NINA Norsk institutt for naturforskning

Introduserte arter

Med fokus på problemarter for Norge

Bjørn Åge Tømmerås
Trond Hofsvang
Anders Jelmert
Odd Terje Sandlund
Helge Sjursen
Leif Sundheim

NINA Oppdragsmelding 772

NINA
Norsk institutt for naturforskning

NINA **Norsk institutt for naturforskning**

Introduserte arter

Med fokus på problemarter for Norge

Bjørn Åge Tømmerås
Trond Hofsvang
Anders Jelmert
Odd Terje Sandlund
Helge Sjursen
Leif Sundheim



Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* **Foto: Tor Atle Mo**

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport
Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.
Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding
Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.
Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report
Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.
Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

NINA Temahefte
Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.
Opplag: Varierer

Fakta-ark
Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturfor-valtningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).
Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA -ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Tømmerås, B.Å., Hofsvang, T., Jelmert, A., Sandlund, O.T., Sjursen, H. & Sundheim, L. 2003. Introduserte arter. Med fokus på problemarter for Norge. – NINA Oppdragsmelding 772: 1-58

Trondheim, januar 2003

ISSN: 0802-4103
ISBN: 82-426-1376-1

Forvaltningsområde:
Bevaring av biologisk mangfold
Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:
Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning, NINA

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Bjørn Åge Tømmerås
NINA

Sideombrekking:
NINA - standardmal

Opplag: 50 (+ pdf på hjemmeside)

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
N-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01
http//www.nina.no

Tilgjengelighet: åpen

Prosjekt nr.: 16828000

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Oversikt over de kjente dyr og planter (unntatt mikroorganismer) som er introdusert til Norge av mennesker er beskrevet i NINA utredning 062 (Tømmerås 1995) og i NORD 2000:13 (Weidema 2000) som inkluderer de andre nordiske land. Disse rapportene omhandler også en del introduksjoner mellom områder innen Norge. På ferskvannsiden finnes i tillegg DN-notat 1995 - 4 som behandler innvandring og introduksjoner til vassdragene i Norge.

Gjennomgående viser det seg at introduksjoner av fremmede arter i ulik grad har negative effekter som f eks kanadagås, mink og tromsøpalme. I mange tilfelle er de negative effektene dramatiske slik som f eks med lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* og søramerikansk minerflue. Klare og entydig positive effekter er svært sjeldne. Dette er noe av bakgrunnen for at Konvensjonen om biologisk mangfold så klart sier (artikkel 8h): «Hindre innførsel av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, habitater eller arter». Dette er en av de sterkest formulerte artikler i konvensjonsteksten.

Problemene med introduserte arter er svært sammensatt og omfattende selv om vi bare fokuserer på hvilke arter vi ser kan skape problemer i norsk natur. De fleste argumenter ligger nært knyttet til forståelsen av hva som er skadelig eller til ulempe. Ofte er det slik at en art blir introdusert til Norge fordi dette antas å være til fordel for enkelte personer, grupper eller næringer, mens andre grupper må bære ulemper eller skader. De som påfører skade blir foreløpig bare unntaksvis stilt til ansvar. For å utvikle en god forvaltning på dette området trengs utarbeidelse av omforente kriterier som kan benyttes til å avgjøre nytte og skade.

Myndighetene har til nå lagt opp en praksis der det ofte er relativt uklart hvem som har 1) ansvar (”skyld”) for introduksjonen, 2) ansvar for kontroll og tilsyn, og 3) ansvar for eventuelle tiltak for å avbøte og redusere skader og ulemper. Dette kan gjelde i aktuelle tilfeller som f eks ansvar og forvaltningsregime for kongekrabben i Nord-Norge eller når det gjelder import av levende planter som bringer sør-amerikansk minérflue til landet. Det er langt igjen før aktørenes og sektorenes ansvar fungerer i forvaltningen av introduserte arter.

En lang rekke aktiviteter ligger innen kategoriene bevisste og utilsiktede introduksjoner, og målsettingene med aktivitetene kan i svært mange tilfeller diskuteres. For å kunne skape en praksis som tar vare på fordelene og erkjenner og reduserer ulempene ved introduksjoner, er det nødvendig å fokusere på ”problemaktivitene” slik som for eksempel implementeringen av Konvensjonen om biologisk mangfold i stor grad gjør.

Det vil nesten alltid være slik at den letteste måten å forhindre problemer på er å stanse introduksjonen før den har skjedd. Dette kan være vanskelig i forhold til økonomiske interesser. Forvaltningen trenger gode hjelpemidler på dette feltet. Bl a kan det være nyttig å utvikle lister over problemarter. Denne rapporten kan betraktes som et første skritt i denne retningen. Vi tar i all hovedsak for oss arter som allerede finnes i landet. I vurderingen av en introdusert arts mulighet til å bli invaderende er sentrale momenter bl a artens egenskaper og miljøtilstanden på stedet hvor den introduseres. På bakgrunn av en vurdering av arter som allerede er introdusert kan en starte utviklingen av kriterier for ei liste over problemarter koblet med problemområder i Norge. Ved hjelp av oversikter over situasjonen i våre naboland og i andre deler av verden med lignende klima og naturforhold kan en ”føre var” liste bli en realitet. Det er imidlertid viktig å ha klart for seg at det alltid vil være en stor utfordring å si, med noenlunde sikkerhet, noe om hvilke arter som vil være skadelige og hvor. Dette henger sammen med flere faktorer, bl a at mange arter skifter biologi (nye næringskjeder og plass i økosystemene) når de introduseres til et nytt sted (f eks mårhund), og at arter ofte viser en tidsforsinkelse i endring i biologi eller tilpasning til det nye økosystem. For arter med lang generasjonstid kan det ta mange tiår før de begynner å etablere bestander og sprer seg som f eks for trær.

Arter som er knyttet til en vertsorganisme vil før eller seinere ”komme etter” dersom verten introduseres til et nytt område. Vi vet ikke hvor lang tid det vil ta før f eks granbarkbillen sprer seg mer og blir vanlig på gran overalt på Vestlandet. Effektene av slike etableringer er også usikre. Tidsskalaen her kan være svært lang, jfr den treaktige busken Rødhyll som har blitt naturalisert etter å ha vært innført til hager o.l. i en del hundre år. Glansbillen *Heterhelus scutellaris* er knyt-

tet til denne arten. Billen og spredningen av den nordover i Europa har vært fulgt, og glansbillen kom til Norge først i 1979.

Vurdering av vektorer som medfører introdusering av arter, og hvilke arter som kan bli invaderende der de kommer vil alltid være spørsmål som går ut over en enkelt nasjons herredømme. Norge har hatt tradisjon i å ta opp slike spørsmål. I 1996 var Miljøverndepartementet på vegne av norske myndigheter vertskap for FN-konferansen om "Alien Species" i Trondheim. Dette var et viktig steg i implementering av artikkel 8h i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). Dette arbeidet passerte en viktig milepæl i april 2002 da Partene (COP) i CBD ble enige om 15 rådgivende prinsipper for utvikling av effektive strategier for å redusere påvirkningen av invaderende introduserte arter. Det første prinsippet innebærer føre-var prinsippet der mangel på vitenskapelig sikkerhet ikke kan påberopes for å unnlate å reagere på en potensiell alvorlig eller irreversibel trussel. De andre prinsippene argumenterer for og beskriver et tretrinns hierarki; (i) hindre innføring (det minst kostbare og det mest effektive virkemiddel), (ii) utryddelse av problemarter og (iii) inneslutte bruken. Spesielle tiltak blir anbefalt så som grensekontroll, bruk av karantene, utveksling av informasjon og utvikle en bedre kompetanse på feltet. I tillegg gis Myndigheter adgang til å kunne tildele tillatelse på forhånd før en førstegangs-introduksjon av en potensiell problemart skal kunne gjennomføres. Norge vil kunne ha god hjelp i CBDs 15 "Guiding principles".

I utgangspunktet kan all menneskelig spredning av arter til lokaliteter der de ikke forekommer naturlig betraktes som negativt for økosystemene og det biologiske mangfoldet. Utsetting av nye arter betyr at økosystemer som har utviklet sine særtrekk gjennom naturlige prosesser som suksesjon og evolusjon gjennom flere tusen år brytes opp og endres. Prosessen er ofte kalt "homogenisering av naturen", dvs at økosystemene blir mer og mer like i sine biologiske trekk. Særegne økosystemer og habitater (eller naturtyper) mister sitt særpreg og det naturlige mangfoldet reduseres. Det vil være valg å ta om hvor langt en mener at slike prosesser bør gå i naturen før det defineres som skade på natur og naturmiljø både i et kort og i et langsiktig perspektiv. Her ligger også noen av vanskelighetene rundt det å tenke seg bruk av begrepet "svartelister", - hvor "svarte" skal de være og på hvilke steder er de "svarte" og evt. på hvilke tidspunkt kan en introduksjon gjøre en art problematisk?

Det er tidligere gjort en rekke generaliseringer i forhold til hvilke karakteristika som preger arter med stor suksess i fremmede miljø, og hvilke miljø som er mest utsatt og sårbare for nye arter; generaliseringer som i mange tilfeller har vist seg å være feilaktige. I Norge har debatten og kunnskapen omkring antropogene introduksjoner av organismer i stor grad vært av deskriptiv karakter. For å heve problematikken til et faglig og forvaltningsmessig mer tilfredsstillende nivå, er det nødvendig at det gis et løft til mer konkrete undersøkelser i tilknytning til de arter som allerede er etablert og til dem som er i ferd med å etablere faste bestander.

Klimaendringer er en sentral faktor i forbindelse med introduserte arter i framtida. De endringer i klima som RegClims (2002) nedskalerte klimascenarier viser, vil bety betydelig endrete forhold for norske økosystemer og dermed endrete muligheter for introduserte arter til å etablere seg og bli invaderende og/eller skadelige. Dette bør behandles i framtidige analyse av arter med sikte på å etablere ei "problemliste" og vurdering av "problemaktiviteter".

Ut fra et nyttesynspunkt er det seks av artene i ferskvann som har skapt og fremdeles skaper problemer for forvaltning eller næringsvirksomhet. Tre av disse er sykdoms- eller parasittorganismer på fisk eller kreps, - krepsepest, furunkulose og lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. En vannplante, vasspest, skaper problemer for fiske, båtliv og bading når den kommer inn i næringsrike sjøer. En fiskeart, ørekyte, skaper relativt store problemer i enkelte gode ørretvann, mens noen arter som nå finnes i et fåtall lokaliteter må forventes å bli problemarter. Pungreke ("mysis") skader økosystemer flere steder hvor den er introdusert i Midt-Norge, men finnes samtidig naturlig i enkelte vassdrag i Sør-Norge. Det er viktig å presisere at mange potensielle problemarter ennå ikke er registrert i norske vassdrag.

45 marine arter er eller kan være introduserte til norske farvann. Av disse er 22 plantearter (12 makroalger og 10 fytoplanktonarter), 22 av artene er invertebrater som inkluderer parasitter og patogener. Fiskearten regnbueørret er inkludert selv om den må gyte i ferskvann. Det er usikkerheter knyttet til flere av disse, men vi må regne med at antallet egentlig er betydelig høyere. I marint miljø er det en del kjente introduksjoner hvor vi ikke sikkert kan fastslå spredningsvektoren. En vil for eksempel kunne finne påvekstorganismer både på skipsoverflater og på akvakulturorganismer, eller utstyr til transport av slike. Så lenge en ikke har kunnet registrere selve overføringssituasjonen, har en derfor ofte måttet angi sannsynlig vektor som akvakultur/skipsfart. Vi har noen introduksjoner hvor det har vært lettere å peke på vektor. Det er få usikkerheter om selve overføringsmekanismen for kongekrabbe som ble overført av russiske vitenskapsfolk fra nordlige Stillehav til områdene øst for Kola på 60 tallet. Amerikansk hummer som har vært funnet siden 1999 har ofte hatt merker etter strikk på klør, og de fleste individene har vært funnet rundt større kystbyer med flyplass, dvs utsetting av levende sjømat.

Økende internasjonal handel med planter og plantedeler og spredning av skadeorganismer (nematoder, insekter, midd, virus, sopp og bakterier) har nær sammenheng. Til tross for et omfattende internasjonalt regelverk innen plantehelse, forekommer det stadig nye tilfeller av introduksjon og etablering av arter til nye områder. Norge med sine nordlige og isolerte beliggenhet i Europa er relativt lite utsatt, og de fleste eksemplene fra de senere årene omfatter arter av tropisk og subtropisk opprinnelse som i Norge trives best i veksthus. Snegler ser ut til å lettere etablere seg på friland, særlig i nærheten av kyst.

Innenfor gruppene fugl og pattedyr har andelen utilsiktede introduksjoner vært relativt liten, og aktivitetene med å introduserte slike arter for jakt har avtatt noe. Det finnes fortsatt en viss aktivitet f eks med bevisste introduksjoner til øyer av f eks piggsvin og ilder. Arter som er introduserte til andre land, f eks villsvin og mårhund, er på spredning og vil kunne komme til Norge og oppfattes som problemarter. Men økt reisevirksomhet, handel og transport, og kanskje spesielt via bortfallet av mange barrierer gjennom utbygging av vegnettet er i ferd med å endre dette bildet. Bygging av nye tunneler og spesielt bruer har ført til mange nye spredningsmuligheter for f eks pattedyr. Denne faktoren gir et betydelig bidrag til homogenisering av natur særlig i kystnære områder.

En omfattende liste over introduserte plantearter under spredning i Norge har vært tilgjengelig siden 1997 i Norge. Denne listen inneholder ca 110 arter og 45 % av disse er forvillet fra hager. Her i denne rapporten er ikke alle disse artene vurdert på nytt. Vi har her gitt spesiell oppmerksomhet til noen trearter (gran og platanlønn) da de ofte blir nøkkelarter i økosystemene og ugras (både i forbindelse med handelsvirksomhet og jordbruk) som er sentrale i forhold til jordbruksproduksjon på friland og i veksthus.

Emneord: Introduserte arter, skadelige organismer, problemarter

Bjørn Åge Tømmerås og Odd Terje Sandlund, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim
Anders Jelmert, Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen, NO-4817 His
Trond Hofsvang, Helge Sjursen og Leif Sundheim, Planteforsk, NO-1432 Ås

Forord

Ved behandlingen av St.meld. 42 (2000-2001) om biologisk mangfold stilte Stortinget seg bak følgende innstilling fra Energi- og miljøkomiteen: "Komiteen mener det er ønskelig at det lages en oversikt over fremmede arter som kan gjøre skade, og som det vurderes tiltak i forhold til."

NINA har fra Direktoratet for naturforvaltning fått i oppdrag å bidra i dette arbeidet. Dette prosjektet (DN kontraktnr.: 02040043, 4.11.2002) skal skaffe fram oversikt over mange av de antatt problematiske arter, som er bevisst eller utilsiktet innført. Vi tar også for oss noen arter som naturlig finnes i Norge, og som ved hjelp av mennesker er spredd utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Hvilken sektor som har ansvaret for spredning blir behandlet, og der det er mulig, gir vi råd om hvilke tiltak som kan gjøres for å begrense skadeeffekter. I en del tilfeller blir samfunnsøkonomiske kostnader ved introduksjon og spredning av fremmede arter inkludert.

Som bakgrunn har vi benyttet oppdaterte oversikter over alle arter som er introdusert i nyere tid. Fra dette materialet har vi valgt ut de artene som på noen måte i dag kan oppfattes som problemarter. Det er gjort en pragmatisk vurdering av tiltak som er truffet og som eventuelt kan være aktuelle. Når det gjelder sektoransvar har vi benyttet følgende grove inndeling; skipsfart, akvakultur, annen samferdsel, landbruk, naturforvaltning, internasjonal handel, turisme og vassdragsutbygging.

For å utføre dette oppdraget har NINA vært helt avhengige av et godt samarbeid med Planteforsk og Havforskningsinstituttet (HI). Anders Jelmert (HI), og Trond Hofsvang, Helge Sjursen og Leif Sundheim (Planteforsk) har på kort varsel gitt sentrale bidrag til rapporten og har gjort det med stor entusiasme og kunnskap på sine fagfelt. Odd Terje Sandlund (NINA) utarbeidet oversikten over ferskvannsorganismer.

Takk til alle!

Trondheim jan 2003

Bjørn Åge Tømmerås

Innhold

Referat 3
Forord 6
1 Innledning 8
1.1 Problemene med introduserte arter 9
1.2 Invaderende arter og habitatene 10
2 Introduserte arter i ferskvann 14
2.1 Lovverk 14
2.2 Problemarter 15
2.3 Risikoarter i ferskvann 20
3 Marint 21
3.1 Spredningsvektorer 21
3.1.1 SKIPSFART 21
3.1.2 HAVBRUK 22
3.2 Marine organismer 23
3.2.1 VIRUS, BAKTERIER OG ALGER 23
3.2.2 MAKROALGER OG INVERTEBRATER 24
3.2.3 AMERIKANSK HUMMER 24
3.3.3 KONGEKRABBEN 24
4 Internasjonal handel og skadeorganismer 26
4.1 Introduksjoner 26
4.1.1 NEMATODER 27
4.1.2 SNEGLER 27
4.1.3 INSEKTER 28
4.1.3 MIDD 30
4.1.4 VIRUS 31
4.1.5 BAKTERIER 32
4.1.6 SOPP 34
5 Pattedyr og fugl 37
5.1 ”Problemarter” - fugler 37
5.2 ”Problemarter” - pattedyr 39
5.2.1 ARTER SPREDD MED SAMFERDSEL 43
6 Karplanter 45
6.1 Platanlønn 45
6.2 Introduksjon av gran på Vestlandet 46
6.3 Introduserte og invaderende planter i Norge – ”problemarter” 48
6.3.1 SPREDNING VIA JORDBRUK 48
6.3.2 SPREDNING VIA INTERNASJONAL HANDEL 49
6.3.3 SPREDNING VIA SAMFERDSEL 50
7 Litteratur 53

1 Innledning

Oversikt over de kjente dyr og planter (unntatt mikroorganismer) som er introdusert til Norge av mennesker er beskrevet i NINA utredning 062 (Tømmerås 1995) og i NORD 2000:13 (Weidema 2000) som inkluderer de andre nordiske land. Disse rapportene omhandler også en del introduksjoner mellom områder innen Norge. På ferskvannsiden finnes i tillegg DN-notat 1995 - 4 som behandler innvandring og introduksjoner til vassdragene i Norge.

Norges beliggenhet geografisk og klimatisk gjør at vi har sluppet unna det meste av de mer verdenskjente dramatiske følgene av introduserte skadeorganismer.

Problemene med å skaffe oversikter over status er ofte knyttet til mangel på historiske data, og da spesielt med hensyn til introdusksjoner som ikke er bevisst utført. Oppgavene med å skaffe oversikt over introduserte invertebrater er spesielt krevende. Usikkerheten knytter seg til både mangel på undersøkelser og faktiske metodiske vanskeligheter. Når vi ikke vet hva som er naturlig forekommende arter i landet blir det vanskelig å fastslå hva som er spredd hit gjennom menneskelig aktivitet. F eks er det 7-8000 insektarter som antas å være naturlig forekommende i Norge, men som ennå ikke er påvist.

Introduksjoner kan være både bevisste og utilsiktete. Om en art etablerer seg eller ikke er avhengig av flere faktorer enn hvilken art som introduseres. Tidspunktet og stedet for introduksjonen(e) er viktigst ofte i sammenheng med antallet individer. Mange arter kan også etablere seg uten å by på betydningsfulle endringer på sine nye levested. Dette betyr at en ikke kan lage et klart skille mellom ”snille og slemme” arter. Likevel er det slik at mange arter opptrer som problemarter i stor målestokk kanskje til og med mer eller mindre globalt. Slike arter vil kunne passe til en ”Svarteliste”.

Et eksempel på at miljøproblemene i forbindelse med introduksjoner kan variere fra sted til sted er introduksjon av tamkveg til Australia. Inntil koloniseringen for noen hundre år siden var kenguruer de største grasetende dyrene. I løpet av de siste 200 år har tamkvegbestanden vokst fra 7 dyr (brakt til kontinentet av de første engelske kolonistene i 1788) til over 30 millioner. Ekskrementene til disse dyrene representerer over 300 millioner kuruker pr. dag. I det australske naturmiljøet finnes det ikke mikroorganismer og insekter som er i stand til å bryte ned denne type ekskrementer. Den naturlige nedbrytingskjeden er tilpasset de tørre, fibrøse kenguruekskrementene. Resultatet er blitt et gigantisk møkkproblem med stadig nye forsøk på introduksjoner av arter som kan bryte ned kurukene (Begon et al. 1990).

Mange bevisste introduksjoner mangler en rasjonell begrunnelse. Ofte har emigranter tatt med seg arter som "minner" fra sitt hjemsted når de dro ut, eller det har også vært ønske om å eksperimentere litt på egen hånd. Et eksempel på dette er gråekorn (*Sciurus carolinensis*) opprinnelig en nordamerikansk art som er innført til bl.a. Storbritannia som en ”søt art å ha i parken”, men som har blitt en "pestart" (Lever 1985). En lang rekke aktiviteter ligger innen kategoriene bevisste og utilsiktede introduksjoner, og målsettingene med aktivitetene kan i svært mange tilfeller diskuteres. For å kunne skape en praksis som tar vare på fordelene og erkjenner og reduserer ulempene ved introduksjoner, er problemaktivitetene nødvendig å fokusere på slik som for eksempel implementeringen av Konvensjonen om biologisk mangfold i stor grad gjør.

Gjennomgående viser det seg at introduksjoner av fremmede arter i ulik grad har negative effekter. I mange tilfelle er de negative effektene dramatiske. Klare og entydig positive effekter er svært sjeldne. Dette er noe av bakgrunnen for at Konvensjonen om biologisk mangfold så klart sier (artikkel 8h): «Hindre innførsel av, kontrollere eller utrydde fremmede arter som truer økosystemer, habitater eller arter». Dette er en av de sterkest formulerte artikler i konvensjonsteksten.

Det er tidligere gjort en rekke generaliseringer i forhold til hvilke karakteristika som preger arter med stor suksess i fremmede miljø, og hvilke miljø som er mest utsatt og sårbare for nye arter; generaliseringer som i mange tilfeller har vist seg å være feilaktige (se oversikt i Lodge 1993). I Norge har debatten og kunnskapen omkring antropogene introduksjoner av organismer så langt stort sett vært av deskriptiv karakter. For å heve problematikken til et forvaltningsmessig mer til-

fredsstillende nivå, er det nødvendig at det gis nødvendige løft til mer konkrete undersøkelser i tilknytning til de arter som allerede er etablert og til dem som er i ferd med å etablere faste bestander.

1.1 Problemene med introduserte arter

Problemkomplekset er svært sammensatt og omfattende. De viktige internasjonale aspektene av problemkomplekset (f eks økologiske, transport- og handelsmessige og Konvensjoner) er behandlet f eks i Tømmerås et al (2002), og får ligge utenfor denne rapport. Her vil vi fokusere på hvilke arter vi ser kan skape problemer i norsk natur. De fleste argumenter ligger nært knyttet til forståelsen av hva som er skadelig eller til ulempe. Ofte er det slik at en art blir introdusert til Norge fordi dette antas å være til fordel for enkelte personer, grupper eller næringer, mens andre grupper må bære ulemper eller skader. Risikovurderingen kan også være svekket dersom den største risikoen går ut over andre enn dem som får utført eller gjør vurderingen. De som påfører skade blir foreløpig bare unntaksvis stilt til ansvar. For å utvikle en god forvaltning på dette området trengs utarbeidelse av omforente kriterier som kan benyttes til å avgjøre nytte og skade. I tillegg kommer at kunnskapene på dette feltet ofte umuliggjør en skikkelig risikovurdering. Risikovurderingen kan i mange tilfelle bli gjettverk.

Myndighetene har lagt opp en praksis der det ofte er relativt uklart hvem som har 1) ansvar ("skyld") for introduksjonen, 2) ansvar for kontroll og tilsyn, og 3) ansvar for eventuelle tiltak for å avbøte og redusere skader og ulemper. Dette kan gjelde i aktuelle tilfeller som f eks ansvar og forvaltningsregime for kongekrabben i Nord-Norge eller når det gjelder import av levende planter som bringer sør-amerikansk minérflue til landet. Det ser ut til å være langt igjen før aktørenes og sektorenes ansvar fungerer i forvaltningen av introduserte arter.

Det vil nesten alltid være slik at den letteste måten å forhindre problemer på er å stanse introduksjonen før den har skjedd. Dette kan være vanskelig i forhold til økonomiske interesser. Forvaltningen trenger gode hjelpemidler på dette feltet. Bl a kan det være nyttig å utvikle lister over problemarter. Denne rapporten kan betraktes som et første skritt i denne retningen. Vi tar i all hovedsak for oss arter som allerede finnes i landet. I vurderingen av en introdusert arts mulighet til å bli invaderende er sentrale momenter bl a artens egenskaper og miljøet på stedet hvor den blir introdusert. På bakgrunn av en vurdering av arter som allerede er introdusert kan en starte utviklingen av kriterier for ei liste over problemarter koblet med problemområder i Norge. Ved hjelp av oversikter over situasjonen i våre naboland og i andre deler av verden med lignende klima og naturforhold kan en "føre var" liste bli en realitet. Det er imidlertid viktig å ha klart for seg at det alltid vil være en stor utfordring å si, med noenlunde sikkerhet, noe om hvilke arter som vil være skadelige og hvor. Dette henger sammen med flere faktorer, bl a at mange arter skifter biologi (nye næringskjeder og plass i økosystemene) når de introduseres til et nytt sted, og at mange arter viser en tidsforsinkelse i endring i biologi eller tilpasning til det nye økosystem. For arter med lang generasjonstid kan det ta mange tiår før de begynner å etablere bestander og sprer seg.

Arter som er knyttet til en vertsorganisme vil før eller seinere "komme etter" dersom verten introduseres til et nytt område. Vi vet ikke hvor lang tid det vil ta før f eks granbarkbillen *Ips typographus* sprer seg mer og blir vanlig på gran overalt på Vestlandet. Effektene av slike etableringer er også usikre. Tidsskalaen her kan være svært lang, jfr den treaktige busken Rødhyll som har blitt naturalisert etter å ha vært innført til hager o.l. i en del hundre år (Fremstad 1998). Glansbillen *Heterhelus scutellaris* er knyttet til denne arten. Billen og spredningen av den nordover Europa har vært fulgt, og den kom til Norge først i 1979 (Ottesen & Kvamme 1985, Semb-Johannson 1988).

Klimaendringer er en sentral faktor i forbindelse med introduserte arter i framtida. De endringer i klima som RegClims (2002) nedskalerte klimascenarier viser, vil bety betydelig endrete forhold for norske økosystemer og dermed endrete muligheter for introduserte arter til å etablere seg og bli invaderende og/eller skadelige. Dette behandles ikke spesielt i denne rapporten, men i en

framtidig analyse av arter med sikte på å etablere ei "problemliste" og vurderinger av "problemaktiviteter" bør dette problemkomplekset vektlegges.

Vurdering av vektorer som medfører introdusering av arter, og hvilke arter som kan bli invaderende der de kommer vil alltid være spørsmål som går ut over en enkelt nasjons herredømme. Norge har hatt tradisjon i å ta opp slike spørsmål. I 1996 var Miljøverndepartementet på vegne av norske myndigheter vertskap for FN-konferansen om "Alien Species" i Trondheim. Dette var et viktig steg i implementering av artikkel 8h i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). Dette arbeidet passerte en viktig milepæl i april 2002 da Partene (COP) i CBD ble enige om 15 rådgivende prinsipper for utvikling av effektive strategier for å redusere påvirkningen av invaderende introduserte arter. Det første prinsippet innebærer føre-var prinsippet der mangel på vitenskapelig sikkerhet ikke kan påberopes for å unnlate å reagere på en potensiell alvorlig eller irreversibel trussel. De andre prinsippene argumenterer for og beskriver et tretrinns hierarki; (i) hindre innføring (det minst kostbare og det mest effektive virkemiddel), (ii) utryddelse av problemarter og (iii) inneslutte bruken. Spesielle tiltak blir anbefalt så som grensekontroll, bruk av karantene, utveksling av informasjon og utvikle en bedre kompetanse på feltet. I tillegg gis Myndighetene adgang til å kunne tildele tillatelse på forhånd før en førstegangs-introduksjon av en potensiell problemart skal kunne gjennomføres.

