

# Effekter av spredning av karpefisk på biologisk mangfold

En litteraturgjennomgang

Odd Terje Sandlund, Oskar Pettersen, Trygve Hesthagen

## NINAs publikasjoner

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Kortrapport**

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

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

# Effekter av spredning av karpefisk på biologisk mangfold

En litteraturgjennomgang

Odd Terje Sandlund  
Oskar Pettersen  
Trygve Hesthagen

Sandlund, O.T., Pettersen, O. & Hesthagen, T. 2016. Effekter av spredning av karpefisk på biologisk mangfold. En litteraturgjennomgang. - NINA Kortrapport 35. 29 s.

Trondheim, november 2016

ISSN: 2464-2797

ISBN: 978-82-426-2973-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ingeborg P. Helland

ANSVARLIG SIGNATUR

Norunn S. Myklebust (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-671|2016

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

NØKKELOORD

- Norge
- fremmede arter
- karpefisk
- ørekyt
- mort
- sørv
- suter
- karuss
- karpe
- risikovurdering

KEY WORDS

- Norway
- non-native species
- Cyprinidae
- European minnow
- roach
- common rudd
- tench
- crucian carp
- carp
- risk assessment

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Sandlund, O.T., Pettersen, O. & Hesthagen, T. 2016. Effekter av spredning av karpefisk på bio-logisk mangfold. En litteraturgjennomgang. - NINA Kortrapport 35. 29 s.

En gjennomgang av publisert kunnskap om seks karpefiskarter viser at økologisk rolle og funksjon varierer mye fra art til art. Dette fører til at den økologiske risikoen knyttet til spredning av disse artene til nye vannforekomster også varierer fra art til art. Basert på Artsdatabankens system (versjon 2012) for vurdering av økologisk risiko forbundet med spredning av arter, **er det ørekyt og mort som har høy eller svært høy risiko**. For ørekyt er dette spesielt knyttet til den negative effekten på rekrutteringa til samlevende aurebestander. For mort er det knyttet til artens evne til å utnytte de fleste næringskilder langs land og i de åpne vannmassene, og dens egenskaper som effektiv planktonspiser som fører til nedbeiting av dyreplanktonet. Dette kan både gi større algemengder i innsjøen («top-down-kontroll») og føre til at andre fiskearter som lever av dyreplankton taper i konkurransen om mat. For **sørv er økologisk risiko satt til høy**, noe som henger sammen med artens evne til å utnytte de fleste næringskilder i strandsona. For **karuss settes økologisk risiko til lav/høy**. Arten kan ha betydelig effekt i vannforekomster der den lever alene, men er forholdsvis svak under konkurranse eller predasjon fra andre fiskearter. For **suter settes økologisk risiko til lav**, da arten trolig har liten økologisk effekt, men det har skjedd en viss spredning de senere år, slik at invasjonspotensialet, som vanligvis ville bli ansett som begrenset, eventuelt må settes til moderat. For **karpe settes økologisk risiko til lav/høy**, da denne arten trolig har omtrent samme økologiske effekt som karuss, men stiller strengere krav til vanntemperatur for gyting og næringsopptak. For alle artene, muligens med unntak av ørekyt og mort, er kunnskapene om de økologiske effektene av introduksjon så begrenset at det er umulig å gjennomføre sikre vurderinger av økologisk risiko.

Odd Terje Sandlund [odd.sandlund@nina.no](mailto:odd.sandlund@nina.no)  
Oskar Pettersen [oskar.pettersen@nina.no](mailto:oskar.pettersen@nina.no)  
Trygve Hesthagen [trygve.hesthagen@nina.no](mailto:trygve.hesthagen@nina.no)

Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim  
Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

# Innhold

<b>Sammendrag .....</b>	<b>3</b>
<b>Innhold .....</b>	<b>4</b>
<b>Forord .....</b>	<b>5</b>
<b>1 Innledning.....</b>	<b>6</b>
<b>2 Bakgrunn .....</b>	<b>8</b>
2.1 Litteraturoversikt .....	8
2.2 Kunnskap om karpefisk .....	8
2.3 Risikovurdering av introduksjoner .....	8
<b>3 Miljøeffekter av spredning av karpefisk.....</b>	<b>10</b>
3.1 Fremmed karpefisk .....	10
3.2 Ørekyt .....	10
3.3 Mort .....	13
3.4 Sørv .....	16
3.5 Suter .....	17
3.6 Karuss.....	19
3.7 Karpe .....	21
<b>4 Sammenfatning og konklusjoner.....</b>	<b>23</b>
<b>5 Referanser .....</b>	<b>25</b>

## Forord

På bakgrunn av diskusjonen om mulige effekter av spredning av karpefisk til nye innsjøer ga Miljødirektoratet NINA i oppdrag å gjennomføre en litteratursammenstilling av effekter av fremmed karpefisk på biologisk mangfold. Sammenstillingen skal være relevant for metoden for risikovurderingen som foretas av Artsdatabanken. Oppdraget skal også vektlegge effekter fremmede karpefisk kan ha på økosystemtjenester.

Vi har søkt opp relevant litteratur gjennom søkeverktøyene ISI Web of Science, Oria og Google Scholar. Vi har også konsultert diverse «grålitteratur», dvs. rapporter, upubliserte avhandlinger, etc. I oppdraget ble vi også bedt om å benytte Artsdatabankens verktøy for risikovurdering av fremmede arter. Vi har benyttet den publiserte versjonen av denne metoden (fra 2012), men vi kjenner til at en revidert versjon er på trappene foran Artsdatabankens arbeid med den nye versjonen av «svartelista»/fremmede arter i Norge som settes i gang i vinter.

Trondheim, november 2016

Odd Terje Sandlund

# 1 Innledning

I Norge er de negative effektene av flytting av fiskearter i ferskvann i størst grad knyttet til fiskearter som opprinnelig bare forekom i enkelte deler av landet (Hesthagen & Sandlund 2012a, 2016). De artene som defineres som fremmede i betydningen at de ikke naturlig fantes innenfor landets grenser (jf. Gederaas mfl. 2012), har så langt ikke representert så tydelige problemer ettersom de hittil har etablert seg i relativt få lokaliteter (Sandlund mfl. 2013). De fleste artene som vandret inn til begrensede områder i Finnmark og Sørøst-Norge etter siste istid er godt tilpasset norsk klima, og etablerer seg lett dersom de flyttes til nye vannforekomster i andre deler av landet (Sandlund mfl. 2013). Klimaforholdene i Norge kan trolig i større grad være en begrensning for arter som innføres fra varmere klimasoner. Imidlertid kan også en viktig årsak til at våre «egne» arter hittil har vært et større problem, være at det er lettere å få tak i disse fiskeartene og flytte dem over relativt korte avstander, og at flere av våre egne arter er velkjente for folk flest og oppfattes som nyttige til agn eller som attraktive trofeer i fritidsfisket.

Introduksjon av en ny art til en innsjø kan føre til flere typer av endringer som henger sammen med den enkelte artens økologi, dvs. artens egenskaper som predator, konkurrent, bytte for fisk, fugl og pattedyr, og som reell eller potensiell bærer av parasitter.

Effektene av spredning av fiskearter til nye lokaliteter er ofte koblet til den introduserte artens evner som predator, enten på andre fiskearter eller på invertebrater og andre næringsemner. Den introduserte arten kan dermed påvirke andre fiskearter gjennom predasjon eller konkurranse, og bestandene av byttedyr kan bli utsatt for økt eller mer selektiv predasjon som i verste fall kan føre til at arter blir utryddet i innsjøen. Uansett hvilken fiskeart som introduseres, vil strømmen av energi og næringsstoffer i økosystemet bli endret (f.eks. Zanden mfl. 1999, Schindler mfl. 1993, 2001).

Siden 1960-tallet har man kjent til at fisk som spiser dyreplankton selekterer de største planktonartene og –individene, dvs. at de store planktonindividene tas først (f.eks. Brooks & Dodson 1965). Dette har en «top-down-effekt»; i prinsippet vil nedbeiting av store arter av krepsdyrplankton føre til redusert beiting på planktonalger og dermed større algemengder i vannmassene (Carpenter mfl. 1985). I mange tilfeller fører dette også til økt fosforinnhold og mindre lysgjennomtrengning i vannet. Imidlertid er det stor variasjon mellom ulike innsjøer i hvor tydelig denne top-down-effekten er. Selv om det blir økt beiting på store dyreplankton kan responsen i algemengder mangle (Horppila mfl. 1998, Mehner mfl. 2002). Effekten av fiskens beiting på dyreplankton kan bl.a. påvirkes av innsjøbassengets form, intern og ekstern tilførsel av fosfor, og fiskesamfunnets sammensetning (f.eks. Horppila mfl. 1998, Hessen mfl. 1995, 2006).

Fisk som spiser bunndyr og detritus fra sedimentene, eller som spiser planter, vil gi fra seg næringssalter i vannmassene i form av ekskrementer. I noen grad kan også næringssalter som ligger lagret i sedimentene bli frigjort ved at sedimentene rotes opp når fisken finner næring. Sammen med tilførselen av næringssalter fra nedbørfeltet bidrar dette til gjødsling av vannmassene. Slik gjødsling øker algeproduksjonen og kalles «bottom-up-effekten». Fisken bidrar altså ved å flytte næringssalter fra sedimenter og plantemateriale til vannmassene (f.eks. Andersson mfl. 1978, Brabrand mfl. 1990, Horppila mfl. 1998, Griffiths 2006).

Det gir lite mening, på generelt grunnlag, å diskutere effekten av utsetting av gruppa karpefisk (familie Cyprinidae) i innsjøer. Denne familien omfatter mange arter med svært ulik økologi. I denne rapporten konsentrerer vi oss derfor om seks arter av karpefisk som oppfattes som mest aktuelle for spredning i Norge. Dette er ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), mort (*Rutilus rutilus*), sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), suter (*Tinca tinca*), karuss (*Carassius carassius*) og karpe (*Cyprinus carpio*). Det finnes i tillegg flere arter karpefisk som forekommer naturlig i norsk fauna, men som ennå ikke har vært gjenstand for spredning og som derfor ikke er tatt med her.

I tillegg er det i senere år innført to andre karpefiskarter til landet, nemlig sandkryper (*Gobio gobio*) og regnlaue (*Leucaspisus delineatus*). Begge disse har en begrenset utbredelse og det er ikke gjort noen undersøkelser som belyser deres effekt på det biologiske mangfoldet under norske forhold (jf. Hesthagen & Sandlund 2012b, 2016). De blir ikke nærmere vurdert her.



