av datainnsamlinga i overvåkningsflatene, overvåkningsflatenes beskaffenhet og arbeidsinnsatsen per overvåkningsflate og -økt.

Antall. – Antallet transekter bør ikke være mindre enn fire. Bruk av færre enn fire transekter frarådes av flere årsaker:

- Lavere antall transekter må kompenseres med et høyere antall overvåkningsflater per transekt (se anhanget).
- Når spredninga er geografisk ujevn, vil for få transekter kunne gi et villedende bilde av den reelle spredninga.
- Når det nøyaktige spredningssenteret er ukjent, kan det ha en stor effekt for estimatene av spredningshastigheta om transekten(e) ikke legges gjennom det sanne spredningssenteret. Fra fire transekter og oppover er det mulig å korrigere for denne feilen.

Lengde. – Transektenes lengde bør dekke den koloniserbare delen av norsk natur. Transektene må være lenger for arter med høy antatt spredningshastighet (f.eks. marine arter som spres med havstrømmer eller større virveldyr). Anslagene i tabell 1 representerer således et absolutt minimumskrav til transektenes lengde. Ideelt sett bør det legges minst et 50-års-perspektiv til grunn (mot et 10-års-perspektiv i tabell 1).

Tetthet. – Antallet av overvåkningsflater vil selvfølgelig også være avhengig av de økonomiske rammene for overvåkninga, men bør først og fremst bestemmes ut fra følgende forhold:

- Tettheta av overvåkningsflatene bør være så jevn som forekomstene av de valgte habitatene tillater.
- Antall overvåkningsflater bør være høyere for uønska fremmede arter (dvs. arter som utgjør en høy eller svært høy risiko for norsk natur). For disse artene vil nøyaktige estimater – og tidligst mulig estimering av disse – ha størst prioritet, noe som tilsier et høyt antall med lokaliteter der data samles inn.
- Tettheta bør være høyere for arter med forholdsvis langsom spredning. Er avstanden mellom overvåkningsflatene for stor, vil det ta lang tid før det foreligger data fra flere av flatene.
- Avstanden mellom overvåkningsflatene er også sterkt avhengig av deteksjonsraten, der lave deteksjonsrater til en viss grad kan kompenseres gjennom tettere overvåkningsflater (jf. anhanget).

Simuleringene våre gir en pekepinn på hva som bør være den maksimale avstanden mellom overvåkningsflatene langs transektene. Et sammendrag presenteres i tabell 1.

Posisjoner. – Ved utvelgelsen av overvåkningsflater er det to faktorer som må tas hensyn til:

- Miljøbetingelsene i overvåkningsflatene må tilsi at det i det hele tatt kan koloniseres av arten, dvs. habitat med abiotiske og biotiske miljøbetingelser må være valgt ut fra den fremmede artens habitatkrav.
- Miljøbetingelsene i overvåkningsflatene bør samtidig være mest mulig ensforma, dvs. likt og sammenlignbart, langs hele transekten.

Tabell 1. Anbefalte minimumskrav til overvåkningstransektene avhengig av den overvåka artens spredningshastighet og den oppnåbare deteksjonsraten. Tabellen angir minimumskrav for transektenes lengde og avstanden mellom overvåkningsflatene langs transektene. Det forutsettes at det brukes minst fire transekter. Det er ikke gjort noe forsøk på å angi nøyaktige avstander som er mindre enn 1 km. (Basert på simuleringene i anhanget.)

Sprednings hastighet	Transektens lengde	Deteksjonsrate			
		< 50 %	50–70 %	70–90 %	> 90%
< 1 km/år	10 km	< 1 km	< 1 km	< 1 km	< 1 km
1–3 km/år	20 km	< 1 km	< 1 km	1 km	1 km
3–10 km/år	100 km	1 km	1 km	2 km	2 km
10–30 km/år	200 km	1 km	2 km	5 km	5 km
> 30 km/år	500 km	1 km	5 km	5 km	10 km

Det kan oppstå en viss konflikt («trade-off») mellom disse to hensyn: Ønsket om å oppdage arten så tidlig som mulig, og å kunne samle inn data om artens habitatpreferanser, tilsier en blanding av ulike habitater. Ønsket om å modellere tettheta og spredninga av arten krever derimot så sammenlignbare overvåkningsflater som mulig. Løsninga ligger i slike tilfeller i å tilstrebe en jevn blanding av de aktuelle habitattypene langs hele transekten.

Simuleringene våre viser også at estimerer av fremmede arters spredningshastighet blir mer nøyaktige når overvåkningsflatene legges i habitater som er gunstige for arten (se anhanget). Dette skyldes at arten tidligere oppnår høye tettheter i de optimale habitatene. Ligger overvåkningsflatene tilfeldig fordelt med hensyn til habitat, kan det hende at arten «sprer seg forbi» overvåkningsflata uten å bli fanga opp der, bare fordi habitatet var uegna eller suboptimalt.

Frekvens. – Hyppigheta av overvåkninga må også tilpasses til artens levevis. Én overvåkningsinnsats per år er et minimum for alle overvåkningsflater (jf. anhanget). Ved arter med raske livssykluser, høy spredningshastighet og/eller lav oppdagbarhet bør overvåkningsfrekvensen være høyere enn én gang per år.

Egenskaper. – Overvåkningsflatenes biotiske og abiotiske egenskaper bør som sagt tilpasses artens habitatkrav. Det betyr at man ikke kan bruke det samme nettet av overvåkningsflater for alle fremmede arter, men bør spesialtilpasse flatenes plassering til de enkelte artene. Dette utelukker ikke at bestemte taksonomiske eller økologiske grupper av arter kan overvåkes fra de samme flatene, men dette må avgjøres i hvert enkelt tilfelle ut fra hvilke arter som blir prioritert og hvor like deres habitatkrav er.

Innsats. – Viktigheta av en konstant overvåkningsinnsats tilsier også at en gang etablerte overvåkningsflater ikke avvikles. Øker behovet for å overvåke, kan nye overvåkningsflater tilføyes, men overvåkninga av de gamle bør alltid videreføres så lenge arten ønskes overvåket.

Overvåkningsflater for en gitt art bør ha samme overvåkningsintensitet. Det er altså viktig at alle posisjoner oppsøkes med samme frekvens, og at kartleggingsinnsatsen er like intens i områder der spredningsfronten antas å befinne seg på et gitt tidspunkt, som i områder der arten har blitt observert tidligere, og i områder der arten ikke har blitt sett. Dette er essensielt for å unngå utilsikta forskjeller i deteksjonsraten mellom flatene.

Overvåkningsflatene skal brukes både for å kvantifisere spredning og økologiske effekter. Spredninga estimeres ut fra tidspunktet for første observasjon av arten og den observerte bestandstettheten. Etter at spredningsfronten har passert en gitt overvåkningsflate, fortsetter overvåkninga, men nå med det hovedmål å estimere effekten av arten på norsk natur. Bestandstetthet er en avgjørende parameter til begge formål. Også kvantifiseringa av etableringsevna tilsier at overvåkninga må fortsette etter at fronten har passert, fordi etableringssannsynlighet kan estimeres ut fra hyppigheta på eventuelle lokale utdøinger av den fremmede arten.

Overvåkningsmetodene er diskutert under (avsnitt 3.6), sammen med datainnsamlinga for tidligvarsling og kartlegging. De samme kravene som stilles til overvåkning her, gjelder også når målet for overvåkninga f.eks. er effekten av klimaendringer på spredninga av fremmede arter.

3.4 Tidligvarsling

Tidligvarsling kan ses på som en spesiell form for overvåkning, der artene som overvåkes er dørstokkarter, og målet med overvåkninga er å oppdage den første forekomsten i Norge fortest mulig. Det ligger i målets natur at de generelle rådene til overvåkning ikke uten videre lar seg anvende på tidligvarsling. Når arten ikke er funnet i Norge før, vet man f.eks. ikke hvor den først vil opptre, slik at det ikke fins noe naturlig startsted for transekter.