1.2 Invaderende arter og habitatene

I utgangspunktet kan all menneskelig spredning av arter til lokaliteter der de ikke forekommer naturlig betraktes som negativt for økosystemene og det biologiske mangfoldet. Utsetting av nye arter betyr at økosystemer som har utviklet sine særtrekk gjennom naturlige prosesser som suksesjon og evolusjon gjennom flere tusen år brytes opp og endres. Prosessen er ofte kalt "homogenisering av naturen", dvs at økosystemene blir mer og mer like i sine biologiske trekk. Særegne økosystemer og habitater (eller naturtyper) mister sitt særpreg og det naturlige mangfoldet reduseres. Det vil være valg å ta om hvor langt en mener at slike prosesser bør gå i naturen før det defineres som skade på natur både i et kort og i et langsiktig perspektiv. Her ligger også noen av vanskelighetene rundt det å tenke seg bruk av begrepet "svartelister", - hvor "svarte" skal de være og på hvilke steder er de "svarte" og evt. på hvilke tidspunkt kan en introduksjon gjøre en art spesielt problematisk?

Planten Vårpengeurt er eksempel på en invaderende art (invasive alien species IAS): en fremmed plante som invaderer et områdes flora og fauna og fortrenger hjemlige arter (etter di Castri 1989). Hvilke egenskaper gjør at enkelte arter har særlig evne til å etablere og spre seg i for dem nye miljøer? Kan man forutsi hvilke fremmede arter som har særlig invasjonspotensiale og dermed kan komme til å bli plagsomme? Kan man si noe om hvilke miljøer som er mottakelige og kan man si noe om betydningen av menge individer og tidspunktet for introduksjon?

Mennesket er både i historisk perspektiv og i dag den viktigste faktor når det gjelder innføring av nye arter til et område (di Castri 1989, Heywood 1989). Når et art først er kommet, avgjøres skjebnen til nykommeren i all hovedsak av klimafaktorer og habitatforhold på mottakerstedet og biotiske faktorer.

Klimafaktorer

Den klimatiske seleksjonen er i Norge særlig virksom overfor subtropiske og tropiske arter. Klimafaktorer påvirker alle faser i en organismes livssyklus, for planter: spiring, frøplanters overlevelse, vekst, blomstring, pollinering, modning av frø og frukter, herding før vinteren, overvintring. Arter som kommer fra lignende klima som det norske har størst sjanse til å lykkes hos oss, f.eks. fra Mellom-Europas fjellområder, store deler av Russland og fjerne Østen, fjellområder i andre deler av Asia, boreale deler av Nord-Amerika, og kanskje fra de sørligste regionene i Sør-Amerika og New Zealand. Et betydelig antall arter som etablerer seg lett i Norge kommer fra de førstnevnte områdene, jfr plantene springfrø, slirekne og bjønnkjeks, mens sambandet med det sørligste Sør-Amerika og New Zealand kanskje ikke er av tilstrekkelig omfang til at det har gitt seg vesentlig utslag i nykommere.

Habitatforhold
Suksessen til en fremmed art kan avhenge like mye av egenskapene til det økosystem eller samfunn den kommer til, som av dens biologiske egenskaper. Antallet nykommere i et område er klart korrelert med graden av forstyrrelse (Rejmánek 1989, Sykora 1990). Pimm (1989) skjelner mellom tre typer tilstander i biologiske samfunn: 1) samfunnet har få individer, slik at det, f.eks., finnes ”naken mark” som kan tas; 2) samfunnet har få arter, 3) samfunnet er "ferskt", og interaksjoner mellom arter er ikke fullt utviklet.

Di Castri (1990) påpeker forhold som er viktige ved mottakerstedet:
- Forekomst av åpne habitater
- Habitater som hyppig er gjenstand for forstyrrelser
- Menneskeskapte forstyrrelser og arealbruk av samme typer som i hjemlandet
- Fravær av patogener, parasitter, predatorer, konkurrenter
- Likheter i klimatiske forhold med hjemlandet

Til en art som lykkes på et nytt sted kan utviklingen beskrives i fire faser:
1. Ankomst: de første individene dukker opp
2. Etablering: arten finnes regelmessig på enkelte steder, gjerne et forstyrret habitat
3. Naturalisering: arten går inn som en del av økosystemet
4. Spredning: utvidelse av utbredelsesområdet på ankomststedet, og/eller ankomst og etablering i nye områder. Spredning kan også skje umiddelbart etter etablering.

Andelen av introduksjoner som ”arbeider seg” nedover er lav. 2-3 % etter en periode med etablering og naturalisering spre seg til nye områder/regioner (di Castri 1989, 1990). Lohmeyer & Sukopp (1992) anslår at mindre enn 1 % av de innførte planteartene i Mellom-Europa er blitt agriofytter, dvs. planter som har maktet å trenge inn i lite menneskepåvirkede habitater. De fleste nykommere kommer bare til fase 1. Europeiske habitater er generelt sett mer resistente overfor fremmede planter enn deler av andre kontinenter og mange øyer, der nykommere har hatt alvorlige følger for naturlig vegetasjon (Noble 1989, Kornas 1990, Sykora 1990). Boreale skoger synes å ha større resistens enn mellom-europeiske (Hämet-Ahti 1983).

Rejmánek (1989) har en mer generell tilnærming til problemet med utsatthet for invaderende plantearter. Etter å ha analysert en rekke arbeider påpeker han:
- Pionersamfunn inneholder et større antall invaderende arter enn senere suksesjonsstadier. Romlig separasjon fra kilder med invaderende arter kan imidlertid påvirke dette forholdet.
- Middels fuktige (mesic) samfunn er mer tilbøyelig til å bli invadert enn samfunn i den svært tørre enden av en fuktighetsgradient.
- Få arter er i stand til å trenge inn i ikke-forstyrrede samfunn. Noen av de som gjør det, danner i det invaderte samfunnet et nytt sjikt (f eks et busksjikt), men som det er ressurser til i samfunnet. Norske eksempler er her; rødhyll (*Sambucus racemosa*) i busksjiktet i ulike skogsamfunn og kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) i et underfeltsjikt i sumper med takrør (*Phragmites australis*).
- Noen arter finnes i forstyrrede samfunn i lengere tid, men begynner så å invadere ikke-forstyrrede samfunn. Genetisk tilpasning er en ting, men det kan også være å få diasporer nok å transportere fra forstyrrede til ikke-forstyrrede områder. Vårpengeurt (*Thlaspi caerulescens*) og vinterkarse (*Barbarea stricta*) synes å ha fulgt dette mønsteret i Norge.
- En vellykket invasjon avhenger av typen og graden av forstyrrelse, av antall diasporer som årlig tilføres samfunnet og hvor lenge det er eksponert for forstyrrelse.
- Et samfunns biomasse eller dekning er i noen tilfeller de beste indikasjoner på dets utsatthet for invasjon av fremmede arter. Åpne rom skapt ved biomasseødeleggelse kan være den eneste generelle faktor som regulerer invasjoner.

Biotiske faktorer
Mange har prøvd å karakterisere invaderende arter (”Invasive Alien Species, IAS”): organismer som bevisst eller utilsiktet er brakt til områder utenfor deres normale utbredelse, ofte fra én biogeografisk region til en annen (di Castri 1990) og som har "slått til" i mottakerlandet. Det er utført

en rekke analyser av hvilke egenskaper invaderende besitter når det gjelder morfologi, økologi, fysiologi og genetikk. Ugras har egenskaper som gjør dem invaderende i mange habitater. Det "ideelle ugras" beskrives av Baker (1965) som "en plastisk, flerårig art som spirer under et vidt spekter av fysiske betingelser, som vokser raskt, blomstrer tidlig, er selvkompatibel, produserer mange frø som spres vidt, formerer seg vegetativt og er konkurransedyktig".

Arter som trenger inn i sluttede, naturlige samfunn er økologisk sett helst K-strateger (Grime 1979). For planter blir de kjennetegnet av flerårighet, robust vekstform og effektiv vegetativ formering. Prach & Wade (1992) har undersøkt egenskaper og spredningsevne til ti arter som finnes i Norge og kommet til at egenskaper som stor produksjon av frø som spres lett, effektiv vegetativ formering og ikke alt for spesifikke habitatkrav er egenskaper som indikerer stort spredningspotensiale og muligheter for å bli "problemart". Noble (1989) etterlyser nye tilnærmingsmåter når det gjelder å beskrive invaderende arter og det å identifisere mulige invaderende arter når arter introduseres til et nytt område. En vei å gå kunne være å definere Funksjonelle grupper ved å beskrive et begrenset sett av fysiologiske og reproduksjonsmessige karakteristika og livshistorie-karakteristika, hvor variasjonen i hver egenskap har spesifikk, økologisk forutsigbar verdi. Vi må definere hvilke ledd i en populasjons utvikling som er avgjørende for hvorvidt en art lykkes eller ikke på et nytt sted. Slike populasjonsbiologiske modeller kunne gi bidrag til å unngå uønskede introduksjoner og bekjempe problemarter.

I det praktiske arbeidet med fremmede arter trengs ledetråder for vurdering av artens muligheter til å bli problemart på et sted. Noble (1989) mener f eks at høyt antall individer i én livsfase på hjemstedet, fulgt av høy mortalitet, bør være et varseltegn. Under endrede miljøforhold på et nytt sted kan mortalitetsraten tenkes å bli endret, noe som kan føre til en annen populasjonsdynamikk.

Én ting er å kunne vurdere forholdet mellom arter og miljø i dag, men dette kan komme til å endres over tid. Di Castri (1989, 1990) stiller en rekke viktige spørsmål om hvordan invaderende arter vil opptre:
- Hvordan vil invaderende arter te seg i en verden med økende tapt biologisk mangfold?
- Hvordan vil invaderende arter reagere på nye typer forstyrrelser og stress?
- Hva blir konsekvensene for invasjonspotensialet av omfattende fragmentering og homogenisering av landskap, og fremvekst av store mer urbane områder?
- Hvordan vil klimaendringer påvirke slike arter?

Som ett eksempel kan nevnes at den ettårige kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*) kan ifølge Beerling (1993) komme til å spre seg i hele fastlands-Norge og til resten av Fennoscandia. Dens utbredelse ser ut til å bli innskrenket bare av vegetasjonsperiodens lengde. Både for parkslirekne og kjempespringfrø forutsetter Beerling (1993) at de ikke har problemer med å finne passende voksesteder, noe de heller ikke ser ut til å ha. Uansett om det blir store eller små klimaendringer, kan vi vente en fortsatt spredning av disse arter i Norge.

Tilsvarende klimakorrelasjoner kan gjøres for mange andre arter hvis en har vekstmodeller for populasjoner, data om artenes klimakrav (særlig evnen til å overleve ved lave temperaturer) og klimadata.

Påvirkning av biologisk mangfold

Hvilke betydning kan fremmede organismer tenkes å ha på nye steder/habitater? Pimm (1989) hevder at innførte arter ikke nødvendigvis behøver å ha noen tydelig virkning på de samfunn/habitater de inntar, men det er ofte vanskelig å forutsi om en nykommer kan få det. Dette støttes av Crawley (1989) som sier at selv om vi vet en del om hvilke egenskaper som sannsynliggjør at en fremmed art får suksess, er vi ikke i stand til å forutsi de økologiske virkningene av de enkelte introduksjonene.

Den økning i tilførselen av fremmede arter som Norge utsettes for - i likhet med andre land - fører til en type økning i biodiversitet, dvs antall arter i enkelte artsgrupper i landet. Enkelte arter kan, ut fra mer og mindre emosjonelle og estetiske vinklinger, vurderes som "verdifulle" tilskudd,

- som "floristiske godbiter", "fargerike innslag i naturen" osv. Det som skjer med floraen og faunaen, er i realiteten en homogenisering, en tilnærming til økosystemene i andre land ved at vi får flere og flere arter felles med nabolandene og andre land i Europa. Vi kan oppleve at ”egne” arter, som i årtusener har tilpasset seg norske habitater får for sterk konkurranse og ”taper” for vidt utbredte, trivielle nykommere, og vi kan få et betydelig tap av naturlig biodiversitet og mangel på regional, naturlig egenart i våre økosystemer.

Tiltak i økosystemene

Har først en art etablert seg vil det i svært mange tilfeller være så godt umulig, i alle fall urealistisk, og fjerne arten fra området. For litt større arter og mange karplanter finnes det i det minste teoretisk sett større muligheter enn med små arter, f eks invertebrater.

Kontrolltiltak har tidligere blitt iverksatt, dels basert på autøkologisk kunnskap, dels i håp om at noen tiltak vil lykkes (prøving og feiling). Kontrollen tar sikte på å redusere antall spredningsenheter til et akseptabelt nivå. Fullstendig utrydding har sjelden vært målet (Groves 1989).Tiltak mot uønskede arter omfatter forbud mot innførsel og "svartelisting" som gir grunnlag for tiltak så snart innførsel er konstatert. Slike tiltak forutsetter kunnskap kunnskapsbasert forvaltning.

Bruk av kjemisk bekjempelse (pesticider) kan ofte være effektivt, men er i mange tilfelle uakseptabelt, særlig i naturreservater, tettbygde strøk, langs vassdrag osv (jfr Groves 1989, Child et al. 1992, Wade et al. u.å.). Mekaniske inngrep i form av fangst, slått og hogst har vært effektivt mot en del arter og brukes nå i stor stil mot uønskede introduserte trær i Sør-Afrika. På planter kan ellers fjerning av røtter være virksomt, men en vil aldri være sikker på at alle er fjernet (se f eks Brock & Wade 1993). Beite kan også være effektivt, spesielt dersom dyrene får anledning til å ta unge skudd tidlig i sesongen og senere beiter stedet regelmessig. Brenning brukes i en del tilfeller for å gi indigene arter fordeler fremfor fremmede arter. For hyppig brann kan av og til fremme invasjon av fremmede planter (Groves 1989).

Biologisk bekjempelse kan bestå i å introdusere predatorer/herbivorer og/eller patogener fra artens hjemland. Dette medfører tidkrevende prosedyrer (3-5 år) (Child et al. 1992) og med en viss risiko, og vil bare være aktuelt overfor arter som virkelig byr på vesentlige problemer for samfunnet. Det er neppe hensiktsmessig å vurdere biologisk bekjempelse av noen fremmede arter i Norge pr i dag.

Problem eller ressurs

Når bekjempelse er vanskelig, undersøker man om problemet kan vendes til ressurs. I Tromsø har man vurdert tromsøpalmens fôrverdi, men kommet til at den er uegnet (Alm & Jensen 1993). Noen annen lønnsom anvendelse har man heller ikke for arten. For vasspest falt forsøk heldigere ut; den har potensiale både som krøtterfôr og jordforbedringsmiddel (Rørslett & Berge 1986). Ellers har det vært heller lite fokus på utnyttelse når arter har etablert seg i norsk natur.

2 Introduserte arter i ferskvann

Oversikten over fremmede arter i norske vann og vassdrag omfatter 25 navn (se tabell 1). Listen omfatter både arter som ikke har forekommet naturlig i Norge, og arter som naturlig har forekommet i enkelte norske vassdrag, men som i løpet av de siste 30-50 år er spredd til nye områder der de har skapt problemer. Til denne gruppen hører f eks pungreke (”mysis”) og lagesild. Pungreka ble i noen år på 1970-tallet satt ut i regulerte innsjøer med sikte på å bedre produksjonen av ørret og røye. Disse utsettingene har ført til videre spredning av arten. I flere tilfelle har vi sett negative effekter av pungreke i innsjøene, med nedgang i bestandsstørrelse og kvalitet av ørret og røye. Lagesilda har i løpet av de siste tiåra etablert seg i Pasvikvassdraget etter at arten rømte fra oppdrett i Enare-sjøens nedbørfelt i Nord-Finland. Dette har ført til tilbakegang i sikbestanden. Lista over arter som er spredd ut fra sitt naturlige utbredelsesområde kunne forlenges dersom vi også inkluderer utsettinger i tidligere tider. F eks er både ørret, røye, laks og sik i tildels stort omfang satt ut i nye vassdrag fra middelalderen og fram til i dag. Denne spredningen av fiskearter som egner seg som mat skjøt fart etter at teknikken for kunstig klekking av rogn ble allment kjent i Norge på slutten av 1800-tallet.

I utgangspunktet bør all menneskelig spredning av arter til lokaliteter der de ikke forekommer naturlig betraktes som negativt for økosystemene og det biologiske mangfoldet. Utsetting av nye arter betyr at økosystemer som over flere tusen år har utviklet sine særtrekk gjennom naturlige prosesser som suksesjon og evolusjon brytes opp og endres. Prosessen er ofte kalt ”homogenisering av naturen”, dvs at alle innsjøer og elver blir mer og mer like i sine biologiske trekk. Særegne innsjøtyper mister sitt særpreg og det naturlige mangfoldet reduseres.

I nesten hundre år etter at teknikken for klekking av laks og ørret ble tatt i bruk her til lands ble fiskeyngel satt ut i elver og vatn der det allerede fantes fisk for å ”styrke bestanden” uten hensyn til opprinnelsen til utsettingsmaterialet. Etterhvert som man bygget opp forskningskunnskap om de viktigste laksefiskene våre ble det klart at lokale bestander har viktige lokale tilpasninger med hensyn til økologi og levesett. Disse tilpasningene er i stor grad genetisk betinget. En betydelig lokal tilpasning basert på genetiske forskjeller mellom bestandene er godt kjent bl a hos laks og ørret. Denne kunnskapen tvang fram en endring av praksis i fiskestellet; det arbeidet som gjøres av forvaltningen, kraftutbyggere og private organisasjoner med sikte på å bedre bestandssituasjonen og dermed fiskemulighetene etter laks og ørret. I dag er det akseptert hos alle ansvarlige aktører at utsettingsmaterialet må være av såkalt lokal stamme.

Det største problemet i denne forbindelsen utgjøres i dag av rømt oppdrettslaks fra akvakulturanlegg. Oppdrettslaksen er gjennom mange generasjoner avlet på karakterer som egner seg i oppdrett. Disse karakterene er vanligvis ikke velegnet i naturen, og det store antallet rømt oppdrettslaks som hvert år får mulighet til å delta i gytingen fører til at de lokale genetiske tilpasningene hos den enkelte lokale laksebestand ”drukner” i den store mengden gener fra domestisert fisk. Rømt oppdrettslaks fører også til at ulike sykdommer spres til ville laksebestander (se f eks gyro og furunkulose nedenfor).

For ørret og andre innlandsfisk er det et aktuelt tema å reetablere bestander i vatn der sur nedbør har ført til at den opprinnelige bestanden har dødd ut. Etter at tilførselen av sur nedbør reduseres, og eventuelt etter kalking, settes det ut fiskemateriale som velges ut etter særlige kriterier.

2.1 Lovverk

Laks- og innlandsfiskeloven (nr 47 av 15. mai 1992, med forskrifter) har relativt strenge bestemmelser som setter forbud mot import av levende anadrome laksefisk, innlandsfisk, rogn eller unger av slik fisk eller næringsdyr for fisk. I teorien har vi altså et lovverk som med streng håndhevelse vil kunne stoppe det meste av utsetting av fremmede arter i ferskvann i Norge. Blant de forholdene som gjør at det ikke er så enkelt er bl a:

- I forbindelse med fritidsaktiviteter og turisme foregår det utstrakt transport av båter og utstyr mellom innsjøer og vassdrag både innen Norge og over landegrensene. Denne

aktiviteten er det svært vanskelig å kontrollere, og et hundre prosent effektivt system for desinfisering er i praksis umulig.

- Både i Norge og i utlandet er det lange tradisjoner både når det gjelder flytting av fisk mellom vatn, og når det gjelder bruk av levende agn ved fiske. Det krever langvarig opplysnings- og holdningsskapende arbeid å endre slike vaner. Det at denne aktiviteten "plutselig" er definert som ulovlig er ikke nok.
- I forbindelse med oppdrettsnæringen vil det ofte være sterke økonomiske argumenter for å gi dispensasjon fra bestemmelsene i lovverket.
- I en egen forskrift (nr 1174, 1992) åpnes det for import av akvarieorganismer som bare skal brukes i lukkede akvarier. I de fleste tilfelle er dette organismer tilpasset tropiske eller subtropiske forhold, med det medfører likevel en viss risiko særlig dersom man også innfører arter fra tempererte strøk. Vasspest er et eksempel på en problemart som trolig er innført til Norge som akvarieplante (se nedenfor).

2.2 Problemarter

Ut fra et nyttesynspunkt er det seks av artene i Tabell 1 som har skapt og fremdeles skaper problemer for forvaltning eller næringsvirksomhet. De fleste av disse er sykdoms- eller parasittorganismer på fisk eller kreps. En vannplante, vasspest, skaper problemer for fiske, båtliv og bading når den kommer inn i næringsrike sjøer. En fiskeart, ørekyte, skaper relativt store problemer i enkelte gode ørretvann, mens noen arter som nå finnes i et fåtall lokaliteter må forventes å bli problemarter. Det er viktig å presisere at mange potensielle problemarter ennå ikke er registrert i norske vassdrag. En grundig analyse av dette krever et omfattende arbeid som ikke er mulig her.

Vasspest
Blant de introduserte planteartene i ferskvann er det bare vasspest som så langt har skapt problemer. Denne nord-amerikanske arten er trolig introdusert ved at den er brukt som dekorasjon i akvarier. Når akvarier tømmes er det fort gjort for en art som vasspest å komme ut i vann og vassdrag. Sektoransvaret for denne artens innførsel til Norge er dermed knyttet til handel med akvarieorganismer.

Arten trives best i forholdsvis kalk- og næringsrike vann, der den synes å ha betydelig negativ effekt på mangfoldet av annen vannvegetasjon (Mjelde 1997, Brandrud et al. 1998). Når den utvikler tette bestander kan vasspesten være til betydelig hinder for fiske og bading. Det er ikke utført noen beregning av økonomiske tap som følge av vasspestintroduksjoner.

Krepsepest
Krepsepest er en parasittisk sopp som opprinnelig lever i et normalt vert-parasittforhold på nordamerikanske krepsearter (Taugbøl & Skurdal 1996). På vår ferskvannskreps, edelkrepsen (*Astacus astacus*), får infeksjon med krepsepest derimot 100 % dødelig utgang. Parasitten ble innført til Europa med import av levende amerikansk kreps rundt 1860, og har siden spredd seg til alle områder med europeisk kreps. Ettersom krepsepest sprer seg med sporer, som kan forekomme i store mengder i vannmassene, er den vanligste spredningsformen i dag trolig ved at båter, fiskeredskaper eller annet fritidsutstyr transporteres fra vassdrag med pestutbrudd til "friske" vassdrag uten at det blir skikkelig rengjort og desinfisert.

Selv om krepsepesten er svært utbredt i svenske vassdrag, var Norge relativt heldige fram til slutten av 80-tallet, da krepsepesten infiserte Glommavassdraget, Haldensvassdraget og Store Le. Tidligere hadde bare Vrangselva, som drenerer til Sverige i Eidskog kommune, vært angrepet. I Glomma ble krepsepest påvist ved Kongsvinger og i Storsjøen i Odal i 1987. I hele dette området var krepsen utryddet i 1988. I Haldenvassdraget ble parasitten påvist i 1989. Krepsepesten er avhengig av levende vertsdyr for å kunne overleve i vassdraget, og det eneste effektive tiltaket mot parasitten er derfor en absolutt brakklegging av vassdraget etter at den siste krepsen er død. Etter noen år uten kreps i vassdraget vil pesten forsvinne fra vannmassene, og

Tabell 1. Oversikt over kjente introduserte og etablerte arter i norske ferskvann. Arter som naturlig finnes i Norges, men som har økt sin utbredelse de senere tiår på grunn av mennesket er også tatt med (opprinnelse SØ-Norge). Omarbeidet etter Sandlund & Bongard (2000). Problemart er bedømt ut fra en subjektiv skala fra xxx (stort problem) til x (lite problem).