For noen arter som ikke tilhører karpefiskene finnes det nyere undersøkelser i Norge som dokumenterer noen av effektene på innsjømiljøet av flytting og etablering av fisk. Dette gjelder f.eks. gjedde (*Esox lucius*, Hesthagen mfl. 2015), sik (*Coregonus lavaretus*, Sandlund mfl. 2013) og lagesild (*C. albula*, Amundsen mfl. 2009, Sandlund mfl. 2013). Blant karpefiskene er det ørekyt som er best dokumentert (Hesthagen & Sandlund 1997, Museth mfl. 2007, 2010, Borgstrøm mfl. 2010a). For karpefisken mort er det gjort én undersøkelse av effekten av introduksjon (Langeland & Nøst 1994, Nøst & Langeland 1994), men de fleste undersøkelser som angår mort dreier seg om utfisking eller reduksjon av bestanden med sikte på å bedre vannkvaliteten i eutrofe innsjøer med algeblomst og/eller blågrønnalger (f.eks. Faafeng & Brabrand 1990, Mehner mfl. 2002, Søndergaard mfl. 2007). For sørv, suter, karuss og karpe er kunnskapene om norske forhold svært mangelfulle. Generelt er de fleste undersøkelsene som dreier seg om karpefisk gjort i andre land, og i innsjøer som er ganske forskjellige fra de fleste norske innsjøer.

I denne rapporten behandler vi karpefiskartene ørekyt, mort, sørv, suter, karuss og karpe hver for seg, og gir en sammenfatning av forskningsbasert kunnskap om deres effekt på økosystem og biomangfold i innsjøene. Vi vurderer også hvilke effekter disse artene kan ha på økosystemtjenester når de introduseres i nye innsjøer.

## 2 Bakgrunn

### 2.1 Litteraturoversikt

Denne kunnskapsoppsummeringen er basert på søk i biblioteksdata-baser (Web of Science, Oria, Google Scholar), i tillegg til noe «grå litteratur», dvs. rapporter og upubliserte studentoppgaver.

### 2.2 Kunnskap om karpefisk

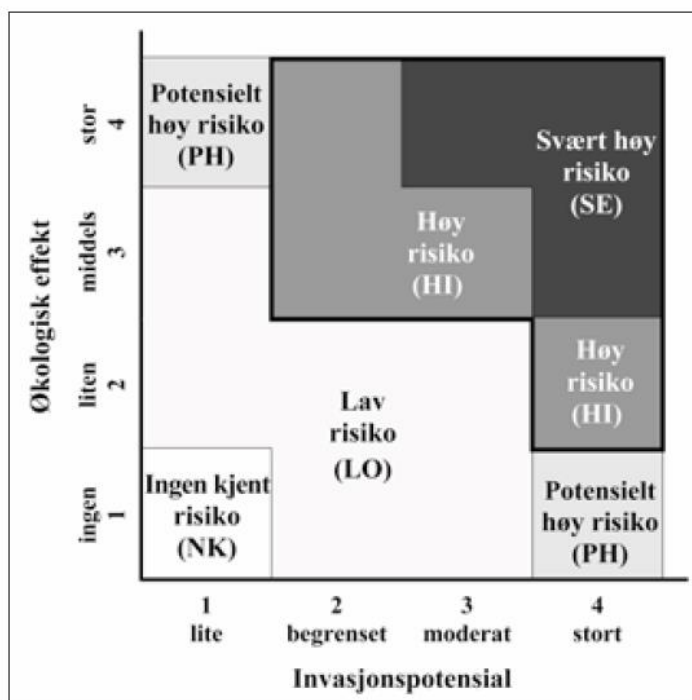
Det finnes relativt få undersøkelser som spesifikt har sett på effekten på innsjøøkosystemet av introdusert ørekyt, mort, sørv, suter eller karuss. Generelt er økologien til sørv, suter og karuss sjelden undersøkt, mens både ørekyt og mort har vært gjenstand for feltundersøkelser så vel som eksperimentell forskning både i Skandinavia og lengre sør i Europa. På grunn av ørekytas raske spredning over Norge i løpet av de siste 50 år, har den vært viet relativt mye oppmerksomhet (f.eks. Hesthagen & Sandlund 1997, 2010; Hesthagen mfl. 2006; Museth mfl. 2002, 2003, 2007, 2010; Borgstrøm mfl. 2010, Borgstrøm & Brittain 2010). I Norge ble det gjort ganske omfattende undersøkelser av mortens rolle i Gjersjøen og andre næringsrike innsjøer i forbindelse med Norges teknisk-naturvitenskapelige forskningsråds (NTNF) Program for eutrofieringsforskning (1978–88) (Brabrand mfl. 1986, 1990, Faafeng & Brabrand 1990). Det er også gjort noen andre undersøkelser i næringsrike innsjøer i Sør-Norge (Vøllestad 1985, L'Abée-Lund & Vøllestad 1987). Nå det gjelder sørv, karuss, karpe og suter er kunnskapene om disse artenes økologi under norske forhold svært mangelfulle. De undersøkelsene som er gjort dreier seg særlig om forekomst, innvandringshistorie og spredning (Poléo 1993, Poléo mfl. 1995, Øxnevad mfl. 1995, Hesthagen & Kleiven 2010, Hesthagen 2012, Kleiven & Hesthagen 2012, Hesthagen & Sandlund 2012).

Det er naturlig nok få eller ingen undersøkelser av effektene av utsetting av karpefisk, ettersom dette i prinsippet er en lite ønskelig hendelse som skaper en situasjon som det er vanskelig eller umulig å rette opp. I Norge er det dessuten ulovlig å sette ut fisk i nye vannforekomster. Dersom det finnes data før og etter at arten er blitt introdusert, beror det gjerne på at vannforekomsten tilfeldigvis har vært gjenstand for undersøkelser kort tid før introduksjonen skjedde. Etterundersøkelser vil dermed gi før-/etter-data. Vi har dessverre svært få slike eksempler. I stor grad må derfor en analyse og vurdering av hvilke effekter en introduksjon av disse fiskeartene kan ha på innsjøøkosystemet og det biologiske mangfoldet basere seg på en slags speilvending av informasjonen, basert på antakelsen at introduksjon av en art vil ha den motsatte effekten av det vi ser når arten blir fjernet.

### 2.3 Risikovurdering av introduksjoner

Artsdatabanken har utviklet et system for risikovurdering av introduksjon av fremmede arter (Sandvik 2012). Dette baserer seg på to faktorer: artenes invasjonspotensial eller evne til å spre seg, og deres økologiske effekt (**figur 1**). Vi vil anvende dette systemet på de aktuelle karpefiskartene på bakgrunn av den kunnskapen som finnes om artenes rolle i innsjøøkosystemet og spredningen som er dokumentert de siste årene. Dette systemet er under revisjon i forbindelse med at arbeidet med en ny versjon av oversikten over fremmede arter starter høsten 2016 og vinteren 2017. Her har vi benyttet den eksisterende publiserte versjonen.

Det er også interessant å vurdere hvilke økosystemtjenester som blir berørt av introduksjon av arter som ikke naturlig hører hjemme i innsjøene (se <http://www.miljødirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Verdien-av-naturmangfold-og-okosystemtjenester/Hva-er-okosystemtjenester/>). De mest relevante i denne forbindelsen er Forsynende tjenester (f.eks. fisk, vann) og Kulturelle tjenester (f.eks. friluftsliv, rekreasjonsfiske). Støttende tjenester (f.eks. habitat for biomangfold) er også aktuelt.



**Figur 1.** Risikokategorier for fremmede arter avhengig av deres invasjonspotensial og økologiske effekt. Systemet opererer med fem risikokategorier, avhengig av samspillet mellom invasjonspotensial og økologisk effekt (etter Sandvik 2012; se også Annex 1).

## 3 Miljøeffekter av spredning av karpefisk

### 3.1 Fremmed karpefisk

Mange av karpefiskene har en økologi som tilsier at en utsetting og etablering i innsjøer kan forventes å påvirke miljøet både gjennom top-down- og bottom-up-effekter. Det er f.eks. mange som er generalister i matveien, og som kan spise både dyreplankton i de åpne vannmassene og bunndyr og detritus på bunnen og i sedimentene, og dessuten plantevev fra vannvegetasjonen.

Her gjennomgår vi relevant informasjon om effekter og risiko knyttet til introduksjon av ørekyt, mort, sørv, suter, karuss og karpe.

### 3.2 Ørekyt

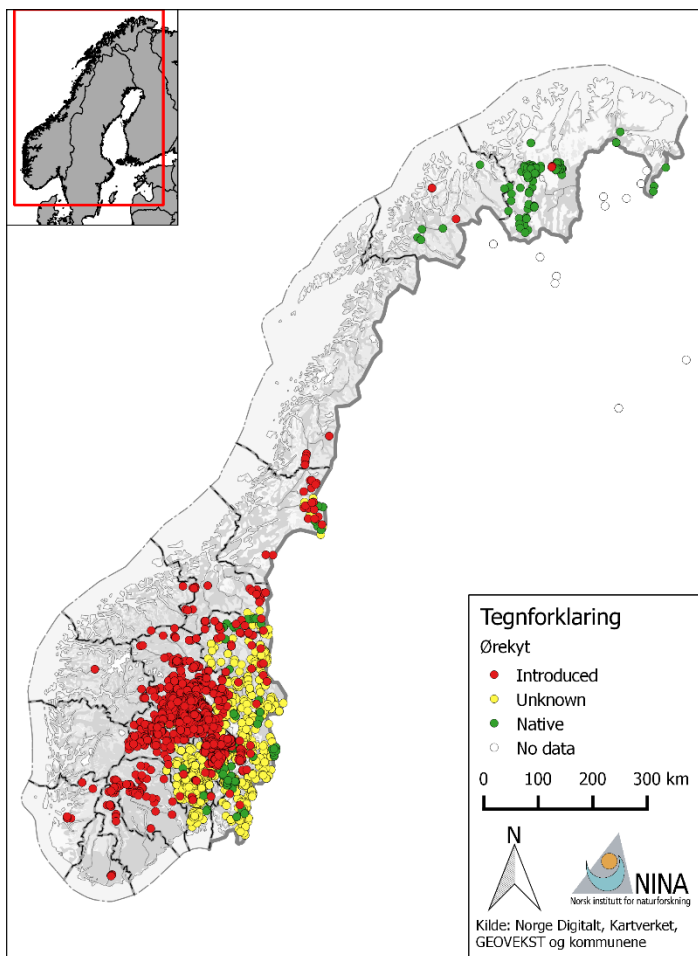
Ørekyta er en småvokst karpefisk som for et utrent øye kan forveksles med ungfisk av aure. Den lever i både innsjøer og elver, og kan forekomme i svært store tettheter. Ørekyta er en østlig innvandrer til Norge, og forekom naturlig i Østfold, Akershus, Vestfold, Hedmark, sørligste deler av Buskerud og sørlige deler av Oppland (opp til Mjøsa) (Huitfeldt-Kaas 1918, **figur 2**). Dessuten forekom den i Sør-Trøndelag i noen innsjøer i Røros kommune nær grensa til Sverige, i Nord-Trøndelag i Sørli- og Kveli-vassdragene i Lierne kommune. I Nord-Norge er det naturlig forekomst av ørekyt i Målselv/Barduvassdragene, samt i Signaldal, Reisa og Kvænangen i Troms, og i store deler av Finnmark, for eksempel i Alta-, Tana- og Pasvikvassdraget (Hesthagen & Østborg 2004). Arten har gjennomgått en omfattende spredning i løpet av 1900-tallet, og ørekyta forekommer nå i alle våre fylker (Hesthagen & Sandlund 1997, **figur 2**). Spredningen skyldes hovedsakelig at arten har vært brukt som levende agn ved fiske (som er forbudt), men den har også blitt spredt i forbindelse med fiskeutsettinger og vassdragsreguleringer, spesielt gjennom overføringstuneller. Det har også vært satt ut ørekyt med vitende og vilje ut fra den misforståelsen at den kan bidra til å skape mer storvokste aurebestander. Ørekyta trives godt både i innsjøer og i bekker og elver. I rennende vann foretrekker den kulper og bakevjer.