Som nevnt over (avsnitt 3.2) er en jevnt rutenett med overvåkningsflater den sikreste måten å oppdage nye forekomster på. Problemet er at avstanden mellom overvåkningsflatene ikke må være for stor, når overvåkninga skal være effektiv. Våre simuleringer antyder at avstanden mellom overvåkningsflatene i et slikt nasjonalt, fast rutenett, ikke bør overskride 10 km, hvis det skal være en 50 prosents sannsynlighet for å oppdage med 50 prosents sikkerhet at en art sprer seg med 10 km/år eller mer (se anhanget). Å etablere et rutenett med en avstand mellom overvåkningsflatene på 10 km, er imidlertid ikke gangbart for hele landet, da dette ville kreve nærmere 4000 overvåkningsflater. Tidligvarsling må derfor konsentreres om ett eller noen få geografiske områder. Sørøst-Norge vil av flere årsaker utpeke seg som området med høyest prioritet:

- Det er området med Norges høyeste befolkningstetthet. Siden transport og handel er de viktigste årsakene til innførsel av fremmede arter, har man

funnet at introduksjonen av nye fremmede arter skjer hovedsakelig i områder som er tett befolket (Hulme m.fl. 2008). Videre er både etableringa og spredninga av mange fremmede arter størst i forstyrta habitater (veier, jernbanelinjer, byggefelt, ruderalflora), noe som også er sterkt korrelert med befolkningstetthet.

- Det er området i Norge med de mest trafikkerte vei- og jernbanestrekningene til og fra utlandet (bl.a. E6 og E18).
- Det ligger flere viktige havner i dette området (Oslo, Tønsberg, Grenland; SSB 2012). Havner er potensielle innførselssteder ikke bare for arter som følger med importerte varer, men også for arter i ballastvann eller på skipenes skrog.
- Det er området i Norge med høyest andel jordbruksareal. Jordbruk er en annen viktig årsak til innførsel og spredning av fremmede arter.
- De klimatiske forholdene i dette området tilsier at etableringen av fremmede arter er mer sannsynlig her enn i de mer nordlige og høyereliggende landsdelene.
- Sannsynligheten for sekundærspredning av fremmede arter som forekommer i naboland, er størst i dette området. De klimatiske og geografiske forholdene langs resten av riksgrensen begrenser utvalget av arter som potensielt kan invadere Norge på egenhånd, mens det ikke fins noen naturlige barrierer mellom Østfold og Sverige.
- Det ligger en rekke sjeldne naturtyper i og rundt Oslofjorden (Lindgaard og Henriksen 2011).

En grov avgrensning av det prioriterte området ville være fra Skagerak langs en linje via Skien, Hønefoss og Gjøvik og derfra østover mot grensa til Sverige. I den grad det foreligger ressurser til å overvåke et større areal, bør Bergensområdet og Stavanger/Haugesund-regionen med Boknafjorden få andre og tredje prioritet. Også disse regionene kombinerer minst tre av kriteriene som peker ut Sørøst-Norge (høy befolkningstetthet, store havner, relativt mildt klima).

En mer nøyaktig avgrensning krever egne undersøkelser som ikke var mulig innenfor rammene for dette prosjektet. Det kan f.eks. tenkes at overvåkningsflatene bør sentreres rundt spesielt viktige arealer, mens tettheten kunne være noe mindre i resten av området, eller at en smalere avgrensning av området er tilstrekkelig.

Marin tidligvarsling. – Introduksjonen av fremmede marine arter kan best overvåkes gjennom systematisk datainnsamling i eller ved havner. De tre mest relevante metodene er oppsummert i tabell 2 (Campbell m.fl. 2007). Den såkalte CRIMP-metoden bygger på en omfattende og standardisert datainnsamlingsprotokoll (Hewitt og Martin 1996, 2001) og har derfor den høyeste deteksjonsraten og sammenlignbarhet. Ulempen er den høye kostnaden, som innebærer at metoden neppe kan gjennomføres årlig i mange havner. «Hurtigkontroll»-metoden er noe mindre ressurskrevende, men har ulemper som ikke står i forhold til besparingene. «Passiv innsamling» resulterer i den laveste deteksjonsraten, men er på den annen side så mye mindre ressurskrevende at den kunne gjennomføres årlig i flere viktige havner. En mulighet er å gjenta CRIMP-overvåkninga i de viktigste havnene i tre- til femårsintervaller, og supplere disse funnene med årlige «passive innsamlinger» i de mellomliggende årene og et større utvalg av havner. Den grundige CRIMP-metoden vil da ikke bare fange opp artene som den «passive innsamlingen» har gått glipp av, men leverer også en grunnlinje som senere funn kan sammenlignes mot.

En forholdsvis ny metode som kan brukes i akvatiske (både marine og limniske) er DNA-basert overvåkning (se f.eks. Darling og Mahon 2011). Metoden har foreløpig ikke blitt inkludert i noen av de nevnte overvåkningsprotokollene, men utgjør et lovende supplement til disse.

Krav til arbeidsinnsats og dokumentasjon. – Til forskjell fra metoden som anbefales for overvåkning av konkrete arter, bør overvåkningsflatene for tidligvarsling være felles for flest mulig arter. Den årlige datainnsamlinga på flatene bør altså være en nokså grundig gjennomgang av det biologiske mangfoldet på stedet, der flere feltarbeidere med taksonomisk kompetanse på ulike organismegrupper overvåker forandringer i artssammensetninga over tid. Under denne årlige gjennomgangen må både stedege, fremmede og ukjente/usikre arter noteres. Viktigheten av å dokumentere de stedege artenes forekomst og tetthet, hyppighet eller dekningsgrad ligger i at effekten av introduksjonen av fremmede arter ikke kan kvantifiseres om man mangler en grunnlinje for hva som er naturlig variasjon i den stedege floraen og faunaen. Ukjente eller usikre arter må ikke kun grovklassifiseres på stedet, men må samles inn og artsbestemmes av eksperter (Bishop og Hutchings 2011). Selv eksperter i taksonomi har vanligvis dårligere kunnskap om arter fra andre

Tabell 2. Sammenligning av protokoller og metoder for tidligvarsling av fremmede arter i havner (modifisert fra Campbell m.fl. 2007).

	CRIMP-protokolla	«Hurtigkontroll»	Passiv innsamling
Kilde	Hewitt og Martin (1996, 2001)	f.eks. Pedersen m.fl. (2003), Cohen m.fl. (2005)	f.eks. Wyatt m.fl. (2005), Rico og Gappa (2006)
Kjennetegn	omfattende datainnsamling med kvantitative, semi-kvantitative og kvalitative metoder; prøvetaking på påler, bunnsedimenter, feller, planktonnett, videoopptak m.m.	innsamling innen en «armslengde» (dvs. maks. 1 m dyp, uten dykkere) på påler, tilgjengelig sediment, planktonnett m.m.	jevnlig kontroll av epibiotisk vekst på kunstig substrat
Omfang	7 dykkere/parataksonomer, 1–3 uker	15 taksonomer, 1–3 dager	1–2 taksonomer, én dag
Effektivitetb	84 %	41 %	31 %
Kostnadc	USD 40 000	USD 30 000	USD 2 000
Fordeler	statistisk robust, høy deteksjonsrate, standardiserte resultater (dvs. sammenlignbar på tvers av lokaliteter)	statistisk robust for positive funn; noe lavere kostnad	lav kostnad; enkel sammenligningsgrunnlag (ubevokst substrat)
Ulemper	høy kostnad	ikke statistisk robust for negative funn (fravær av arter), ikke standardisert	lav deteksjonsrate, går glipp av enkelte organisme-grupper

^a CRIMP = Centre for Research on Introduced Marine Pests (CSIRO, Australia)

^b Estimert andel av oppdaga fremmede arter ved innsamling på ti lokaliteter

^c Omtrentlig anslag av kostnaden i US-dollar for innsamling på ti lokaliteter

verdensstrøk, men det er nettopp disse som må identifiseres. Det er flere eksempler på at nye arter har blitt feilbestemt til å være en stedegen art, og at det tok flere år før nykommeren ble identifisert for hva den var (se Campbell m.fl. 2007:369). På dette tidspunktet kan den allerede ha spredt seg til store områder. Det kan også hende at slike systematiske undersøkelser oppdager arter som er nye for landet eller helt nye for vitenskapen (se Bishop og Hutchings 2011). Selv om dette på en måte er en bieffekt, er det en ytterligere grunn til at identifikasjonen av mangfoldet bør skje ned til artsnivå.