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Familie	Antatt opprinnelsesområde	Først observ.	Antatt innførselsvei – vektor	Referanse	Problemart
PLANTER							
Svanemat (mose)	*Ricciocarpos natans*	Ricciaceae	Ladoga-Karelen	1976	Fulgt introduserte dyr?	[1]	
Vasspest	*Elodea canadensis*	Hydrocharitaceae	Nord-Amerika	1920	Ved uhell (akvarium)?	[2]	xx
Virginiavassblad	*Hydrophyllum virginianum*	Hydrophyllaceae	Nord-Amerika	?	Prydplante, forvillet	[3]	
SOPP		**Orden**					
Krepsepest	*Aphanomyces astaci*	Oomycetes	Nord-Amerika	1907 SE	Med levende amerikansk kreps	[4]	xxx
BAKTERIER OG VIRUS		**Rekke**					
Furunkulose	*Aeromonas salmonicidae*		Nord-Amerika	1951 SE	Med fisk importert til akvakultur	[5]	xxx
INVERTEBRATER		**Familie**					
Gyro	*Gyrodactylus salaris*	Monogenea	Østersjøen	1975 NO	I lakseungeimport fra Sverige	[5, 6, 7]	xxx
Vandresnegl	*Potamopyrgus antipodarum*	Mollusca Gastropoda	New Zealand	1950 SE	Ballastvann	[8]	x
Pungreke	*Mysis relicta*	Crustacea	SØ-Norge		Med hensikt	[9]	xx
Ullhåndskrabbe	*Eriocheir sinensis*	Crustacea	Asia?	1932 SE	Hensikt? + ballastvann	[10]	x (xx)
FISKER							
Svart lakseabbor	*Micropterus dolomieu*	Centrarchidae	Nord-Amerika	1887 NO	Med hensikt	[11]	
Lakseabbor	*Micropterus salmonides*	Centrarchidae	Nord-Amerika	1887 NO	Med hensikt	[11]	
Ørekyte	*Phoxinus phoxinus*	Cyprinidae	SØ-Norge		Uhell + hensikt (agn ++)	[12]	xx
Gullfisk	*Carassius auratus*	Cyprinidae	Ø-Europa, Sentralasia	Middelalderen?	Med hensikt	[13, 14]	
Karpe	*Cyprinus carpio*	Cyprinidae	Sentral- og Ø-Europa	1850 NO	Med hensikt	[15]	
Grundling	*Gobio gobio*	Cyprinidae	Europa	1990	Ved uhell (agn)		x(x)
Regnlaue	*Leucaspius delineatus*	Cyprinidae	Russland	1890? FI	Ved uhell (agn)		x(x)
Suter	*Tinca tinca*	Cyprinidae	S-Europa, Vest- Asia	1800 NO	Med hensikt	[16, 13]	
Dvergmalle	*Ictalurus nebulosus*	Ictaluridae	Nord-Amerika	1890 NO	Ved uhell (akvarium)	[16, 17]	
Lagesild	*Coregonus albula*	Salmonidae	Sørøstlige Fennoskandia	1989 Pasvik	Utsatt i N-Finland, spredd til Pasvik	[18]	x
Pukkellaks	*Onchorhynchus gorbuscha*	Salmonidae	Nordlige Stillehav	1960 NO	Med hensikt på russisk side	[19, 20, 16]	

Ketalaks	*Onchorhyn-chus keta*	Salmonidae	Nordlige Stillehav	1960 NO	Med hensikt på russisk side	[21]	
Regnbueaure	*Onchorhyn-chus mykiss*	Salmonidae	Nord-Amerika	1908 NO	Med hensikt	[13]	x
Bekkerøye	*Salvelinus fontinalis*	Salmonidae	Nord-Amerika	1876 NO	Med hensikt	[13, 22]	
Canadarøye	*Salvelinus namaycush*	Salmonidae	Nord-Amerika	1899 SE	Med hensikt	[13, 22 11]	
Hvitfinnet ferskvannsulke	*Cottus gobio*	Cottidae	Finland	1979	Ved uhell (agn??)	[23]	

Referanser til tabell 1:

1. Skulberg O.M. 1978. En ny lemnide i norsk flora – svanemat (*Ricciocarpus natans*) i Gjølsjøen, Haldenvassdraget. - Blyttia 36: 27-34.
2. Rørslett, B. & Berge, D. 1986. Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra. - Blyttia 44: 119-125.
3. Fremstad, E. 1999. Planter i Trondheim gjennom tusen år. – Tapir forlag.
4. Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Ferskvannskreps i Norge. - Østlandsforskning rapport nr. 13: 1-115.
5. Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1994. Patogener på akvatiske dyr. - S. 137-139 i: B.Å. Tømmerås (red.) Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. NINA Utredning 62.
6. Malmberg, G. 1993. Gyrodactylidae and gyrodactylosis of Salmonidae. - Bull. Fr. Pechê Piscic. 328: 5-46.
7. Johnsen B.O. & Jensen, A.J. 1991. The *Gyrodactylus* story in Norway. - Aquaculture 98: 289-302.
8. Leppäkoski, E. 1994. Non-indigenous species in the Baltic Sea - Pp. 67-75 in: European Commission 1994. EUR 15309. Introduced species in European Coastal Waters. Boudouresque, C.F., Briand, F., Nolan, C. (eds.). Ecosystems Research Report No 8, Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg.
9. Gunnerød, T.B. 1977. Utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen og Stugusjøen i Neavassdraget og i Gjevilvatnet (Driva) i Oppdal. - DVF Rapport 1-1977. 21 pp.
10. Aagaard, K. & D. Dolmen (red.) 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. – Tapir forlag, Trondheim.
11. Jensen, K.W. 1984. Sportsfiskerens leksikon. - Kunnskapsforlaget, Oslo.
12. Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyt i Norge: Årsaker og effekter. - NINA Forskningsrapport 013: 1-16.
13. Pethon P. 1985. Aschehougs store fiskebok. Alle norske fisker i farger. - H. Aschehoug & Co., Oslo.
14. Muus, B.J. & Dahlström, P. 1978. Europas ferskvannsfisk. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
15. Borgstrøm, R., Hjelset, S. & Ravndal, J. 1990. Karpe reproduserer i Norge. - Fauna 43: 2-6.
16. Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1994. Fisk. - S. 137-139 i: B.Å. Tømmerås (red.) Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. NINA Utredning 62.
17. L'Abee-Lund J.H. 1992. Mallefisker. – S. 169-170 i: B. Jonsson & A. Semb-Johansson (red.) Norges Dyr. Fiskene 1.
18. Amundsen, P.-A., Staldvik, F.J., Reshetnikov, Y.S., Kashulin, N., Lukin, A., Bøhn, T., Sandlund, O.T. & Popova, O.A. 1999. Invasion of vendace *Coregonus albula* in a subarctic watercourse. – Biological Conservation 88: 405-413.
19. Berg, M. 1977. Pink salmon, *Onchorhynchus gorbuscha* (Walbaum) in Norway. - Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56:12-17.
20. Bjerknes W. & Vaag, A.B. 1980. Migration and capture of pink salmon, *Onchorhynchus gorbuscha* (Walbaum) in Finnmark, North Norway. - J. Fish Biol. 16: 291-297.
21. Bjerknes, W. 1992. Pukkellaks og ketalaks. – S. 129-132 i B. Jonsson & A. Semb-Johansson (red.) Norges Dyr. Fiskene 1.
22. Langeland, A. 1992. Canadarøye, bekkerøye. - S. 125-126 i B. Jonsson & A. Semb-Johansson (red.). Norges Dyr. Fiskene 1.
23. Gabler, H.-M. 2000. Feeding ecology and resource partitioning in Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and freshwater sculpins (*Cottus gobio* L. and *C. poecilopus* Heckel) in sub-Arctic rivers. – Dr. scient. avhandling, NFH, Univ. i Tromsø.

edelkreps kan gjeninnføres. Dette er gjort med stort hell i Glomma siden 1989 og i Haldenvassdraget siden 1995 (Taugbøl 2001).

Sektoransvaret for spredning av krepsepest i Europa har vært knyttet til en tiltaksorientert forvaltning som har satt ut fremmede krepsearter for å skape et bedre krepsefiske. Innførselen av sykdommen til Norge har trolig skjedd ved turisme eller annen fritidsaktivitet (Taugbøl & Skurdal 1996).

Det økonomiske tapet som skyldes krepsepestutbruddene i Norge er ikke nøyaktig beregnet. Det er imidlertid anslått at årlig fangst av kreps i de rammede delene av Glomma og Haldenvassdraget har vært minst 3 tonn pr år (Taugbøl 1991). Førstehåndsverdien for edelkreps var i 2002 kr 300-350 pr kg. Det betyr at tapt førstehåndsverdi pr år er ca 1 million kroner. Det må antas at et krepsepestutbrudd fører til stans i fisket i minimum fem år. I tillegg til tapt fangstverdi kommer en omfattende rekreasjonsverdi ved krepsefisket og det sosiale omkring denne aktiviteten. Denne verdien er ikke beregnet.

Furunkulose

Bakteriesykdommen furunkulose angriper laksefisk, og ble fra 1964 påvist på laks og regnbueørret i oppdrettsanlegg, og på villfisk i Numedalslågen. Når de smittete anleggene ble sanert forsvant sykdommen etterhvert også fra villfisken. I 1985 ble infisert laksesmolt importert fra Skottland til et oppdrettsanlegg i Trøndelag, og ved utgangen av 1992 var det registrert 550 smittete oppdrettsanlegg, vesentlig i Midt-Norge. Parallelt ble flere lakseelver smittet, og ved utgangen av 1992 var sykdommen påvist i 74 elver (Johnsen et al. 1993). Denne spredningen hadde bl a sammenheng med rømning fra oppdrettsanlegg. Senere har forekomsten av furunkuloseutbrudd blitt mindre, men det er usikkert om dette skyldes at smitten er fjernet, eller om bakteriesporene finnes i elvene slik at sykdommen kan bryte ut igjen. Bakterien spres gjerne med levende fisk, og gis ofte gode muligheter til å formere seg i de tette fiskeforekomstene i oppdrettsanlegg. Det mest effektive tiltaket mot spredning er god hygiene i oppdrettsanlegg og effektive tiltak mot rømning.

Importen av furunkulosesmittet fisk er nær knyttet til akvakultur: Denne næringsvirksomheten hører inn under Fiskeridepartementet, men kontrollen med import av levende fisk ligger til Landbruksdepartementet. Importen av smittet fisk fra Skottland i 1985 skjedde med godkjenning fra LD.

Gyro

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (i dagligtale oftest kalt ”gyro”) ble trolig innført til Norge i 1975 med settefisk fra Sverige. Den er til nå (2001) påvist i 41 norske elver og 37 oppdrettsanlegg. Den nordatlantiske laksen er svært følsom overfor parasitten, som fører til nesten 100 % dødelighet på lakseunger i de elvene som blir smittet (Miljøstatus i Norge 2001). Gyro har ikke den samme ekstreme effekten på andre fiskearter, men flere arter kan være bærere av parasitten. Den overlever ikke i havvann, men synes å overleve i brakkvannet i fjorder, slik at laks eller aure som flytter seg mellom elver i et fjordsystem kan spre parasitten til nye lokaliteter.

Laksefisket i elvene har stor samfunnsøkonomisk betydning. Det er spesielt rekreasjonsverdien av fisket som er viktig, og den økonomiske aktiviteten knyttet til fisketurismen i lakseelvene. Kjøttverdien av laks fanget i elvene er derimot av mindre økonomisk betydning. Basert på den hypotetiske situasjonen at det ikke ville bli satt inn noen tiltak mot gyro i de 24 elvene som var infisert i 1992 ble tapt rekreasjonsverdi fram til 2005 som følge av gyro-infeksjon beregnet til 44-53 millioner kroner. Direkte kostnader av gyrotiltak for perioden 1981-1993 var 113 millioner kroner (Krokan & Mørkved 1994). Introduksjonen av gyro til Norge har med andre ord betydd store ekstra utgifter.

Direktoratet for naturforvaltning og Statens dyrehelsetilsyn har i september 2002 utgitt en tiltaksplan for bekjempelse av gyro (nettside www.dirnat.no). Målsetningen er å fjerne gyro fra alle infiserte vassdrag i 7 av 8 definerte smitteregioner i løpet av en 10 års periode. I den siste smitteregionen (Drammensfjorden) tar en sikte på å kontrollere smitterisikoen og hindre nye etablerin-

ger av parasitten. Samlet kostnad for alle tiltakene i planen er 340-370 millioner kroner. I tiltaksplanen anslås det at de samlete samfunnsmessige tapene på grunn av gyro fram til 2002 beløper seg til 3-4 milliarder kroner.

Gyro ble innført til Norge i forbindelse med settefisk for akvakultur, trolig til forskningsstasjonen på Sunndalsøra. Denne virksomheten var Landbruksdepartementets ansvar. Veterinærkontrollen av den innførte fisken er også LDs ansvar. Den senere spredningen av parasitten har skjedd delvis i forbindelse med akvakultur, delvis i forbindelse med fiskestelltiltak (fiskeutsettinger i regi av private organisasjoner og vassdragsregulanter). Både LD, Fiskeridepartementet, Miljøverndepartementet og Olje- og energidepartementet kan sies å ha ansvar her.

Tiltak for å begrense smittespredning rettes i dag mot fiske- og friluftsaktiviteter, og mot uregistrerte fiskeanlegg. Særlig medfører flytting av regnbueørret stor risiko for spredning av gyro. Stenging av fisketrapper og etablering av vandringshindre nederst i vassdrag er andre tiltak som kan hindre spredning av parasitten.

Når smitten er kommet til et vassdrag har det eneste tiltaket som hittil har vist seg relativt effektivt vært rotenonbehandling av elva. Ettersom andre fiskearter enn laks kan være bærere av gyro, må hele fiskebestanden i et infisert vassdrag utryddes. Dette er kompliserte operasjoner i de fleste norske elver, og hittil (2001) har behandlingen lykkes i 15 vassdrag, mens fem behandlinger har vært mislykket (Miljøstatus i Norge 2001). Hvis mulig søker en i dag å kombinere rotenonbehandling med vandringshindre i vassdraget. Motforestillingene mot rotenonbehandling er mange, og går særlig på de mulige effektene av rotenon på resten av livet i elva. Foreløpig har man imidlertid ikke klart å utvikle midler som mer spesifikt dreper parasitten, men lar fisken og andre organismer i vannet leve.

Pungreke

Pungreka *(Mysis relicta,* i dagligtale ofte kalt mysis) forekommer naturlig i flere innsjøer på lavlandet på Østlandet. Basert på påstått gode erfaringer i USA og Sverige, ble dette krepsdyret på 1970-tallet satt ut i enkelte reguleringsmagasiner som et tiltak for å bedre fiskeproduksjonen, særlig for ørret og røye. Imidlertid viste det seg at kunnskapen om artens økologi hadde vært altfor mangelfull. Pungreka ble antatt å spise alger og detritus (som ikke er føde for ørret og røye), men viste seg derimot å spise dyreplankton, som er viktig føde for ørret og særlig røye. En rimelig forskningsinnsats for å klarlegge biologien til pungreka der den forekommer naturlig ville vist dette med all tydelighet (Nesler et al. 1991). Et velment tiltak for å bedre et ødelagt fiske viste seg dermed å få store negative konsekvenser. Senere har pungreka spredd seg nedstrøms i vassdragene, og den har også nådd nye innsjøer gjennom overføringstunneler bygd i forbindelse med kraftverk eller drikkevannsanlegg.

Ansvaret for utsettingen av pungreke deles mellom miljøforvaltningen og kraftindustrien. Kostnaden ved de negative effektene av tiltaket er i ett tilfelle fastsatt av Høyesterett, da grunneierne ved Selbusjøen fikk tilkjent en erstatning på fem millioner kroner for tapt fiske som følge av pungreke-introduksjonen.

Det finnes ingen realistiske tiltak for å utrydde pungreke dersom arten først har etablert seg i en innsjø.

Ørekyte

Blant fiskeartene er det i dag ørekyte som peker seg ut som en problemart som spres i ferskvann. Denne småvokste karpefisken finnes naturlig i vassdrag på Østlandet, men har de siste femti åra blitt spredd til de fleste deler av landet. I dag er arten påvist i alle fylker (Hesthagen & Sandlund 1997). Ørekyta lever gjerne på grunt vann i vatn og elver, og er nærmest altetende, selv om insekter og bunndyr er viktigste føde. Den deler dermed både oppholdssteder og matkilder med ørretungene, og de negative sidene ved introduksjon av ørekyte er særlig knyttet til redusert eller tapt ørretfiske. Den negative effekten av å få inn ørekyte i et ørretvatn viser seg imidlertid å variere mye fra lokalitet til lokalitet. Årsakene til dette er dårlig forstått (Taugbøl et al. 2002).

Den viktigste spredningsveien for ørekyte er trolig at arten brukes som levende agn i fritidsfisket. Dette er forbudt i henhold til lovverket, men bruk av levende småfisk som agn er en gammel tradisjon i mange land i Europa, som det har vist seg vanskelig å avskaffe. Både norske og utenlandske fritidsfiskere har trolig bidratt til spredning av ørekyte i Norge (Vøllestad et al. 1999). I tillegg er trolig ørekyte spredd sammen med ørretyngel ved fiskeutsettinger og gjennom kraftverkstunneler. Sektoransvaret for spredningen kan derved være vanskelig å fastslå, men både Handelsdepartementet (turisme), Miljøverndepartementet (fritidsfiske) og Olje- og energidepartementet (kraftutbygginger og avbøtende tiltak) kan være involvert.

Tiltakene mot ørekyte har stort sett bestått av forsøk på utfisking med teiner/ruser. I noen tilfelle, særlig i grunne og små vann, har dette bidratt til å redusere eller holde i sjakk ørekytebestanden, men det krever relativt jevn og stor arbeidsinnsats (Taugbøl et al. 2002). Dersom man kan treffe tiltak svært tidlig i ørekytas etableringsfase antas det at lokal rotenonbehandling kan være et effektivt tiltak. Ellers er tiltak for å hindre spredning trolig det mest kostnadseffektive, enten dette gjelder informasjon til fiskere eller etablering av vandringshindre i vassdrag for å stoppe spredning oppstrøms.

2.3 Risikoarter i ferskvann

De artene som allerede har vist seg å skape problemer etter introduksjon vil fortsatt være en trussel. Det er svært sjelden mulig å utrydde fullstendig en fremmed art som har etablert seg, så avbøtende tiltak vil stort sett bidra til å holde problemet i sjakk. Flere av artene som er omtalt ovenfor vil også bli spredd på nytt og på nytt fordi spredningen skjer uforvarende i forbindelse med annen aktivitet. Dette gjelder f eks sykdommer som krepsepest og furunkulose. Her nytter bare informasjon og bevisstgjøring sammen med en tydelig kontroll fra myndighetene.

Flere av artene som så vidt er påvist i Norge har trolig et potensiale til å spre seg videre. Dette gjelder både ullhåndskrabbe og fiskeartene grundling og regnlaue. Den kinesiske ullhåndskrabba har etablert ekstremt tette bestander i enkelte tyske elver, og det er liten grunn til å tro at ikke mange lavlandselver på Østlandet kan by på gode forhold for denne arten. Både grundling og regnlaue er trolig innført med utenlandske fritidsfiskere, og kan lett spres videre dersom bestandene lokalt får utvikle seg. Vedvarende informasjon og bevisstgjøring av både norske og utenlandske fritidsfiskere kan bidra til å stoppe den videre spredningen av både ørekyte og disse to artene. Også andre små fiskearter kan spres ved at de egner seg som levende agn, og det er derfor viktig at fritidsfiskerne informeres om at bruk av levende fisk som agn er forbudt i Norge.

3 Marint

I Hopkins (2001) er det foreslått 45 marine arter som er, eller kan være introdusert til norske farvann. Av disse er 22 plantearter (12 makroalger og 10 fytoplanktonarter), 22 av artene er invertebrater som inkluderer parasitter og patogener og en art er fisk, - regnbueørret (som kan leve deler av livet i saltvann, men må gyte i ferskvann). Det er usikkerheter knyttet til flere av disse, men vi må regne med at antallet egentlig er betydelig høyere. Dette fordi det har vært gjennomført få systematiske undersøkelser for å kartlegge og registrere introduserte arter spesifikt, og fordi mange arter først blir "funnet" når de har nådd en viss bestandstetthet.

I marint miljø er det en del kjente introduksjoner hvor vi ikke sikkert kan fastslå spredningsvektoren. En vil for eksempel kunne finne påvekstorganismer både på skipsoverflater og på akvakulturorganismer, eller utstyr til transport av slike. Så lenge en ikke har kunnet registrere selve overføringssituasjonen, har en derfor ofte måttet angi sannsynlig vektor som akvakultur/skipsfart. Geografisk fordeling av funnstedene kan gi noen indisier, men det vil likevel være vanskelig å angi arnestedet for en introduksjon.

Vi har imidlertid også noen introduksjoner hvor det har vært lettere å peke på vektor. Det er få usikkerheter om selve overføringsmekanismen for kongekrabbe som ble overført av russiske vitenskapsfolk fra det nordlige Stillehav til områdene øst for Kola på 1960-tallet. Amerikansk hummer som har vært funnet siden 1999 har ofte hatt merker etter strikk på klørne. De fleste individene har vært funnet nær større kystbyer med flyplass. Dette er indisier som tyder på at amerikansk hummer er kommet som følge av tankeløs utsetting av levende sjømat.

3.1 Spredningsvektorer

3.1.1 SKIPSFART

Skipsfart i seg selv har lange tradisjoner i å være vektor for introduksjoner. Dette har i all hovedsak vært knyttet til behovet for ballast, og til en viss grad begroing. Skpisfart som befordringsmiddel av varer som kan medføre introduksjoner er ikke omhandlet i dette kapitlet.

Kostnader ved generelle tiltak

i) Kostnader knyttet til introduksjonen (direkte eller indirekte skadevirkninger).
ii) Kostnader knyttet til forhindring av introduksjoner
iii) Kostnader knyttet til overvåkning av inntrufne introduksjoner

Det er en rekke ukjente faktorer som kan virke inn på kostnadene ved tiltak.
M.h.p. ii) kan en gjøre en beregning av kostnadene forbundet med "Midt Oseanisk Ballastvannbytte", - MOB; det tiltaket som foreslås som en minimumsløsning i henhold til den kommende ballasvannskonvensjonen.

Kostnadene ved MOB vil variere etter hva slags skip som utfører operasjonen men et grovt estimat kan gjøres med en del enkle forutsetninger: Mengde ballast til norske farvann: 35 mill tonn. Kostnad for MOB er 0.15 NKr/tonn, dvs ca 5-6 mill NKr/år.

Om en ønsker å redusere risikoen ytterligere for introduksjoner lokalt eller nasjonalt, vil en etter den foreslåtte ballastkonvensjonen ha muligheter for å kreve mer omfattende og effektive tiltak. Disse tiltakene vil ha teknologiavhengige kostnader som med dagens teknologiske løsninger kan variere fra 0.50 NKr til mer enn 20 NKr pr tonn, som tilsvarer kostnader på 17.5 – 700 mill NKr årlig (Anon. 2002a)

Dette er imidlertid kostnader som det vil være naturlig å fordele på konsumentene av importvarer – som en øking av fraktkostnadene. For øyeblikket er miljøkostnadene knyttet til introduserte arter eksternalisert fra transportkostnadene, men det er naturlig å anta at disse kostnadene i betydelig grad vil bli belastet forbrukerne hvis transportørene påføres utgifter i form av miljøav-

gifter eller andre økonomiske virkemidlker. Siden dette langt på vei er samsvarende med PPP (Polluter Pays Principle) bør det være mulig å få transportørene med på en slik ordning. Utfordringen vil sannsynligvis bli å sørge for at det blir implementert internasjonalt på måter som forhindrer konkurransevridning.

Kostnader ved en enkeltintroduksjon:
Oppblomstringer av giftige alger kan være et eksempel på en enkeltintroduksjon, hvor de mest direkte følgene av introduksjonen er forholdsvis enkle å kvantifisere (på grunn av tap i havbruksnæringa). Med giftige algeoppblomstringer kan det imidlertid oppstå skader på produksjonsevnen i naturlige systemer, og disse kan være vanskelig både å oppdage og å kvantifisere. Se for øvrig enkle estimater mhp "alger".

Europeiske farvann som springbrett for nye introduksjoner?
Som på andre kontinenter er det en del arter som ser ut til å spre seg sprangvis i Europa. Arter koloniserer ett område, øker sin utbredelse langs tilgrensende kyster, men dukker så opp i nye områder som ikke har en kjent naturlig kommunikasjon med tidligere spredning. Det kan tenkes en rekke forklaringer på dette.

1. Det transporteres individer fra opprinnelsesområdet til forskjellige (nye) lokaliteter i Europa som gjentatte episoder.
2. Fra etablerte bestander i Europa spres det individer til nye områder ved menneskelig aktivitet (for eksempel skipsfart, handel, turisme)
3. Det kan finnes områder hvor det er så stor tilførsel av fremmede arter at sannsynligheten er stor for at noen av disse skal tas opp og transporteres videre. Slike områder kan f.eks. være travle Europeiske havner.
4. Det finnes naturlige spredningsmekanismer som ikke er kjent.

En klargjøring av disse mekanismene vil ha konsekvenser for kvalitative og kvantitative risikoberegninger. Videre vil det ha betydning for hva slags tiltak som kan være effektiv.

Et tiltak som MOB skal i prinsippet beskytte et land eller en region mot introduksjoner med ballastvann. ("Beskytte" vil i denne sammenhengen bety at risikoen for en introduksjon er redusert i forhold tiltakets effektivitet). MOB skal i utgangspunktet gjennomføres over abyssale områder, dvs. hav med minst 2500m dyp. Det er mindre sannsynlig at arter som er tilpasset grunne kystnære habitater (ofte med fersk eller brakkvann) skal overleve i åpent hav. Og omvendt: at de artene som tas opp i åpent hav skal kunne konkurrere med artene som er tilpasset miljøet.

Dette finnes imidlertid ikke egnede områder for MOB i Nordsjøen eller Østersjøen, og det er tvilsomt om MOB har noen positiv effekt i disse havområdene. En kan tvert i mot tenke seg at det kan bidra til økt spredning av bunnlevende organismer, fordi store deler av Nordsjøen er så grunn at slike organismer kan etablere seg der.

Eksempler på slike "sprangvise" introduksjoner er rødalgen *Dacysiphonia sp.* og spøkelseskrepsen *Caprella mutica* . Begge disse artene er opprinnelig beskrevet fra NV Stillehav, er så funnet i Nederland, og etter noen år på Vestlandet. De er imidlertid ikke funnet langs kysten av Nordsjøen f.eks i Danmark eller Sverige som ville være en naturlig spredningsvei.

En "beskyttelse" mot introduksjoner av arter fra f.eks Stillehavet til Norge vil derfor være avhengig av at båter gjennomfører effektive behandlingstiltak FØR de kommer til Europa, eller at det I TILLEGG innføres behandlingstiltak ut over MOB i Nordsjøregionen.

3.1.2 HAVBRUK

Havbruk har vært en betydelig kilde til introduserte arter i Norge, både ved at den overførte kulturorganismen har dannet ville populasjoner (f eks *Tapes philippinarum*) eller hvor det har fulgt

"nisser på lasset" med kulturorganismene, som f eks *Saragassum muticum* på Stillehavsøsters importert til Europa.

Det er usikkert om teppeskjell (*Tapes philippinarum*) er en etablert, eller ikke-etablert introdusert art. Selv om det er funnet forvillede eksemplarer i nærområdene til kultiveringsstedet, er det usikkert om dette er en selvvedlikeholdende populasjon (og at den dermed kan regnes som en etablert fremmed art). Morfologiske karakterer tyder på at noen av de undersøkte individene har blitt kjønnsmodne, men det ble ikke funnet yngel på de undersøkte lokalitetene (Stein Mortensen, HI, pers medd). Det er lite som tyder på at teppeskjell vil ha betydelig økonomisk eller økologisk betydning i overskuelig fremtid.

3.2 Marine organismer

3.2.1 VIRUS, BAKTERIER OG ALGER

Vi har generelt for liten bakgrunnskunnskap om artssammensetningen og hvordan den varierer gjennom året for planktonorganismene i norsk kystvann. Det er derfor vanskelig å fastslå hvor mange introduserte arter vi har fått til landet. Hopkins (2001) refererer til 10 fytoplanktonarter, selv om det ikke er gjort genetiske studier som bekrefte dette sikkert for alle. Det vil i mange tilfeller være vanskelig å avgjøre om det er skipsfart eller om det er akvakultur som har vært vektorer for disse.

Kostnader ved introduserte alger/bakterier.
Introduserte giftige planktonalger, HAB (Harmful Algal Blooms) kan medføre minst tre typer kostnader:

- Kostnader (som tap) ved dødelighet, redusert kvalitet eller båndlegging av fisk/skjell slik at produktene ikke kan selges/omsettes.
- Kostnader som følge av økt behov for overvåkning av HAB
- Kostnader som følge av reduserte naturverdier/tjenester

Det har vært en del episoder med giftige algeoppblomstringer hvor tapene i havbruksnæringen har vært betydelige. Ved oppblomstringen av *Heterosigma sp.* og *Chattonella sp.* i 2001 døde det ca 650 tonn laksefisk med en førstehåndsverdi på 15-20 mill. NKr.

Omkostningene knyttet til overvåking av HAB er anslagsvis 1-5% av produksjonsverdien for skjell og 0.02-0.05% av produksjonsverdien for fisk.

Med dagens kunnskapsnivå er det vanskelig å gi meningsfulle estimater for kostnadene knyttet til rene naturverdier.

Kostnader ved introduserte skadelige bakterier og virus.
Kostnadene ved introduksjoner av fiske- eller humanpatogene bakterier/virus kan også medføre betydelige kostnader.

- Kostnader ved dødelighet av fisk
- Kostnader som følge av negativ markedsrespons på økt medisinering
- Kostnader ved utvikling av nye medisiner inkl. vaksiner
- Kostnader for helsevesenet hvis humanpatogene bakterier får innpass i næringsmidler eller badevann.

Kostnader knyttet til fiskesykdommer kan bli betydelige.
Hvis det kommer en "ny" bakterie inn i norsk havbruk vil den etter noe tid muligens kunne behandles preventivt ved en vaksine. Det minst kostnadskrevende scenariet vil da være en identifisert bakterie som det kan lages en enkel inaktivert celle-vaksine mot. Et slikt arbeid vil typisk ta ca 3 år, og kostnaden til selve utviklingen av vaksinen vil være 15 –20 mill. NKr (O.M. Rødseth, Intervet NorBio, pers medd). Hvis agens er et virus eller om det må utvikles rekombinant-baserte vaksiner mot bakterier vil både utviklingstiden og kostnadene til screening, utvikling og utprøving bli betydelig høyere.

Kostnadene knyttet til vaksineutvikling vil komme i tillegg til de umiddelbare tapene på grunn av dødelighet eller kvalitetsforringelse av fisk. Blir næringen nødt til å bekjempe en bakteriell sykdom med større bruk av antibiotika, vil dette kunne få markedsmessige konsekvenser. Bruk av medisiner kan raskt få oppmerksomhet i en rekke betalingsdyktige markeder som i dag er meget fokusert på matvaresikkerhet.