Ørekyta kan trolig etablere seg i innsjøer og stilleflytende elvepartier i de fleste vassdrag i fastlands-Norge. Der den forekommer i tette bestander er ørekyta en sterk konkurrent til aureungene, både i gyte- og oppvekstbekker og i strandsona i innsjøene (Borgstrøm mfl. 2010a, Museth mfl. 2010). Det er også observert at den kan spise nyklekt aure-ungel. Analyse av garnfangster tyder på at man kan forvente at utbyttet av aure går ned med ca. 35 % der ørekyta har etablert seg (Museth mfl. 2007; **figur 4**). Det ser ut til at ørekyta generelt betyr lite som næring for auren. Dette skyldes trolig at den har en effektiv beskyttelse mot rovfisk ved at den går i stim, og at det er begrenset habitatoverlapp mellom ørekyta og den auren som er stor nok til å være fiskespiser (dvs. større enn 20-25 cm). Arten ser ut til å være langt mer eksponert for predasjon fra aure i forbindelse med gytinga om våren (Museth mfl. 2003).

Ørekytas negative effekt på aurebestanden påvirker de forsynende og kulturelle økosystemtjenestene, gjennom redusert fiskefangst og dårligere rekreasjonsfiske. Ørekyte holder seg strengt til strandsona og tilløpsbekker, og har ingen registrert effekt på vannkvaliteten.

Invasjonspotensialet til ørekyt er knyttet til at mennesket bevisst eller ubevisst flytter den til nye vannforekomster, og at arten etablerer seg og klarer seg godt i de fleste norske innsjøer og elver, fra lavland til høyfjell. Ørekyta har også relativt god evne til å forsere strøm i elver, og kan derfor i noen grad spre seg oppstrøms i vassdrag (Holthe mfl. 2005, 2009). Den synes imidlertid å være avhengig av relativt stille vann (innsjøer eller kulper og bakevjer i elver) for overvintring (Thorstad mfl. 2006).

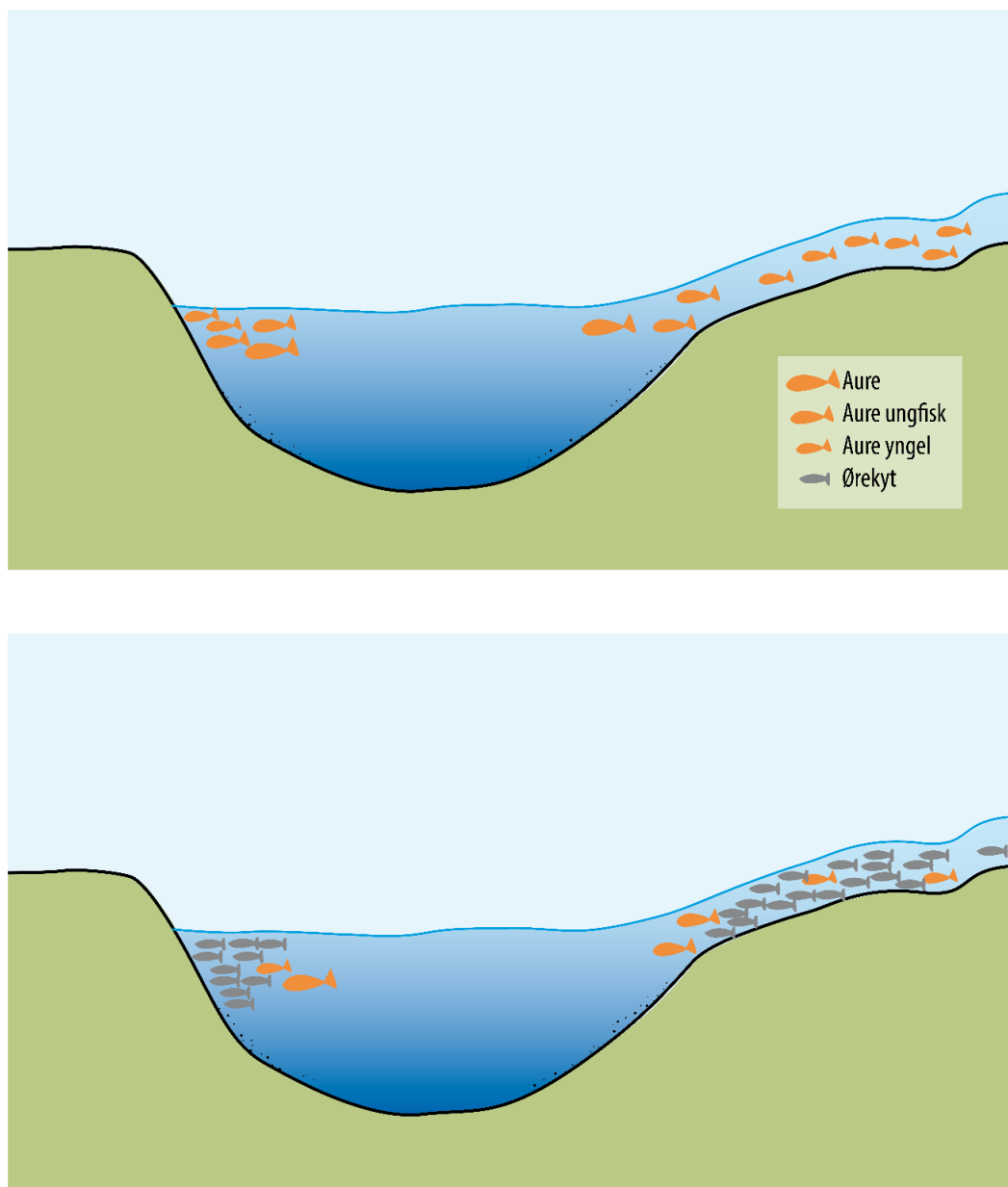
Konklusjonen angående risiko når det gjelder ørekyt er at den har *moderat* til *stort* invasjonspotensial og *middels stor* økologisk effekt (**figur 3**), dvs. **høy** til **svært høy** risiko (jf. **figur 1**).



**Figur 2.** Forekomst av ørekyt i Norge i 2016.

Risikovurdering ørekyt					
Økologisk effekt	4 Stor				
	3 Middels				
	2 Liten				
	1 Ingen				
		1 Lite	2 Begrenset	3 Moderat	4 Stort
		Invasjonspotensial			

**Figur 3.** Risikovurdering for spredning av ørekyt i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.



**Figur 4.** Skjematisk framstilling av utviklingen i et aurevatn når ørekyta etablerer seg. Øverst er auren enerådende i både gytebekkene og i innsjøens strandsone. Nederst finnes ørekyt i store tettheter i gytebekkene og i strandsona, og rekrutteringen til og tettheten i aurebestanden går ned.

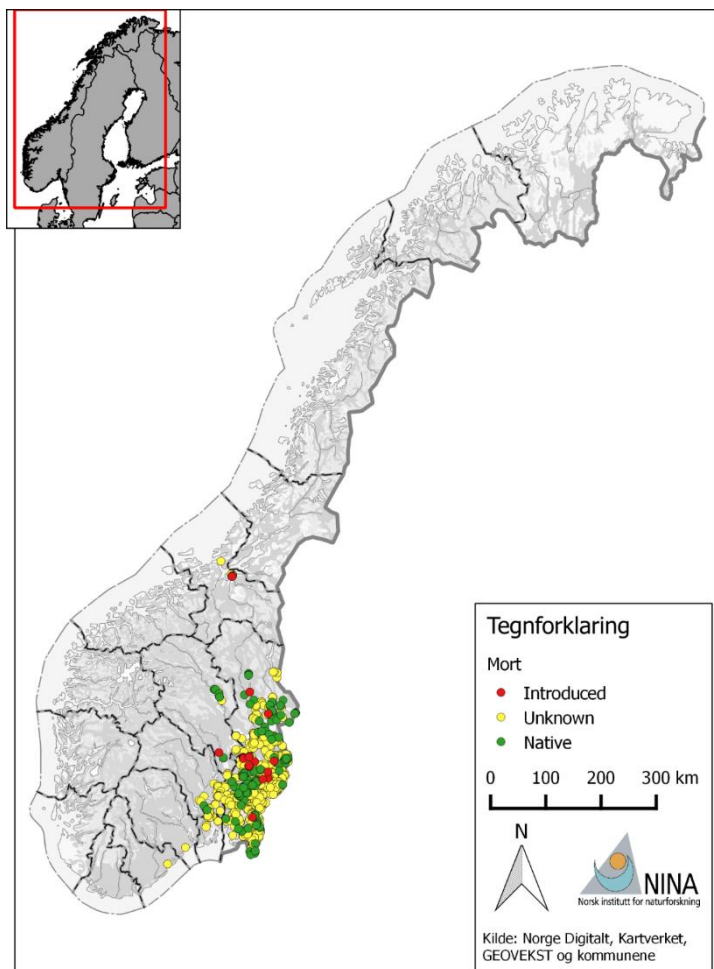
### 3.3 Mort

Mort er den vanligste karpefisken i Norge, nest etter ørekyt, og forekom naturlig i Østfold, Hedmark og Akershus, i Drammensvassdraget opp til Eikeren, og i Glomma opp til Tynset (Huitfeldt-Kaas 1918). Den ble spredd til Trøndelag på 1880-tallet, og ble innført til Randsfjorden og dermed til Tyrifjorden på 1990-tallet (Hesthagen & Sandlund 2016) (**figur 5**). Morten er knyttet til strandsona, gjerne i områder med vannvegetasjon, men i tette bestander og i mer næringsrike innsjøer går den også pelagisk. Utnyttelsen av de åpne vannmassene ser ut til å variere med lysforholdene i innsjøen. En dansk undersøkelse viste at i vann med dårlig sikt (turbide forhold) utnyttet morten de åpne vannmassene gjennom hele døgnet, mens i en klarvannssjø ble pelagialen bare utnyttet i skumringen morgen og kveld (Jacobsen mfl. 2004). Morten trives både i små og store innsjøer, og også i stilleflytende partier av elver. I den eutrofe Gjersjøen var mort den dominerende fiskearten i pelagialen (Brabrand mfl. 1990). Det samme synes å være tilfelle i Lake Windermere, England (Winfield mfl. 2008). Dietten kan variere fra zooplankton til bunndyr, plantemateriale og detritus (Kottelat & Freyhof 2007). Det er som oftest ungfisken av mort som spiser zooplankton, mens eldre og større fisk spiser bunndyr, detritus og plantemateriale (Garcia-Berthou 1999). Dette varierer med de lokale forholdene, og ofte kan det være slik at næringen hentes på bunnen om våren og høsten, mens dyreplankton er viktig om sommeren når plankton tettheten er størst (Volta & Jepsen 2008). Dette er reflektert i at det er unge eller relativt små individer av mort som beveger seg ut i vannmassene (Brabrand mfl. 1984), mens større og eldre fisk holder seg langs land. Mort har tydelig effekt på planktonsamfunnet gjennom selektiv beiting på de største artene og de største individene av krepsdyrplankton (Lanestedt 1984). Morten har svært stor formeringsevne, og noen få individer som f.eks. overlever en rotenonbehandling, kan produsere et svært stort antall ungfisk ved første gyting (Faafeng & Brabrand 1990).