En så grundig årlig gjennomgang av mange overvåkningsflater er nokså ressurskrevende. En enklere metode er å lage en «etterlysning» av et titalls konkrete arter som feltarbeiderne skal være på utkikk etter. Dette krever adskillig mindre arbeidskraft og kan også gjennomføres av «parataksonomer», altså taksonomisk skolerte legfolk. Likevel er denne metoden bare å betrakte som en siste utvei eller

som et supplement til en grundig overvåkning av mangfoldet. For det første vil deteksjonsraten for arter som ikke er etterlyst, være forsvinnende liten. For det andre vil grunnlinja for den stedegne biodiversiteten være fraværende. Det kan allikevel være fordelaktig å kombinere begge metodene, slik at det opprettes en rekke med referansepunkt, der det biologiske mangfoldet gjennomgår en årlig og grundig kartlegging, mens en enklere form for overvåkning ved hjelp av etterlysninger sørger for å gjøre tidligvarslinga arealdekkende i de prioriterte områdene.

3.5 Kartlegging

Kartlegging av fremmede arter kan ha ulike formål. Det kan enten (i betydninga survey) være å avgrense utbredelsesområdet til en fremmed art, f.eks. for å slå fast hvor mye en (potensiell) problemart allerede har spredt seg; for å identifisere spredningssenteret for en art; for å avgjøre om utbredelsesområdet

fremdeles er så lite at en fjerning av arten er praktisk mulig; eller for å evaluere suksessen av et fjerningsprogram. Kartlegging (i betydninga *inventory*) kan også ha som mål å identifisere samtlige, eller i hvert fall flest mulig, forekomster av arten, spesielt når forvaltningsmålet for arten er fjerning fra norsk natur. Kartlegging kan altså skje før, under, etter eller uten overvåkning – som et forberedende skritt til, uavhengig av eller som resultat av en overvåkning. Metodikken for en «grov» (*survey*) og en fullstendig (*inventory*) kartlegging vil være svært forskjellig.

Kartlegging av utbredelsesområder. – For kartlegging av fremmede arters utbredelses-områder anbefaler vi metoden som ble beskrevet av Leung, Cacho og Spring (2010). Den går i korte trekk ut på å identifisere utbredelsesområdet sentrum (se under), å søke etter forekomster av arten i ulike avstander fra senteret, å estimere tettheten av forekomster som en funksjon av avstanden fra senteret, og å definere utbredelsesområdets radius som den avstanden der det forventede antallet koloniserte celler synker under 1. Ved å bruke en iterativ innsamlingsrutine tillater metoden at man tilnærmer seg utbredelsens grense med et minimum av nødvendige prøvetakinger.

Kartlegging av spredningssenteret. – Å vite beliggenheten til introduksjonsstedet/stedene eller spredningssenteret/sentrene til en fremmed art kan være viktig av flere grunner: (i) for å kunne gi pålitelige estimater av spredningshastighet; (ii) for å finne ut om arten har blitt introdusert én eller flere ganger; (iii) for å kunne gjennomføre målrettede forvaltnings tiltak mot spredningssentre (f.eks. Moody og Mack 1988). En rekke mer eller mindre avanserte metoder tillater å angi estimater på spredningssenteret.

Den enkleste løsningen er å anta at spredningssenteret ligger i umiddelbar nærhet av de(n) første observasjonen(e). Er deteksjonsraten høy, gir dette en brukbar første ordens tilnærming. Ved lave deteksjonsrater eller i den ikke helt uvanlige situasjonen at det første funnet er forsinket med flere år til tiår fordi man ikke aktivt har søkt etter nye arter, kan denne metoden være svært villedende.

En bedre løsning er i så fall å estimere gjennomsnittet til observasjonenes posisjoner, dvs. den aritmetiske middelverdien eller fortrinnsvis medianen av funnstedenes x- og y-koordinater. Leung m.fl.'s (2010) metode går ut på å legge en transekt gjennom det første funnstedet (eller det antatte senteret for utbredelsen). Transekten forlenges inntil begge dens ender ligger utenfor utbredelsesområdet. Det

legges så en annen transekt loddrett gjennom midtpunktet av den første, som forlenges på samme måte. Den andre transektens midtpunkt antas å være utbredelsesområdets sentrum. (Transektens midtpunkt beregnes fra punktene der de skjærer grensa for utbredelsesområde.) Denne metoden er spesielt effektiv når arten allerede har oppnådd en viss utbredelse, men har blitt funnet få ganger.

En lovende metode, som er ny i fremmedartssammenheng, er geografisk profilering (Stevenson m.fl. 2012). Det er en probabilistisk metode som benytter eksisterende funndata for å estimere antallet og beliggenheter av artens trolige introduksjonssteder. Metoden skal gi bedre resultater enn de ovennevnte alternativene, og kan også brukes med lite data, altså i et tidlig stadium i spredningsprosessen (Stevenson m.fl. 2012).

Kartlegging av alle forekomster. – Deteksjonsrater er sjelden 100 %, ikke en gang for sessile organismer som planter (pga. observasjonsfeil, frøbanken eller dvalestadier), og spesielt ved lave tettheter av organismen det søkes etter. Det er derfor i utgangspunktet veldig vanskelig å gjennomføre en fullstendig kartlegging av en art. Under visse betingelser vil det være nok å finne «nesten alle» forekomster for å fjerne arten, nemlig hvis arten enten må ha visse minimumstettheter for å kunne reproducere (f.eks. pga. Allee-effekter) eller hvis fjerningsmetoden ikke krever individuelle funn av alle enkeltforekomster/organismer (f.eks. ved bruk av giftspredning).

Uansett krever en slik (nesten) fullstendig kartlegging at det foreligger god kunnskap om artens biotiske og abiotiske habitatpreferanser, slik at leteinnsatsen kan optimaliseres. Slik kunnskap kan fremskaffes med hjelp av utbredelsesmodellering (Auestad m.fl. 2011).

Samtidig er det ytterst viktig å også lete i områder/habitater der man i utgangspunktet ikke forventer arten. Grunnen er at ingen habitatmodeller er perfekte, og at utrydningstiltak kan være fånyttet om arten overlever i perifere og/eller marginale habitatflekker. Gormley m.fl. (2011) brukte f.eks. 75 % av leteinnsatsen i gridceller som ifølge habitatmodeller for arten tilsa høy sannsynlighet for å finne arten, men fordelte de resterende 25 % av cellene tilfeldig over de resterende habitatene.

Et beslekta problem er hvordan man kan slå fast at et utrydningsprogram har vært suksessfullt. Dette kan også formuleres som å kartlegge samtlige

individer/forekomster som har overlevd forvaltningstiltaka. Roult, Thompson og McCarthy (2009) gir en oversikt over dette temaet.

3.6 Datainnsamling

De spesifikke innsamlingsmetodene under kartlegging og overvåkning vil selvfølgelig variere sterkt mellom organismegrupper, noe som ikke berøres av denne utredninga (for bare å nevne et lite utvalg: beger-, feromon- eller agnfeller, spor, avføring, lyd, substratprøver, eletrofiske, DNA-prøver). Størrelsen og utforminga av overvåkningsflatene er også et slikt taxonavhengig spørsmål, som ikke kan få noe allmenngyldig svar, men må tilpasses den fremmede artens vekstform, adferd og/eller populasjonsstruktur. Som eksemplene i avsnitt 3.2 har vist, trengs det en god del testing for å kunne konstatere at innsamlingsmetodene gir gode deteksjonsrater for en gitt art. Betydninga av pilotprosjekter for slik uttesting kan derfor ikke overvurderes.

Situasjonen er annerledes for tidligvarsling, der datainnsamlinga som sagt bør skje som en omfattende kartlegging av den stedegne og fremmede biodiversiteten: Det betyr at overvåkningsflater er felles for alle arter, men at ulike metoder må benyttes for å sørge for en adekvat innsamling av alle taxa.