3.2.2 MAKROALGER OG INVERTEBRATER

Arter som er kommet til Norge - og som har etablert deg med til dels betydelige populasjoner er brunalgen *Saragassum muticum*, rødalgen *Dasysiphonia sp*. krepsdyret (Amphipoda) *Caprella mutica* og anneliden *Scolelepis cf corsuni*. Det foregår en viss monitorering av *Dasysiphonia* sp., men det har hittil ikke vært gjort forsøk på undersøke biologiske og eventuelt økonomiske effekter av disse artene.

Japansk drivtang, (*Saragassum muticum*) er en art som har spredd seg "naturlig" langs kysten av Nordsjøen via Danmark og Sverige og inn i Norge etter at den opprinnelig kom til Europa i forbindelse med import av Stillehavsøsters (*Crassostera gigas*). Den har fortrinnsvis etablert seg langs skagerrakkysten og langs Vestlandet til nord for Sognefjorden. Den ser ut til å øke utbredelsen ytterligere, både innover i indre deler av Oslofjorden, og videre nordover på Vestlandet. En har foreløpig ikke indikasjoner på at den fortrenger lokal flora i særlig grad, eller at den har klar negativ innvirkning på faunaen. En kan anta at den kan komme til å skape en del estetiske og praktiske problemer f eks i småbåthavner og badeplasser, når den etter all sannsynlighet sprer seg til indre Oslofjord (Jan Rueness, UiO, press medd).

Den taksonomiske plasseringen til rødalgen "*Dasysiphonia sp*." er fortsatt ikke avklart, men "arten" sprer seg meget raskt både mot SØ og NV. Den finnes nå fra Ø. for Arendal til Ålesund, og ser dermed ut til å spre seg både med og mot den dominerende strømretningen ("Kyststrømmen"). Det er ikke avklart hva slags konsekvenser den raske spredningen og veksten har for økosystemet. (Jan Rueness, UiO, press medd).

3.2.3 AMERIKANSK HUMMER

Amerikansk hummer som sannsynligvis er satt ut flere ganger og på flere lokaliteter langs norskekysten de siste par tiår kan utgjøre en trussel både mot den vanlige europeiske hummeren og eventuelt mot bunnfauna. Amerikansk hummer er tilpasset lavere vanntemperaturer enn den europeiske, og kan vandre flere hundre km i løpet av et år.

Amerikansk hummer kan pare seg med europeisk hummer. Det er ikke avklart hvor god overlevelsen av avkommet er i naturen, men den delen av avkommet som er hanner, blir sterile. Når disse er voksne kan de konkurrere med europeiske hanner om å få parret seg, og kan derved redusere gytesuksessen for den europeiske hummeren.

Foreløpig tyder de registrerte funnene på at antallet amerikansk hummer har vært lavt, (noen få dusin) men skal en unngå målbare negative effekter, er det viktig at dette antallet blir null eller i hvert fall meget lavt også i fremtiden.

Det bør pekes på at Amerikansk hummer kan være bærer av flere bakterie og virussykdommer som ikke finnes i Europa. Det bør undersøkes om, eller i hvor stor grad amerikansk hummer har etablert seg på kysten vår, og Oslofjorden kan være et område som vil være velegnet å undersøke (v.d. Meeren 2001).

3.3.3 KONGEKRABBEN

Kamsjatkakrabben (*Paralithodes camtschatica*), som ofte kalles kongekrabbe, ble introdusert til russisk del av Barentshavet fra russisk Stillehav på sekstitallet. Etter en lengre periode hvor be-

standen har vært beskyttet mot fiske i området øst for Kola, har den nå spredd seg betydelig inn i norsk økonomisk sone (Anon, 2002b og ref. i denne).

Det er en rekke problemstillinger knyttet til denne introduksjonen.
I prinsippet er det en bevisst introduksjon, men den illustrerer det internasjonale aspektet av slike handlinger. En art som betraktes som nyttig av en nasjon, kan eventuelt regnes som skadelig av en nabo, og det er selvfølgelig tilnærmet umulig å holde en art innenfor nasjonale grenser. Det som da kan klassifiseres som en planlagt introduksjon hos en nasjon blir en "tilfeldig" eller "utilsiktet" introduksjon hos en annen nasjon. Nå har det i ettertid også vist seg at kamsjatkakrabben var vert for en parasitt (*Johanssonia arctica*) med en hyperparasitt (*Trypanosoma sp*.) som muligens kan smitte torsken i Barentshavet. Dermed representerer utsettingen av kamsjatkakrabben også en slags utilsiktet introduksjon for russerne.

Kamsjatkakrabben ble overført på et tidspunkt da det ikke fantes internasjonalt lovverk som kunne forhindre introduksjonen. I dag vil muligens Norge kunne protestert med hjemmel i CBD (1992) mot en liknende introduksjon, men det er ikke gitt at en slik protest ville ført frem hvis eks Russland likevel ville gjennomført introduksjonen. Det ligger ikke noen særlig sanksjonsmuligheter knyttet til CBD. Det finnes imidlertid frivillige internasjonale regler, som når de blir fulgt kan redusere noen av de utilsiktede følgene av en slik introduksjon.

Innen ICES' arbeidsområde finnes et regelverk som skal redusere uønskede følger av introduserte arter. I tilfellet kamsjatkakrabben ville muligens parasitten ha blitt stanset, ved hjelp av reglene i det såkalte "Code of Practice on the Introductions and Transfers og Marine Organisms" (http://www.ices.dk/pubs/itmo.pdf). I disse reglene er det spesifisert karantenebestemmelser hvor sykdomsagens og parasitter kan bli oppdaget før en ny art settes ut i kultur i et nytt habitat.

Mulige effekter på økosystemer
For øyeblikket vet en lite om hvor mye arten vil påvirke bunnfaunaen i områdene den koloniserer. I Barentshavet ser arten ut til å kunne spise en rekke forskjellige byttedyr som haneskjell, hjertemusling, sjøstjerner, slangestjerner og børstemark, i tillegg til egg fra bl.a. lodde. Selv om det er bekymringsfullt at en vet lite om omfanget, kan det nevnes at det ikke er registrert store endringer i biodiversitet på russisk side hvor det har vært etablert betydelige bestander i lengre tid enn i norske farvann.

Kostnader knyttet til introduksjonen
Som for andre introduserte arter kan en dele kostnader knyttet til kongekrabben opp i en rekke komponenter.

Kostnader knyttet til tap i fiskeri av andre arter. Arten har skadet blant annet garnfiske og i noen grad linefiske i Varangerfjorden. Det finnes ikke pålitelige overslag over hvor store verdier disse skadene representerer. Selv om en del enkelttilfeller har vært dramatiske, har den gjennomsnittlige bifangst i torskegarn vært på 1,35 krabbe pr. garnlenke pr. døgn i 2001. Problemet med bifangst har vært stabilt eller synkende de senere årene (Jan Sundet, HI, pers medd). Hvis kamsjatkakrabben sprer seg betydelig fra kysten kan en også tenke seg at den vil kunne påvirke rekefisket. Hvis kamsjatkakrabben er i stand til å påvirke loddebestanden negativt, vil trolig dette være et "worst case scenario". For perioden 1997-2000 var gjennomsnitlig førstehåndsverdi av loddefisket ca 189 mill. NKr .

Kostnader til overvåkning. Det vil for 2003 bli brukt ca 5.3 mill. NKr til overvåking og studier av kongekrabbe.

Kostnader som følge av tap av naturkapital/-verdier. Det er vanskelig å angi tall for dette.

For de som får delta i det begrensede fisket, er kamsjatkakrabben en verdifull ressurs med en beregnet førstehåndsverdi på 40-50 mill kr for 2002.

4 Internasjonal handel og skadeorganismer

Internasjonal handel med planter og plantedeler og spredning av skadeorganismer (nematoder, insekter, midd, virus, sopp og bakterier) har nær sammenheng. Til tross for et omfattende internasjonalt regelverk innen plantehelse, forekommer det stadig nye tilfeller av introduksjon og etablering av arter til nye områder. Norge med sine nordlige og isolerte beliggenhet i Europa er relativt lite utsatt, og de fleste eksemplene fra de senere årene omfatter arter av tropisk og subtropisk opprinnelse som trives best i veksthus.

Det foreligger ingen norske undersøkelser på dette området som gir en full oversikt over problemet. En nylig publisert oversikt fra Storbritannia kan imidlertid illustrere situasjonen i Mellom-Europa:

"Approximately 1500 insect and mite species are pests and cause economic damage in the British Isles; approximately 30% of these pests are alien species. Each year, insects and mites damage or destroy approximately $3.2 billion in crops in the British Isles, based on 10% crop losses attributed to insect and mite pests. Alien arthropod species cause 30% of these crop losses, a share worth $960 million per year" (Pimentel 2002).

4.1 Introduksjoner

Tabell 2 gir en oversikt over nye arter av nematoder, insekter og midd som er skadedyr i jord- og hagebruk og som er innført til Norge de siste 40-50 årene på grunn av menneskelig aktivitet.

Vitenskapelig navn	**Norsk navn**	**Gruppe**	**Opprinnelse**	**Første funn**	**Vektor**
Globodera rostochiensis	Gul potetcystenematode	Heteroderidae, Nematoda	Sør-Amerika	1955	Potet
Globodera pallida	Hvit potetcystenematode	Heteroderidae, Nematoda	Sør-Amerika	1960 ?	Potet
Liriomyza trifollii	Floridaminerflue	Agromyzidae, Diptera	Florida, USA	1980	Prydplanter
Liriomyza huidobrensis	Søramerikasnk minerflue	Agromyzidae, Diptera	Sør-Amerika	1995	Prydplanter
Bemisia tabaci	Bomullsmellus	Aleurodidae, Homoptera	India (?)	1987	Prydplanter
Bemisia tabaci, biotype B	Bomullsmellus	Aleurodidae, Homoptera	Nord-Amerika (?)	1997	Prydplanter
Frankliniella occidentalis	Amerikansk blomstertrips	Thripidae, Thysanoptera	Nord-Amerika	1986	Prydplanter
Cecidophyopsis psilapsis	Barlindgallmidd	Eriophyidae, Acari	?	1990	Planteskoleplanter
Dasyneura mali	Eplebladgallmygg	Cecidomyiidae, Diptera	Mellom-Europa (?)	1991	Eple
Eotetranychus lewesii		Tetranychidae, Acari	Mellom-Amerika (?)	1999	Prydplanter
Echinothrips americanus		Thripidae, Thysanoptera	Nord-Amerika	1999	Prydplanter
Varroa jacobsoni	Varroamidd	Acari	?	1993	Bier

4.1.1 NEMATODER

Gul potetcystenematode (*Globodera rostochiensis*)
Gul potetcystenemaode ble først påvist i Norge i Agder-fylkene i 1955. Den har spredt seg i hele Sør-Norge og er påvist nord til og med Nord-Trøndelag.

Hvit potetcystenematode (*Globodera pallida*)
Hvit potetcystenemaode ble først påvist i Norge ca. 1960. Denne arten finnes kun på enkelte plasser i Sør-Norge, men også her er det nordligste funnet i Nord-Trøndelag.

Tiltak
Gul og hvit potetcystenematode er karanteneskadegjørere som det er forbudt å innføre og spre i Norge i henhold til forskriften under lov om plantehelse. Statskontrollerte settepotet og en god utformet dyrkingsstrategi er viktige tiltak.

Furuvednematode (FVN) (*Bursaphelenchus xylophilus)* er en skadeorganisme med Nord Amerikansk opprinnelse. Arten har påført store skader ved sin "visnesyke" på store arealer med furuskog i Japan, Korea and Kina. Oppdagelse av skadearten i Portugal i 1996 har medført en betydelig redsel i de Europeiske land for skader i tømmerproduksjon. Alle EU-land er gjennom den Stående Komite for Plante-helse pålagt å gjennomføre undersøkelser om FVN kan finnes i landet. Nematoden spres via insekter, furubukker (*Monochamus* spp), en vanlig billeslekt i Nordiske skoger. I Sverige er 127 partier av importert trevirke og tømmer undersøkt. FVN ble identifisert på 11 partier, alle fra USA eller Canada. I Finland er FVN påvist 3% (18) av undersøkte partier (Magnusson 2000). Alle funn var i emballasje. Norge har undersøkt furuskoger rundt importsteder for tømmer de siste årene, men har ikke kunne finne FVN som har etablert seg i Norge. Prøver fra trær, ved, tømmer og emballasjer gav alle negativt resultat (Tømmerås et al 2002).

Tiltak: Det er forbudt å innføre *B. xylophilus* infisert materialer til Norge, og overvåking av importvirke bør fortsette.

4.1.2 SNEGLER

Det ser ut til at terrestriske snegler særlig lett blir spredd med menneskelig aktivitet og etablerer seg i nye områder. Mange av de opprinnelig europeiske nakensnegleartene er f eks spredd til Nord-Amerika og har generelt etablert seg lett der. Den røde skogsneglen, *Arion rufus,* ble allerede i 1853 registert i Bergen. Den hadde da trolig kommet med hagevekster fra Holland eller Tyskland. Fra Bergen og eventuelt andre importsteder har den spredd seg til omtrent hele landet (Semb-Johannson 1988). Skader og ulemper pga av snegler er ofte omdiskutert.

"Mordersnegl"
Arion lusitanicus (Iberiaskogsnegl) som har sitt opprinnelsessted i Sør-Frankrike, Spania og Portugal har i de siste 40 årene blitt spredd til nesten hele Europa. Den ble første gang oppdaget i Norge i 1988 i Telemark og Møre og Romsdal (Tømmerås 1995). Arten er introdusert, trolig flere ganger og til flere steder, via import av planter og plantemateriale og sprer seg fra disse utgangspunktene. Det har vist seg at arten kan etablere seg særlig lett i kystnære områder og den sprer seg fortsatt. Utbredelse i dag er Sør-Norge og et godt stykke opp i Nordland fylke. Arten lever i hovedsak av friskt plantemateriale. Lokalt kan populasjonene bli så store at skade påføres kulturvekster. Arten er populært gitt navnet mordersnegl som er misvisende hvis en tar artens biologi som grunnlag, men sier svært klart noe om at arten neppe oppfattes som en populær nykommer i naturen og at dens aktivitet er konsentrert i tettsteder der mye folk bor.

Tiltak: Svært mange hageeiere driver en stor aktivitet for å holde bestanden nede med det mål å kvitte seg med arten.

4.1.3 INSEKTER

Bladminerfluer
Tre arter i slekten *Liriomyza* og en art i slekten *Amauromyza* er karanteneskadegjørere som det er forbudt å innføre og spre i Norge i henhold til forskriften under Lov om plantehelse. To av *Liriomyza*-artene, *L. trifolii* og *L. huidobrensis*, har etablert seg i norske veksthus flere ganger, men har blitt utryddet hver gang. Det er imidlertid en risiko for at disse artene kan etablere seg og overvintre utendørs i Norge, men dette har ennå ikke blitt påvist.

Floridaminerflue (*Liriomyza trifolii)* ble først påvist i Norge i 1980. Den ble da funnet i et gartneri i Frogn, trolig importert med krysantemumstiklinger fra Kanariøyene. I 1981 ble den funnet på *Gerbera* i et garneri i Flekkefjord. Utryddet.

Det neste funnet skjedde 20 år senere, i 2001 i et veksthus med *Gerbera* i Lier. Utryddet.

De tre Minerflueartene i slekten *Liromyza*, Floridaminerflue, søramerikansk minerflue og grønnsakminerflue er karanteneskadegjørere er som det er forbudt å importere til Norge. De er imidlertid så vanlig i internasjonal handel med levende planter at det har vært flere tilfeller av introduksjon til Norge siden første funn i 1980. I 1995 ble søramerikansk minerflue (*L. huidobrensis*) påvist i tre gartnerier i Rogaland. Det ble foretatt en større undersøkelse av mulige vertplanter utendørs langs kysten fra Oslo til Stavanger uten at søramerikansk mineflue ble funnet. I tillegg ble gule limfeller utplassert i ca. 10 % av alle norske veksthus uten av arten ble påvist.

Hver gang har det vært mulig å slå ned angrepet ved hjelp av destruksjon av alt angrepet plantemateriale og grundig desinfeksjon i gartneriene, og det har ikke vært påvist overvintring på friland.

Minerfluene legger egg i blader og larvene som klekkes lager uregelmessige, slyngende ganger i bladkjøttet. Ødelagte blad gir fører til avlingsreduksjon i matnyttige vekster og redusert salgsverdi i prydplanter. Intensiv sprøyting med kjemiske plantevernmidler i mange land har ført til at minerfluene har utviklet resistens mot de fleste grupper av plantevernmidler.

Minerfluene har mange vertsplanter blant veksthuskulturer, blomster og frilandsgrønnsaker. I mange utviklingsland fører angrep av minerfluer til kraftig avlingsreduksjon i tomat, agurk og andre grønnsakkulturer.

Sommeren 2002 var mange norske gartnerier rammet av angrep av søramerikansk minerflue. Et importgatneri i Østfold hadde fått inn minerfluen med importplanter og kom i skade for å spre den til andre gartnerier. Derfra spredte arten seg til 26 blomstertutsalg over hele landet nord til Narvik. I tillegg ble søramerikansk minerflue påvist i to hagesentre og to grossister der smitte har kommet inn med importerte planter. I forbindelse med funn i importsendinger fastsatte Landbrukstilsynet et midlertidig forbud av frilandkrysantemum og solsikkeplanter i potter fra Nederland.

Det er for tidlig å fastslå at spredningen av *L. huidobrensis* er stanset. Det ble funnet sterk smitte på diverse hageplanter og ugras i området rundt de infiserte veksthusene i Østfold. Det utviklet seg også en generasjon av fluer utenfor veksthusene, og fluer ble funnet minst 100 meter fra veksthusene. Det knytter seg også noe usikkerhet til om overlevelsen i vinter, men dette vil bli sjekket våren 2003.

Tiltak
Det er forbudt å innføre Floridaminerflue, søramerikansk minerflue og grønnsakminerflue ifølge forskriften, Lov om plantehelse. Nøye kontroll med import og destruksjon av alle angrepne planter har vært en vellykket strategi i bekjempelsen av minerfluer. Flere angrep har blitt slått ned.

Samfunnsøkonomiske konsekvenser
I en PRA-analyse (Pest Risk Assessment) som Planteforsk Plantevernet foretok i 1996, ble det konkludert med at en permanent etablering av floridaminerflue eller søramerikansk minerflue

ville føre til store økonomiske konsekvenser for norsk landbruk og et økt forbruk av kjemiske plantevernmidler. Kostnaden for å utrydde søramerikansk minerflue i 1995, ble estimert til 2 mill. NKr og Norsk Gartnerforbund har oppsummert at kostnadene med å håndtere importen i 2002 har beløpt seg til 40, kanskje opp mot 50 mill NKr (referert i Nationen 4.10.02).

Amerikansk blomstertrips (*Frankliniella occidentalis*)
Amerikansk blomstertrips ble etablert som skadedyr i Europa for første gang i 1980-81. Arten ble for første gang påvist i Norge i et gartneri på Sørlandet i *Saintpaulia*. I 1991 var 40% av prydplantegartneriene som ble undersøkt, infisert med amerikansk blomstertrips. Høsten 1996 ble gartnerier tilsvarende 9,3 % av det totale veksthusarealet i Norge undersøkt, og amerikansk blomstertrips ble påvist i 28 % av de undersøkte gartneriene. I dag er arten etablert i norske veksthus og i forskriftene under Lov om plantehelse fra 2000 er amerikansk blomstertrips ikke lenger inkludert som en karanteneskadegjører.

Bomullsmellus (*Bemisia tabaci*)
Bomullsmellus ble for første gang registrert i Norge i veksthus i 1987. Arten ble spredt med poinsettia fra småplantetilvirkere. Bomullsmellus, biotype B, ble for første gang påvist i Norge i 1997 i 23 veksthus nord til og med Nordland, spredt med poinsettia.

Tiltak
Bomullsmellus (ikke europeiske populasjoner) er i følge forskriftene under Lov om plantehelse ikke tillatt å innføre og spre i Norge.

Tripsen *Echinothrips americanus*
Denne tripsarten ble påvist for gang i Norge i 1999 i veksthus i Vestfold og Nordland. Arten kommer opprinnelig fra Nord-Amerika.

Eplebladgallmygg (*Dasyneura mali*)
Eplebladgallmygg ble registrert for første gang i Norge i Sauherad i 1991 og i Ullensvang i 1992. Arten finnes ikke i de andre nordiske landene, så den må ha spredt seg med plantemateriale eller lignende fra Mellom-Europa, for eksempel fra Nederland hvor den finnes som et skadedyr i frukthager.

Tiltak
Det ble iverksatt et utryddingsprogram med kjemiske plantevernmidler i de eplehagene som var angrepet. Eplebladgallmyggen er nå utryddet i Telemark, men arten er ennå ikke helt utryddet i Hardanger. Eplebladgallmyggen er ikke nevnt som en karanteneskadegjører i forskriften under Lov om plantehelse.

Samfunnsøkonomiske konsekvenser
Norge har i dag et veletablert program for integrert bekjempelse i frukthager med relativt liten bruk av kjemiske plantevernmidler. Eplebladgallmyggen må bekjempes med kjemiske skadedyrmidler som ikke er tillatt bruk i Norge, så utryddingsprogrammet foregår med midler på dispensasjon. Dersom arten etablerer seg permanent i norske frukthager, vil programmet for integrert bekjempelse måtte legges om med et økt forbruk av kjemiske plantevernmidler.

Svært mange insektarter følger med tømmerimporter. Svenske undersøkelser av tømmer fra ulike land viser at i alt 371 arter har fulgt med, og av disse er 101 arter nye for Sverige. Fra import til Norge fra Russland ble det påvist 116 arter, en ny art for Norge (Økland 2002). I finske togimporter fra Russland er det påvist i alt 76 insektarter, inkludert betydelig skadegjørere i Russland og som er nye for Finland. Sibirfuruspinner (*Dendrolimus sibiricus*) regnes som den store skadegjøreren i Russiske skoger og finnes både asiatisk og europeisk side. Ved kraftige avnålinger kan den drepe eller svekke trær som da raskt blir egnet materiale for barkbille- og trebukkangrep. De kraftige populasjonsvekstene kan foregå over svært store arealer (Økland 2000, 2002).

Skadedyr som har spredt seg innenlands

Kirsebærflue (*Rhagoletes cerasi*)
Kirsebærflue som gjør skade i kirsebær, har lenge vært et kjent skadedyr på Sørlandet. I 1991 ble denne arten for første gang påvist på Vestlandet. Denne nyetableringen kan skyldes import av infiserte kirsebær til Norge, eller det kan bero på en spredning av den norske populasjonen med infiserte planter eller plantedeler.

Sibirsk edelgranlus er kommet til Vestlandet
I Norsk Pyntegrønt (1/00), pekte forsker ved Skogforsk Øystein Austarå på sibirsk edelgranlus (*Adelges pectinatae*) som en mulig trussel mot juletre- og pyntegrøntproduksjon på Vestlandet. Denne østlige arten kom til Norge i 1960 og har siden spredt seg nord til Bodø og vest til Seljord.

Undersøkelser av skader i Leikanger i Sogn og Fjordane konkluderte med at ulike edelgranarter var sterkt angrepet av sibirsk edelgranlus. Sibirsk edelgranlus har i Russland vertsveksling mellom gran, som primærvert, og edelgran, som sekundærvert. På primærverten danner arten galler. Slike galler er ikke funnet i Norge. Her lever arten antagelig bare på sekundærverten edelgran. Vi har i Norge tre bartrelus på edelgran: Edelgranstammelus (*Adelges piceae*), vanlig edelgranlus (*Dreyfusia nordmannianae*) og sibirsk edelgranlus. Det er denne siste arten som forårsaker de mest alvorlige angrepene. Sterke og vedvarende angrep kan føre til en så sterk utglisning av krona at trærne dør. Kvaliteten som pyntegrønt blir naturligvis sterkt redusert ved selv moderate angrep.

I februar i 2001 foretok Skogforsk befaring til feltet på Planteforsk Njøs i Leikanger. Forsøksfeltet der var beplantet med *A. lasiocarpa, A. koreana, A. concolor, A. nordmanniana, A. amabilis* og *A. fraseri*. Sterke angrep av sibirsk edelgranlus ble funnet og alle edelgranarter var angrepet, noen meget sterkt (*A. lasiocarpa*). Plantene på Njøs var sådd på Ås og transportert som unge planter til Njøs. Infeksjonen har antagelig skjedd på Ås hvor sibirsk edelgranlus er vanlig. Sibirsk edelgranlus ble også påvist på en frøplantasje (Myraden) i Kaupanger, men ikke sterke angrep. Det er nå ingen tvil om at arten faktisk kan etablere seg på Vestlandet og at den utgjør en betydelig trussel mot næringen (data fra Skogforsk).

Tiltak: Det er foreslått tiltak for å begrense skadene for juletre- og pyntegrøntnæringen bl a ved å foreslå avvirkning og brenning av felt som har Sibirsk edelgranlus på Vestlandet.

4.1.3 MIDD

Spinnmidden *Eotetranychus lewisii*
Denne spinnmidden ble påvist for første gang i Norge i 1999 i et gartneri i Vestfold. Den kommer opprinnelig fra Mellom-Amerika.

Barlindgallmidd (*Cecidophyopsis psilapsis*)
Denne gallmiddarten ble funnet for første gang i Norge i Ryfylke og på Jæren på importerte planteskolevarer.

Varroamidd (*Varroa jacobsoni**)***
Varroamidd er en middart som har blitt spredd i forbindelse med birøkt. Midden parasitterer larver, særlig droneyngel, og fører ofte til at hele bisamfunn dør ut. Midden har hatt sitt tyngdepunkt i sørlige deler av Europa, og har lenge vært under spredning. Midden ble første gang oppdaget i Norge i mars 1993 i Bærum. Nye undersøkelser viste at midden var godt etablert i Oslo og Bærum. Det ble antatt at midden ble introdusert til Norge 2-3 år tidligere etter spredning og etablering å dømme. Innføring skjedde trolig via importerte bier fra andre steder i Europa, da en bisverm infisert med varroamidd tilfeldig hengende med annet transportert materiale ikke er særlig sannsynlig.
Ut fra biologien til denne midden vil den nå trolig fortsette å spre seg i Norge, men naturlig spredning går sakte. Bier fra Bærumsområdet har ganske sikkert vært kilde til introduksjon av

varroamidden til flere steder på Østlandet og i Trøndelag der den ble påvist allerede i 1994 (Tømmerås 1995).

Under en lovlig import av bier fra England til Bergen på 80-tallet, ble en annen fremmed middart (*Acrapis woodi)* brakt til Norge. Denne arten som også parasitterer bier, ble oppdaget under karantenetiden og arten fikk ikke etablert seg i Norge. En tredje middart, husflåtten *Rhipicephalus sanguieneus,* som kommer fra Afrika, har flere ganger kommet til Norge med hunder. Denne arten har trolig heller ikke kommet seg lenger enn til karantenestasjoner og dermed ikke etablert seg i Norge (Tømmerås 1995).

Tiltak: Aktiv bekjempelse for å hindre kontinuerlig betydelig skade innen birøkt. Fortsatt karantene for import av bier og levende dyr.

Vinterflått
Hester som benyttes til trav og andre hesteveddeløp får ofte helt eller delvis fritak for strenge karantenebestemmelser. Dette var trolig grunnen til at Vinterflått ble oppdaget som blindpassasjer på en hest fra USA til Lillehammer forrige vinter. Denne flåttarten er kjent som å ha en meget viktig populasjonsregulerende rolle hos hjortedyr i Nord-Amerika. Vi vet ikke om arten har etablert seg i Norge og følgelig ikke om den har spredd seg til norske hjortedyr. En etablering vil kunne medføre store konsekvenser på mange viltpopulasjoner og kraftig påvirke framtidige jaktmuligheter i Skandinavia (Tømmerås et al 2002).