En slik rask bestandsutvikling er observert f.eks. i Tyrifjorden der mort kom inn på 1900-tallet etter å ha blitt satt ut lenger opp i vassdraget. Der dominerer arten i strandsona rundt hele innsjøen (M. Eken, pers. medd.), men det foreligger ikke undersøkelser som viser effektene av dette. I Lago Maggiore, Italia, som også er en relativt stor innsjø, utviklet introdusert mort seg i løpet av få år til å bli dominerende art både i prøvafiskefangster og i kommersielt fiske (Volta & Jepsen 2008). I Windermere, England, har en hatt et overvåkingsprogram over mange tiår som også har kunnet dokumentere utviklingen etter at mort ble introdusert. I løpet av få år utviklet det seg en tett bestand av mort som nå er dominerende i strandsona, og som også forekommer i stor tetthet nær overflata i de åpne vannmassene, der den spiser dyreplankton (Winfield mfl. 2008). Dette har bidratt til en kraftig nedgang i røyebestanden (Winfield mfl. 2011). Også i Norge er det dokumentert at introdusert mort har en tydelig effekt på dyreplanktonet i innsjøen (Nøst & Langeland 1994). Åtte år etter introduksjonen av mort i Haukvatnet, Sør-Trøndelag, kunne en observere en radikal endring av dyreplanktonet. Før morten ble etablert var det kun sik (*Coregonus lavaretus*) som var planktonspisende i denne innsjøen (Nøst 1979). Sik betraktes som en effektiv predator på zooplankton, men resultatene fra Haukvatnet viser at mort er enda mer effektiv, og denne konkurransen om føden førte til nedgang i sikbestanden (Langeland & Nøst 1994). Nedgangen i sikbestanden fortsatte fram til at arten døde ut. Haukvatnet ble prøvefisket i 2001 og 2015 og behandlet med rotenon i 2016 uten at sik ble påvist (T. Nøst, pers. medd.). En tilsvarende utvikling er observert i det nærliggende Lianvatnet, der siken også har forsvunnet etter at mort ble introdusert og utviklet en svært tallrik bestand (Nøst mfl. 2001, Holt-Seland 2006, 2007). Også andre undersøkelser viser at mort er en effektiv predator på dyreplankton, som bidrar til at de store og mest effektive algespisende planktonartene beites ned (Vøllestad 1985, Hessen 1985). I svært næringsfattige innsjøer vil top-down-effekten av dette trolig være begrenset, men det er sannsynlig at nærvær av mort gjør innsjøen mer sårbar for selv moderate tilførsler av næringssalter (Brabrand & Saltveit 1983).

Tette bestander av mort kan også bidra til intern gjødsling av vannmassene ved at fisken spiser bunnorganismer og sedimenter og slipper ut ekskrementer i vannmassene (Boros mfl. 2009). I den relativt dype Gjersjøen (maks. 63 m) ble det vist at mengden fosfor tilført vannmassene på denne måten i løpet av sommeren (mai-oktober) kunne tilsvare mengden fosfor som tilføres fra nedbørfeltet (Brabrand mfl. 1990). I en undersøkelse i en grunn finsk innsjø (middeldyp 3,1 m)

var derimot tilførselen av fosfor til vannmassene gjennom mortens ekskresjon svært liten sammenlignet med direkte tilførsel fra sedimentene (Tarvainen mfl. 2002).



**Figur 5.** Forekomst av mort i Norge i 2016.

Mort kan påvirke mange typer økosystemtjenester vi får fra innsjøene. Etablering av mort kan føre til reduksjon eller utryddelse av mer attraktive fiskearter, og mortens store evne til å beite dyreplankton kan føre til mer algevekst og redusert vannkvalitet. Begge disse elementene er forsyvende økosystemtjenester. Dette går også ut over rekreasjonsverdien til innsjøen, dvs. kulturelle tjenester. Observasjoner av at andre arter kan bli konkurrert helt ut indikerer at de negative effektene også omfatter støttende økosystemtjenester.

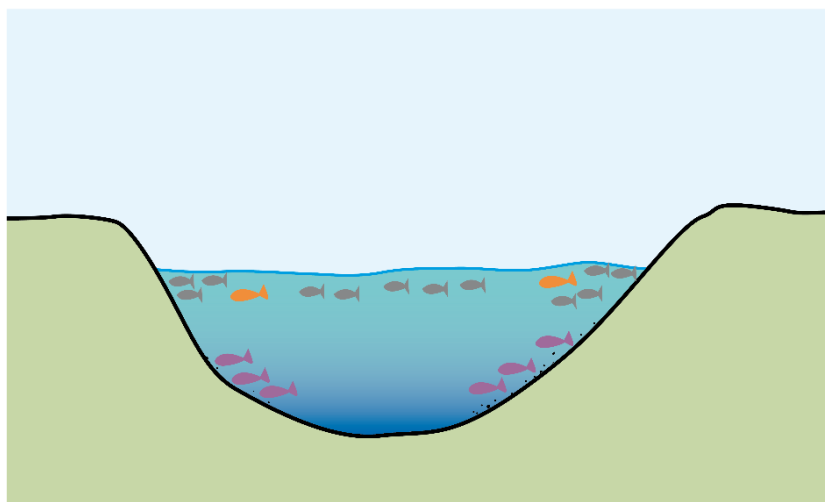
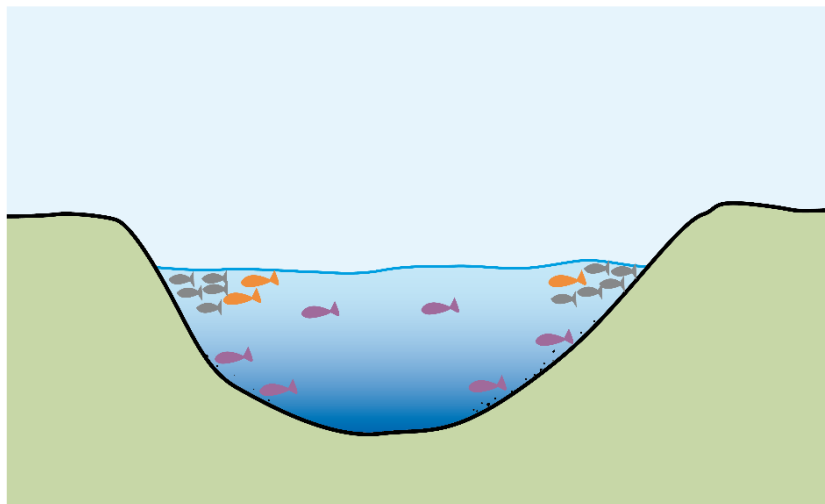
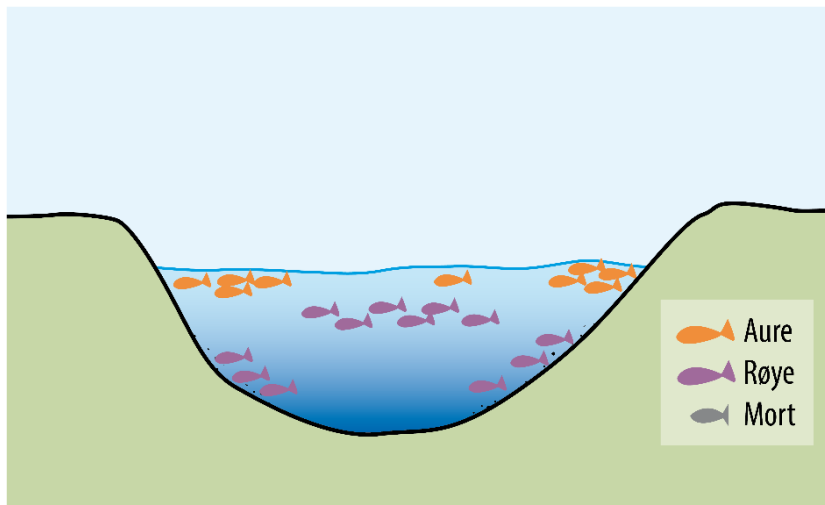
Det synes klart at introduksjon av mort kan gi stor negativ effekt på andre fiskearter (**figur 6**, side 15). Det ser ut til at introdusert mort klarer å etablere svært tette bestander i strandsona i innsjøene.

Invasjonspotensialet til mort er knyttet til menneskets flytting av fisk, og den er lett å fange og lett å flytte på. Risikoen for spredning av mort til nye vannforekomster vil derfor ofte ha sammenheng med om det finnes bestander i nærheten der fisk kan fanges for flytting. I dag er trolig motivasjon og spredningsmåte for mort at den brukes som levende agn. Mort har relativt liten evne til å forsure strøm (Garner 1999), og vil normalt ved egen hjelp bare være i stand til å spre seg nedstrøms i vassdragene. Den har svært stor formeringskapasitet, slik at noen få gytefisk kan gi opphav til mange ungfisk som er svært effektive predatorer på dyreplankton (Faafeng & Brabrand 1990).

Konklusjonen når det gjelder risiko ved introduksjon av mort er at invasjonspotensialet er *begrenset eller moderat*, avhengig av avstanden til donorbestander. Den økologiske effekten synes derimot å være *middels til stor* (**figur 7**), da selv relativt spesialiserte planktonspisende fisk, som



sik og røye, ser ut til å tape i konkurransen med mort. Samlet betyr dette **høy** til **svært høy** risiko (jf. **figur 1**).



**Figur 6.** Skjematisk framstilling av effekten av introdusert mort i en innsjø med aure og røye.

Øverst: Kun aure og røye, med auren i strandsona og enkelte aurer i de åpne vannmassene som ellers er dominert av røye.

Midten: Mort i næringsfattig innsjø konkurrerer med aure i strandsona, tettheten av aure går ned, trolig også nedgang i røyebestanden

Nederst: Noe mer næringsrik innsjø, der mort også går i de åpne vannmassene. Dette fører til nedgang i aurebestanden og nedgang eller muligens utryddelse av røye. Sik kan lide samme skjebne som røye.