Felles for alle organismegrupper er at de følgende data bør samles inn på hver overvåkningsflate:

- *Den fremmede artens bestandstetthet på stedet.* – Så langt det er mulig å estimere bestandstetthet eller -størrelse, er dette å foretrekke fremfor rene nærvær/fravær-data. Kunnskap om tettheter er viktig for modelleringa av artenes populasjonsdynamikk og/eller spredning. Uansett må både positive og negative funn må rapporteres (fravær av arten rapporteres som en bestandstetthet på null). For å oppnå data av høy nok kvalitet bør fangst-gjefangst-metoder brukes under estimering av tettheter såfremt det er mulig (Besbeas m.fl. 2002; MacKenzie og Kendall 2002; Devineau m.fl. 2006). Bruk av nøsta innsamlingsdesign er å foretrekke fremfor homogen sampling (se f.eks. Auestad m.fl. 2011), siden det gir resultater med høyere oppløsning og nøyaktighet. For sessile organismer som vokser flekkvis, er også forekomsten(e)s størrelse (areal) en viktig opplysning som må rapporteres (Rew m.fl. 2006).
- *Forvaltningstiltak.* – For noen uønska arter vil behovet for fjerning/utrydning være større enn behovet for bestandsmodellering. Uttak og telling av individer står ikke nødvendigvis i konflikt med hverandre så lenge uttaket kvantifiseres nøyaktig. Blir individer av arten drept/fjerna under eller mellom overvåkningsøktene, er det mao. helt essensielt at denne informasjonen blir dokumentert. Dette gjelder også alle andre former for forvaltningstiltak på overvåkningsflatene (fjerning av vegetasjon, etablering av barrierer e.l.). De innsamla dataene er verdiløse hvis man i etterkant ikke kan godtgjøre om en bestandsnedgang fra et år til neste skyldtes uttak eller naturlige svingninger.
- *Forekomst og tetthet av stedegne arter som kan forventes å påvirkes av den fremmede arten.* – Herunder faller stedegne arter som er potensielle konkurrenter, bytte, verter eller predatorer for den fremmede arten. Sammenligning av biologisk mangfold og tettheter av stedegne arter før og etter kolonisering av stedet gir grunnlaget for å bestemme den fremmede artens økologiske effekt. Effekten vil også være tetthetsavhengig, noe som understreker viktigheta av å kvantifisere artens bestandstetthet, ikke bare «forekomst / ikke forekomst». Blant de stedegne artene som er relevante for slik overvåkning, bør trua arter og nøkkelarter prioriteres. (Definisjonen av trua arter følger *Norsk rødliste* [Kålås m.fl. 2010]; nøkkelarter bør i tråd med Sæther m.fl. [2010:112f] forstås som «arter som tross liten mengde [målt i antall eller biomasse] kan ha en stor effekt på andre arters mengdeforhold, utbredelse og diversitet.»)
- *Miljøbetingelser på stedet.* – Kunnskap om miljøbetingelsene ved overvåkningsflaten (og dermed om variasjonen i miljøbetingelsene mellom overvåkningsflatene) er av betydning av to grunner: (1) Den kan bli viktig i å predikere under hvilke betingelser etablerings-sannsynligheta av den fremmede arten er størst; (2) den kan hjelpe å kvantifisere den fremmede artens effekt på det abiotiske miljøet. Tilstander, prosesser eller betingelser i miljøet bør derfor kartlegges i den grad de kan forventes å påvirke den fremmede artens etableringssuksess, og i den grad de kan forventes i sin tur å bli endra gjennom artens etablering. Hvilke miljøbetingelser som skal bli ansett som relevante, må i hvert enkelt tilfelle avgjøres på grunnlag av eksisterende kunnskap om artens biologi, f.eks. ved hjelp av

utbredelsesmodellering (Auestad m.fl. 2011). Med tanke på miljøbetingelser som *påvirker* artens etableringssuksess, kan det f.eks. være snakk om overvåkningsflatens jordsmonn, mikroklimatiske betingelser, menneskelige påvirkningsgrad eller høyde over havet. Eksempler på miljøbetingelser som påvirkes av artens tilstedeværelse er vegetasjonssjiktninga, eutrofieringsgrad eller erosjon (jf. oversikta over tilstandsendringer i norske naturtyper av Halvorsen m.fl. 2009). Også her er det viktig at denne datasamlinga skjer med nokså uforandrad metode og intensitet.

- *Arbeidsinnsatsen per overvåkningsflate og periode.*
 - Selv om arbeidsinnsatsen i utgangspunktet som nevnt bør være mest mulig konstant i tid og rom, er det likevel viktig at den kvantifiseres, f.eks. som antall persontimer og som arealet som ble kartlagt. Det gjør det mulig å korrigere for eventuelle variasjoner i deteksjonsraten i etterkant.

4 Drøfting

Det ble innledningsvis nevnt to tiltak som kan forbedre kartlegging og overvåkning av fremmede arter, et kriteriesett for utvalg av artene som kartlegges og en standardisert overvåkningsmetodikk. Utvalgs-kriteriene som vi har presentert, er ikke veldig konkrete og forutsetter at man velger ut arter som står på den norske svarteliste (Gederaas m.fl. i arbeid) og/eller at man til en viss grad baserer avgjørelsene på erfaringer fra andre land, dvs. som tidligere har vist seg å være invaderende. Det er med det nåværende kunnskapsnivået om biologiske invasjoner ikke mulig å bygge et slikt kriteriesett på morfologiske, fysiologiske, økologiske eller demografiske egenskaper ved artene. Slike kriterier ville innebære en for store fare for både type-I- og type-II-feil og i verste fall gi en falsk trygghet ved at man overser arter som burde ha blitt overvåka.

Den reviderte fremmedartslista som for tida sammenstilles av Artsdatabanken (Gederaas m.fl. i arbeid), og som baserer sin klassifikasjon på artenes invasjonspotensial og økologiske effekt (Sandvik m.fl. i arbeid), vil kunne danne grunnlaget for et mer spesifikt kriteriesett i fremtida. Under denne revideringa blir det bygga opp en FremmedArtsBase (Artsdatabanken 2012) som inneholder mye av informasjonen som kan være nødvendig for en forbedra

prioritering av overvåkningsinnsatsen. Det gjenstår å se hvor overførbar internasjonale sammenhenger er på norske forhold. Spørsmål som hvilke arter som har størst etablerings-sannsynlighet, hvilke habitater som er utsatt for størst invasjonspress, og hvilke innførsels-kanaler som er viktigst, krever svar basert på utvalget av fremmede arter som faktisk forekommer i Norge. Her kan kunnskapsstatusen være mye bedre allerede om ett års tid.

På lengre sikt er det viktig at selve overvåkninga også gir tilbakemeldinger til forskninga, dvs. til modell- og kriterieutviklinga. Det er en av grunnene til at standardiserte overvåknings-metoder er så viktige. Ikke bare gir metodene mer pålitelige anslag av fremmede arters spredningshastighet og økologiske effekt, og danner dermed et nødvendig fundament for forvaltninga. Estimaten kan i sin tur brukes til å forbedre modellene som våre anbefalinger er bygd på.

5 Anbefalinger

Basert på den nåværende kunnskapsstatus og metodologiske hensyn vil vi gi de følgende anbefalingene for kartlegging og overvåkning av fremmede arter:

- 1) Artene som overvåkes bør velges på grunnlag av eksisterende kunnskap om invasjons-potensial og økologisk risiko. Arter bør få større prioritet for overvåkninga
 - jo større koloniserbart *areal* de har i Norge,
 - jo større økologisk risiko artene utgjør ifølge det kvantitative klassifiseringssystemet for fremmede arter (Sæther m.fl. 2010; Sandvik m.fl. i arbeid),
 - hvis det er sannsynlig at trua naturtyper vil bli utsatt for tilstandsendringer gjennom artene.
- 2) Overvåkninga bør skje årlig og langs transekter med faste overvåkningsflater. Transektene bør strekke seg fra utbredelsens nåværende sentrum og langt utover dagens spredningsfront. Overvåkningsflatene bestemmes før overvåkninga settes i gang, og blir ikke forandrad i etterkant. Skulle det bli aktuelt å tilføye nye overvåkningsflater, bør ikke dette gå på bekostning av allerede etablerte overvåkningsflater. Transektenes lengde og overvåkningsflatenes tetthet bestemmes ut

fra artenes økologiske effekt og spredningshastighet samt deteksjonsraten. Overvåkningsflatene bør ligge tettere