Tiltak: Karantenebestemmelser opprettholdes og følges.

4.1.4 VIRUS

Sharkavirus
Sharkavirus (*Plum pox potyvirus*) angriper plomme og noen andre *Prunus* arter. Viruset er endemisk på Balkan og er under spredning i Europa. Planteforsk fant viruset for første gang i 1998 og gjennomførte i perioden 1998-2002 en overvåking på oppdrag for Statens landbrukstilsyn. Viruset ble påvist i alle distrikter med yrkesdyrking av plomme i Sogn og fjordane, Hordaland, Buskerud, Telemark og Agderfylkene. Det er usikkert når viruset kom til Norge, men den store utbredelsen tyder på at det kan ha vært her i landet ca 20-30 år.
Sharkavirus framkaller ringforma, gule eller brune, tegninger i blada. Fruktene får innsenkninger i ring- eller linjeforma mønster. Fruktkjøttet blir misfarga, dårlig utvikla og kan falle av tidlig. Det er store sortsforskjeller i mottakelighet.
Podekvister er viktigste spredningsveien for viruset. Bladlus kan overføre viruset fra tre til tre, men de ser ut til å ha liten betydning for spredningen her i landet.

Tiltak
Sharkavirus er en karanteneskadegjører som det er forbudt å innføre i henhold til forskriften under Lov om plantehelse. Gjennom fire sesonger har det vært drevet systematisk arbeid for å kartlegge utbredelsen og destruere alle angrepne tre. Det er særlig viktig å kontrollere produksjonen av nye frukttre i planteskolene for å stoppe spredningen av sharkavirus her i landet. Sharkavirus er ennå ikke utryddet, men det arbeides for å eliminere viruset fra norsk plommeproduksjon.

Samfunnsøkonomiske konsekvenser
Siden 1998 har det vært gjennomført en aksjon for å utrydde Sharkavirus i Norge. Kostnadene ved forvaltning, overvåking og rydding av angrepne tre anslås til 15 mill kr.

Tospovirus
To nærstående virus, tomatbronsetoppvirus (*Tomato spotted wilt tospovirus*) og Impatiensnekrosevirus (*Impatiens necrotic spot tospovirus)* ble vanlige i norske veksthus i løpet av 90 tallet. Tidspunktet for første import er uklart, men de har trolig kommet de siste 20 år. På oppdrag for Statens landbrukstilsyn har Planteforsk analysert et stort antall prøver de siste 10 år. Tomat-

bronsetoppvirus har ca 400 vertplanter blant annet Alstromeria, Cyclamen, Begonia, Dahlia, Gloxinia, Impatiens, Krysantemum, Lobelia og Pelargonium.
Tospovirus framkaller klorotiske ringflekker som kan bli til nekrotiske flekker i bladene. Det ødelegger verdien av prydplantene slik at de økonomiske tapene er betydelige. Begge virus overføres med vegetativt formeringsmateriale og sprees fra plante til plante med insektvektorer. En effektiv vektor er amerikansk blomstertrips (*Frankliniella occidentalis*) som ble etablert her i landet på 80-90 tallet. Nelliktrips (*Thrips tabaci*) er også vektor for tospovirus. Tospovirus har trolig kommet til Norge med import av løker og knoller av ulike vekster og anses nå som godt etablert her i landet.

Tiltak
Ifølge forskriften under Lov om plantehelse er det forbudt å importere planter med tomatbronsetoppvirus eller Impatiensnekroseflekkvirus. Smittefritt plantemateriale og bekjempelse av insektvektoren er viktigste tiltaket mot tospovirus.

Potetbladrullevirus
Potet bladrullevirus (*Potato leaf roll polerovirus*) er det viktigste virus på potet i Europa og kan føre til nær 100 % avlingstap. Potet er eneste vertplanten. Viruset overvintrer i knoller og smitta settepoteter kan føre viruset inn i nye områder. I åkeren spres virus av bladlusvektorer som tar opp virus med plantesaft gjennom sugesnabelen. Viruset formeres ikke i vektoren, men det er stabilt i insekttarmen og skilles ut med spyttet når bladlus suger på friske planter. Smitta planter får klorotiske og stive bladfinner som ruller seg oppover om midtnerven. Ferskenbladlus (*Myszus persicae*) er viktigste vektoren.
I områder med ferskenbladlus på friland skjer det en betydelig spredning av viruset gjennom vekstsesongen. Ferskenbladlus er vanlig i norske veksthus, men selv om den finnes på friland i de beste klimasoner er det ikke så mye av vektoren at det forekommer virusspredning på friland. En liten økning i temperaturen i veksttida og liberalisering av import av settepoteter vil kunne føre til at potet bladrullevirus blir av stor økonomisk betydning i norsk potetproduksjon. Potetbladrullevirus fantes tidligere i norske potetpartier, men det ble utryddet fra den statskontrollerte settepotetdyrkingen på 50 tallet. Planteforsk fant potetbladrullevirus i karantenedyrking av et lite parti importerte poteter i 2001, men viruset er ikke etablert i Norge.

Tiltak
Ifølge forskriften under Lov om plantehelse er det forbudt å importere poteter med potetbladrullevirus. Det er også et generelt forbud mot import av poteter. Landbrukstilsynet kan tillate import av mindre partier som dyrkes i karantene og testes for potetbladrullevirus. I land med potetbladrullevirus er smittefri settepoteter viktigste tiltaket i bekjempelsen av potet bladrullevirus. Sprøyting med insektmiddel mot vektoren er nødvendig i produksjon av settepoteter.

4.1.5 BAKTERIER

Heksekost på eple
Her i landet ble heksekost på eple ble første gang påvist av Planteforsk i 1996, men utbredelsen tyder på at sjukdommen kan ha vært her i landet siden 1970 årene. Heksekost på eple er vanlig i Europa, og eple er den eneste kjente vertplanten. Den har trolig kommet inn i landet i grunnstammer eller podekvister.

Årsaken til denne spesielle heksekosten er bakterien *Apple proliferation phytoplasma*. Dette er en bakterie uten cellevegg som hører til en spesiell gruppe av plantepatogener. De har spredningsbiologi som plantevirus, men klassifiseres som bakterier. Bakterien som framkaller heksekost i eple spres i ledningsvevet i plantene, og nye frukttre kan bli smittet enten fra bakterier i grunnstammen eller i podekvisten. Insekter som har levd på smitta frukttre kan føre smitte over i friske epletre, men denne spredningsmåten ser ut til å ha liten betydning her i landet.
Symptomene er heksekostlignende forgreining av årsskuddene, små og misfarga frukter. Angrepne trær får unormale skudd ved stammebasis og de har dårlig utvikla røtter. Symptomene kan variere mye fra år til år og det skyldes klimatiske vilkår. Konsentrasjonen av bakterier i

overjordiske deler av frukttrea blir ofte kraftig redusert i løpet av vinteren. Fra røttene spres bakterien opp i stammen og greinene i vekstsesongen.

Tiltak
Bakterien som framkaller heksekost i eple er en skadegjører som det er forbudt å importere i henhold til forskriften under Lov om plantehelse. Destruksjon av angrepne epletre og nøye kontroll av trær det tas podekvister fra er hovedstrategiene mot sjukdommen. Det har ennå ikke lykkes å utrydde bakterien.

Pærebrann
Bakterien *Erwinia amylovora* som framkaller sjukdommen pærebrann har mange vertplanter i rosefamilien. Bakterien er endemisk i Nord-Amerika og ble første gang funnet i England i 1957. Siden har den blitt spredt til de fleste land i Europa og ble funnet i Danmark i 1968. Her i landet identifiserte Statens plantevern *Erwinia amylovora* i 1986 i bulkemispel fra Rogaland. Den har ikke blitt funnet hos yrkesdyrkere av frukt i Norge.

Symptomene på pærebrann er rask visning av skudd og blomster i frukttre og prydbusker i rosefamilien. Døde blomster og blad sitter lenge på visna skudd og skuddtoppene bli ofte bøyd som en hyrdestav i spissen. Slimaktige dråper tyter ut gjennom barken. Bakterien angriper gjennom blomster, helt unge blad og skudd og sår etter skjæring. Den kan overleve i barken til neste vår og regnsprut, insekter og vind til andre planter. Prydbusker blir så ødelagte at de må ryddes. De økonomiske tapene er langt større ved angrep i eple og pære.

Tiltak
Pærebrann er en karanteneskadegjører som det er forbudt å importere ifølge forskriften under Lov om plantehelse. Det er også restriksjoner på import av mottakelige arter i rosefamilien. Det finnes ingen effektive kjemiske plantevernmidler mot pærebrann.
De siste 15 år har det vært kampanjer for å fjerne angrepne planter og rydde bulkemispel og pilemispel i områder med angrep av pærebrann. Selv om bakterien ble utryddet i de først angrepne områdene i Rogaland, har det de siste årene vært nye angrep i Rogaland og Hordaland. Ennå er det ikke funnet pærebrann hos norske yrkesdyrkere av eple og pære her i landet. Overvåking på Østlandet har ikke gitt positive funn. I Sverige er bakterien under spredning nordover fra Skåne og er funnet opp til Göteborg.

Samfunnsøkonomiske konsekvenser
Kostnader ved rydding og overvåking av pærebrann her i landet siden det første utbrudd i 1986 anslås til 15 mill kr.

Lys ringråte i potet
Bakterien *Clavibacter michiganense* ssp *sepedonicus* framkaller lys ringråte i potetknoller. Smitten spres i ledningsvevet fra settepoteten til de nye knollene. Ved sterke angrep finner en råtne knoller ved opptak, mens ved svakere angrep kommer råten i ledningsvevet i potetknollen til syne etter en tids lagring. Plantehelseforvaltningen i EU regner denne bakteriesjukdommen som så viktig at de har laget et eget direktiv som pålegger alle medlemsland å kartlegge utbredelsen av lys ringråte og sette i verk tiltak for å bekjempe sjukdommen. Statens landbrukstilsyn og Planteforsk har i perioden 1999-2002 samarbeidet om kartlegging av lys ringråte i alle landets fylker. Sjukdommen er mest vanlig i marginale områder for potetdyrking. I de tre nordligste fylkene ble det funnet lys ringråte hos over halvparten av alle potetdyrkere.

Statens plantevern påviste lys ringråte ble første gang her i landet i 1964, men den store utbredelsen tyder på at sjukdommen har vært her i landet i flere tiår før det. Bakterien kan overvintre utendørs i potetknoller som ikke blir utsatt for frost gjennom vinteren.

Tiltak
Bakterien som framkaller lys ringråte i potet er en karanteneskadegjører som det er forbudt å importere ifølge forskriften under Lov om plantehelse. I et eget direktiv pålegger EU alle medlemsland å overvåke og arbeide for utrydding v bakterien. Statens landbrukstilsyn har gjennom

fem år undersøkt prøver fra norske potetprodusenter i alle fylker. Ved funn har dyrkerne fått pålegg om skifte til smittefrie settepoteter, desinfeksjon av lagerrom og vekstskifte.

Samfunnsmessige konsekvenser
Forvaltning av sjukdommen lys ringråte i potet, kostnader for Statens landbrukstilsyn i overvåking, og kostnader hos norske potetprodusenter som har fått pålegg gjennom de siste fem år anslås til 50 mill kr.

4.1.6 SOPP

Rød marg i jordbær
Phytophthora fragariae var. *fragariae* framkaller rød marg i jordbær. Sjukdommen er vanlig utbredt i Europa. Margen i røttene på angrepne planter blir rødfarget og røttene blir så ødelagt at veksten stopper opp og plantene går ut i flekker av åkeren. Det kan bli store avlingstap i angrepne jordbærfelt.
I 1995 påviste Planteforsk *Phytophthora fragariae* var. *fragariae* for første gang i Norge, trolig etter ulovlig import av jordbærplanter fra kontinentet. På oppdrag fra Statens landbrukstilsyn har Planteforsk kartlagt utbredelsen av sjukdommen. Det er spredte funn på Østlandet og et par tilfeller fra Vestlandet. Soppen er imidlertid ikke funnet i statskontrollerte jordbærplanter.

Tiltak
Ifølge forskriften under Lov om plantehelse er det forbudt å importere *Phytophthora fragariae* var *fragariae*. Det er også generelt forbud mot import av jordbærplanter. Landbrukstilsynet kan gi tillatelse til import av sortsmateriale for bruk i planteforedling. Da må plantene testes for smitte av rød marg og dyrkes i karantene. Landbrukstilsynet arbeider for å utrydde sjukdommen her i landet.

Rød rotråte i bringebær
Phytophthora fragariae var *rubi* er årsak til rød rotråte i bringebær. Planteforsk påviste sjukdommen første gang i Sogn og fjordane i 1988, men utbredelsen tyder på at den kan ha blitt introdusert rundt 1980. Sjukdommen forekommer i flere land i Nord-Europa.
Det første synlige symptomet er misfarging av bladverket. Skuddene visner ofte før bæra er modne. En mørk råte i rothalsen på stengelen har skarp avgrensing til friskt vev. Nylig angrepne røtter får mursteinrød farge under barken og røttene blir etter hvert så ødelagt at plantene dør i flekker i feltet. Sjukdommer starter ofte i deler av feltet med høg jordfuktighet.

Tiltak
Ifølge forskriften under Lov om plantehelse er det forbudt å importere angrepne bringebærplanter. Det er også et forbud mot import av bringebærplanter. Utbredelsen av rør rotråte i bringebær er så omfattende at det er lite sannsynlig at den kan utryddes.
Smittespredning må hindres. God drenering, dyrking av bringebær på høge driller og valg av lite mottakelige sorter er noen av tiltakene mot soppen.

Samfunnsmessige konsekvenser
Bringebær er en viktig kultur for salgsdyrking i Sogn og fjordane, Hordaland og noen fylker på Østlandet. Dyrkerne har ofte begrensa jordareal og små muligheter for å dyrke alternative kulturer. Smitten holder seg mange år i jorda. De økonomiske tapene for yrkesdyrkere samt kostnader i forvaltning kan anslås til 30 mill kr.

Greindød i hageblåbær
Soppen *Godronia cassandrae* f.sp. *vaccinii* framkaller greindød i hageblåbær. Planteforsk påviste denne spesielle formen på hageblåbær i 1995 for første gang i Norge. Den nærstående soppen *Godronia cassandra* er vanlig på vill blåbær, tyttebær og røsslyng. Hageblåbær er en ny kultur som ble plantet i mange distrikter på 90 tallet. Både klimaskader og greindød har ført til at noen dyrkere har måttet gi opp dyrkingen av hageblåbær. Soppen etablerer seg i sår og arr etter

bladfall. Den ringer skuddet og lager rødaktige flekker 1 – 10 cm lange. Etter en tid vokser sporehusene til soppen fram som små, svarte prikker i flekkene.

Tiltak
Smittefritt plantemateriale er viktigste tiltaket mot greindød. Ugrasbekjempelse gjør mikroklimaet mindre gunstig for soppen. Angrepne skudd må fjernes. Sprøyting med kjemiske plantevernmiddel kan være nødvendig.

Pelargoniumrust
Rustsoppen *Puccinia pelargonii-zonalis* angriper bare arter i slekten *Pelargonium.* Hagepelargonium er mest utsatt, mens stuepelargonium ikke er så mottakelig. Pelargonium-rust ble i 1973 funnet for første gang her i landet etter import av småplanter. Alle angrepne planter ble destruert og angrepet ble stoppet. Pelargoniumrust har imidlertid blitt importert flere ganger i løpet av de siste 30 år, men hver gang har det lykkes å slå ned angrepet. Norge anses fortsatt som fritt for pelargoniumrust, mens soppen er vanlig i mange land i Europa.

Symptomene på pelargoniumrust er små rustbrune pulveraktige sporehoper, ofte i konsentriske ringer på blada. Soppen kan også angripe stengler. Sterke angrep kan føre til stagnasjon i veksten, visning og bladfall.

Tiltak
Forskriften under Lov om plantehelse forbyr import av pelargoniumplanter smittet med pelargoniumrust. Derfor kontrolleres importen av Statens landbrukstilsyn og angrepne partier avvises.
Isolert dyrking av importplanter, destruksjon av angrepne planter og desinfeksjon etter angrep er de viktigste tiltakene mot pelargoniumrust. Med disse tiltakene har det lykkes å slå ned angrepene her i landet.

Kvit krysantemumrust
Kvit krysantemumrust *Puccina horiana* dukket opp samtidig i mange land i Europa i 1963. Samme år påviste Statens plantevern soppen i krysantemum importert direkte fra Sør-Afrika. Denne rustsoppen stammer fra Øst-Asia, og den hadde kommet med plantemateriale til Sør-Afrika. Reduserte priser på flytransport førte til at europeiske gartnere begynte å importere krysantemumsstiklinger fra Sør-Afrika på 60 tallet. Inkubasjonstiden for rustsoppen er lengre enn tiden for flytransport, og symptomene kommer først etter noen dager i veksthus i Europa. På undersiden av klorotiske bladflekker danner soppen kvite sporeputer. Plantene blir så ødelagt i bladverket at de ikke kan omsettes.

Det har vært flere tilfeller av import av kvit krysantemumrust siden den første gang ble funnet. Hver gang har det lykkes å slå ned angrepet ved destruksjon av angrepne planter og desinfeksjon av gartneriene.

Tiltak
Forskriften under Lov om plantehelse forbyr import av krysantemumplanter smittet med kvit krysantemumrust. Statens landbrukstilsyn kontrollerer importen og angrepne partier avvises.

Almesyken
Introduserte sopp som patogener på skogs,- og frukttrær er en stor risiko ved import av trevirke. Almesyke-soppen, *Ophiostoma ulmi,* er et godt eksempel. Soppen angriper trær av slektene *Ulmus* og *Zelkova*, hvor den infiserer siste årring og forårsaker tylledannelse i de vannledende cellene, slik at treets vannforsyning hindres og treet visner og til slutt dør. Soppen spres med almebarkbiller av slekten *Scolytus.* Etter at billene er utviklet i angrepne trær, har de næringsgnag på friske almer, som kan smittes ved sporer som billene fører med seg.

Soppen ble påvist i Europa i 1919 og funnet i Norge første gang i 1963 (i Oslo). Soppen bredte seg fra de første funn i Nederland og Frankrike ut over det meste av Europa og vestlige Asia,

samt Nord-Amerika. Trolig ble store deler av Europas almer utryddet, og sykdommen rammet stadig nye områder. Fram til 1980-årene ble sykdommen funnet sporadisk i Oslo, uten å bre seg til andre steder. De første funnene kunne tyde på en spredning direkte via innført ubarket tømmer av alm, men den kan ha blitt ført inn med barkbiller.

En sterkt patogen rase ble funnet i Norge (Oslo) i 1981, og har siden bredt seg til hele området rundt indre Oslofjord, sørover til Larvik. Denne soppen er senere beskrevet som en egen art, *Ophiostoma novo-ulmae.* Alm vokser spredt langs kysten helt nord til Helgeland. Det er særlig de sørlige almeforekomstene som er truet. Betingelsen for at sykdommen skal spres over større avstander er først og fremst at det finnes almebarkbiller. Den viktigste vektor i Norge er almesplintborer, *Scolytus laevis,* som er begrenset til den sørlige del av landet, trolig av klimatiske grunner.

Soppen har tidligere vært forsøkt utryddet ved destruering av infiserte trær. Denne strategien har fungert inntil 1994, da omkring 5000 infiserte trær ble fjernet. Det synes pr i dag uråd å utrydde soppen, slik at hensikten med destrueringstiltakene må være å begrense eller forsinke dens videre utbredelse (Tømmerås 1995).

Tiltak: Utbredelsen av alm kan være truet. Alm er mye benyttet i grøntanlegg i byer og tettsteder. Det må derfor nå anbefales å satse på andre treslag.

Med sterk økende tømmerimport fra Russland og Balticum kommer mange arter med sopp, planter og invertebrater. Frykten for hvilke skadearter som kan komme kan vise seg å være høyst reell (Økland 2002).

Tabell 3 gir oversikt over kjente, innførte problematiske virus, sopp og bakterier

Norsk navn	**Gruppe**	**Opprinnelse**	**Første Funn**	**Vektor**	**Vertplanter**
Sharkavirus	Virus	Europa	1998	Bladlus, plantematriale	Plomme+andre Prunus spp.
Tomatbronsetoppvirus	Virus	Europa	1990	Trips, plantemateriale	Ca 400 vertplanter
Impatiens-nekrosevirus	Virus	Europa	1990	Trips, plantemateriale	Impatiens spp
Potetbladrullevirus	Virus	Sør-Amerika	2001	Bladlus, potetknoller	Potet
Heksekost på eple	Bakterie	Europa	1986	Plantemateriale, insekter	Malus spp.
Pærebrann	Bakterie	Nord Amerika	1986	Plantemateriale, bier	Rosaceae
Lys ringråte i potet	Bakterie	Sør-Amerika	1964	Poteter	Potet
Rød marg i jordbær	Chromista, Oomycetes	Europa	1995	Plantemateriale	Fragaria spp.
Rød rotråte i bringebær	Chromista, Oomycetes	Europa	1988	Plantemateriale	Rubus spp.
Greindød i hageblåbær	Fungi, Ascomycetes	Nord-Amerika	1995	Plantemateriale	Ericaceae
Pelargoniumrust	Fungi, Teliomycetes	Europa	1973	Plantemateriale	Pelargonium
Krysantemumrust	Fungi, Teliomycetes	Øst-Asia	1964	Plantemateriale	Krysantemum
Almesyke	Fungi, Ophiostoma	Nederland	1919	Bakbiller	Primært Alm

5 Pattedyr og fugl

Forandringer i fugle- og pattedyrs utbredelse og faunaens sammensetning har vært tema som tidligere hadde betydelig oppmerksomhet (f eks Wildhagen 1949, Broch 1955, Elton 1958, Haftorn 1959, Semb-Johansson 1963, 1988), og fagfeltet har tildels vært dominert av zoologer med bred interesse. De siste tjue-tretti år har imidlertid slike biogeografiske problemstillinger blitt nedprioritert. En økende interesse for biodiversitet generelt og økende problemer med introduserte arter kan legge et nytt og bredere grunnlag for ny innsats på dette fagfeltet (Drake 1989, Lodge 1993).

Motiver for å introdusere nye fugle- og pattedyrarter har vært mange, økonomi, jakt, "kos" og individuelle ønsker (jfr Lever 1985, 1987). De første introduksjoner av fugler og pattedyr var utvilsomt gjort ut fra rene nyttebetraktninger, og mange arter er flyttet mellom ulike land og kontinenter og introdusert til nye økosystemer parallelt med større og mindre folkevandringer. De arter som har fulgt mennesket i størst utstrekning, og følgelig oppnådd en global utbredelse, er en rekke dyrearter mennesket har domestisert fordi de har hatt direkte nytte av dem; f.eks. tamkveg *Bos taurus*, hest *Equus caballus*, sau *Ovis aries*, geit *Capra hircus*, gris *Sus scrofa*, katt *Felis catus*, hund *Canis familiaris* og høns *Gallus* spp.

Ut fra den kunnskap vi besitter i forhold til den enkelte arts opprinnelseshistorie, presenteres her en oversikt (fra Bevanger & Ree i Tømmerås 1995) med fire hovedkategorier; (i) bevisst utsatte arter, (ii) arter rømt fra fangenskap eller oppdrett, (iii) arter spredd fra ville bestander i naboland der opprinnelse skyldes (i) eller (ii), og (iv) arter med uspesifisert antropogen opprinnelse, der kunnskapen av ulike årsaker er mangelfull. Samme inndeling er benyttet både for fugler og pattedyr. I oversiktene presentert i tabell 4 og 5 kan imidlertid samme art være krysset av under flere kategorier etter som en og samme art kan ha flere typer opprinnelse. Noen arter der betydelige interne, norske utsettinger har forekommet, er også tatt med, f eks piggsvin *Erinaceus europaeus*, bever *Castor fiber* og rein *Rangifer tarandus*. Arter introdusert til Svalbard er inkludert i oversikten.

5.1 "Problemarter" - fugler

Oversikten over introduksjoner i tabell 4 omfatter 52 fuglearter, men av disse er det et relativt lite antall fremmede fuglearter som er fast etablert i norsk fauna. Av de 52 artene er det bare 7 arter - som opprinnelig ikke har vært en del av faunaen - som kan sies å ha fått så godt fotfeste at det er sannsynlig at de vil bli et permanent, fremtidig innslag i norsk fauna. Dette gjelder: Knoppsvane, kanadagås, hvitkinngås, stripegås, snøgås, mandarinand og fasan.

Av disse artene betraktes kanadagås som problemart enkelt steder, Vi har også behandlet problemer knyttet til byduen i dette kapitlet ettersom et utall frislepp, bevisste og utilsiktede, er gjort med tamduer som er etterkommere av klippeduen.

Tabell 4. Fuglearter med antatt antropochor opprinnelse. A=Bevisst utsatte arter, B=arter som er rømt fra fangenskap eller oppdrett, C=arter spredd fra ville bestander i naboland (der disse er resultat av A eller B, D=arter med uspesifisert antropochor opprinnelse.

Art	Opprinnelsesgruppe			
	A	B	C	D
Kongepingvin *Aptenodytes patagonicus*	x			
Bøylepingvin *Pygoscelis papua*	x			
Gulltoppingvin *Eudyptes chrysolophus*	x			
Gråhodealbatross *Diomedea chrysostoma*				x
Krøllpelikan *Pelecanus crispus*				x
Stork *Ciconia ciconia*		x		
Flamingo *Phoenicopterus ruber*		x		x
Chileflamingo *Phoenicopterus chilensis*		x		
Dvergflamingo *Phoenicopterus minor*		x		
Knoppsvane *Cygnus olor*		x		x
Svartsvane *Cygnus atratus*		x		
Sædgås *Anser fabalis*	x			
Dverggås *Anser erythropus*	x			
Grågås *Anser anser*	x			
Stripegås *Anser indicus*		x		
Snøgås *Anser caerulescens*		x		
Kanadagås *Branta canadensis*	x			
Hvitkinngås *Branta leucopsis*	x			
Rustand *Tadorna ferruginea*	x	x	x	
Brudeand *Aix sponsa*				x
Mandarinand *Aix galericulata*		x	x	
Sørblesand *Anas sibilatrix*				x
Gulkinnand *Anas formosa*				x
Stokkand *Anas platyrhynchos*	x	x		
Stivhaleand *Oxyura jamaicensis*		x	x	
Gåsegribb *Gyps fulvus*				x
Storskrikørn *Aquila clanga*				x
Steppeørn *Aquila nipalensis*				x
Tartarfalk *Falco cherrug*				x
Vandrefalk *Falco peregrinus*	x			
Skotsk lirype *Lagopus lagopus scoticus*	x			
Balkanhøne *Alectoris chukar*		x		
Rødhøne *Alectoris rufa*	x	x		
Nordkrattvaktel *Colinus virginianus*	x	x		
Rapphøne *Perdix perdix*	x	x	x	x
Fasan *Phasianus colchicus*	x			
Jomfrutrane *Anthropoides virgo*		x		x
Bydue *Columba livia* var. *domestica*		x		
Latterdue *Streptopelia roseogrisea* var. *risoria*		x		
Palmedue *Streptopelia senegalensis*		x		
Halsbåndparakitt *Psittacula krameri*		x		
Tårnugle *Tyto alba*				x
Hubro *Bubo bubo*	x			
Kirkeugle *Athene noctua*				x
Tigerfink *Amandava amandava*		x		
Gråkjernebiter *Eophona personata*		x		
Brunhodespurv *Emberiza bruniceps*		x		
Kardinal *Cardinalis cardinalis*		x		
Lazulifink *Passerina amoena*		x		
Pavefink *Passerina ciris*		x		
Gulhodetrupial *Xanthocephalus xanthocephalus*		x		
Waglertrupial *Icterus waglerii*		x		

Kanadagås er en nordamerikansk art som hekker i store deler av det nordlige USA og Kanada. Kanadagås er satt ut i flere europeiske land siden det 17. århundre (Lund 1963) og har i dag viltlevende hekkebestander i Storbritannia, Skandinavia, Finland og Belgia (Heggberget & Reitan 1994). I Skandinavia ble kanadagås først satt ut i Sverige i 1930, og herfra stammer hele den skandinaviske populasjonen (Fog 1978). De første utsettinger av kanadagås i Norge fant sted på 1930-taller og bestanden var liten frem til midten av 1960-tallet (Lund 1963, Tangen 1974). Fra da og de neste 20 årene, ble det satt ut minst 750 kanadagjess i sør-Norge (Heggberget 1987). Kanadagåsa har fått godt fotfeste i Norge og er i rask økning med de mest tallrike bestander i Trøndelag og Nord-Møre, Agder-fylkene, sørøstlige deler av Østlandet, Sogn &

Fjordane og den sørlige delen av Hordaland (Heggberget & Reitan 1994). Den finnes også i Vefsn i Nordland. Bestanden er mangedoblet siden midt på 1980-tallet frem til i dag.