Risikovurdering mort				
Økologisk effekt	4 Stor			
	3 Middels			
	2 Liten			
	1 Ingen			
		1 Lite	2 Begrenset	3 Moderat
		Invasjonspotensial		
			4 Stort	

**Figur 7.** Risikovurdering for spredning av mort i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.

### 3.4 Sørv

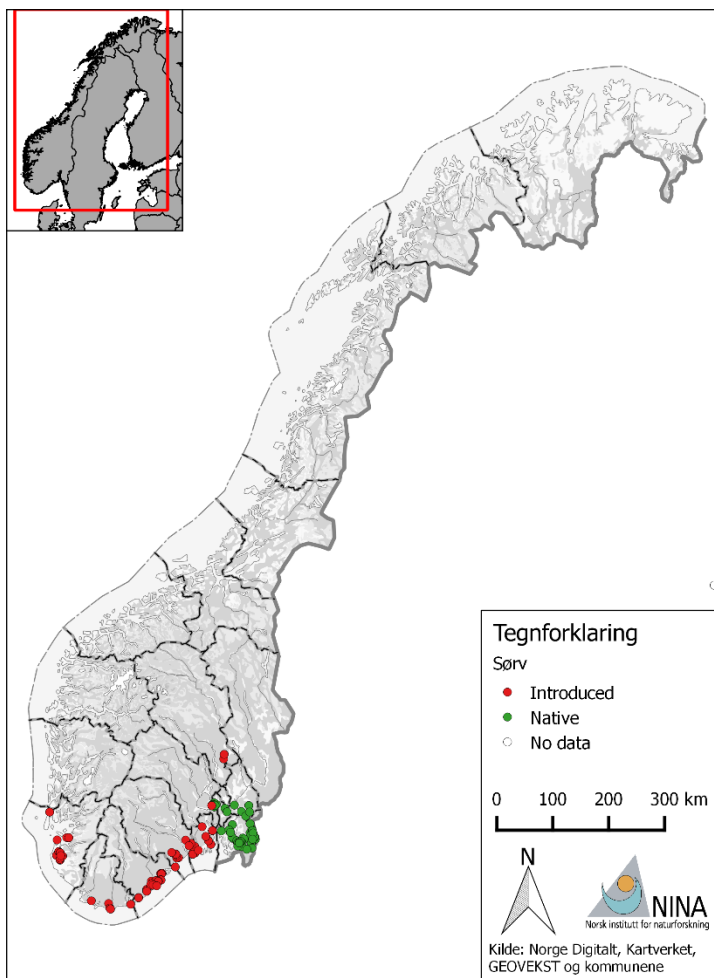
Sørv fantes opprinnelig bare i Østfold, i den sørlige delen av Akershus og i noen lokaliteter på vestsida av Oslofjorden (Hesthagen & Sandlund 2012a). Den er nå spredd langs kysten så langt vest som til Rogaland (**figur 8**). Sørv er knyttet til strandsona i innsjøer og spiser gjerne plante-materiale og detritus, men også dyreplankton og bunndyr (Garcia-Berthou & Moreno-Amich 2000). Den trenger trolig vegetasjon i strandsona for å trives (Pethon 2005). Den er betraktet som en av de mest herbivore (plantespisende) fiskeartene i europeisk fauna, men i eksperimenter er det likevel vist at den har liten effekt på forekomsten av vannplanter (Dorenbosch & Bakker 2012). Introdusert sørv i New Zealand skifter diett gjennom livssyklus, fra plankton og små bunndyr hos årsyngel, via større bunndyr hos middels stor fisk til plantemateriale hos store individer (Hicks 2003). Det er også påvist at introdusert sørv i Nord-Amerika kan spise fiskeyngel om våren, når det er lite plantemateriale å finne (Guinan mfl. 2015).

Sørv er avhengig av mennesket for å bli spredd til nye vannforekomster, med mindre den kan vandre nedstrøms. Den kan trolig etablere seg i de fleste lavlandssjøer langs Norges sørlige kyst, men det er nok en begrensning i at den trenger relativt varmt vann (15 °C) for å kunne gyte (Kottelat & Freyhof 2007). Det er sannsynlig at sørv ble spredd til en del vassdrag på sørvestlandet ved at den ble brukt som levende agn ved fiske etter ål (Hesthagen & Sandlund 2012a). Med dagens forbud mot ålefiske bør denne vektoren ha blitt mindre viktig. Sørv kan ha spredd seg via brakkvann da den tåler en saltholdighet på 12-15 ppm (Solberg 2012).

Det er ikke gjort noen undersøkelser av sørvs rolle i norske innsjøer. Enkelte observasjoner tyder på at etablering av sørv er negativt for aure (Knutsen 1995), men dette vil trolig avhenge av tilgangen på gyte- og oppvekstområder for auren i elvene og strandsonas karakter i innsjøene (Hesthagen & Sandlund 2012a). I flere innsjøer på Sørlandet har det imidlertid utviklet seg til els tette bestander av sørv i innsjøer som tidligere bl.a. hadde aure (Kleiven & Hesthagen 2012a).

På grunn av manglende undersøkelser er det vanskelig å vurdere hvilken effekt introduksjon av sørv har på økosystemtjenestene fra innsjøen. I likhet med ørekyt kan negativ effekt fra sørv på aurebestanden sies å gå ut over forsyning (fiskefangst) og kulturelle (rekreasjonsfiske) økosystemtjenester.

Konklusjonen når det gjelder risiko ved spredning av sørv er at invasjonspotensialet er *begrenset til moderat*, avhengig av avstanden til donorbestander. Den økologiske effekten synes å være *middels* (**figur 9**). Dette betyr at risiko må settes til **høy**. Usikkerheten her er imidlertid stor, da det er mangel på konkret kunnskap om sørv (jf. **figur 1**).



**Figur 8.** Forekomst av sørv i Norge i 2016.

Risikovurdering sørv				
Økologisk effekt	4 Stor			
	3 Middels			
	2 Liten			
	1 Ingen			
	1	2	3	4
	Lite	Begrenset	Moderat	Stort
	Invasjonspotensial			

**Figur 9.** Risikovurdering for spredning av sørv i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.

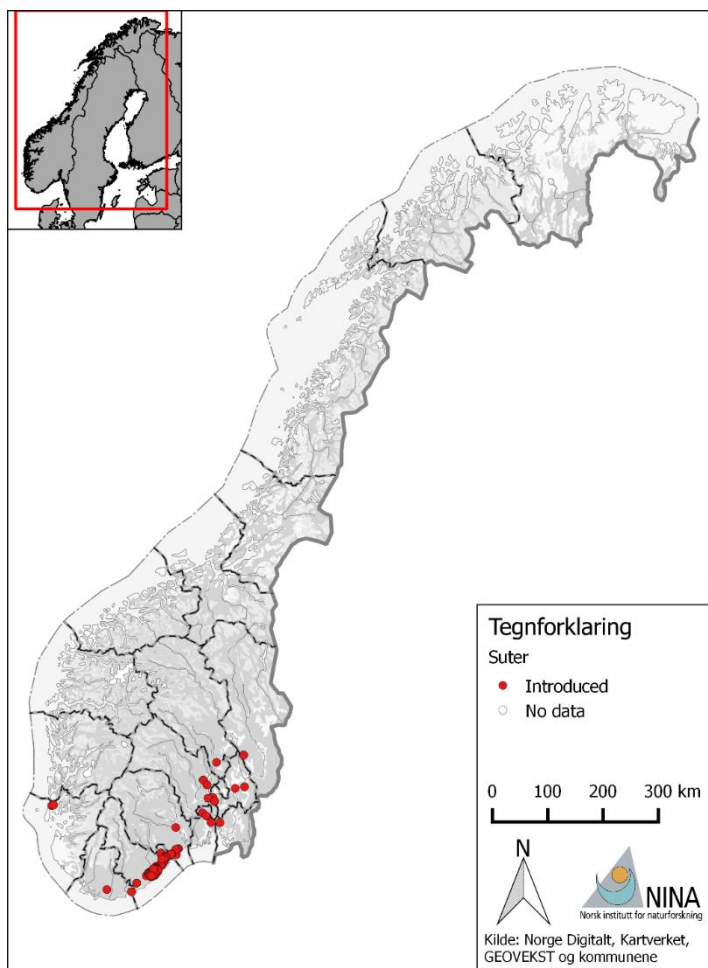
### 3.5 Suter

Suter er en fremmed art for Norge, og ble trolig satt ut første gang på tidlig 1800-tall (Hesthagen & Sandlund 2012a). Den forekommer i dag vesentlig i små lavlandsinnsjøer (<10 ha), men kan

også forekomme i tynne bestander i større innsjøer (**figur 10**). Suterer krever tett vannvegetasjon og trives ikke i lokaliteter med steinbunn (Pethon 2005). Den tåler imidlertid lave oksygennivåer og varmt vann (opptil 24 °C), og tåler å være ute av vannet en god stund. Den er derfor svært lett å spre. Motivasjonen for utsetting av denne arten vil trolig være å skape en bestand troféfisk, men små suter kan muligens være brukt som agnfisk. Suterens diett består av bunndyr, detritus og plantedeler (Richardson 2004, Kottelat & Freyhof 2007). Den anses for å være konkurransesvak, men kan muligens være en konkurrent til andre karpefiskarter (GISD 2016). Suterens atferd kan tenkes å bidra til gjødsling av vannmassene ved oppvirvling av sedimenter og ekskresjon (Richardson 2004).

Suter har trolig bare noen stor effekt dersom den settes ut i små og fisketomme vann. Der vil den imidlertid kunne føre til at disse lokalitetene mister sin verdi som habitat for rødlistearter, dvs. at en støttende økosystemtjeneste vil bli skadelidende.

Vi antar at suter har et *begrenset invasjonspotensial og liten økologisk effekt*. Dette betyr **lav risiko**. Det har imidlertid vært en betydelig spredning av suter i seinere år (upubl. data), så invasjonspotensialet bør muligens betraktes som *moderat* (**figur 11**). Samlet betyr dette likevel **lav risiko** (jf. **figur 1**).