- jo større økologisk effekt artene har,
 - jo mindre spredningshastighet artene har,
 - jo mindre deteksjonsraten er.
- 3) Overvåkningsflatene skal brukes både til å estimere artenes habitatkrav (ved utbredelsesmodellering), spredning (ved hjelp av tidspunktet for første observasjon) og økologisk effekt (ved forskjeller i miljøbetingelsene før og etter at arten ble observert og/eller ved samvariasjon av miljøbetingelsene med artens bestandstetthet). Det innebærer at både den fremmede artens og relevante stedeegne arters tettheter bør måles ved hver overvåkningsflate. Også relevante abiotiske faktorer (f.eks. tilstandsendringer i naturtyper) bør dokumenteres.
- 4) Tidligvarsling bør skje i et fast rutenett i enkelte prioriterte områder. Her bør enkelte overvåkningsflater, deriblant havner, velges ut til en omfattende, årlig kartlegging av det biologiske mangfoldet. Dette innebærer at både stedeegne, fremmede og ukjente organismer bestemmes ned til artsnivå og krever en høyt antall parataksonomiske feltarbeidere til gjennomføring samt taksonomiske eksperter på ulike organisme-grupper til dokumentasjon. De resterende overvåkningsflatene gjennomføres også årlig, men ved hjelp av «etterlysninger» av et utvalg av fremmede og dørstokkarter.
- 5) Deteksjonsraten er en nøkkelparameter som bør avklares før overvåkninga av en art settes i gang. Hvis nødvendig bør den estimeres ved hjelp av et pilotprosjekt som tester ulike innsamlingsmetoder og -intensiteter. Det er mulig at ulike innsamlingsmetoder må kombineres for å oppnå en akseptabel deteksjonsrate. Samlet sett bør ikke deteksjonsraten være lavere enn 0,8.
- 6) Overvåkningsinnsatsen bør være mest mulig konstant i tid og rom. Det innebærer bl.a. at overvåkningsinnsatsen bør være like høy før og etter spredningsfronten har passert en gitt overvåkningsflate. I tillegg bør innsatsen kvantifiseres, slik at den gjenværende variasjonen i innsats kan korrigeres for i etterkant.

6 Referanser

- Artsdatabanken (2012) FremmedArtsBasen, versjon 2012. URL: <https://database.artsdatabanken.no/FAB2012>. Artsdatabanken, Trondheim
- Auestad I, Halvorsen R, Bakkestuen V, Erikstad L (2011) Utbredelsesmodellering av fremmede invaderende karplanter langs vei. DN Utretn 19(2):1–30
- Baxter PWJ, Possingham HP (2011) Optimizing search strategies for invasive pests: learn before you leap. J Appl Ecol 48:86–95
- Besbeas P, Freeman SN, Morgan BJT, Catchpole EA (2002) Integrating mark–recapture–recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. Biometrics 58:540–547
- Bishop MJ, Hutchings PA (2011) How useful are port surveys focused on target pest identification for exotic species management? Mar Pollut Bull 62:36–42
- Blackburn TM, Lockwood JL, Cassey P (2009a) Avian invasions: the ecology and evolution of exotic birds. Oxford University Press, Oxford
- Blackburn TM, Cassey P, Lockwood JL (2009b) The role of species traits in the establishment success of exotic birds. Glob Change Biol 15:2852–2860
- Britton JR, Pegg J, Gozlan RE (2011) Quantifying imperfect detection in an invasive pest fish and the implications for conservation management. Biol Conserv 144:2177–2181
- Burnham KP, Anderson DR, White GC, Brownie C, Pollock KH (1987) Design and analysis methods for fish survival experiments based on release–recapture. Am Fish Soc Monogr 5:1–437
- Cacho OJ, Hester S, Spring D (2007) Applying search theory to determine the feasibility of eradicating an invasive population in natural environments. Aust J Agric Resour Econ 51:425–443
- Campbell ML, Gould B, Hewitt CL (2007) Survey evaluations to assess marine bioinvasions. Mar Pollut Bull 55:360–378
- Christy MT, Yackel Adams AA, Rodda GH, Savidge JA, Tyrrell CL (2010) Modelling detection probabilities to evaluate management and control tools for an invasive species. J Appl Ecol 47:106–113

- Clobert J (1995) Capture–recapture and evolutionary ecology: a difficult wedding? *J Appl Stat* 22:989–1008
- Cohen AN, Harris LH, Bingham BL m.fl. (2005) Rapid assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbours, and abundance in port and non-port areas. *Biol Invasions* 7:995–1002
- Crawley MJ (1987) What makes a community invisable? I: Gray AJ, Crawley MJ, Edwards PJ (red) *Colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford, s 429–453
- Darling JA, Mahon AR (2011) From molecules to management: adopting DNA-based methods for monitoring biological invasions in aquatic environments. *Environ Res* 111:978–988
- Davidson AM, Jennions M, Nicotra AB (2011) Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecol Lett* 14:419–431
- Dawson W, Burslem DFRP, Hulme PE (2009) Herbivory is related to taxonomic isolation, but not to invasiveness of tropical alien plants. *Divers Distrib* 15:141–147
- Devineau O, Choquet R, Lebreton J-D (2006) Planning capture–recapture studies: straightforward precision, bias, and power calculations. *Wildl Soc Bull* 34:1028–1035
- Emry DJ, Alexander HM, Tourtellot MK (2011) Modeling the local spread of invasive plants: importance of including spatial distribution and detectability in management plans. *J Appl Ecol* 48:1391–1400
- García-Berthou E (2007) The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *J Fish Biol* 71 (Supplement D):33–55
- Gederaas L, Moen TL, Sandmark H, Skjelseth S (i arbeid) *Fremmede arter i Norge – med norsk svarte-liste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim
- Gormley AM, Forsyth DM, Griffioen P m.fl. (2011) Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *J Appl Ecol* 48:25–34
- Halvorsen R, Andersen T, Blom HH m.fl. (2009) *Naturtyper i Norge – teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner*. Artsdatabanken, Trondheim
- Harvey CT, Qureshi SA, MacIsaac HJ (2009) Detection of a colonizing, aquatic, non-indigenous species. *Divers Distrib* 15:429–437
- Hewitt CL, Martin RB (1996) Port surveys for introduced marine species – background considerations and sampling protocols. *Cent Res Introd Mar Pests Tech Rep* 4:1–40
- Hewitt CL, Martin RB (2001) Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species: survey design, sampling protocols and specimen handling. *Cent Res Introd Mar Pests Tech Rep* 22:1–46
- Holcombe T, Stohlgren TJ (2009) Detection and early warning of alien species. I: Clout MN, Williams PA (red) *Invasive species management*. Oxford University Press, Oxford, s 36–46
- Huang D, Haack RA, Zhang R (2011) Does global warming increase establishment rates of invasive alien species? A centurial time series analysis. *PLoS One* 6:e24733
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M m.fl. (2008) Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *J Appl Ecol* 45:403–414
- Jarrad FC, Barrett S, Murray J, Stoklosa R, Whittle P, Mengersen K (2011) Ecological aspects of bio-security surveillance design for the detection of multiple invasive animal species. *Biol Invasions* 13:803–818
- Jenkins C, Keller SR (2011) A phylogenetic comparative study of preadaptation for invasiveness in the genus *Silene* (Caryophyllaceae). *Biol Invasions* 13:1471–1486
- Johnsen TM, Sandlund OT, Often A, Jelmert A, Hobæk A (2010) Kartlegging og overvåking av fremmede skadelige arter i Norge. *NIVA Rapp* 5969:1–57
- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol Evol* 16:199–204
- Kålås JA, Viken Å, Henriksen S, Skjelseth S (red, 2010) *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Trondheim
- Lee CE, Gelembiuk GW (2008) Evolutionary origins of invasive populations. *Evol Appl* 1:427–448
- Leung B, Cacho OJ, Spring D (2010) Searching for non-indigenous species: rapidly delimiting the invasion boundary. *Divers Distrib* 16:451–460