Et viktig motiv for å introdusere arter har vært ønsket om å øke antall jaktbare arter ene og alene med det for øyet å finne frem til arter som skulle introduseres for å supplere eksisterende viltarter. I Norge ble kanadagås primært innført for at den skulle bli et nytt jaktobjekt (Lund 1963, Ree & Hayman 1992).

Kanadagåsa hekker ved vann i barskog og ved kysten, men trenger tilgang på kulturmark. Arten ser ut til å trekke hvis dette er nødvendig for å finne tilfredsstillende overvintringsområder (Heggberget & Reitan 1994). Det er diskutert hvor mye kanadagås konkurrerer med grågås (Håland 1979, Myrberget 1979). Kanadagås kan forhindre grågås fra å hekke innen enkelte territorier (Fabricius et al. 1974). Hybrider mellom grågås og kanadagås er observert ved Fredrikstad (Gustad 1992, 1993). På Svanøy hybridiserte kanadagås med sædgås. Stokkand, som hekker relativt nært opp til kanadagås, kan nyte godt av den beskyttelse dette gir mot eggpredatorer (Udø 1985). I Østensjøvannet i Oslo forsvant knoppsvanen som hekkefugl samtidig som kanadagåsa etablerte en levedyktig bestand.

Tiltak: Kanadagås er fra 1992 vært åpen for jakt etter økende konflikter i forhold til jordbruksproduksjon. I Østensjøvannet i Oslo har viltmyndighetene til og med gjennomført punktering av egg i flere reir ut fra et ønske om å begrense bestandsveksten i Osloområdet på grunn av tilgrising (ekskrementer) i offentlige friluftsarealer og drikkevannsområder (jfr Ree 1989).

Bydue finnes i alle 5 verdensdeler og er etterkommer etter klippedue *Columba livia*, som hekker gjennom et bredt belte fra India til Sentral-Asia vestover til Vest-Europa og Vest-Afrika. Klippedua hekket tidligere flere steder i Norge. Den siste bestanden fantes på Rennesøy i Rogaland, der fuglene forsvant på slutten av 1940-årene (Ree & Hayman 1992, Ree 1994). Klippeduer ble temmet for flere tusen år siden og tamduer er blant menneskets eldste husdyr. I løpet av århundrene er det krysset frem en rekke former og varianter av tamduer som holdes i fangenskap til ulike formål - alt fra kjøttproduksjon til brevduer. Det store antall byduer stammer fra rømte tamduer. Dagens forvillede bestander blir fortsatt jevnlig supplert med fugler som kommer på avveier fra dueslag. Bydua hekker i byer/tettsteder, helt nord til små fiskevær på Finnmarkskysten. Bestanden teller høyst sannsynlig godt over 10 000 par (Ree 1994). Arten finner mat fra menneskelig virksomhet, i hovedsak plantekost.

Tiltak: I flere norske byer blir det skutt mange byduer i regi av helsemyndighetene. I Oslo ble det eksempelvis skutt gjennomsnittlig over 5000 byduer pr. år i perioden 1971-1974. Denne avskytningen opphørte fordi bekjempelsen ikke ble vurdert til å redusere bestandens størrelse. Fugler som dør blir ofte liggende og råtne i bygninger, og levende duer skaper av og til problemer gjennom angrep på mennesker av hønselopper og rød hønsemidd (Ree 1991, 1994).

5.2 ”Problemarter” - pattedyr

Blant pattedyrene omfatter listen (tabell 5) sau, geit, rein, rotter og mus, mens bare moskusfe, mink og bisamrotte så langt synes å ha hatt vellykket og stabilisert populasjonsetablering i ”vill natur”. I tillegg er det sannsynlig at villsvin og sørhare vil kunne befeste stillingen i de sørøstlige deler av landet. Mårhund må imidlertid forventes å etablere seg i enkelte deler av landet i løpet av få år.

Tabell 5. Pattedyrarter med antatt antropochor opprinnelse. A=Bevisst utsatte arter, B=arter som er rømt fra fangenskap eller oppdrett, C=arter spredd fra ville bestander i naboland (der disse er resultat av A eller B, D=arter med uspesifisert antropochor opprinnelse.

Art	Opprinnelsesgruppe			
	A	B	C	D
Piggsvin *Erinaceus europaeus*	x			x
Polarhare *Lepus arcticus*	x			
Hare *Lepus timidus*	x			
Sørhare *Lepus capensis*	x		x	
Kanin *Oryctolagus cunniculus*	x	x		
Bever *Castor fiber*	x		x	
Bisamrotte *Ondatra zibethicus*			x	
Østmarkmus *Microtus epiroticus*				x
Husmus *Mus musculus*				x
Brunrotte *Rattus norvegicus*				x
Svartrotte *Rattus rattus*				x
Sumpbever *Myocastor coypus*	x	x		
Hund *Canis familaris*				x
Fjellrev *Alopex lagopus*		x		
Mårhund *Nyctereutes procyonoide*			x	
Vaskebjørn *Procyon lotor*				x
Ilder *Mustela putorius*		x		x
Mink *Mustela vison*		x		
Katt *Felis catus*				x
Villsvin *Sus scrofa*	x	x	x	
Hjort *Cervus elaphus*	x			
Dåhjort *Cervus dama*	x	x	x	
Rådyr *Capreolus capreolus*	x			
Rein *Rangifer tarandus*	x		x	x
Gemse *Rupicaria rupicaria*	x			
Moskusfe *Ovibos moschatus*	x			
Mufflon *Ovis musimon*		x		
Sau *Ovis aries*				x
Geit *Capra hircus*				x

Villsvin fantes tidligere i hele Mellom- og Sør-Europa fra den Pyreneiske halvøy i vest til Asia og Stillehavet i øst. Arten er imidlertid mange steder blitt sterkt redusert eller utryddet (Hanström 1963). Villsvin fantes i Steinalderen også i Norge (Collett 1911-1912).

Villsvin er flere ganger forsøkt gjeninnført til Norge. I 1886 ble et par innført til Høland. I innhegning formerte dyrene seg kraftig og i 1890-årene, da bestanden var på sitt største, var det ca 30 dyr til tross for at det enkelte år ble skutt 10-12 individer. Det hendte at dyr brøt seg ut av innhegningen og funnet opptil 5 km unna. Disse kunne gjøre skade i potetåkrene og ble skutt som skadedyr. Dyrene døde ikke ut av seg selv, men de siste to individene ble skutt i 1904 (Collett 1911-1912). Utsettinger i Sverige de siste årene har ført til etablering av bestander i sørlige deler av landet og individer vil komme inn i Norge derfra (Haga 1982). De har også dukket opp villsvin i fangenskap flere steder i Norge. Disse ser ut fenotypisk ut som ville, men er delvis oppblandet med gris. Et slikt individ rømte fra en innhegning ved Momarken i Indre Østfold i 1994 (Ihlebæk 1994).

I Europa betraktes villsvin primært som et skogsdyr. Næringen er både animalsk og vegetabilsk, med en rekke vekster og urter og ikke minst eike- og bøkenøtter der slike finnes (Hanström 1963). Villsvin kan gjøre betydelig skade i forhold til jordbruksinteresser og kan spre svinepest.

Tiltak: Ikke ønsket i naturen i Norge, dvs. fri jakt hvis den dukker opp over grensa.

Mårhund er opprinnelig en østasiatisk art. Arten ble innført til Kaukasusområdet og har spredt seg derfra bl a til Polen, Tyskland, Finland og Sverige. Mange dyr rømte fra oppdrett eller ble satt fri over en 25-årsperiode (Pedersen 1964, Wikan & Henriksen 1991). Den er i dag særlig tallrik i Finland hvor det nå fanges 60-70 000 dyr årlig (Kauhala 1992). Også i Sverige er det gjort en rekke enkeltobservasjoner av spredte populasjoner av arten.

Mårhund er rapportert fra Norge allerede på 1980-tallet fra Sør-Varanger (Wikan & Henriksen 1991). Flere innrapporterte observasjoner finnes fra Midt-Norge, av dyr det har vært vanskelig å identifisere kan være mårhund. På grunn av artens anonyme opptreden er det grunn til å anta at det kan finnes mårhund enkelte steder uten at den blir oppdaget.

Mårhund foretrekker engområder, kratt- og fuktskog, samt næringsrike våtmarker og innsjøer med sivvegetasjon hvor den lever av det den måtte finne; frosk, småpattedyr, insekter og krypdyr (Novikov 1956, Pedersen 1964, Myrberget 1990c, Kauhala 1992). Mårhund kan spre rabies, og den tar fugleegg og fugleunger.

Tiltak: Mårhund bør felles hele året i hele landet.

Bisamrotte finnes normalt i Nord-Amerika. Arten ble innført til Bøhmen i Tsjekkia, og rømte dyr dannet grunnlag for en populasjon som har spredt seg til hele Sør- og Mellom-Europa. Den er også satt ut i Storbritannia, Polen, det tidligere Sovjetunionen og i Finland (Vik 1962, 1963, Hanström 1963). I 1920- og 1930-årene ble ca 2300 bisamrotter satt ut på 293 lokaliteter i Finland (Lever 1985), og i Sverige ble bisamrotte satt ut i 1944 på to steder i Torneelvens svenske tilløp. Innvandringer fra Finland i 1950-årene førte til rask populasjonsvekst i Nord-Sverige. I 1959-60 ble det i Norge ved gjentatte anledninger rapportert uten sikker verifisering at bisamrotte var fanget eller observert, i første rekke i Troms. Bisamrotte var imidlertid vanlig i Vestre-Jakobselv i Finnmark og i 1963 ble flere individer avlivet i Sør-Varanger (Myrberget 1987c). Siden 1970 og frem til i dag foreligger en rekke observasjoner av bisamrotte i Finnmark og Troms (Myrberget 1987b, c, 1990c). Bestandene synes å være i vekst.

Bisamrotte ligner i sin økologi mye på bever, og den finner sin næring i forskjellige typer stilker, blad og røtter, men også animalsk næring tas, så som krepsdyr og fisk (Hanström 1963). Bisamrotte kan bl.a. skade elvebredder ved å grave i løsmasser.

Tiltak: Arten er ikke tillatt å innføre som farmdyr til Norge.

Minken stammer fra Nord-Amerika. Amerikansk mink finnes i dag utbredt i en rekke europeiske land, primært som resultat av rømninger fra minkfarmer og representerer en blanding av flere ulike underarter. En av de aller første ville minkstammene ble etablert i Sunnhordland omkring 1930 som følge av rømninger av farmmink (Hantho 1946). Mink finnes i dag over hele det norske fastland, men enkelte øysamfunn er fremdeles minkfrie (Bevanger 1990, Bevanger & Henriksen 1994). Bestandsutviklingen synes å ha stabilisert seg i de sørlige og sentrale deler av landet.

Økonomiske motiver har også fått mennesker til å introdusere nye arter og mink er et eksempel på dette. Til tross for at det allerede ved minkfarmingens spede begynnelse på slutten av 1920-tallet ble hevet advarende røster fra zoologisk hold om at slik farming og innførsel av nye rovdyrarter kunne få uheldige følger for den eksisterende fauna (Broch 1929a og b), var det enkle argumenter om muligheter til store fortjenester som ble foretrukket av forvaltningen.

Mink viser over alt sterk tilknytning til vann. Den finnes ved våtmarksområder av alle slag, inkludert elver, bekker, innsjøer, grøfter og andre vannløp, samt langs kysten (Bevanger 1990). Det hevdes at mink kan gjøre skade i hønsehus, at arten gjør skade på kolonier av hekkende sjøfugl og reduserer ørretbestanden i elver og bekker (Bevanger & Ålbu 1986a). Det er også diskutert hvorvidt mink konkurrerer med oter.

Tiltak: Det har innen enkelte områder vært utbetalt skuddpremier på mink. Mink er unntatt fra yngletidsfredning.

Piggsvin er utbredt over det meste av Europa fra det sørlige Skandinavia østover til Ural og sør til Middelhavsområdet (Morris 1983). Arten er introdusert bl.a. til New Zealand. Piggsvinets utbredelse i Fennoskandia er i stor utstrekning betinget av antropogen spredning. Gjentatte introduksjoner er foretatt fra forrige århundre, trolig ennå tidligere (Collett 1911-1912, Ekmann 1922, Huus 1947, Kristiansson 1981), sannsynligvis som følge av at piggsvin har vært ansett som nyttedyr fordi det kan ta hoggorm og gnagere. Collett (1911-1912) nevner kilder fra 1715 som angir piggsvin i Sørøst-Norge i første halvdel av 1700-tallet. Ved begynnelsen av 1800-tallet fantes imidlertid piggsvin bare i Østfold ved grensetraktene mot Sverige. Om arten er å betrakte som spontan, bortsett fra i den sørlige del av Skandinavia, er usikkert (jfr Wildhagen 1949). Arten er i dag utbredt i lavlandsområder på Østlandet og i nær kysten nordover til Bodø (Iuell 1990).

Piggsvinet er knyttet til klimatisk gunstige områder med løvskog, kulturmark og i (sub)urbane habitater. Arten har variert kosthold. Piggsvinet spiser bl.a. fugl og fugleegg og kan lokalt forårsake betydelig skade, spesielt i forhold til bakkehekkende fuglearter i øysamfunn.

Piggsvin antas å tilhøre den opprinnelige sørnorske faunaen. Arten er imidlertid introdusert til mange områder den ikke ville hatt mulighet til å kolonisere ut fra egen spredningsevne. I første rekke gjelder dette kystområder på Vestlandet, i Midt-Norge og i Nord-Norge, og i særlig grad øyområder. 6 individer ble for noen år siden introdusert til Sørarnøy i Nordland. Disse har utviklet seg til flere tusen individer og skaper store problemer for den opprinnelige faunaen (Myklevoll 1994). Få hadde tidligere grunn til å tro at piggsvin kunne drepe rugende ærfugl.

Tiltak: Det bør vurderes tiltak mot introduksjoner til øyområder, der skadene og konfliktene oppstår. Mer kunnskap om tilpasning til nye habitater, næringsstudier og effektive bekjempelsesmetoder vil være gunstig.

Kanin fantes opprinnelig bare i Portugal, Spania, Sør-Frankrike og nordvestre deler av Afrika. Arten er imidlertid introdusert til de fleste land i Europa og mange steder ellers i verden, og har spesielt store bestander i Australia og på New Zealand (Myrberget 1990a). 10 par fra Shetland ble utsatt på øya Fedje i Hordaland (Collett 1911-1912, Olsnes 1982). I 1899 og 1900 ble henholdsvis 8 og "noen par" engelske villkaniner sluppet på øya Mølen utenfor Holmestrand i Oslofjorden 1899 (Collett 1911-1912), samt på Edøy på Smøla på Nord-Møre i 1902 (Wollebæk 1947).

Kaninene på Mølen er borte. På Fedje finnes fremdeles en tilsynelatende livskraftig populasjon med kaniner. Gjennom årenes løp er en rekke tamkaniner dessuten rømt eller sluppet fri, bl.a. langs Vestlandskysten og i Trøndelag. Det er rapporter om at det finnes forvillete kaniner eller utsatte kaniner på Gressholmen i indre Oslofjord, på Søster i Onsøy i Østfold (Myrberget (1987a)) og på et par øyer ved Bolærne i Vestfold. Rømte og utsatte kaniner finnes også på mindre holmer og øyer i Rogaland, bl.a. Kjørholmene, Ferkingstad og Urter (Myrberget 1987a,b).

Kaniner foretrekker relativt åpent kulturlandskap og lever av gress, urter og bark.. Kaninene på Mølen gjorde betydelig skade på vegetasjonen og jorda "blev gjennomhullet af deres gange i alle retninger" og på Fedje ble det gjort skade på potetåkre (Collett 1911-1912).

Tiltak: Klimaendring etter RegClims scenarier i Norge vil kunne øke muligheten kanin har til å utvikle store og levedyktige populasjoner.

Moskus finnes på Nord- og Øst-Grønland, det i det nordlige Amerika. Moskusfeet levde opprinnelig sammen med mammut *Elephas primigenius*, i Norge i siste mellomistid - for over 100 000 år siden (Barth 1969). De første av mange forsøk på å innføre moskusfe til Norge ble foretatt i 1924 da 11 dyr kom til Møre. Dyrene døde relativt raskt ut og et nytt forsøk ble gjort i 1931 da 10 dyr ble fraktet til Ålesund og året etter til Hjerkinn. Også i 1938 ble to dyr overført til Dovre. En del av disse dyrene overlevde til slutten av krigen (1944/45). I august 1947 ble 8 nye kalver (4 hanner og 4 hunner) overført fra Nordøst-Grønland og satt ut mellom Hjerkinn og Snøhetta (Wollebæk 1947) og i 1953 ble 15 kalver overført fra Grønland til Dovre. Det er også

overført moskusfe til andre deler av landet, bl.a. i 1948 til Bardu. Det siste av disse dyrene forsvant i 1959 (Lønø 1960, Barth 1969, Myrberget 1987b). I 1929 ble 17 unge moskuser (10 okser og 7 kyr) fra Grønland sluppet i Adventfjorden på Svalbard og den første kalving fant sted i 1932. Populasjonen nådde sitt maksimum med 50 individer i 1959 (Lønø 1960) og 50-100 dyr mot slutten av 1960-årene (Mehlum 1989). Imidlertid gikk populasjonen raskt tilbake på 1970-tallet og siste observasjonen av moskusfe på Svalbard ble gjort i 1985 (Mehlum 1989).

Moskus er en høyarktisk art som i Norge lever i bjørkebeltet og på snaufjellet hvor det spiser gress, starr, urter, vier og dvergbjørk (Bretten 1990). Stammen på Dovre vokste meget langsomt fra 1950-tallet frem til 20 dyr på midten av 1960-årene (Bretten 1990). Ulykker forårsaket av ras, togpåkjørsler og lynnedslag tok mange dyr samtidig, men stammen har utviklet til rundt 100 dyr. Utvandrede dyr fra Dovre har også overlevd i større og mindre antall i grensetraktene mellom Sverige og Norge.

Muskus er populær i økoturismeøyemed. Det er flere tilfeller av at personer har gått for nær moskus og blitt angrepet, og i ett tilfelle ble en mann stanget ihjel.

Tiltak: Enkeltdyr som vandrer ut fra stammens kjerneområde blir regelmessig avlivet og det ønskes ikke at populasjonen skal vokse seg større.

Husmus har opprinnelig leveområde stepper og halvørkener i Nordvest-Afrika, og fra Spania østover til Ural. I dag finnes den over mesteparten av verden hvor det bor mennesker. I Norge finnes den i bebygde strøk, men mangler i fjellet og på enkelte øyer. Husmusa kom trolig til landet østfra, gjennom handelssamkvem med resten av verden. Gjentatte introduksjoner er sannsynlig. Husmus skal ved begynnelsen av dette århundre ha vært vanlig i alle landsdeler, men populasjonene kan synes å være noe mindre nå (Semb-Johansson & Ims 1990).

Arten finnes i tilknytning til hus, også blokker, hvor den lever av et allsidig kosthold, men den foretrekker helst oljeholdige frø (Semb-Johansson & Ims 1990). Husmus kan gjøre stor skade ved å ødelegge næringsmidler, gnage i stykker elektriske ledninger og lage brann, spre sykdommer m.m. (jfr Michaux et al. 1990).

Tiltak: Arten bekjempes kontinuerlig av såvel spesialfirmaer mot skadedyr som enkeltpersoner.

Brunrotte hører opprinnelig hjemme i de tempererte strøk av Kina og Sibir. Arten finnes i dag over hele verden og lever i hele Norge ved bebygde og dyrkede områder, særlig i byer og tettbebyggelse. Brunrotte kom til Norge først omkring 1750. Gjentatte introduksjoner har sikkert forekommet. Brunrotte finnes over hele landet, men kan mangle enkelte steder i innlandet og høyereliggende strøk (Semb-Johansson & Ims 1990).

Brunrotte er knyttet til bebyggelse og kulturmarksområder. Den er alteter, men tar mest vegetabilsk næring. Brunrotte kan også gjøre stor skade ved å ødelegge næringsmidler, gnage i stykker elektriske ledninger og lage brann, spre sykdommer m.m. (jfr Michaux et al. 1990).

Tiltak. Arten bekjempes kontinuerlig av såvel spesialfirmaer mot skadedyr som enkeltpersoner.

5.2.1 ARTER SPREDD MED SAMFERDSEL

Når det gjelder introduksjoner har det innenfor gruppene fugl og pattedyr vært ganske liten andel utilsiktede. Men økt reisevirksomhet, handel og transport, og kanskje spesielt via bortfallet av mange barrierer gjennom utbygging av vegnettet er i ferd med å endre dette bildet. Bygging av nye tunneler og spesielt bruer har ført til mange nye spredningsmuligheter for f eks pattedyr. At dette skjer burde ikke være kunnskapsmangel, og denne faktoren gir et betydelig bidrag til homogenisering av natur særlig i kystnære områder.

Det finnes en lang rekke eksempler på at både den øke trafikken og den økte muligheten for egne spredning påvirker utbredelsen. Ringvassøy i Troms, som er en av de mange øyer i Norge som har fått brutilknytning, er et godt eksempel på betydningen nye transportårer får for flora og fauna. Rev har for føste gang kommet seg ut på øya og har selvsagt blitt en stor trussel mot bakkehekkende fugler som trygt kunne ha tilholdssted der tidligere.

Litt av de samme problemene har oppstått på øya Tautra i Trondheimsfjorden. Her er de nye spredningsmulighetene i tillegg viktige trusler mot formålet til verneområdene, - et har også internasjonal status (Ramsar-område). Foruten påvirkning av strømninger i sundet, som ikke er tema for denne rapport, har moloen fra Frosta ut til Tautra gitt mulighet for jevn spredning av f eks rev, grevling og mår fra fastlandet. I 2003 har miljømyndighetene bestemt at det må settes i gang utryddingsjakt på disse tre arter på Tautra ettersom de utgjør en viktig trussel mot verneområdene på og rundt øya. I forbindelse med fjerning av deler av moloen til fordel for bru (som nå i 2002-2003 foregår) skal også tekniske utstyr installeres for å hindre sikker nyspredning av de uønskede pattedyrartene til Tautra.

Tiltak er utvikling av et vegnett som ikke medfører slike nye muligheter for invadering på steder der barrierer tidligere holdt arter borte. Stort sett kan dette oppnås med tekniske innretninger i veganlegget.

6 Karplanter

Noen innledende huskeregler som bakgrunn for dette kapitlet:

- Endringer av det økosystem på arealene der introduksjonen er foretatt. Dette er spesielt viktig for skogstrær som er å betrakte som nøkkelarter i den forstand at de har en dominerende påvirkning av jordsmonn, struktur, mikroklima og dynamikk i skog.
- Den introduserte arten kan invadere nye områder ved hjelp av naturlig spredning fra arealet den ble introdusert. Denne egenskapen vil variere fra art til art og fra areal til areal. Egenskapene for spredning og etablering i nye områder kan endre seg betydelig over tid (Kowarik 1995) slik som f eks vist for platanlønn i Norge (Fremstad & Elven 1996).
- Interaksjonene mellom den introduserte arten og det stedegne artsmangfoldet vil være av sentral betydning for hvordan økosystemet blir påvirket av en introdusert art. Hvilke stedegne arter kan utnytte den introduserte arten og den struktur og dynamikk den skaper.
- En introdusert art vil som oftest ta med seg andre arter «på lasset», alt fra mer uskyldige arter til patogener. Globalt sett har et utall ugrasarter, skadeinsekter, soppsykdommer og andre organismer blitt introdusert på denne måten. Spredningen og etableringen av insektarter som er tilknyttet et introdusert tre vil være av avgjørende betydning for å kunne fastslå effekter på økosystemer, habitater eller arter.

Av de nesten 2450 planteartene vi har i Norge utgjør over 48% introduserte arter, mens knapt halvparten av disse igjen (580) kan betraktes å ha stabil forekomst og reproduksjon uten tilførsler av nye diasporer (Fremstad & Elven 1997, Fremstad 1998). En omfattende liste over introduserte plantearter som er *under spredning* i Norge er presentert i Fremstad & Elven (1997). Denne listen inneholder ca 110 arter og 45 % av disse er forvillet fra hager. I den foreliggende rapporten er ikke alle disse artene vurdert. Vi har gitt spesiell oppmerksomhet i forhold til trær som ofte blir nøkkelarter i økosystemet og ugras som er viktig i forhold til jordbruksproduksjon.

6.1 Platanlønn

Platanlønn (*Acer pseudoplatanus* L.) hører naturlig til i Sentral- og sør- Europa. Trearten har i noen grad vært benyttet til tømmerproduksjon, men i Norden er arten først og fremst oppfattet som og i realiteten vært prydtre selv om argumenter om utnyttelse til trelast til tider har vært benyttet. Trærne kan vokse seg svært store også her i landet, over 30 meter høye og med stammemål på minst 3,5 meter. Alder kan i alle fall overstige 165 år (Borander 1977).

Det er antatt at platanlønn er introdusert til Norge svært mange ganger de siste 100-150 år. Fremstad og Elven (1996) tror at en 250 årig historie i Norge er sannsynlig, og de har gode rapporter som tyder på at arten flere steder forvillet seg og ble naturalisert for minst 120 år siden. I dag finnes platanlønn utbredt i forvillet form i alle fylker unntatt Hedmark i Sør-Norge. Tyngdepunktene i utbredelsen ligger nærmest kysten og fjorder, men det finnes innlandslokaliteter i innlandet langt mot nord som f eks Snåsa i Nord-Trøndelag.

Mange indikasjoner tyder på at arten har akselerert sin spredning de siste 30-40 år. Dette kan delvis tillegges endringer i jordbruket (Fremstad & Elven 1996), og det kan spekuleres om ytterligere faktorer her påvirker den kraftige spredningen en ser flere steder. Bl a kan endret klima mot mer oceaniske former nå gi betydelige konkurransefortrinn til dette treet.

På lavlandet på Østlandet og til dels på Sørlandet tyder informasjonen på at platanlønn har blir betydelig vanligere siden 1970 selv om arten ikke har vært så populær til planting på Østlandet. På denne måte har antall spredningskjerner her ikke vært så høyt (Fremstad & Elven 1996). Det er Vestlandet fra Rogaland til Møre og Romsdal som er kjerneområde for platanlønn i Norge i dag. Her er den svært vanlig og under sterk spredning også i skogtyper som ikke er av gjengroingstypen, og opptrer i en serie forskjellige habitater. Når vi kommer til Midt-Norge er arten igjen ikke så vanlig, men er under spredning. I enkelte tilfeller der klimaet er gunstig er spredningen stor, og der en fra før har mye plantet platanlønn f eks i Trondheimsområdet er den for tiden svært konkurransesterk. I Nordland der arten til en viss grad finnes forvillet vil det trolig gå en tid

før spredningen kan blir betydelig, selv om forvillinger eksisterer f eks på veikanter helt opp i Lofoten og Vesterålen, - dvs fra de nordligste forekomstene.