**Figur 10.** Forekomst av suter i Norge i 2016.

Risikovurdering suter					
Økologisk effekt	4 Stor				
	3 Middels				
	2 Liten				
	1 Ingen				
		1 Lite	2 Begrenset	3 Moderat	4 Stort
Invasjonspotensial					

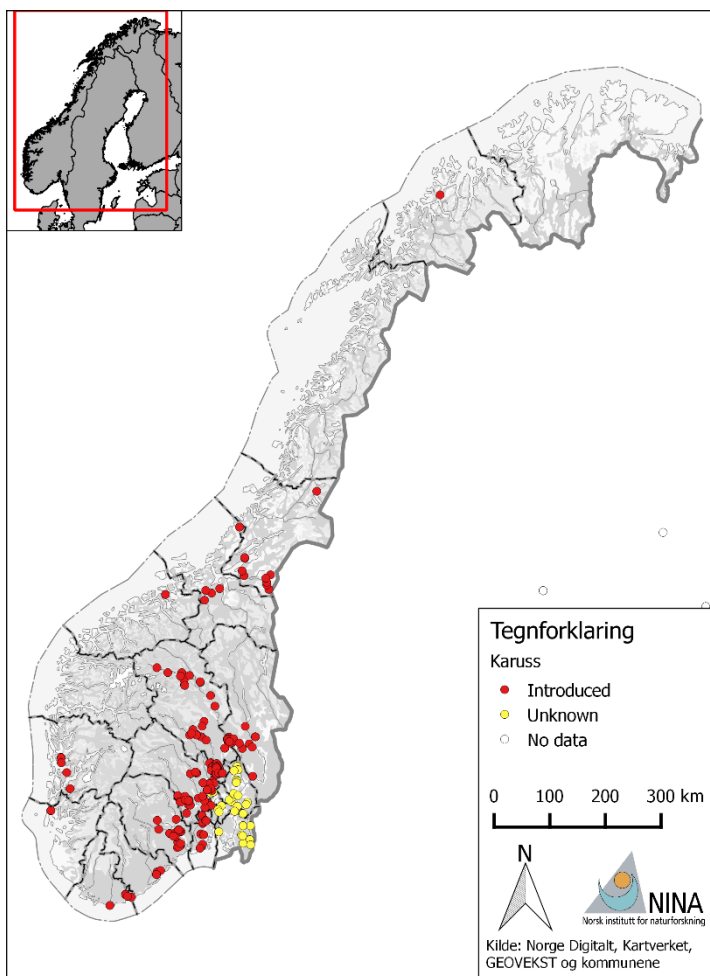
**Figur 11.** Risikovurdering for spredning av suter i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.

### 3.6 Karuss

Karuss hadde svært begrenset naturlig utbredelse i Norge (**figur 12**). Det har vært noe usikkerhet om arten overhodet fantes naturlig her i landet (Pethon 2005), men det er nå akseptert at den har vært en naturlig del av faunaen (Poléo mfl. 1995, Øxnevad mfl. 1995). Arten er ekstremt tolerant overfor lave oksygenverdier og kan fint overleve i små dammer som fryser igjen og blir oksygenfrie om vinteren (Poléo 1993). På våre breddegrader forekommer arten gjerne i to ulike typer av bestander (Holopainen mfl. 1997). Hvis arten forekommer alene i små dammer eller tjern utvikler den svært tallrike og småvokste bestander. I innsjøer med flere fiskearter blir det gjerne en tynn bestand av storvokste individer som holder seg til vegetasjonssoner på grunt vann. Et eksempel på dette er forekomsten av karuss i Vekteren, Nord-Trøndelag, der det finnes en tilsynelatende svært tynn bestand (NINA, upubliserte data). Ettersom arten antas å være svært avhengig av vegetasjon, og dessuten må ha 18 °C for å gyte (Kottelat & Freyhof 2007), er dette en svært uventet forekomst. Årsaken til at arten ikke forekommer i tette bestander i lavlandssjøer med andre fiskearter er trolig at yngelen er svært utsatt for predasjon (Holopainen mfl. 1997). Både dyreplankton, bunndyr, detritus og plantemateriale er viktig i dietten til karuss.

Spredning av karuss vil utelukkende skje ved menneskets hjelp. At munker holdt den i dammer for oppdrett i middelalderen har trolig hatt en viss betydning for spredningen (jf. Huitfeldt-Kaas 1918). Motivasjonen for spredning av arten i dag er trolig nokså liten, men ettersom karussen er tolerant overfor vanskelige oksygenforhold er den enkel å transportere. På grunn av sin evne til å utvikle svært tette bestander i små vannforekomster der den lever alene vil utsetting i fiske-tomme småvann eller dammer trolig kunne ha svært stor effekt på mangfoldet i vannforekomsten. Både sjeldne invertebrater og amfibier vil trolig være utsatt for predasjon fra karuss. Dette innebærer at en støttende økosystemtjeneste vil bli skadelidende.

Karuss antas å ha *begrenset invasjonspotensial* og *liten til middels økologisk effekt* (**figur 13**). Det er ikke gjort undersøkelser av karussens økologi i norske innsjøer, men ettersom den er så konkurranse- eller predasjonssvak er den neppe en stor trussel mot biomangfoldet i innsjøer med andre fiskeslag. Samlet risiko settes til **lav** og/eller **høy**, men dette er usikkert (jf. **figur 1**).



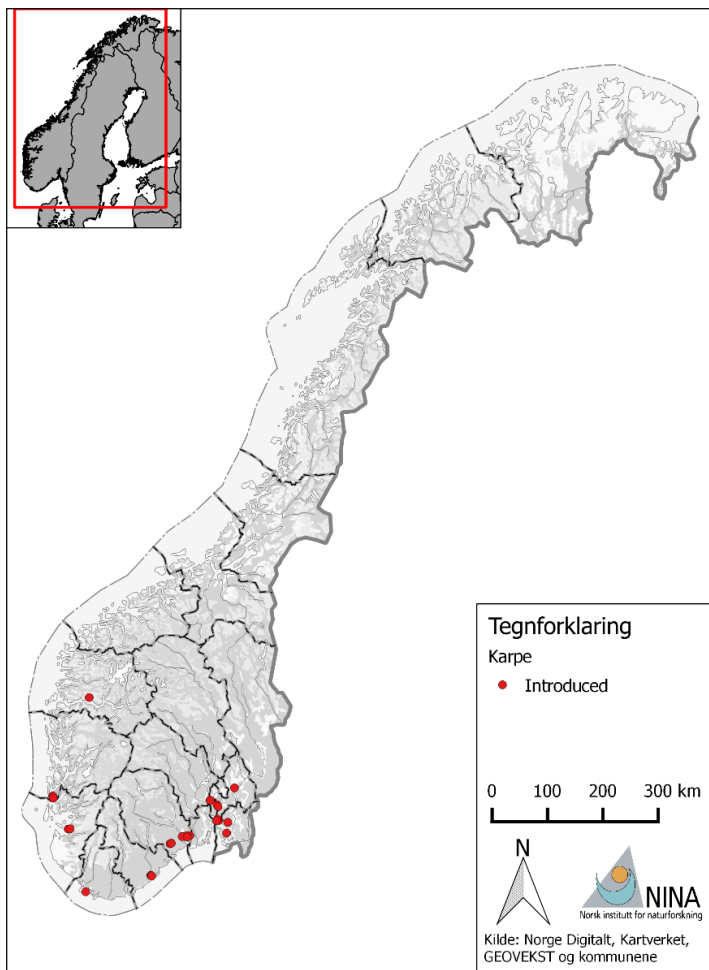
**Figur 12.** Forekomst av karuss i Norge i 2016.

Risikovurdering karuss					
Økologisk effekt	4 Stor				
	3 Middels				
	2 Liten				
	1 Ingen				
		1 Lite	2 Begrenset	3 Moderat	4 Stort
Invasjonspotensial					

**Figur 13.** Risikovurdering for spredning av karuss i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.

### 3.7 Karpe

Karpe fantes ikke naturlig i Norge. Den ble trolig innført til landet første gang på slutten av 1600-tallet (Kleiven 2013). I seinere år har den blitt spredd av sportsfiskere for å skape bestander av troféfisk, og den forekommer nå i mer enn 60 lokaliteter i Sør-Norge (Hesthagen 2012, **figur 14**).



**Figur 14.** Forekomst av karpe i Norge i 2016.

Karpe trives i grunne og varme innsjøer med mye vegetasjon og leire- og mudderbunn. Den tar hovedsakelig til seg føde på sommerstid, når vanntemperaturen overstiger ca. 8 grader. Føden består av insektlarver, snegler, mark, krepsdyr, samt frø, alger og vannplanter. Om vinteren er den i en dvalelignende tilstand. Størrelsen varierer i stor grad mellom lokaliteter. I små dammer med tette bestander kan den stagnere på 2-300 gram, mens den i lokaliteter med tynne bestander kan nå 2-6 kg (Hesthagen 2012). Den gyter på dagtid i mai-juni når temperaturen i vannet har steget til 17-20 grader. Karpa er seiglivet og tåler oksygenfattig vann. Karpe som settes ut i fisketomme tjern vil kunne føre til at amfibiarter og invertebrater som er sårbare for fiskepredasjon vil bli lokalt utryddet (Sandaas 2010). I større innsjøer vil karpe trolig ha vanskeligheter med å danne bestander under dagens klimaforhold i Norge.

Utsetting av karpe i fisketomme tjern eller dammer vil ødelegge dette habitatet for rødlistearter, dvs. at en støttende økosystemtjeneste vil bli skadelidende. På den annen side kan det hevdes at etablering av et troféfiske etter karpe bidrar til å forbedre de kulturelle økosystemtjenestene.

Invasjonspotensialet er trolig *lite eller begrenset*, mens økologisk effekt trolig er *liten eller middels* (**figur 15**). Samlet risiko er dermed fra **lav** til **høy** (jf. **figur 1**).

Risikovurdering karpe					
Økologisk effekt	4 Stor				
	3 Middels				
	2 Liten				
	1 Ingen				
		1 Lite	2 Begrenset	3 Moderat	4 Stort
		Invasjonspotensial			

**Figur 15.** Risikovurdering for spredning av karpe i henhold til Artsdatabankens metodikk (Sandvik 2012). Det mørkeste fargete feltet angir sannsynlig risiko, de lysere feltene angir usikkerheten, basert på undersøkelser og ekspertvurdering.



## 4 Sammenfatning og konklusjoner

De økologiske effektene av spredning av karpes fisk varierer med økologien og miljøtoleransen til den arten som er aktuell. De mest effektive invaderende artene er ofte karakterisert av stor reproduksjonsevne og stor toleranse overfor habitat- og diettforhold, men det finnes også spesialister som har vist seg å være gode til å finne seg til rette i nye vannforekomster. Blant karpes fiskene er noen arter generalister både i fødevalg og habitatkrav, mens andre er spesialister. Blant de artene vi har vurdert her, må mort sies å være den sterkeste generalisten. Mort utnytter de fleste fødetypene som finnes i en innsjø, den kan utnytte både strandsona og de åpne vannmassene, og den ser ut til å være mer konkurransesterk enn f.eks. sørv (Johansson 1987). Samtidig er den en så effektiv predator på dyreplankton at den kan konkurrere ut arter som sik og røye, og den har en klar beiteeffekt på størrelses- og artssammensetningen hos krepsdyrplanktonet (Lanestedt 1984). I hvilken grad dette gir seg utslag i planktonalgesamfunnet (gjennom en «top-down»-effekt), ser ut til å avhenge av innsjøtype og eutrofigrad. Mortens evne til å utvikle meget tallrike bestander på kort tid, selv i nærvær av predatorer, bidrar til dens effekt på innsjøsystemet.

Ørekyt er en mer spesialisert art, ettersom den i større grad er avhengig av habitat som beskytter mot predatorer, og er mindre tolerant overfor eutrofiering. Derimot tåler den mer strømmende vann enn de andre omtalte artene, og deler ofte leveområde med ungfisk av aure og andre laksefisk. Dietten er for det meste invertebrater, men den kan også spise alger og detritus. Når ørekyta finner passende leveområder kan den opptre i enorme tettheter, og ha klar negativ effekt på rekrutteringa til aurebestander.