- Lindgaard A, Henriksen S (red, 2011) Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim
- MacKenzie DI, Kendall WL (2002) How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology* 83:2387–2393
- Mainka SA, Howard GW (2010) Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integr Zool* 5:102–111
- Moody ME, Mack RN (1988) Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *J Appl Ecol* 25:1009–1021
- Parkes JP, Panetta FD (2009) Eradication of invasive species: progress and emerging issues in the 21st century. I: Clout MN, Williams PA (red) *Invasive species management*. Oxford University Press, Oxford, s 47–60
- Pedersen J, Bullock R, Carlton J m.fl. (2003) Marine invaders in the northeast: rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities. MIT Sea Grant College Program, Cambridge
- Pyšek P, Richardson DM (2006) The biogeography of naturalization in alien plants. *J Biogeogr* 33:2040–2050
- Pyšek P, Bacher S, Chytrý M m.fl. (2010) Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Glob Ecol Biogeogr* 19:317–331
- Rew LJ, Maxwell BD, Dougher FL, Aspinall R (2006) Searching for a needle in a haystack: evaluating survey methods for non-indigenous plant species. *Biol Invasions* 8:523–539
- Rhodes JR, Jonzén N (2011) Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time? *Ecography* 34:1040–1048
- Ricciardi A, Atkinson SK (2004) Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. *Ecol Lett* 7:781–784
- Rico A, Gappa JL (2006) Intertidal and subtidal fouling assemblages in a Patagonian harbour (Argentina, southwest Atlantic). *Hydrobiologia* 563:9–18
- Roult TM, Thompson CJ, McCarthy MA (2009) Robust decisions for declaring eradication of invasive species. *J Appl Ecol* 46:782–786
- Sandvik H, Sæther B-E (2012) Testing og modifiering av modeller for å estimere spredning og etablering av fremmede arter. DN Utretn: i trykk
- Sandvik H, Sæther B-E, Holmern T, Tufto J, Engen S (i arbeid) Generic ecological impact assessments of alien species in Norway: a semi-quantitative set of criteria [p.t. under fagfelleevaluering]
- Skarpaas O, Shea K, Bullock JM (2005) Optimizing dispersal study design by Monte Carlo simulation. *J Appl Ecol* 42:731–739
- Skjelseth S (2011) Veileder for økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge, versjon 1.0.4. Artsdatabanken, Trondheim
- SSB (2012) Havnestatistikk, 3. kvartal 2011. URL: <http://www.ssb.no/havn>. Statistisk sentralbyrå, Oslo
- Stevenson MD, Rossmo DK, Knell RJ, Le Comber SC (2012) Geographic profiling as a novel spatial tool for targeting the control of invasive species. *Ecography* 35: i trykk
- Sverdrup-Thygeson A, Brandrud TE, Bratli H m.fl. (2008) Truete arter og ansvarsarter: kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. NINA Rapp 317:1–96
- Sæther B-E, Holmern T, Tufto J, Engen S (2010) Forslag til et kvantitativt klassifiseringssystem for risikovurdering av fremmede arter. Senter for bevaringsbiologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim
- USDA (2011) Agriculture Quarantine Inspection Monitoring (AQIM) handbook, 2. utg. Animal and Plant Health Inspection Service, Washington
- van Kleunen M, Weber E, Fischer M (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecol Lett* 13:235–245
- Wyatt ASJ, Hewitt CL, Walker DI, Ward TJ (2005) Marine introductions in the Shark Bay World Heritage Property, Western Australia: a preliminary assessment. *Divers Distrib* 11:33–44
- Yemshanov D, Koch FH, Ben-Haim Y, Smith WD (2010) Detection capacity, information gaps and the design of surveillance programs for invasive forest pests. *J Environ Manage* 91:2535–2546

Anhang: simuleringer

Vi brukte simuleringer for å teste evnen til å estimere populasjonsegenskaper avhengig av ulike innsamlingsmønstre og -intensiteter. Det første skrittet bestod i å simulere spredninga til tenkte fremmede arter i et virtuelt Norge. Denne delen av simuleringa er beskrevet i Sandvik og Sæthers (2012) anhang A. Utgangspunktet var simuleringa av en rekke invasjonsforløp, der den nøyaktige fordelinga av arten var kjent til ethvert tidspunkt. Testen av innsamlingsdesign ble utført på 189 simuleringer der arten bare ble introdusert én gang, og bestod i å estimere spredningshastigheta, som så kunne sammenlignes med spredningshastigheta til den «sanne» bestanden.

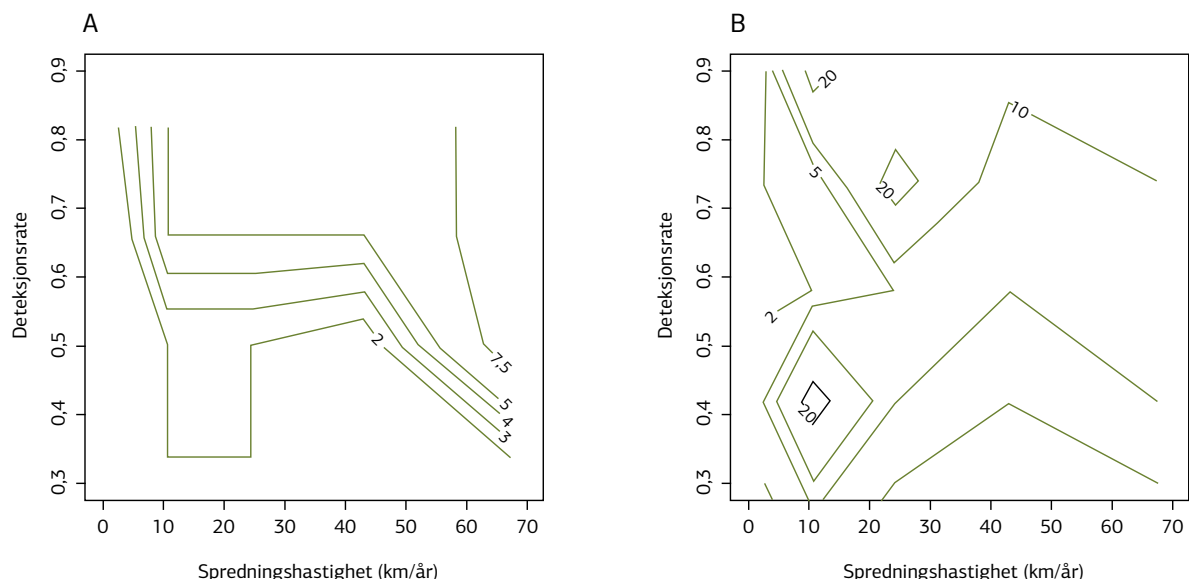
For å evaluere transektdesignet, ble følgende parametere variert:

- artenes spredningshastighet (mellom 0,01 og 67 km/år),
- deteksjonsraten (mellom 0,1 og 0,9),
- antall transekter (1, 2, 4 eller 8),

- avstand mellom overvåkningsflatene langs transektene (1, 2, 5, 10, 20, 50 km),
- overvåkningsfrekvensen (halvårlig, årlig, annet hvert år, hvert 5. år),
- plassering av overvåkningsflatene (habitat-uavhengig; plassert i det beste habitatet for arten i en omkrets på 2 km).

Resultatene kan best illustreres ved å se på hva som er den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflatene gitt at man ønsker å oppnå en viss sikkerhet på estimerer innen en spesifisert feilmargin. I de følgende figurene er kravet satt til at 50 % av artene skal få estimert sin spredningshastighet med en feilmargin på ikke mer enn 50 %. Det vises konturlinjer for avstanden mellom overvåkningsflatene gitt at man varierer to av parametere og holder de øvrige parametere konstant.

Betydninga av deteksjonsraten illustreres av figur A1. Ved deteksjonsrater under 0,5 må man stort sett bruke den minste avstanden mellom overvåkningsflatene som ble vurdert (1 km). Fra en deteksjonsrate på ca. 0,7 og oppover trenger man fremdeles en avstand på 4–5 km mellom overvåkningsflatene for å oppdage en art som sprer seg med 10 km/år. Ved gunstig plassering av overvåkningsflatene kan man tillate seg en større avstand mellom dem (fig. A1b).