Platanlønn benyttes faktisk ennå til nyplantinger som prydtre selv om arten de siste 10-20 årene har vært utpekt som problemart. Arten ble så seint som i år 2000 plantet som 1000-årstre på Sverresborg Trøndelag Folkemuseum etter råd fra Fylkeslandbrukskontoret i Sør-Trøndelag!

Tiltak: Platanlønn bør ikke plantes i Norge, og tiltak i reservater med manuell rydding er nødvendig å intensivere.

6.2 Introduksjon av gran på Vestlandet

Kan arter og habitater være truet av granskog? Når og i hvilken grad følger «nye» arter med spredningen av gran inn i etablerte løvskoger og omvendt? Selv om granplantinger utenfor granas naturlige utbredelsesområde har foregått lenge og i stort omfang på Vestlandet og i Nord-Norge, har vi pr idag ikke bedre enn grovskala og generelle svar på spørsmålene.

Gran (*Picea abies*) innvandret til Norge etter siste istid. Den krysset norskegrensen østfra for vel 2000 år siden og spredte seg raskt og ble skogdekkende i Trøndelag og på Østlandet (Hafsten 1992). Spredningen falt på den tid sammen med et gradvis kjøligere og fuktigere klima. Den raske spredningen (opptil 200 m i året) avtok etter hvert. Vestlandet og nord for Saltfjellet har stort sett blitt skjermet for naturlig innvandrede granbestander. Her ble imidlertid gran introdusert ved skogplanting fra slutten av 1800-tallet, og med størst aktivitet på 1960-70-tallet. Skogplantingen startet på mange måter som en idealistisk bevegelse, man ville «kle fjellet» og det viste seg raskt at gran kunne se ut til å ha potensiale til å gi større utbytte i skogbruksdriften enn naturlige treslag som furu og bjørk. Dette skyldes hovedsakelig god vekst i et velegnet klima og egnede næringsforhold skapt av ulike løvskogstyper samt at gran generelt dominerte i skogindustrien. Naturlige furuskoger, fattige løvskoger og rikere edelløvskoger ble hogd og trærne erstattet med plantet gran (Gjerde et. al 1996). I dag er ca. 12% av det produktive utmarksarealet (områder som er ansett å gi muligheter for tømmerproduksjon) i fylkene fra Vest-Agder til Troms tilplantet med gran eller sitkagran. Av disse har Hordaland og Møre og Romsdal de største "skogreiste" arealene (Bjørndal & Tilley 1995). Størrelsene på plantefeltene varierer fra 0,5 til 1300 da, men vanligst er plantefelt på omtrent 10 da (Gjerde & Sætersdal 1996).

Granplantefeltene er preget av tette bestander som endrer de økologiske forholdene på stedet betraktelig. Viktigst for vegetasjonen er nedsatt lystilgang og dermed et endret mikroklima, samt endringer i jordsmonnet pga endringer i strøkvalitet og nedbrytningsforhold for organisk materiale (Nihlgård 1971, Bråkenhielm 1977, Frank & Borchgrevink 1982, Horntvedt 1989). I løvskog kan jordsmonnet endres fra brunjord til podsol ved forsuring og akkumulering av organisk materiale. De hydrologiske forholdene blir spesielt endret om våren før løvtaket lukkes og i forbindelse med at lauvtrær gir høyere fordamping av nedbør fra bladene og derved mindre fuktighet på bakken. Endringer i økosystemprosessene påvirker det biologiske mangfold både på artsnivå og på samfunnsnivå. Effektene av treslagsskifte er avhengig av hvilken naturtype gran er innplantet i. Edeløvskogene og de rikeste furuskogene regnes som de mest utsatte for endringer i det biologiske mangfold ved innplanting av gran, mens effektene i mer næringsfattige skogstyper blir mindre (Skogen 1995, Gjerde 1995). Edelløvskogene på Vestlandet med treslagene alm (*Ulmus glabra*), ask (*Fraxinus excelsior*), hassel (*Corylus avellana*) og lind (*Tilia cordata*) er nordlige utposter for artsrike, varmekjære og til dels edafisk kravfulle arter som har sin hovedutbredelse i Mellom-Europa. De har tidligere vært påvirket av hogst, styving, lauving og beite (Aarrestad 2001) og finnes i dag igjen som mindre bestander i bratte lier med klimatisk og edafisk gunstige forhold (Austad et al. 1985, Austad & Skogen 1988,1990). De gode bonitetsforholdene i liene har imidlertid gjort dem attraktive for granplanting.

Introduksjonen av gran på Vestlandet fører til naturlig foryngelse når blomstring og frøsetting inntrer. Avhengig av spredningstempo og etableringssuksess kan gran på lengre sikt fortrenge naturlige vegetasjonstyper. Spredning av spiredyktige frø fra plantefeltene er vanlig, men det er imidlertid usikkert i hvor raskt og i hvilken grad grana vil kolonisere Vestlandet under dagens klimaforhold (Gjerde et al. 1996). Gran er avhengig av et relativt tørt vær i mai-juni for at pol-

lineringen skal lykkes, og høye temperaturer i juli for å initiere blomsterknoppdannelse. God frømodning krever en tetraterm (juni-september) på ca. 10°C, og det er mulig at grana behøver heller kalde vintrer for å utvikle frø og pollen. Likeledes vil de topografiske forholdene på Vestlandet med høye fjell og trange daler virke negativt inn på spredningshastigheten. Graden av naturlig foryngelse av gran på Vestlandet er imidlertid ennå ikke godt undersøkt.

Effekter av treslagsskifte på fugl er godt dokumentert (f eks Gjerde 1993, Gjerde & Sætersdal 1997), men når det gjelder effekter av granplanting på vegetasjon er dokumentasjonen heller liten, selv om de økologiske endringene er betydelige. Hovedfagsoppgaver fra Universitetet i Bergen og ved Norges landbrukshøgskole har sett på effekter av granplanting. Økt jorderosjon i bratte granplantefelter er påpekt av Losvik (1989) og Frank et al. (1990) har beskrevet jordsmonnsforsuring ved granplanting i bjørkeskoger.

Insektfaunaen på Vestlandet er generelt ikke godt kjent, selv om vi har god kunnskap fra enkelte lokaliteter. Utbredelsesoversikter for f eks biller gir derfor et skjevt inntrykk av artenes forekomst ettersom innsamlingsaktiviteten ofte er konsentrert om klassiske lokaliteter. En omfattende rapport om invertebratfaunaen i bunnsjiktet i edelløvskogsområder i Hordaland finnes (Hauge et al. 1975). Gjennom akkumulert kunnskap fra andre regioner, kjenner vi forholdsvis godt til biologien til de enkelte artene som potensielt finnes på Vestlandet. Når det gjelder biller knyttet til gran, er praktverkene til Salaas (1917, 1923) stadig like aktuelle. Data fra Miljøregisteringer i skog (MIS-prosjektet) og en omfattende dokumentasjon av biller i kystgranskog fra Mosvik i Nord-Trøndelag (Tømmerås et al 2000), kan være nyttig bakgrunnsdata for hvilke arter som kan tenkes å etablere seg i granskoger på Vestlandet.

Effekter av introduserte bartrær på insektfauna er lite kjent (for bakgrunn se Evans (1987), Fraser & Lawton (1994) og Niemelä & Mattson (1996)). Lokale arter som primært eller sekundært er knyttet til furu på Vestlandet vil kunne skifte vert når grana kommer inn. Slike arter vil kunne belyse en lokal innvandring av biller på gran som følge av verts-skifte til ledige nisjer. Det er mindre sannsynlig at løvtre-avhengige insekter vil kunne invadere gran (Fraser & Lawton 1994). Forekomst av arter som hovedsakelig finnes på gran gir informasjon om spredning fra områder med naturlige gran. Tabell 6 viser barkbille-arter (Scolytinae) som hovedsakelig forekommer på gran i Norge. Sannsynligheten for invasjon av monofage gran-insekter vil avhenge av avstand til nærmeste populasjon og den romlige fordelingen av plantefelter med artsspesifikke mikrohabitat (jfr Hanski 1991). En invasjon av kjente skadeinsekter på gran (f eks granbarkbillen (*Ips typographus*) og gransnutebillen (*Hylobius abietis*)) vil på Vestlandet kunne få et ukjent forløp ettersom økosystemet disse artene da befinner seg i ikke vil være likt granskog i sitt naturlige utbredelsesområde.

Med tanke på en framtidig videre kolonisering av gran på Vestlandet, både ved fortsatte skogplantinger og ved naturlig foryngelse fra allerede plantet gran, bør det etableres bedre dokumentasjon av økosystemendringene og hvilke effekter introdusert gran har på biodiversiteten i de påvirkede områdene. Dynamikken i Vestlandske løvskoger (Tømmerås 1994) vil kunne påvirkes, men lite data og hypoteser foreligger som kan støtte begrunnede prediksjoner om hvordan. Videre vil granas dynamikk på Vestlandet utvikle seg forskjellig fra andre naturlige granskoger på grunn av klimaforskjeller og andre naturgitte påvirkningsfaktorer. Spørsmålene vil komme om negative konsekvenser av spredningen av gran til grunneiere og allmennhet som får forstyrret sin virksomhet/næring gjennom økt spredning av gran. Praksisen med og risikoen forbudet med granplantinger i Nord-Norge (nord for Saltfjellet) bør også gjennomgås selv om naturlig foryngelse her er mer sparsomt.

Overvåking av skogsdrift og prediksjoner av ekspansjonen ved naturlig foryngelse fra granplantingene på Vestlandet og i Nord-Norge bør være sentrale oppgaver framover. Dette gjelder omfang så vel som hastighet og de konsekvenser dette vil få for biologisk mangfold. Koblingen til nye klimasecenarier gjør behovet for kunnskap om framtidssituasjonen enda større.

Tabell 6. Barkbiller (Scolytinae) som hovedsakelig forekommer på gran (tilfeldig også på furu) (g) og monofage barkbillearter på gran (G) i Norge. Kjent utbredelse på Vestlandet er også vist (R= Rogaland; HO= Hordaland; SF= Sogn og Fjordane; MR= Møre og Romsdal; I= indre fylkesdel; Y= ytre fylkesdel.

	Art	**Forekomst på Vestlandet**
g	*Hylurgops glabratus* (Zetterstedt, 1828)	-
g	*Hylastes cunicularius* Erichson, 1836	RY, RI, SFI
g	*Xylechinus pilosus* (Ratzeburg, 1837)	-
G	*Phloeotribus spinulosus* (Rey, 1883)	-
G	*Polygraphus subopacus* Thomson, 1871	-
g	*Polygraphus poligraphus* (Linnaeus, 1758)	HOI, MRY
G	*Polygraphus punctifrons* Thomson, 1886	-
g	*Pityogenes chalcographus* (Linnaeus, 1761)	HOI
g	*Ips duplicatus* (Sahlberg, 1836)	-
g	*Ips typographus* (Linnaeus, 1758)	MRY, MRI
g	*Dryocoetes autographus* (Ratzeburg, 1837)	HOY, HOI
g	*Dryocoetes hectographus* Reitter, 1913	HOI, MRY
g	*Crypturgus subcribrosus* Eggers, 1933	-
g	*Crypturgus pusillus* (Gyllenhal, 1813)	-
g	*Crypturgus hispidulus* Thomson, 1870	-
g	*Trypodendron proximum* (Niijima, 1909)	-
g	*Cryphalus abietis* (Ratzeburg, 1837)	RY
g	*Cryphalus saltuarius* Weise, 1891	-
g	*Pityophthorus micrographus* (Linnaeus, 1758)	-
g?	*Dendroctonus micans* (Kugelann, 1794)	-

6.3 Introduserte og invaderende planter i Norge – ”problemarter”

I dette kapitlet er det gitt en vurdering av innførte/fremmede plantearter, samt naturlig forekommende arter, som kan oppfattes som problemarter innen plantevern. Et utvalg litteraturreferanser vedrørende bl.a. endringer i ugrasfloraen er gjennomgått, og enkeltpersoner har gitt viktige opplysninger. Sektoransvar for spredning er også forsøkt vurdert (for oversikt se tabell 7).

6.3.1 SPREDNING VIA JORDBRUK

Forekomst og betydningen av de ulike planteartene som ugras, har endret seg gjennom tidene. Foruten endringer i de naturlige betingelsene, som for eksempel klima og jordforhold, har endringer i landbruksdriften over tid påvirket ugrasfloraen. Noen eksempler skal nevnes:

1) Introduksjon av fenoksysyrer etter 2. verdenskrig førte etter hvert til tilbakegang av åkertistel (*Cirsium arvense*) i norske åkre. Åkertistel ble tidligere regnet som det verste åkerugraset. På den annen side er dette ugraset et av de vanskeligste i økologisk landbruk (Sjursen 2002). Det samme gjelder åkerdylle (*Sonchus arvensis var. arvensis*) (Brandsæter, L.O. pers medd). Vassarve (*Stellaria media*) er registrert som den mest frekvente ettårige ugrasarten ved økologisk drift, tett fulgt av meldestokk (*Chenopodium album*)(Sjursen 2001). Vassarve er for øvrig, geografisk sett, den mest frekvente ugrasarten fra Vestlandet til Nord-Norge, mens det samme gjelder for meldestokk på Øst- og Sørlandet (Fykse 1999).

Åkerkål (*Brassica rapa ssp. campestris*) og åkerreddik (*Raphanus raphanistrum*) har trolig også gått tilbake på grunn av effektiv bekjemping, men har ikke klart å ta seg opp igjen som åkertistel i visse tilfeller (se pkt. 3). Noen arter kan derimot være lokalt svært brysom, som for eksempel begergullurt (*Amsinckia retrorsa*) på en gård i Brunlanes (Fykse 1999).

2) I 1950-årene kom det politisk beslutning om ensidig kornproduksjon på Østlandet, og mer grasproduksjon på Vestlandet. I kornarealene fikk en etter hvert problem med grasugrasene kveke (*Elymus repens*) og floghavre (*Avena fatua*). På tross av stor innsats mot floghavre, er planten fortsatt i økning (Landbrukstilsynet 2002). Kveke klarer en å holde noenlunde i sjakk, men i økologisk landbruk er også den arten et problemugras (Brandsæter, L.O., pers medd). Et annet grasugras, markrapp (*Poa trivialis*), er registrert som et økende problem, spesielt ved frødyrking og i høstkorn (Straalberg & Skuterud 2000).

3) I 1990-årene kom det politisk beslutning om redusert jordarbeiding for å redusere jorderosjon/jordtap fra jordbruket, og påfølgende forurensing av vann og vassdrag. Men indirekte har dette påvirket ugrasfloraen. Både de nevnte flerårige artene, åkertistel og kveke, men også balderbrå (*Matricaria perforata*) (toårig), tunrapp (*Poa annua*) og vassarve (begge ettårige) vil øke ved redusert jordarbeiding i forhold til pløying høst eller vår (Tørresen 2003). Denne utviklingen vil trolig føre til større herbicidbruk, som igjen på sikt vil påvirke ugrasfloraen. Balderbrå er også det mest utbredte ugraset i høstkorn (Fykse 1999).

4) Sulfonylureapreparatene (lavdosemidlene) har etter hvert fått en mer dominerende plass etter at aktuelle alternativer er blitt fjernet. Det har ført til endringer i ugrasfloraen, som for eksempel økning av jordrøyk (*Fumaria officinalis*) og åkerstemorsblom (*Viola arvensis*), som disse midlene er svake mot. Det eldre midlet klorsulfuron (Glean) begynte etter hvert å utvikle resistens hos enkelte ugrasarter, men pr. i dag er dette midlet utgått (Fykse 1999). En 'surjordsart' som linbendel (*Spergula arvensis*), har derimot gått tilbake, både som en følge av herbicidbruk, men også på grunn av utbredt kalking av jordene. I pågående prosjekter ved Planteforsk innen økologisk landbruk, er imidlertid linbendel et problemugras.

Tunbalderbrå (*Chamomilla suaveolens*), som i perioden 1969-73 så vidt ble registrert i de tre nordligste fylkene, ble gjennomsnittlig for perioden 1983-97 registert i 13% av usprøytete forsøksruter (Fykse 1999). Arten, som kom til landet på midten av 1800-tallet, er trolig fremdeles under spredning nordover. I gjennomsnitt for hele landet har tunbalderbrå gått tilbake fra 1969-73 til 1983-97. Det gjelder også kurante arter som gjetertaske (*Capsella bursa-pastoris*) og hønsegrasartene (*Persicaria lapathifolia* og *P. maculosa*). Då-artene (*Galeopsis speciosa* og *G. tetrahit*) har, ifølge den samme undersøkelsen, holdt seg noenlunde stabile, mens rødtvetann (*Lamium purpureum*) har økt i frekvens.

Taggsalat (*Lactuca serriola*) er påvist i Lier av folk fra Universitetet i Oslo. Planten er en potensiell mellomvert for salatsykdommer, som kan utgjøre en mulig trussel mot salatdyrkingen, som Lier er så kjent for. Foreløpig er ikke planten noe problem, men en bør være på vakt (Auli, M. pers medd).

Hundekjeks (*Antriscus sylvestris*) og vanlig høymole (*Rumex longifolius*) er to arter som trolig har kommet til landet ved naturlig spredning. Den førstnevnte arten har lett for å etablere seg i jordbruksarealer som tas ut av drift, eller blir lagt ut til beite (Skuterud, R. pers medd). Ifølge Grime et al. (1988) er hundekjeks en relativt konkurransesterk art som trives fortrinnsvis på mindre intensivt drevne arealer, som for eksempel åkerkanter (jfr også Sjursen 2001), samt vegkanter. Den er følsom for avkutting. Høymole er ofte problematisk i grasdyrkingsdistrikter, både langs kysten (f eks Jæren), opp mot fjellet og i Nord-Norge. Det er vanskelig å anslå om disse to artene er økende, men begge har et stort formeringspotensiale (jfr s.11 det 'ideelle ugras').

6.3.2 SPREDNING VIA INTERNASJONAL HANDEL

I 1992-93 ble det ved Planteforsk Plantevernet gjennomført en undersøkelse vedrørende spredning av skadegjørere via internasjonal handel med grøntanleggsplanter (Netland 1995). I jord fra 45 prøver av importerte grøntanleggsplanter og 52 prøver fra norske planteskoler, ble det funnet henholdsvis 58 og 45 ulike ugrasarter. Ingen av artene som bare fantes i importerte prøver, var fullstendig ukjent i Norge, men følgende arter er ukjente i innenlandske planteskoler: frømelde (*Chenopodium polyspermum*), kamilleblom (*Chamomilla recutita*), svartsøtvier (*Solanum nigrum*), vasspepper (*Polygonum hydropiper*), hjortetrøst (*Eupatorium cannabinum*t), kjeldegras (*Catabrosa aquatica*), krypgaukesyre (*Oxalis corniculata*), åkermarikåpe (*Alchemilla arvensis*),

skjoldblad (*Hydrocotyle vulgaris*), stormjølke (*Epilobium hirsutum*), tiggarsoleie (*Ranunculus sceleratus*) og åkerkvein (*Apera sica-venti*). Fortsatt tilførsel av krypgaukesyre kan føre til ytterligere nedsmitting av norske veksthus. Hjortetrøst er et høgvokst, flerårig ugras i frukthager i Europa. Denne arten kan trolig etableres som ugras i Norge.

Alle de 8 importerte prøvene som inneholdt åkersvineblom (*Senecio vulgaris*), inneholdt også simazin-resistente individer, mot bare en av de 8 norske prøvene. Selv om simazin ble utfaset i 1996 i Norge, og innførsel av triazinresistente ugras ikke er noe stort problem, er internasjonal handel en potensiell innfallsport for spredning av andre typer herbicidresistens.

Rosettkarse (*Cardamine hirsuta*) ble påvist i større frekvenser i ugrasfloraen til importplanteskoler enn til planteskoler som ikke hadde import (Netland 1995). Den raske frøspredningen som denne arten har, kombinert med at den var vanligere i importmaterialet enn det norske materialet, er en rimelig forklaring på dette.
Andre potensielle ugras via internasjonal handel en bør være oppmerksom på, er artene duskamarant (*Amaranthus retroflexus,* C_4-plante) og beiskambrosia (*Ambrosia artimisiifolia*), som er meget vanlige lenger sør i Europa (Håkansson 1995). Den sistnevnte arten er av EPPO (European Plant Protection Organization) nå forslått på 'A-listen' over viktige skadegjørere (Netland, J. pers medd). Planten har stor formeringsevne. En plante kan for eksempel produsere opp til 100 000 frø, og er følgelig svært konkurransesterk (Anon. 1999). Den minner om burot (*Artemisia vulgaris*), men er ettårig. – En fremmed art som peruskjellfrø (*Galinsoga parviflora*), regnes ikke som noe plagsomt ugras i Norge. Men en kraftig lokal oppblomstring, som i 2002 ble registrert i Vestfold - trolig på grunn av import av 'forurenset' frøleveranse fra Sør-Amerika, illustrerer litt av problemstillingen (Hammeraas, B. pers medd).

Ureine importerte såvarer er trolig også innfallsport for C_4-plantene hønsehirse (*Echinochloa crus-galli*) og grønn busthirse (*Setaria viridis*). Disse varmekjære artene er foreløpig bare utbredt i de varmeste deler av landet, men kan lett spre seg til nye arealer om forholdene (for eksempel varmere klima) ligger til rette (Sjursen 1993).

Avsluttende plantevernkommentar
Et utvalg introduserte og naturlig spredde plantearter i Norge er vurdert i forhold til om de er/kan bli problemarter/ugras innen plantevern, og om hvem som kan ha sektoransvar for spredning.

Redusert jordarbeiding i *jordbruk*, kan for eksempel føre til økning av ugrasarter som åkertistel, kveke, balderbrå, tunrapp og vassarve. Andre eksempler er bruk av sulfonylpreparater (lavdosemidler), som er lite virksom mot jordrøyk og åkerstemorsblom. Følgelig vil disse artene øke. Ved økologisk drift, der en ikke kan bruke sprøytemidler, er det registrert en øking av arter som tidligere er blitt trengt tilbake på grunn av herbicidbruk. Eksempler er åkertistel, åkerdylle, kveke, vassarve og meldestokk.

Internasjonal handel med import av plantemateriale, bl.a. til planteskoler, kan indirekte føre til innførsel av ugrasfrø av uønskete arter. Beiskambrosia, som foreløpig ikke er noe problem i Norge, er nå ført på EPPOs 'A-liste', og er svært uønsket. Det bør også påpekes muligheten for økning av visse varmekjære ugras, av eksempelvis hønsehirse, ved eventuelt varmere klima i Norge.

Med jevnt økende tømmerimport fra f eks Russland og Baltiske land introduseres mange arter. Også når det gjelder høyere planter viser undersøkelsene at en rekke arter spres til Norge med importen, f eks har arten piggtistel (*Carduus acanthoides*) blitt påvist ved importstedet Tofte. Arten regnes som et vanskelig ugras i mange stater i USA (Stabbetorp 2000, Often & Stabbetorp 2002).

6.3.3 SPREDNING VIA SAMFERDSEL

Langs samferdselsårer som båtruter, veger og jernbaner har en lang rekke planter blitt spredd. Dette har vært knyttet til selve anlegget og gjennom bruken av anleggene. Ofte virker det som

veganlegg blir betraktet som ”hager” når det gjelder hvilke arter som aktivt blir benyttet til tilsåing og planting. Det er utstrakt bruk av arter som ikke naturlig hører hjemme i norsk natur. Det er mulig dette kan være billigste løsning på kort sikt og isolert sett. Men, når vi vet at ca 45% av de introduserte planteartene som i dag er på spredning i Norge kommer fra hager (Fremstad 1998), kunne det være et poeng å utnytte en litt bredere kunnskap når en velger arter som benyttes ved veganlegg. Slike anlegg får en svært sentral plass i bildet for reisende og vil kunne være spredd i alt fra urbane strøk til nesten urørte fjell- og dalområder.

Noen plantearter vokser ofte i offentlige områder, som for eksempel i nærheten av veier og jernbaner. En tenker her spesielt på kjempebjønnkjeks (*Heracleum mantegazzianum*) (Sjursen 2003). Det er mulig at samferdsel kan ha sektoransvar for spredning. Slektningen tromsøpalme (*Heracleum "laciniatum"*), som for øvrig bare er utbredt i Nord-Norge, blir trolig spredd både via jordbruket og via samferdsel.

Kostnader
Det er vanskelig å anslå kostnader for tiltak mot disse plantene, eller kostnader ved å la være å gjøre noe, men begge typer kan vise seg å bli betydelige.

Tabell 7. Oversikt over introduserte plantearter som ”potensielle problemarter”. Ark. = observert før 1700.

Plante	Norsk navn	Opprinnelse	Observ.	Vektor	Kommentarer	Sektoransvar
Amaranthus retroflexus	Duskamarant	N- og M-Amerika			Potensiell ugrasart (C-4-plante), vidt utbredt ellers i Europa	Internasjonal handel
Heracleum "laciniatum"	Tromsøpalme	S.V. Asia	1850-tallet		Trolig i spredning i Nord-Norge	Jorbruk? / samferdsel
Heracleum mantegazzianum	Kjempebjønnkjeks	Vest Kaukasus	1869	Bevisst, fra 1837 frøsalg	Trolig i spredning i offentlige arealer	Samferdsel
Hydrocotyle vulgaris	Skjoldblad				Frø påvist på klumprotplanter til planteskoler	Internasjonal handel
Ambrosia artimisiifolia	Beiskambrosia	N. Amerika	1865	Utilsiktet	Potensiell ugrasart i Norge, ønskes på 'A-listen' av EPPO. I Europa mest utbredt i mais	Internasjonal handel
Cirsium arvense	Åkertistel	Europa, N. Amerika	1770	Utilsiktet	Økning ved redusert jordarbeiding og økologisk drift	Jordbruk
Eupatorium canabium	Hjortetrøst				Frø påvist på importerte klumprotplanter til planteskoler	Internasjonal handel
Galinsoga parviflora	Peruskjellfrø	NV. S. Amerika	1870	Utilsiktet	Lokal spredning i Vestfold	Internasjonal handel
Lactuca serriola	Taggsalat	Misddelhavsomr., Asia	Ark.	Utilsiktet	Påvist i Lier i Buskerud, foreløpig uproblematisk	Jordbruk
Chamomilla suaveolens	Tunbalderbrå	S. & NØ. Asia	>1700	Utilsiktet	Økning i Nord-Norge	Jorbruk
Chamomilla recutita	Kamilleblom	Middelhavsomr.	Ark.	Utilsiktet	Import til planteskoler foreløpig uproblematisk	Internasjonal handel
Senecio vulgaris	Åkersvineblom	Europa	Ark.	Utilsiktet	Kan trolig utvikle kryssresistens mot herbicider	Jorbruk / internasjonal handel
Sonchus arvensis var. *arvensis*	Vanlig åkerdylle	Europa	Ark.	Utilsiktet	Økning ved økologsik drift	Jorbruk
Matricaria perforata	Ugrasbalderbrå	Eurasia	Ark.	Utilsiktet	Økning ved redusert jordarbeiding, problematisk i høstkorn	Jorbruk
Amsinckia retrorsa	Begergullurt	N. Amerika	1922	Utilsiktet	Lokalt brysom i Larvikområdet	Jorbruk?

Brassica rapa ssp. *Campestris*	Åkerkål	?	Ark.	Utilsiktet	Nedgang pga herbididbruk	Jorbruk
Capsella bursa-pastoris	Gjetertaske	Middelhavsomr.?	Ark.	Utilsiktet		
Cardamine hirsuta	Rosettkarse	SV. Asia, SØ. Europa	1770	Utilsiktet	Høy frekvens i import-planteskoler	
Raphanus raphanistrum	Åkerreddik	Middelhavsomr.	Ark.	Utilsiktet	Nedgang pga herbididbruk	Jorbruk
Spergula arvensis	Linbendel	Middelhavsomr.	Ark.	Utilsiktet	Nedgang pga endring i herbicidbruk og kalking, men problemugras i økologisk landbruk	Jorbruk
Stellaria media	Vassarve	Nesten kosmopolitt	1770	Utilsiktet, spontan?	Økning ved red. jordarbeiding og økol. drift, mest frekvente ugras fra Vestlandet til N-Norge	Jorbruk
Chenopodium album	Meldestokk	Europa	Ark.	Utilsiktet	Mest frekvente ugrasart på Øst- og Sørlandet	Jorbruk
Chenopodium polyspermum	Frømelde	Europa, SV. Asia	Ark.	Utilsiktet	Import til planteskoler foreløpig uproblematisk	Internasjonal handel
Galeopsis speciosa	Guldå	S. Europa, V. Sibir	Ark.	Utilsiktet	Stabil art	Jorbruk
Galeopsis tetrahit	Kvassdå	S. Europa	Ark.	Utilsiktet	Stabil art	Jorbruk
Lamium purpureum	Rødtvetann	SØ. Europa, V. Asia	Ark.	Utilsiktet	Økning	Jorbruk
Epilobium hirsutum	Stormjølke	Europa, i Norden?	1886	Utilsiktet	Import til planteskoler foreløpig uproblematisk	Internasjonal handel
Oxalis corniculata	Krypgaukesyre	S. Europa	Ark.	Bevisst & Utilsiktet	Problematisk i veksthus, import kan forsterke problemet	Internasjonal handel
Fumaria officinalis	Jordrøyk	Middelhavsomr.	Ark.	Utilsiktet	Økning pga endret herbicidbruk	Jorbruk
Apera spica-venti	Åkerkvein	Sibir	Ark.	Utilsiktet	Import til planteskoler foreløpig uproblematisk	Internasjonal handel
Avena fatua	Floghavre	V. Europa	Ark.	Utilsiktet	Stadig nye gårdsbruk registrert	Jorbruk
Echinochloa crus-galli	Hønsehirse	Middelhavsomr. S. & Ø. Asia	Ark.	Utilsiktet	Begrenset utbredt pga klimaet	Jorbruk
Elymus repens	Kveke	I Norden?	1770	Utilsiktet	Økning ved redusert jordarbeiding og ved økologisk drift	Jorbruk
Poa annua	Tunrapp	Europa	Ark.	Utilsiktet	Økning ved red. jordarbeiding	Jorbruk
Poa trivialis	Markrapp	Eurasia	1770	?	Problem ved frødyrking og i høstkorn	Jorbruk
Setaria viridis	Grønn busthirse	S. Europa	Ark.	Utilsiktet	Begrenset utbredt pga klimaet	Jorbruk
Persicaria lapathifolia	Rød-/grønt hønsgras	Europa, i Norden?	Ark.	Utilsiktet	Nedgang pga herbididbruk	Jorbruk
Persicaria maculosa	Hønsegras	Europa, Asia	Ark.	Utilsiktet	Nedgang pga herbididbruk	Jorbruk
Viola arvensis	Åkerstemorsblom	Europa, i Norden?	Ark.	Utilsiktet	Økning pga endret herbicidbruk	Jorbruk

7 Litteratur

Alm, T. & Jensen, C. 1993. Tromsøpalmen (*Heracleum laciniatum* auct. scand.) - noen kommentarer til artens innkomst og ekspansjon i Nord-Norge. - Blyttia 51: 61-69.

Anon. 1999. PRA-rapport 1999. Pet Risk Analysis and Pest Risk Assessment for the territory of the Republic of Poland (as PRA area) on *Ambrosia* spp Updated version. Main inspectorate of plantprotection central laboratory. Torùn, Poland July 1999. 42 sider.

Anon. 2001. Bestandsvurdering av kongekrabbe –bestanden i norsk sone. Bakgrunnsmateriale til den 30. sesjon i den blandete Norsk – Russiske Fiskerikommisjon, oktober/november 2001. Fiskeriforskning, internrapport til Fiskeridepartementet.

Anon. 2002a. IMO Globallast, Ballast Water R&D Directory, August, 2002 (http://globallast.imo.org/R&DDirectory8thEd.pdf)

Anon. 2002b. Report from a workshop on the red king crab as an invasive speciesin Norwagian waters, Tromsø, february 19-20, 2002. Fiskeriforskning, internrapport.

Austad, I. & Skogen, A. 1988. Havråtunet i Osterøy kommune. En botanisk.økologisk analyse og en plan for istandsetting og skjltsel av kulturlandskapet. - Økoforsk Rapp. 1988 13: 1-119.

Austad, I. & Skogen, A. 1990. Restoration of a deciduous woodland in western Norway formerly used for fodder production: effects on tree canopy and floristic composition. - Vegetatio 88:1-20.

Austad, I., Lea, B.O. & Skogen, A. 1985. Kulturpåvirkete edellauvskoger. Utprøving av et metodeopplegg for istandsetting og skjøtsel. - Økoforsk Rapp. 1985,1:1-55.

Baker, H.G. 1965. Characteristics and models of origin of weeds. - s 147-169 i Baker, H.G. & Stebbins, C.L., red. The genetics of colonizing species. Academic Press, New York.

Barth, E.K. 1969. Moskusfeet. - s. 334-343 i Frislid, R. & Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr I. Pattedyr. Cappelen, Oslo.

Beerling, D.J. 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. - J. Biogeogr. 20: 45-53.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. - Blackwell Scient. Publ.

Bevanger, K. 1990. Minken. - s. 114-124 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo.

Bevanger, K. & Henriksen, G. 1994. The distributional history and present status of American mink (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Norway. - s. 12 i: II North European Symp. on the ecology of small and medium-sized carnivores. Abstract.

Bevanger, K. & Ree, V. 1995. Fugler og pattedyr. I: Tømmerås, B.Å. (red.) 1995. (2.utgave 1995) Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. - NINA Utredning 62: 1-141.

Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1986a. Mink *Mustela vison* i Norge. - Økoforsk utredning 6: 1-76.

Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1986b. Decrease in a Norwegian feral mink *Mustela vison* population - a response to acid precipitation? - Biol. Conserv. 38: 75-78.

Bjørndal, J. & Tilley, K. 1995. Hvor mye er skogreist? s. 6-7 i Skogbruk i kyststrøk. - Særtrykk til Norsk Skogbruk 10/1995.

Borander, A.M. 1977. Plantede løvtrær og større busker i Trondheim. Hovedfagsoppgave Universitetet i Trondheim. 187s

Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Johansen, S.W. (1999). Vasspest (*Elodea canadensis*). Effekter på biologisk mangfold. Spredningsmønstre og tiltak. – NIVA-rapport O-96120, 51 pp.

Bretten, S. 1990. Moskusfeet. - s. 173-190 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 2. Cappelen, Oslo.

Broch, H. 1929a. Norge og pelsdyravlsspørsmålet. - Naturen 1929: 161-166.

Broch, H. 1929b. Norge og pelsdyravlsspørsmålet (en supplerende beriktigelse). - Naturen 1929: 287-288.

Brock, J. & Wade, M. 1993. Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: observations from greenhouse trials. - s. 85-94 i IXème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes.

Bråkenhielm, S. 1977. Vegetation dynamics of afforested farm land in a district of south -eastern Sweden. - Act. Phytogeogr. Sue. 63.

Child, L.E., de Waal, L.C. & Wade, P.M., 1992. Control and management of *Reynoutria* species (Knotweed). - I: Vegetation management in forestry, amenity and conservation areas; Aspects of Applied Biology 29: 295-307.

Collett, R. 1911-1912. Norges pattedyr. - Aschehoug & Co., Kristiania.

Crawley, M.J. 1989. Chance and timing in biological invasions. - s 407-423 i Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. Scope 37.

di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. - s 1-30 i Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37.

di Castri, F. 1990. On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. - s 3-16 i di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65,

DN-notat 1995. Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. - Direktoratet for naturforvaltning. Notat 1995-4.

Drake, J.A., (red.). 1989. Biological invasions: A global perspective. - SCOPE, Wiley & Sons, Ltd.

Eberhard, T. 1988. Introduced birds and mammals and their ecological effects. - Swedish Wildl. Res. 13: 1-107.

Ekman, S. 1922. Djurvärldens Utbredningshistoria på Skandinaviska Halvön. - Bonniers Förlag, Stockholm. 614 s.

Elton, C. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. - Methuen & Co. Ltd.

Evans, H. F. 1987. Sitka spruce insects: past present and future. - Proceedings of the Royal Society of Edinburgh B 93: 157-168.

Fabricius, E., Bylin, A., Fernö, A. & Radesäter, T. 1974. Intra- og interspecific territorialism in mixed colonies of the canada goose *Branta canadensis* and the greylag goose *Anser anser*. - Ornis Scand. 5: 25-35.

Fog, M. 1978. Status for canadagås i Norden 1977. - Repr. Strandjægeren 20. jan. 2 s.

Fottland, H. 1982. Edellauvskog i midtre Hardanger. - Hovedoppgave, Universitetet i Bergen. 103 s.

Frank, J. & Borchgrevink, I. 1982. Jordsmonnsutvikling under bestand av gran (*Picea abies*)og osp (*Populus tremula*) i Ås. - Meld. fra Norges Landbrukssøgskole 61(19):1-30.

Frank, J., Kjønaas, J., Fottland, H. & Brean, R. 1990. Soil acidification under Norway spruce and downy birch. - International conference on acidic deposition, its nature and impacts, Glascow, 16-21 September 1990. Conference abstracts. s. 295. Edinburgh.

Fraser, S. M. & Lawton, J. H. 1994. Host range expansion by British moths onto introduced conifers. - Ecological Entomology 19: 127-137.

Fremstad, E. 1998. Introduserte planter. s 56-67 i Viken, Å. & Sandlund, O.T. red.: Introduksjon og spredning av miljøfremmede arter i Norge. Senter for miljø og utvikling, NTNU. SMU-rapport nr 1/98.

Fremstad, E. & Elven, R. 1996. Fremmede planter i Norge. Platanlønn (*Acer psudoplatanus* L.). - Blyttia 54: 61-78.

Fremstad, E. & Elven, R. 1997. Alien plants in Norway and dynamics in the flora: a review. - Norsk geogr. Tidsskr. Vol 51: 199-218.

Fykse, H. 1999. Utviklingen av ugrasfloraen i åkeren. - Grønn forskning 3(2): 43-53.

Gjerde, I. 1993. Skogbruk og fauna på Vestlandet: Betydningen av treslagsskifte for forekomst og fordeling av skogshabitat. - Rapport fra Skogforsk 17/93: 1-21.

Gjerde , I. 1995. Faunaen i kystnære skoglandskap. I: Skogbruk i kyststrøk. - Særtrykk til Norsk Skogbruk 10/1995, s. 15-17.

Gjerde, I. & Sætersdal, M. 1996. Treslagsskifte og fugl på Vestlandet. Effekter av granplanting i kystfuruskog på fuglefaunaen, og aktuelle tiltak i skogbruket. - Aktuelt fra Skogforsk 9/96: 1-15.

Gjerde, I. & Sætersdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce plantation in the native pine forests of Western Norway, and the impact of forestry. - Biological Conservation 79: 241-250.

Gjerde, I., Øyen, H. & Fjeld, D. 1996. Vestnorsk kystfuruskog - kan den konkurrere med granskogen?. - Naturen 120: 147-152.

Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. - Wiley, Chichester. XI, 222 s.

Grime, J.P., Hodgeson, J.G. & Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. Chapman & Hall, London, UK.

Groves, R.H. 1989. Ecological control of invasive terrestrial plants. - s 437-461.i Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. Scope 37.

Gustad, J.R. 1992. Fugler i Norge 1991. Rapport fra norsk faunakomité for fugl (NFKF). - Vår fuglefauna 16: 209-226.

Gustad, J.R. 1993. Fugler i Norge 1992. Rapport fra norsk faunakomité for fugl (NFKF). - Vår fuglefauna 16: 227-248.

Hafsten, U. 1992. The immigration and spread of Norway pruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Norway). - Norsk Geografisk Tidsskrift. Vol 46: 121-158.

Haftorn, S. 1959. Hva skjer når fremmede dyr innføres til et område? - Naturen 83: 3-27.

Haga, A. 1982. Vil villsvinet innvadere Østfold? - Natur i Østfold 1: 60-61.

Hanski, I. 1991. Single-species metapopulation dynamics: consepts, models and observations. - Biological Journal of the Linnean Society 42: 17-38.

Hanström, B. (red.). 1963. Djurens värld. Däggdjur 2. - Förlagshuset Norden, Malmö.

Hantho, O. 1946. Villminkens herjinger. - Norges Jeger- Fiskerforb. Tidsskr. 75: 35-36.

Hauge, E., Meidell, B. & Solhøy, T. 1975. Edelløvskog på Vestlandet, Evertebrater Bind I-III. - Bergen, Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen.

Heggberget, T.M. 1987. Utviklingen i den norske bestanden av kanadagjess inntil 1984. - Fauna 40: 1-4.

Heggberget, T.M. & Reitan, O. 1994. Kanadagås Branta canadensis. - s. 66-67 i: Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). Norsk fugleatlas. - Norsk ornitologisk forening., Klæbu.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. - NINA Fagrapport 013.

Heywood, V.N. 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. - s. 31-60 i Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37.

Hopkins, C.C.E., 2001. Actual and potential effects of introduced marine organisms in Norwegian waters, incuding Svalbard. Research report 2001-1. Direktoratet for Naturforvaltning.

Horntvedt, R. 1989. Barskog og forsurning. - Norsk institutt for skogforskning. Rapport 3/89: 1-12.

Huus, J. 1947. Piggsvinet. - s. 151-158 i Føyn, B. & Huus, J. (red.). Norges dyreliv. Bind I. Pattedyr. J.W. Cappelens Forlag, Oslo.

Håkansson, S. 1995. Weeds in agricultural crops. 2. Life-forms and occurrence in a European perspective. - Swedish journal of agricultural research 25: 155-161.

Håland, A. 1979. Grågåsa og canadagåsa i Hordaland. - Vår fuglefauna 2: 158-162.

Ihlebæk, J.H. 1994. Farlig villsvin på villspor. - Verdens gang 8.6.: 20.

Iuell, B. 1990. Piggsvinet. - s. 9-20 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo.

Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1993. Furunkulose i norske vassdrag – statusrapport. – NINA Forskningsrapport 038: 1-73.

Kauhala, K. 1992. Ecological characteristics of the raccoon dog in Finland. - Thesis. Finn. Game Res. Inst. Game Division.

Kornas, J. 1990. Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. - s 19-36 i di Castri, Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65.

Kowarik, I. 1995. Time lag in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. s 15-38 i P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek & M. Wade (red) Plant invasions. SPB Scientific Publishing, Amsterdam.

Kristiansson, H. 1981. Distribution of the European hedgehod (Erinaceus europaeus L.) in Sweden and Finland. - Ann. Zool. Fennici 18: 115-119.

Krokan, P.S. & Mørkved, O.J. 1994. Nytte-kostnadsanalyse av innsatsen for å bekjempe lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i perioden 1981 – 1998. - DN-Utredning 1994 – 4, 53 s.

Landbrukstilsynet 2002. Floghavren breier seg. Web-side på Landbrukstilsynet.no.

Lever, C. 1985. Naturalized mammals of the world. - Longman, London & New York.

Lever, C. 1987. Naturalized birds of the world. - Longman Scientific & Technical, England.

Lid, J. &. Lid, D.T 1994. Norsk flora. Det norske Samlaget. Oslo.

Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. - TREE 8: 133-137.

Lohmeyer, W. & Sukopp, H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Schriftenreihe für Vegetationskunde 25: 1-185.

Losvik, M. H. 1989. Erosjon i bratte granplantefelt på Vestlandet. s 13-19 i Bretten, S. & Rønning, O. I. (red.) 1989. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1989. - Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1989. 2

Lund, H.M.-K. 1963. Canadagåsen i Norge. - Jakt - Fiske - Friluftsliv 92: 534-536.

Lønø, O. 1960. I: Transplantation of the muskox in Europe and North-America. II: Transplantation of hares to Svalbard. - Norsk Polarinst. Medd. 84: 1-29.

Magnusson, C. 2000. Nematoder i tømmerimport – risiko og tiltak. s 15 i Horntvedt, R. (red) Seminar om naturlig spredning av utenlandske treslag og introduksjon av skadegjørere ved tømmerimport. – Skogforsk oppdragsrapport 21.

Mehlum, F. 1989 (red.). Svalbards fugler og pattedyr. - Polarhåndbok nr. 3. Norsk Polarinstitutt, Oslo Lufthavn.

Michaux, J. Cheylan, G. & Croset, H. 1990. Of mice and men. - s. 263-284 i: Castri, F.di., Hansen, A.J. & Debussche, M. (red.). Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

Miljøstatus i Norge 2001. *Gyrodactylus salaris*. Nettside www.mistin.dep.no

Mjelde, M. (1997). Status for vasspest (*Elodea canadensis)* i Norge. Spredningsomfang og eksempler på effekter. – NIVA-rapport OR-3607.

Morris, P. 1983. Hedgehogs. - Whittet Books, Surrey.

Myklevoll, T. 1994. Klappjakt på pinnsvin. - Dagbladet tirsdag 14.6.: 12.

Myrberget, S. 1979. Bør vi sette ut gjess? - Vår fuglefauna 2: 41-46.

Myrberget, S. 1987a. Forvillete husdyr i Norge. - Fauna 40: 160-162.

Myrberget, S. 1987b. Introduction of mammals and birds in Norway including Svalbard. - Medd. norsk. Viltforsk. 3 (17): 1-28.

Myrberget, S. 1987c. Bisamrotta i Norge. - Fauna 40: 164-165.

Myrberget, S. 1990a. Harefamilien. - s. 64-77 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo.

Myrberget, S. 1990c. Mårhunden. - s. 60-61 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 1. Cappelen, Oslo.

Netland, J. 1995. Forekomst av ugras og triazinresistente former av åkersvineblom og tunrapp i importerte og norske planteskolevarer. I: Rapport fra prosjektet 'Internasjonal handel med grøntanleggsplanter og spredning av skadegjørere': 2.1-2.25 (upubl. Planteforskrapport).

Netland, J. 1996. Weed species and frequency of simazin-resistant popolations of *Poa annua* and *Senecio vugaris* in nursery stocks imported to Norway or inland-raised. - Proceedings of Second International Weed Control Congress, Copenhagen 1996: 461-468.

Niemelä, P. & Mattson, W.J. 1996. Invasion of north american forests by european phytophagous insects. - BioScience 46(10): 741-753.

Nihlgård, B. 1971. Pedological influences of spruce planted on former beech forest soils in Scania, South Sweden. - Oikos 22:302-314.

Noble, I.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. - I: Drake, J.A., red. Biological invasions, a global perspective. SCOPE 37. s. 301-350.

Novikov, G.A. 1956. Carnivorous mammals of the USSR. - Israel Prog. Sci. Transl., Jerusalem 284 s. (oversatt fra russisk).

Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2002. Karplanter innført ved tømmerimport. s 19-23 i Økland, B. (red) Insekter, sopp og karplanter innført til Norge ved tømmerimport fra Russland og Baltikum. Aktuelt fra Skogforsk 2/02.

Ottesen, P. & Kvamme, T. 1985. The geographical range extension of *Heterhelus scutellaris* (Heer,1841) (Coleoptera, Nitidulidae) and its host plant *Sambucus racemosa* (L.) (Caprifoliacea) in Scandinavia. - Fauna norv. Ser.B 32: 83-88

Pedersen, J.A. 1964. Vil mårhunden invadere Norge? - Fauna 17: 179-189.

Pimentel, D. 2002. Non-native invasive species of arthropods and plant pathogens in the British Isles. Pp. 151-155, i: Pimentel, D. (red), Biological Invasions. Economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Pimm, S.L. 1989. Theories of predicting success and impact of introduced species. - I: Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. Scope 37. s. 351-367.

Prach, K. & Wade, P.M. 1992. Population characteristics of expansive perennial herbs. - Preslia 64: 45-51.

Ree, V. 1989. Gjess, golf og drikkevann. Maridalens Venners Årsskrift 1988/89: 26-27.

Ree, V. 1991. Duer. - s. 7-23 i Hogstad, O. (red.). Norges dyr. Fuglene 3.

Ree, V. 1994. Bydue Columba livia var. domestica. - s. 260 i: Gjershaug, J.O. Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.). Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening., Klæbu.

Ree, V. & Haymann, P. 1992. Fugleguiden. - Chr. Schibsted Forlag A/S, Oslo.

Rejmánek, M. 1989. Invasibility of plant communities. - I: Drake, J.A. et al., red. Biological invasions, a global perspective. Scope 37. s. 351-388.

Rørslett, B. & Berge, D. 1986. Vasspest (*Elodea canadensis*) i 1980-åra. - Blyttia 44: 119-125.

Salaas, U. 1917. Die Fichtenkäfer Finnlands I. Helsingfors.

Salaas, U. 1923. Die Fichtenkäfer Finnlands II. Helsingfors.

Sandlund, O.T. & Bongard. T. 2000. The freshwater environment. – Kap. 8 i: I.R. Weidema (red.) Introduced species in the Nordic countries. NORD 2000:13 – Nordisk ministerråd, København.

Semb-Johansson, A. 1963. Dyrelivet gjennom de 150 år. - s. 105-128 i Ruud, J.T., Eskeland, A., Randers, G & Skodvin, M. (red.). Dette er Norge 1914-1964. I. Gyldendal, Oslo.

Semb-Johansson, A. 1988. Endringer i dyrelivet i vår tid. - Fauna 41: 73-90 og 109-132.

Semb-Johansson, A. & Ims, R.A. 1990. Smågnagerne. - s. 121-170 i Semb-Johansson, A. (red.). Norges dyr. Pattedyrene 3. Cappelen, Oslo.

Sjursen, H. 1993 Hirser - et økende problem? - Faginfo (SFFL) nr. 3: 91-97

Sjursen, H. 2001. Biodiversitet av planter ved ulike driftsformer. - Grønn forskning 5(2): 92-98.

Sjursen, H. 2002. Ugrasutvikling ved økologisk grovfôrproduksjon. - Grønn forskning 6(2): 216-222.

Sjursen, H. 2003. Fakta om kjempebjønnkjeks. Web-side på Planteforsk.no (under utarbeidelse).

Skogen, A. 1995. Botaniske verdier og moderne skogbruk. I: Skogbruk i kyststrøk. - Særtrykk til Norsk Skogbruk 10/1995, s. 12-14.

Solheim, H. 2000. Sopp og tømmerimport. s 17 i Horntvedt, R. (red) Seminar om naturlig spredning av utenlandske treslag og introduksjon av skadegjørere ved tømmerimport. – Skogforsk oppdragsrapport 21.

Stabbetorp, O. 2000. Høyere planter og tømmerimport. s18 i Horntvedt, R. (red) Seminar om naturlig spredning av utenlandske treslag og introduksjon av skadegjørere ved tømmerimport. – Skogforsk oppdragsrapport 21.

Straalberg, E. & Skuterud, R. 2000. Markrapp som problem i frødyrkinga. - Grønn forskning 4(2): 62-71.

Sundet, J.H., Hjelset, A.M. & Fermann, B. 2002. Bifangst av kongekrabbe i garn- og linefisket i 2001. Fiskeriforskning, Rapport 4/2002

Sykora, K.V. 1990. History of the impact of man on the distribution of plant species. - I: di Castri, F., Hansen, A.J. & Debussche, M., red. Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. Monographiae Biologicae 65. s. 37-50.

Tangen, H.I.L. 1974. Forsøk med canadagås i Norge. - Fauna 27: 166-176.

Taugbøl, T. 2001. Reetablering av kreps etter krepsepest i Glomma- og Haldenvassdraget, 1989-2000. - NINA Oppdragsmelding 690: 1-26.

Taugbøl, T. & Eriksen, H. 1991. Krepsefisket i Norge 1990. - Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen, rapport 12/91. 23 s + vedlegg.

Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Ferskvannskreps i Norge – kunnskapsstatus og forvaltningserfaring. - ØF-Rapport 13/1996, 84 s + vedlegg.

Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. 2002. Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak – en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. – NINA Oppdragsmelding 753: 1-31.

Tømmerås, B.Å. 1994. Skogens naturlige dynamikk. Elementer og prosesser i naturlig skogutvikling. - DN-rapport 1994-5:1-48

Tømmerås, B.Å. (red.) 1995. (revidert 2.utgave 1995) Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. - NINA Utredning 62: 1-141.

Tømmerås, B.Å., Jelmert, A., Rafoss, T., Sundheim, L., Ødegaard, F. & Økland, B. 2002. Globalisation and Invasive Alien Species. – Utenriksdepartementet. The Globalisation Project, Report no: 15: 1-88. http://odin.dep.no/ud/norsk/publ/rapporter/032121-220009/index-dok000-b-n-a.html

Tømmerås, B.Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. - NINA Fagrapport 40: 1-89

Tørresen, K.S., Skuterud, R., Tandsæter, H.J. & Hagemo, M.B. 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. I. Effects on weed flora, weed sedbank and grain yield. - Crop protection 22(1): 185-200

Udø, O.G. 1985. Utvikling av kanadagåsbestanden på Agder. - Kristainsand Mus., Årbok 1984: 31-36.

van der Meeren 2001. Ulovlig utsetting av amerikansk hummer. Havforskningstema nr. 3: 2001 (http://www.imr.no/Dokumentarkiv.php).

Vik, R. 1962. Nutria og bisamrotte. - Fauna 15: 45.

Vik, R. 1963. Nutria og bisamrotte i Norge. - Fauna 16: 89-100.

Vøllestad, A., Refseth, U.H., Nesbø, C.L. & Jacobsen, K.S. 1999. Slektskap og kolonisering hos ørekyt. - Rapp. Biol. Institutt, Universitetet i Oslo.

Weidema, I.R. (red) 2000. Introduced Species in the Nordic Countries. NORD 2000:13, 244s

Wikan, S. & Henriksen, G. 1991. Mårhund - ny art for Norge. - Fauna 44: 210-213.

Wildhagen, Aa. 1949. Om forsøk på innplanting av fremmede pattedyrarter i Norge. - Fauna 2: 11-17.

Wollebæk, A. 1947. Systematisk tillegg. - s. 449-489 i Føyn, B. & Huus, J. (red.). Norges Dyreliv. Bind I. Pattedyr. J.W. Cappelens Forlag, Oslo.

Waal, L.C., Child, L.E. & Wade, P.M. u.å. The management of invasive riparian plants: a comparison of three alien species (*Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (Giant hogweed) and *Fallopia japonica* (Japanese knotweed)). - Loughborough University, Department of Geography, International Centre of Landscape Ecology. Loughborough, U.K. 14 s. Upubl.

Økland, B. 2000. Insekter og tømmerimport. s16 i Horntvedt, R. (red) Seminar om naturlig spredning av utenlandske treslag og introduksjon av skadegjørere ved tømmerimport. – Skogforsk oppdragsrapport 21.

Økland, B. (red) 2002. Insekter, sopp og karplanter innført til Norge ved tømmerimport fra Russland og Baltikum. Aktuelt fra Skogforsk 2/02.

Aarrestad, P.A. 2001. An ecological investigations of broad-leaved deciduous forests in Hordaland county, Western Norway. - Dr. Scient thesis, Universitetet i Bergen