Sørv ligner på mort når det gjelder diett og habitatkrav, men synes likevel å være mer kresen når det gjelder leveområder i innsjøen, og tettere knyttet til strandsona med vegetasjon. Sørv er trolig noe mer varmekjær enn mort, og den vil i Norge under de nåværende klimaforhold neppe trives i høyereliggende innsjøer eller langt mot nord.

Suter og karuss synes begge å være mer knyttet til vegetasjon i innsjøen, og særlig på yngel- og ungfiskstadiet er de sårbare for predasjon fra andre fiskearter. Dette fører til at de ikke opptre i store tettheter i innsjøer med mange andre fiskearter, mens de kan oppnå svært store tettheter av småvokst fisk i dammer og tjern der de finnes alene. Et særpreg ved disse to artene er deres toleranse overfor lavt oksygeninnhold. Dette gjør at de kan trives i små dammer og tjern som bunnfryser om vinteren. Når de er fisketomme, er slike lokaliteter ofte gode habitater for sjeldne eller rødlistede invertebrater og amfibier som er følsomme overfor fiskepredasjon. Karpe opptre trolig sjelden eller aldri i svært tette bestander i norske vannforekomster, men arten har trolig en lignende økologisk effekt på innsjømiljøet og samme negative effekt på sjeldne eller rødlistede invertebrater og amfibier som suter og karuss.

Innsjøer, tjern og dammer leverer en serie økosystemtjenester, både «Forsynende», «Kulturelle» og «Støttende» tjenester. Trolig er det utsetting av ørekyt og mort som har størst effekt på økosystemtjenestene (forsynende og kulturelle) fra vannforekomsten, men også de fire andre artene som er omtalt her vil påvirke miljøet slik at habitatet kan bli mindre attraktivt for ulike komponenter av det biologiske mangfoldet, og dermed påvirke de støttende økosystemtjenestene.

Resultatene av risikovurderingene etter Artsdatabankens system slik det er vist i **figur 3, 7, 9, 11, 13 og 15** er oppsummert i **Tabell 1**.

**Tabell 1.** Oppsummering av risiko angående spredning av karpefisk i Norge. Uthevet risikoklasse betraktes som mest sannsynlig. \* Arter som er innført til Norge av mennesket.

Art	Invasjonspotensial	Økologisk effekt	Risiko
Ørekyt	<b>Moderat til stort</b>	<b>Middels</b>	Høy til <b>svært høy</b>
Mort	<b>Begrenset til moderat</b>	<b>Middels til stor</b>	Høy til <b>svært høy</b>
Sørv	<b>Begrenset til moderat</b>	<b>Middels</b>	<b>Høy</b> til svært høy
Suter*	<b>Begrenset til moderat</b>	<b>Liten</b>	<b>Lav</b>
Karuss	<b>Begrenset</b>	<b>Liten til middels</b>	<b>Lav</b> til høy
Karpe*	<b>Lite til begrenset</b>	<b>Liten til middels</b>	<b>Lav</b> til høy

## 5 Referanser

(inneholder også relevante publikasjoner som ikke er referert til i teksten).

- Amundsen, P.-A., Siwertsson, A., Primicerio, R. & Bøhn, T. 2009. Long-term responses of zooplankton to invasion by a planktivorous fish in a subarctic watercourse. *Freshwater Biology* 54: 24–34.
- Andersson, G., Berggren, H., Cronberg, G. & Gelin, C. 1978. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 59: 9-15.
- Borgstrøm, R. & Brittain, J.E. 2010. Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn; a result of abundant resources or forced niche overlap? *Hydrobiologia* 642: 93-100.
- Borgstrøm, R., Museth, J. & Brittain, J.E. 2010. The brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: long-term changes in population dynamics due to exploitation and the invasive species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia* 642: 81-91.
- Boros, G., Tatrai, I., Gyorgy, A.I., Vari, A. & Nagy, A.S. 2009. Changes in internal phosphorus loading and fish population as possible causes of water quality decline in a shallow, biomanipulated lake. *International Review of Hydrobiology* 94: 326-337.
- Brabrand, Å., Faafeng, B., Källqvist, T. & Nilssen, J.P. 1984. Can iron defecation from fish influence phytoplankton production and biomass in eutrophic lakes? *Limnology and Oceanography* 29: 1330-1334.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. & Nilssen, J.P. 1986. Juvenile roach and invertebrate predators: delaying the recovery phase of eutrophic lakes by suppression of efficient filter-feeders. *Journal of Fish Biology* 29: 99-106.
- Brabrand, Å., Faafeng, B. A. & Nilssen, J.P.M. 1990. Relative importance of phosphorous supply to phytoplankton production: Fish excretion versus external loading. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 364-372.
- Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. 1983. Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune. Rapport, Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske, Oslo 61, 53 s.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Carpenter, S.R., Christensen, D.L., Cole, J.J. mfl. 1985. Biological control of eutrophication in lakes. *Environmental Science & Technology* 29: 784-786.
- Dorenbosch, M. & Bakker, E.S. 2012. Effects of contrasting omnivorous fish on submerged macrophyte biomass in temperate lakes: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 57: 1360-1372.
- Faafeng, B.A. & Brabrand, Å. 1990. Biomanipulation of a small, urban lake – removal of fish exclude bluegreen blooms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 597-602.
- Garcia-Berthou, E. 1999. Spatial heterogeneity in roach (*Rutilus rutilus*) diet among contrasting basins within a lake. *Archiv für Hydrobiologie* 146: 239-256.
- Garcia-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2000. Rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) introduced to the Iberian peninsula: feeding ecology in Lake Banyoles. *Hydrobiologia* 436: 159-164.
- Garner, P. 1999. Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 55–58. doi:10.1111/j.1600-0633.1999.tb00053.x
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- GISD (Global Invasive Species Database) 2016. Species profile: *Scardinius erythrophthalmus*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Scardinius+erythrophthalmus> on 11-11-2016.
- Griffiths, D. 2006. The direct contribution of fish to lake phosphorous cycles. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 86-95.
- Guinan, M.E. Jr., Kapuscinski, K.L. & Teece, M.A. 2015. Seasonal diet shifts and trophic position of an invasive cyprinid, the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), in the upper Niagara River. *Aquatic Invasions* 10: 217-225.
- Hansen, L.P. 1981. Alder, vekst og kjønnsmodning hos mort *Rutilus rutilus* i Øyeren. *Fauna* 34: 20-27.
- Hansen, L.P. & Pethon, P. 1977. Alder, vekst og vandring hos mort i Øra-området. Nytt fra universitetets Zoologiske museum, Oslo, nr. 55.

- Hessen, D. 1985. Selective zooplankton predation by pre-adult roach (*Rutilus rutilus*); the size-selective hypothesis versus the visibility-selective hypothesis. *Hydrobiologia* 124: 73-79.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 733-742.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A., Brettum, P. & Andersen, T. 2006. Nutrient enrichment and planktonic biomass ratios in lakes. *Ecosystems* 9: 516-527.
- Hesthagen, T. 2012. Karpe – *Cyprinus carpio*. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 287
- Hesthagen, T. & Kleiven E. 2010. Forekomst av suter (*Tinca tinca*) på Sørlandet. NINA Minirapport 263, 31 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 1997. Endringer i utbredelsen av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. NINA Fagrapport 13. 16 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2010. *Phoxinus phoxinus* 2010. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016. Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015. NINA Rapport 1205. 54 s.
- Hesthagen, T., Sandlund, O.T. & Museth, J. 2006. Ørekyt – *Phoxinus phoxinus*. Artsdatabanken Faktaark nr 28.
- Hesthagen, T. & Østborg, G. 2004. Utbredelse av ferskvannsfisk, naturlige fiskesamfunn og fiske-tomme vatn i Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 805. 30 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2012. Gjedde, sørv og suter: status, vektorer og tiltak mot uønsket spredning. NINA Rapport 669. 45 s.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2012b. Sandkryper – *Gobio gobio*. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 282.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016. Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015. NINA Rapport 1205. 55 s.
- Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Finstad, A.G. & Johnsen, B.O. 2015. The impact of introduced pike (*Esox lucius* L.) on allopatric brown trout (*Salmo trutta* L.) in a small stream. *Hydrobiologia* 744: 223-233. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2078-z>
- Hicks, B.J. 2003. Biology and potential impacts of rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. S. 49-58 i: *Managing Invasive Freshwater Fish in New Zealand*.
- Holopainen, I.J., Tonn, W.M. & Paszkowski, C.A. 1997. Tales of two fish: the dichotomous biology of crucian carp (*Carassius carassius* (L.)) in northern Europe. *Annales Zoologici Fennici* 34: 1-22.
- Holt-Seland, P.-A. 2006. Lianvannet 9-12/5-2006. Arbeidsrapport fra mortetynning. 7 s.
- Holt-Seland, P.-A. 2007. Lianvannet 5-8/5-2007. Arbeidsrapport fra mortetynning, Delrapport nr. 2, 5 s.
- Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B. & McKinley, R.S. 2005. A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities. *Fisheries Management and Ecology* 12: 143-147.
- Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B. & McKinley, R.S. 2009. Swimming performance of the European minnow. *Boreal Environment Research* 14: 272-278.
- Horppila, J., Peltonen, H., Malinen, T., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. 1998. Top-down or bottom-up effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology* 6: 20-28.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet. Kristiania. 106 s + kart.
- Jacobsen, L., Berg, S., Jepsen, N. & Skov, C. 2004. Does roach behaviour differ between shallow lakes of different environmental state? *Journal of Fish Biology* 65: 135-147.
- Johansson, L. 1987. Experimental evidence for interactive segregation between roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) i a shallow eutrophic lake. *Oecologia* 73: 21-27.
- Kleiven, E. 2013. Historical information on common carp (*Cyprinus carpio*) in Norway. *Fauna norvegica* 33: 13-19.