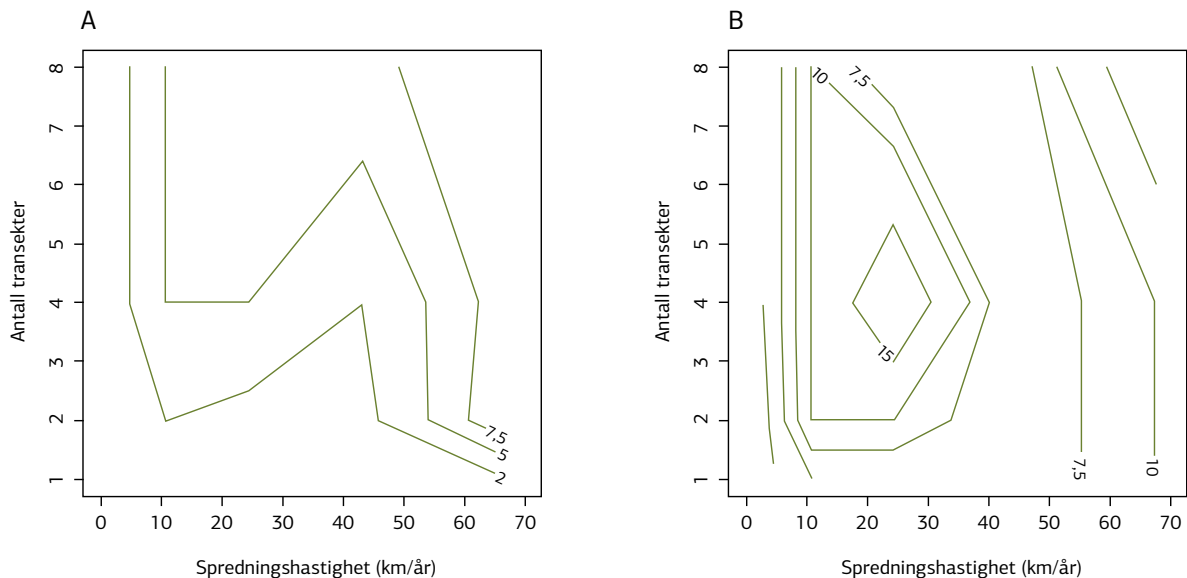
Figur A1. Avstander mellom overvåkningsflater i transekter avhengig av fremmede arters spredningshastighet og deteksjonsraten. Linjene angir den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflater i kilometer, når spredningshastigheta til minst 50 % av artene skal estimeres med en feilmargin på maks. 50 %. Det er brukt en årlig overvåkningsfrekvens og fire transekter. (a) Overvåkningsflatene er plassert i faste avstander uten hensyn til habitatet (konturlinjer ved 2, 3, 4, 5, 7½ km). (b) Overvåkningsflatene er plassert noe mer fleksibelt i det mest egna habitatet for arten innenfor en omkrets på 2 km (konturlinjer ved 2, 5, 10, 20 km).

Betydninga av deteksjonsraten blir også tydelig fra det svake kravet som er satt: Å estimere 50 % av spredningshastighetene med en feilmargen mindre enn 50 % er en veldig svak forventning, dvs. med høy fare for type-II-feil. Med parameterverdiene som ble testa ville et strengere krav ha ført til at figurene var fri for konturlinjer, siden samtlige kombinasjoner ville ha krevd den minimale avstanden mellom overvåkningsflatene. Også dette illustrerer at deteksjonsrater på 0,9 eller over bør tilstrebes.

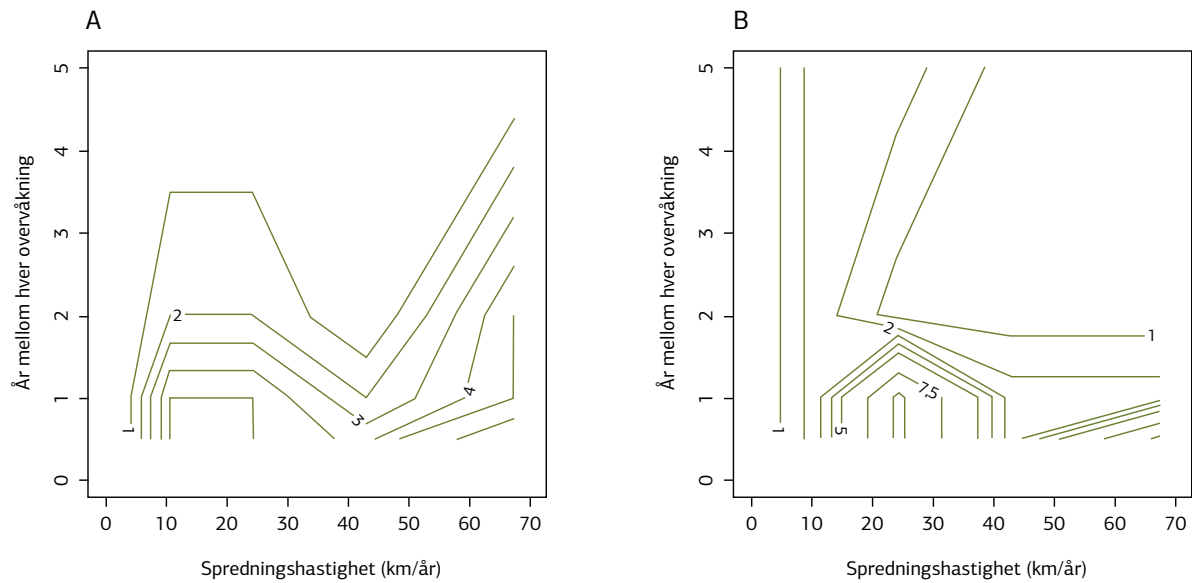
Antall transekter bør ikke være mindre enn fire (fig. A2). Et lavere antall kan bare kompenseres ufullstendig gjennom tettere overvåkningsflater.

Overvåkningsfrekvensen bør ikke være sjeldnere enn årlig (fig. A3). Ved sjeldnere overvåkning kan selv arter som sprer seg nokså raskt, unnsnippe overvåkninga i mange år. En hyppigere overvåkningsfrekvens (her testa med halvårslige overvåkninger) kan til en viss grad kompensere for lav deteksjonsrate.

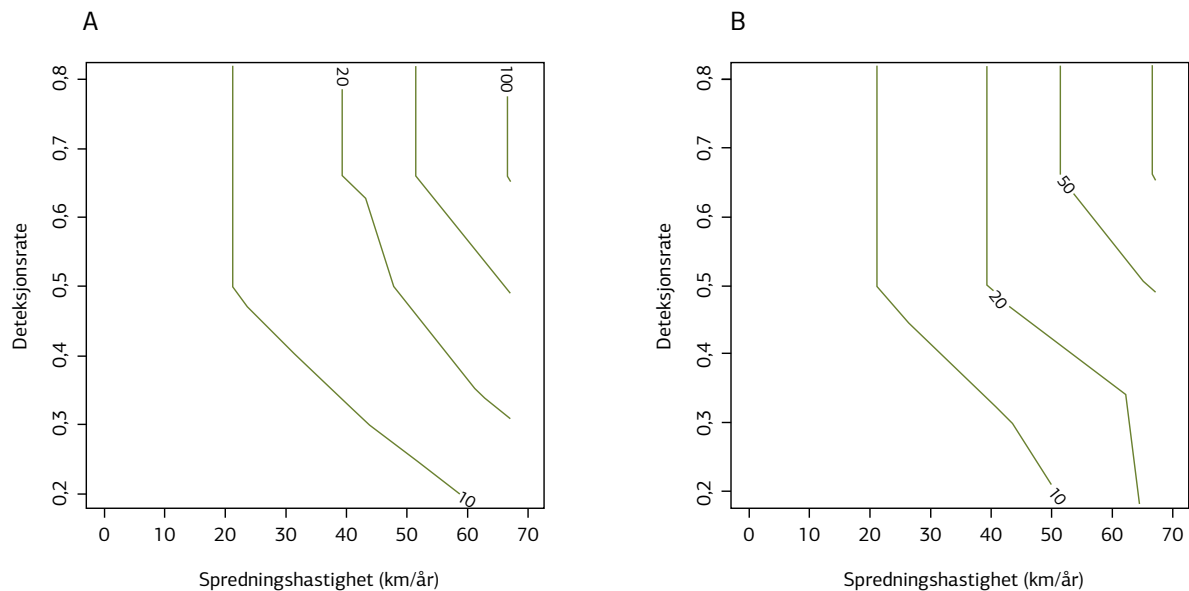
Etter samme mønster kan man teste ulike tidligvarslingsdesign. Figur A4 viser hvilken avstand overvåkningsflatene i et fast, nasjonalt rutenett må ha for at arten med en gitt sannsynlighet skal oppdages innen et gitt antall år. Det som blir tydelig er at nettet må være veldig tett om deteksjonsraten er lavere enn 0,5. Arter som sprer seg sakte, blir heller ikke fanga opp av et slikt fast rutenett.



Figur A2. Avstander mellom overvåkningsflater i transekter avhengig av fremmede arters sprednings-hastighet og antallet transekter. Linjene angir den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflater i kilometer (2, 5, 7½, 10, 15), når spredningshastigheta til minst 50 % av artene skal estimeres med en feilmargen på maks. 50 %. Det er brukt en årlig overvåkningsfrekvens og en deteksjonsrate mellom 0,5 og 0,7. (a) Overvåkningsflatene er plassert i faste avstander uten hensyn til habitatet. (b) Overvåkningsflatene er plassert noe mer fleksibelt i det mest egna habitatet for arten innenfor en omkrets på 2 km.



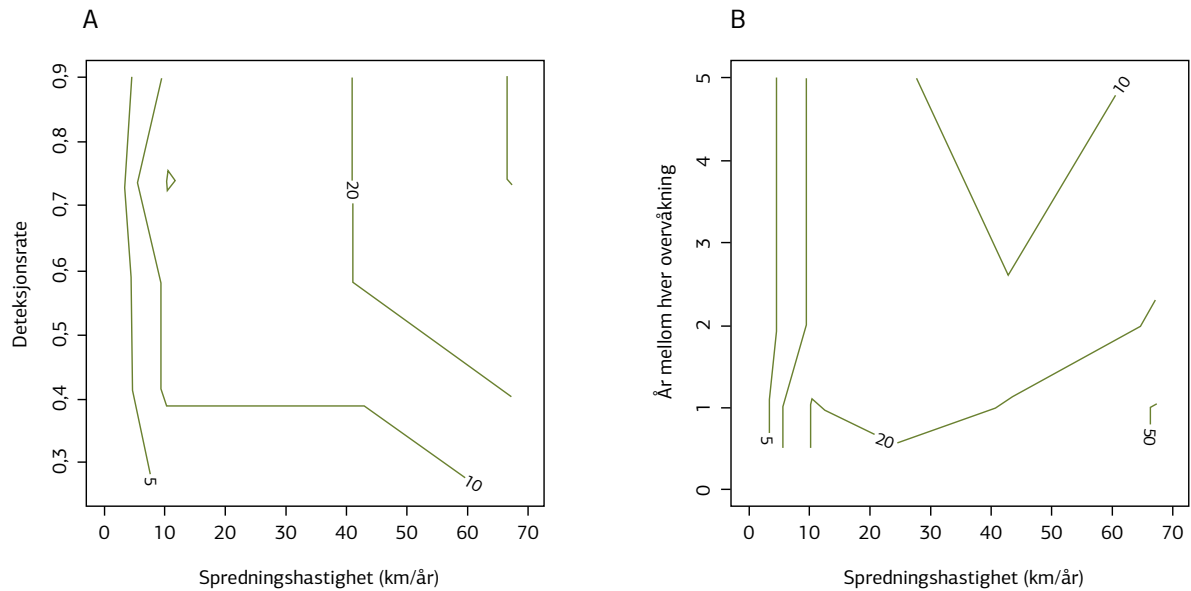
Figur A3. Avstander mellom overvåkningsflater i transekter avhengig av fremmede arters spredningshastighet og frekvensen av overvåkninga. Linjene angir den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflater i kilometer (1, 2, 3, 4, 5, 7½, 10), når spredningshastigheta til minst 50 % av artene skal estimeres med en feilmargin på maks. 50 %. Det er brukt fire transekter og en deteksjonsrate mellom 0,5 og 0,7. (a) Overvåkningsflatene er plassert i faste avstander uten hensyn til habitatet. (b) Overvåkningsflatene er plassert noe mer fleksibelt i det mest egna habitatet for arten innenfor en omkrets på 2 km.



Figur A4. Avstander mellom overvåkningsflater i et fast rutenett avhengig av fremmede arters spredningshastighet og deteksjonsraten. Linjene angir den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflater i kilometer (10, 20, 50, 100), når (a) minst 50 % av artene skal være oppdaga innen 4 år, respektive når (b) minst 67 % av artene skal være oppdaga innen 5 år.

Gjentar man de samme testene for overvåkningsflater i et mindre rutenett rundt den første observasjonen, ser man at metoden tillater en noe større avstand mellom overvåkningsflatene enn transekt-

designet (fig. A5). Samtidig vil det totale antallet overvåkningsflater være større, siden den minste påkrevde avstanden øker mindre enn antallet ytterligere overvåkningsflater.



Figur A5. Avstander mellom overvåkningsflater i et rutenett avhengig av fremmede arters spredningshastighet, deteksjonsrate og frekvensen av overvåkninga. Linjene angir den minste påkrevde avstanden mellom overvåkningsflater i kilometer (5, 10, 20, 50), når spredningshastigheta til minst 50 % av artene skal estimeres med en feilmargin på maks. 50 %. (a) Overvåkningsfrekvensen på ett år, variabel deteksjonsrate. (b) Deteksjonsrate mellom 0,5 og 0,7, variabel overvåkningsfrekvens.

DN-utredning

oversikt

2012

- 4-2012: Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter
- 3-2012: Kartlegging av fremmede marine arter i Rogaland
- 2-2012: Kartlegging av fremmede marine arter i Hordaland
- 1-2012: Sjørøyevassdragene i Nord-Norge; 100 av 400 mulige - en zoogeografisk analyse av de aktuelle vassdragene

2011

- 11-2011: Innstilling fra utvalg om kultivering av anadrom laksefisk
- 10-2011: Utredning av europeisk flatøsters *Ostrea edulis* L. – Kunnskapsoversikt med forslag til handlingsplan
- 9-2011: CEPA-handlingsplan for våtmark 2011-2014
- 8-2011: Endringer i norsk marin bunnfauna 1997-2010
- 7-2011: Lavkart Setesdal/Ryfylkeheiene og Setesdal Austhei - metodeutvikling og validering av kart
- 6-2011: Invasive American Mink (Neovison vison): Status, ecology and control strategies
- 5-2011: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Troms med en vurdering av kunnskapsstatus
- 4-2011: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Finnmark med en vurdering av kunnskapsstatus
- 3-2011: Genbank 2008 og 2009
- 2-2011: Utbredelsesmodellering av fremmede invaderende karplanter langs veg
- 1-2011: The Norwegian Nature Index 2010

2010

- 9-2010: Evaluering av «Program for terrestrisk naturovervåking» (TOV 2000-2010)
- 8-2010: *Overvåking av fjellvegetasjon på Stortussen/Snøtind* - et pilotprosjekt innenfor GLORIA Norge
- 7-2010: Etablering av nye laksestammer på Sørlandet. Erfaringer fra arbeidet i Mandalselva og Tovdalselva etter kalking
- 6-2010: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn og utmark i Oslo og Akershus, med en vurdering av kunnskapsstatus
- 5-2010: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Vestfold, med en vurdering av kunnskapsstatus
- 4-2010: Datagrunnlag for Naturindeks 2010
- 3-2010: Naturindeks for Norge 2010
- 2-2010: Spredning av fremmede karplanter fra veganlegg – kartlegging og metodeutvikling
- 1-2010: Mulige effekter av etablering av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Norge

2009

- 6-2009: Overvåkning av fjellvegetasjon sommeren 2008 (GLORIA-prosjektet)
- 5-2009: Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008
- 4-2009: Moderne hjorteviltforvaltning med ny virkemiddelbruk mot 2015
- 3-2009: Utvikling av tradisjonelle kulturlandskaper i Barentregionen – KNP-modellen
- 2-2009: GMO Assessment in Norway as Compared to EU Procedures: Societal Utility and Sustainable Development
- 1-2009: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Hordaland med en vurdering av kunnskapsstatus
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

KONTAKTINFO

Direktoratet for naturforvaltning. Besøksadresse: Tungasletta 2.
Postadresse: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim,
tlf: 73 58 05 00, faks: 73 58 05 01, e-post: postmottak@dirnat.no, www.dirnat.no

Direktoratet for naturforvaltning har sentrale, nasjonale oppgaver og ansvar i arbeidet med å forvalte norsk natur. Det innebærer å bevare naturmangfoldet og legge til rette for friluftsliv og bruk av naturens ressurser.

Direktoratet for naturforvaltning er en rådgivende og utøvende etat, underlagt Miljøverndepartementet. Vi har myndighet til å forvalte naturressurser, gjennom ulike lover og forskrifter som Stortinget har vedtatt.

Ut over lovbestemte oppgaver har vi også ansvar for å identifisere, forebygge og løse miljøproblemer. Direktoratet for naturforvaltning samarbeider med andre myndigheter og gir råd og informasjon til befolkningen.