- Kleiven, E. & Hesthagen, T. 2012. Fremmede fiskearter i ferskvann i Aust-Agder - Historikk, status og konsekvenser. NINA Rapport 665. 105 s.
- Knutsen, S. 1995. Prøvefiske med vannanalyser i Bjellandsvann. Norges landbrukshøgskole, Semesteroppgave. 25 s + vedlegg.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 s.
- L'Abée-Lund, J.H. & Vøllestad, L.A. 1987. Feeding migration of roach, *Rutilus rutilus* (L.), in Lake Arungen, Norway. Journal of Fish Biology 30: 349-355.
- L'Abée-Lund, J.H. & Vøllestad, L.A. 1989. Livshistorien til mort i en næringsrik innsjø. Fauna 42: 78-87.
- Lanestedt, G. 1984. Innvirkning av ung mort *Rutilus rutilus* på zooplanktonsamfunnet i Årungen, Akershus. Fauna 37: 63-69.
- Langeland & Nøst 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 1. Competition impacts on whitefish (*Coregonus lavaretus*). Verh. Int. Verein. Limnol. 25: 2113-2117.
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P. & Koschel, R. 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. Freshwater Biology 47: 2453-2465.
- Museth, J. Borgstrøm, R., Brittain, J.E., Herberg, I. & Naalsund, C. 2002. Introduction of the European minnow into a subalpine lake; habitat use and long-term changes in population dynamics. Journal of Fish Biology 60: 1308-1361.
- Museth, J. Borgstrøm, R., Hame, T. & Holen, L.Å. 2003. Predation by brown trout: a major mortality factor for sexually mature European minnows. Journal of Fish Biology 62: 692-705.
- Museth, J., T. Hesthagen, O.T. Sandlund, E.B. Thorstad & O. Ugedal 2007. The history of the European minnow in Norway: from harmless species to pest. Journal of Fish Biology 71 (Supplement D): 184-195.
- Museth, J. Borgstrøm, R. & Brittain, J.E. 2010. Diet overlap between introduced European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and young brown trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap? Hydrobiologia 211: 93-100.
- Nøst, T. 1979. Ernæring hos sik (*Coregonus lavaretus* L.) i Haukvatnet, Trondheim. Hovedfag-soppgave i zoologi, UNIT. 117 s.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 2. Selective predation impacts on the zooplankton. Verh. Int. Verein. Limnol. 25: 2118-2122.
- Nøst, T., Sesseng, H. & Grønnesby, S. 2001. Miljøundersøkelser i 10 utvalgte vann i Trondheim Bymark i 2001. Rapport nr. TM 01/06, Trondheim kommune. 50 s.
- Pethon, P. 2005. Aschehougs store fiskebok. 5. reviderte utgave. Aschehoug & Co., Oslo.
- Poléo, A.B.S. 1993. Karuss – en ekte «fyllefisk» i norsk fauna. Fauna 46: 138-144.,
- Poléo, A.B.S., Øxnevad, S.A., Østbye, K., Heibo, E., Andersen, R.A. & Vøllestad, L.A. 1995. Karussens utbredelse i Norge. Er denne arten innført eller er den vandret inn? S. 179-183 i: Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. DN-notat 1995: 4.
- Richardson, J. 2004. Potential effects of tench (*Tinca tinca*) in New Zealand freshwater ecosystems. NIWA Client Report: HAM2004-005. 28 s.
- Sandaas, K. 2010. Endringer i amfibiefaunen i Frogn og Nesodden kommuner. Fauna 63: 68-72.
- Sandlund, O.T., Gjelland, K.Ø, Bøhn, T., Knudsen, R. & Amundsen, P-A. 2013a. Contrasting population and life history responses of a young morph-pair of European whitefish to the invasion of a specialised coregonid competitor, vendace. PLOS One 8(7): e68156. doi:10.1371/journal.pone.0068156.78
- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2013b. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. Advances in Limnology 64: 341-358.
- Sandvik, H. 2012. Metode og kriteriesett. S. 55-61 i: Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdata-banken, Trondheim.
- Schindler, D.E., Kitchell, J.F., He, X. mfl. 1993. Food-web structure and phosphorous cycling in lakes. Transactions of the American Fisheries Society 122: 756-772.
- Schindler, D.E., Knapp, R.A. & Leavitt, P.R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. Ecosystems 4: 308-321.

- Solberg, B. 2012. Salinity tolerance of rudd (*Scardinius erthroptalmus*) and risk for range expansion via brackish water. Norwegian University of Life Sciences. Dep. of Ecology and Natural Resources Management. Master Thesis.
- Sondergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., Van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammen, E. & Portielje, R. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44: 1095-1105.
- Tarvainen, M., Sarvala, J. & Helminen, H. 2002. The role of phosphorous release by roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshwater Biology* 47: 2325-2336.
- Thorstad, E. B., Sandlund, O. T., Heggberget, T. G., Finstad, A., Museth, J., Berger, H. M., Hesthagen, T., Berg, O. K. 2006. Ørekyt i Namsenvassdraget – Utbredelse, spredningsrisiko og tiltak. NINA Rapport 155. 69 s.
- Vøllestad, L.A. 1983. Fordeling, vekst og ernæring til årsyngel av mort, *Rutilus rutilus*, i Årungen. *Fauna* 36: 18-24.
- Vøllestad, L.A. 1984. Mort og laue spiser blågrønnalger. *Fauna* 37: 17-21.
- Vøllestad, L.A. 1985. Resource partitioning of roach *Rutilus rutilus* and bleak *Alburnus alburnus* in two eutrophic lakes in southeast Norway. *Holarctic Ecology* 8: 88-92.
- Volta, P. & Jepsen, N. 2008. The recent invasion of *Rutilus rutilus* (L.) (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine lake: Lago Maggiore. *Journal of Limnology* 67: 163-170.
- Winfield, I.J., Fletcher, J.M. & James, J.B. 2008. The Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) populations of Windermere, UK: population trends associated with eutrophication, climate change and increased abundance of roach. *Environmental Biology of Fish* 83: 25-35.
- Winfield, I.J., Fletcher, J.M. & James, J.B. 2011. Invasive fish species in the largest lakes of Scotland, Northern Ireland, Wales and England: the collective UK experience. *Hydrobiologia* 660: 93-103.
- Zanden, M.J.V., Casselman, J.M., & Rasmussen, J.B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401: 464-467. doi:10.1038/46762
- Øxnevad, S.A., Poléo, A.B.S., Østbye, K., Heibo, E., Andersen, R.A. & Vøllestad, L.A. 1995. En ny teori om karussens innvandring og utbredelse i Norge. *Fauna* 48: 123-127.

Vedlegg: Tabeller for risikoanalyse av fremmede arter. Fra Sandvik (2012) i <http://www.artsdatabanken.no/File/687/Fremmedearter2012>

**Tabell 1. Risikokategorier for fremmede arter. Tilordningen av arter til disse kategoriene følger figur 3 og kriteriene som er beskrevet i tabellene 2 og 3 og i teksten. "Åkse" refererer til invasjon- og effektaksen i figur 3.**

<b>SE</b>	Svært høy risiko <i>Severe impact</i>	Fremmede arter med en svært høy risiko er faktiske eller potensielle økologiske skadegjørere og har potensial til å etablere seg over store områder. Disse artene inngår i svartelisten.
<b>HI</b>	Høy risiko <i>High impact</i>	Fremmede arter med høy risiko er kjennetegnet ved en kombinasjon mellom en høy delkategori på én akse og en middels delkategori på en annen. De har enten en begrenset/moderat evne til spredning, men utøver minst en midt-dels økologisk effekt; alternativt har de bare små økologiske effekter, men et stort invasjonspotensial. Disse artene inngår i svartelisten.
<b>PH</b>	Potensielt høy risiko <i>Potentially high impact</i>	Fremmede arter med potensielt høy risiko scorer maksimalt på den ene aksen, men minimalt på den andre. De har enten store økologiske effekter, kombinert med et lite invasjonspotensial, eller et stort invasjonspotensial, men ingen kjente økologiske effekter. Disse artene inngår ikke i svartelisten.
<b>LO</b>	Lav risiko <i>Low impact</i>	Fremmede arter med lav risiko er ikke dokumentert å ha noen vesentlig negativ påvirkning på norsk natur. Disse artene inngår ikke i svartelisten.
<b>NK</b>	Ingen kjent risiko <i>No known impact</i>	Fremmede arter som oppnår den laveste delkategorien på begge aksene, utgjør ingen kjent risiko. Disse artene inngår ikke i svartelisten.

**Tabell 2. Delkategorier, kriterier og terskelverdier for klassifiseringen av fremmede arters invasjonspotensial. Artene er vurdert i forhold til alle kriterier ( $B_1$ – $B_3$  regnes som ett kriterium), og den høyeste delkategorien som har minst ett kriterium oppfylt, er valgt.**

Kriterium	A	$B_1$	$B_2$	$B_3$	C
Delkategori for invasjonspotensial	Populasjonens forventede levetid <sup>a</sup>	Sprednings-hastighet	Økning i forekomstareal	Økning av enkelt-forekomster	Kolonisert areal av naturtype
<b>1:</b> Liten sjanse for etablering og spredning	< min.(10 år, 5 gen.)	< 0,3 km/år	≤ 0 % per år	≤ 0 % per tiår	< 5 %
<b>2:</b> Begrenset sjanse for etablering eller spredning	≥ min.(10 år, 5 gen.)	≥ 0,3 km/år	> 0 % per år	> 0 % per tiår	≥ 5 %
<b>3:</b> Moderat sjanse for etablering eller spredning	≥ min.(50 år, 10 gen.) OG $B \geq 2^b$	≥ 10 km/år OG $A \geq 2^b$	> 1 % per år OG $A \geq 2^b$	> 25 % per tiår OG $A \geq 2^b$	≥ 10 %
<b>4:</b> Høy sjanse for etablering eller spredning	≥ 1000 år OG $B \geq 3^b$	≥ 30 km/år OG $A \geq 3^b$	> 2 % per år OG $A \geq 3^b$	> 50 % per tiår OG $A \geq 3^b$	≥ 20 %

Noter

a Der populasjonens forventede levetid er angitt i år og generasjoner (gen.), skal den korteste av de angitte periodene velges.

b For at kriteriene A og B skal tilfredssette de to høyeste delkategoriene (3/4), må det andre kriteriet (B resp. A) oppfylle betingelsen 2 resp. 3 for invasjonspotensial. Hvis tilleggsbetingelsen ikke er oppfylt, skal delkategorien som er ett trinn lavere velges.

**Tabell 3. Delkategorier, kriterier og terskelverdier for klassifiseringen av fremmede arters økologiske effekt. Artene er vurdert i forhold til alle kriterier, og den høyeste delkategorien som har minst ett kriterium oppfylt, er valgt. (Informasjon i hakeparentes gjelder ikke som terskelverdi i denne forstand. Her fører angivelsen «usannsynlig» til delkategori 1, mens den neste terskelverdien innebærer en så stor grad av effekt at den direkte fører til delkategori 3.)**

Kriterium	D	E	F	G	H	I
Delkategori for økologisk effekt	Dokumentert eller sannsynlig effekt innen 50 år <sup>a</sup> på				Dokumentert eller sannsynlig	
	stedegne arter		naturtyper		overføring av	
	truede/høkkel-	øvrige	truede/sjeldne	øvrige	gener	parasitter eller patogener
<b>1:</b> Ingen kjent effekt	usannsynlig	liten	usannsynlig	≥ 0 %	usannsynlig	usannsynlig
<b>2:</b> Liten effekt	[usannsynlig]	svak	[usannsynlig]	≥ 5 %	[usannsynlig]	eksisterende parasitter til eksisterende verter slik at prevalensen øker
<b>3:</b> Middels effekt	liten	lokal fortrengning	> 0 %	≥ 10 %	til stedegne arter	eksisterende parasitter til nye verter
<b>4:</b> Stor effekt	≥ svak	regional fortrengning	≥ 5 %	≥ 20 %	til truede stedegne arter	eksisterende parasitter til nye truede verter <i>ELLER</i> av nye parasitter

Noter

<sup>a</sup> eller innen fem generasjoner, hvis dette er et lengre tidsrom enn 50 år (dog ikke mer enn 300 år).

ISSN: 2464-2797  
ISBN: 978-82-426-2973-9

**Norsk institutt for naturforskning**

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger