

2066

NINA Rapport

Risikovurdering for spredning av fremmede ferskvannsfisk til vannregioner i Norge

Kim Magnus Bærum, Stefan Blumentrath, Trygve Hesthagen, Kristin Magnussen & Ståle Navrud



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Risikovurdering for spredning av fremmede ferskvannsfisk til vannregioner i Norge

Kim Magnus Bærum¹

Stefan Blumentrath¹

Trygve Hesthagen¹

Kristin Magnussen²

Ståle Navrud²



Bærum, K.M., Blumentrath, S., Hesthagen, T., Magnussen, K. & Navrud, S. 2022. Risiko-
vurdering for spredning av fremmede ferskvannsfisk til vannregioner i Norge. NINA Rapport
2066. Norsk institutt for naturforskning

Lillehammer, november 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4851-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Knut Marius Myrvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAKSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2208 | 2022

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Esten Ødegaard

FORSIDEBILDE

Gjedda lurer i sivet © Børre K. Dervo

NØKKEWORD

- Fremmed fisk
- Risiko for spredning
- Tiltak
- Samfunnsøkonomisk analyse

KEY WORDS

- Invasive fish species
- Introduction risk
- Mitigation measures
- Socio-economic analysis

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Bærum, K.M., Blumentrath, S., Hesthagen, T., Magnussen, K. & Navrud, S. 2022. Risikovurdering for spredning av fremmede ferskvannsfisk til vannregioner i Norge. NINA Rapport 2066. Norsk institutt for naturforskning

Fremmede fiskearter kan ha stor negativ påvirkning i økosystemene hvor de blir introdusert. Denne negative effekten er forventet å øke ettersom temperaturen og antropogen påvirkning øker, og de stedege artene mister sitt fortrinn i å være spesialtilpasset kalde og skrinne forhold. Hovedvektoren for fremmede fiskearter i ferskvann er mennesker, som av ulik motivasjon introduserer fiskeartene i nye vannforekomster. Unntaksvis skjer dette enten ved at fiskearten utilsiktet blir spredd som følge av feil identifisering, eller at arten for eksempel blir brukt som agn, men i de fleste tilfeller er det snakk om en bevisst introduksjon. Introduksjonene skjer fordi noen har ønske om å oppnå et gode med arten, ofte i form av å være en ønsket sportsfisk for en liten gruppe personer. Arter som blir introdusert kan både være arter som ikke har naturlig utbredelse i Norge, eller arter som er regionalt fremmede. Den siste gruppen er arter som flyttes ut fra sitt naturlige utbredelsesområde innenfor Norge. Siden det ofte er snakk om bevisste utsettinger med klare underliggende motivasjoner, så gir dette også noen generelle mønstre og trender i flere variabler som beskriver området rundt en vannforekomst. Ved å projisere disse mønstrene fremover i tid kan man sannsynliggjøre hvor nye introduksjoner forventes i fremtiden. I denne rapporten har vi analysert disse trendene for fem forskjellige artssammensetninger av fremmede fiskearter som er introdusert flere steder Norge: «Agnfisk», «Meitefisk» (sportsmeite), «Store predatorfisk», «Laksefisk» og «Eksotiske fisk». Gruppene er satt sammen fordi de antas å ha samsvarende motivasjoner for introduksjoner, og for å øke datagrunnlaget utover å vurdere enkeltarter for seg. Vi har konstruert statistiske modeller som lar oss predikere sannsynlige introduksjoner 50 år frem i tid innenfor disse artsgruppene, samtidig med at vi viser potensiell egen-spredning fra disse introduksjonene. Samlet sett legger dette grunnlaget for risikovurdering for fremtidig spredning innenfor de spesifikke artsgruppene. Denne risikoen fremstilles i kart, som gir grunnlag for vurderinger av nærmere tiltak for å hindre spredning innenfor områder med ekstra høy risiko. Vi tar også for oss generelle kost-nytte-vurderinger for bekjempelse av fremmede fiskearter i ferskvann, der sosioøkonomiske perspektiver rundt disse artene vurderes.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no), Stefan Blumentrath, Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Kristin Magnussen (kristin@menon.no) & Ståle Navrud, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo.

Abstract

Bærum, K.M., Blumentrath, S., Hesthagen, T., Magnussen, K. & Navrud, S. 2022. A risk assessment of spread of alien freshwater fish species to different water regions in Norway. NINA Report 2066. Norwegian Institute for Nature Research.

Alien freshwater fishes might negatively affect the ecosystems in which they are introduced. The negative effect is expected to increase with temperature and anthropogenic impacts. The main reason for the spread of alien freshwater fishes in Norway is humans, who introduces alien species to new areas. The motivation for these introduction events varies, but is mainly related to sport fishing activities. The species usually introduced in Norway encompass both regionally invasive fishes, that are moved outside their natural distribution, as well as species considered nationally invasive (no natural distribution in Norway). As all these species usually are deliberately introduced into new locations there is usually also distinct patterns and trends in variables that describe where the introductions occur. By understanding and projecting these trends we are able to forecast where to expect new introduction events in the future. In this report we have analyzed multiple introduction events for five groups of invasive fishes, based on assumed motivations for the introductions: "Bait-fish", "Angling", "Big predators", "Salmonids" and "Exotic fish". The fish were also grouped into these categories in order to increase the sample size for investigating the trends in introduction events, as opposed to single species. Based on multiple variables describing the specific environment for 30.000 lakes in Norway, as well as recorded introduction events therein, we parameterized statistical models that show the likelihood of introduction events, as well as the spread from these across Norway. The risk of introduction is shown on maps, that serve as a knowledge base for evaluating site-specific mitigation measures. Additionally, we have also looked at general socio-economical aspects for the spread and management of invasive freshwater fish species, to add to the knowledge base for potential management decisions.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no), Stefan Blumentrath, Trygve Hesthagen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway.

Kristin Magnussen (kristin@menon.no) & Ståle Navrud, Menon Economics, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1. Innledning	8
1.1. Formål med rapporten.....	9
1.2. Oppbygning av rapporten.....	9
1.3. Definisjoner av noen nøkkel-begreper brukt i rapporten.....	9
2. Metoder og datagrunnlag	11
2.1. Datagrunnlag og inndeling i artsgrupper.....	11
2.1.1. Meitefisk.....	12
2.1.2. Agnfisk.....	14
2.1.3. Laksefisk.....	17
2.1.4. Store predatorfisk.....	19
2.1.5. Eksotiske fisk.....	21
2.2. Beregning av spredningssannsynlighet.....	23
3. Samfunnsøkonomiske vurderinger som grunnlag for prioritering av innsats	25
3.1. Metodisk grunnlag.....	25
3.1.1. Hva er samfunnsøkonomiske analyser.....	25
3.1.2. Total samfunnsøkonomisk nytte av å bekjempe fremmede fiskeslag.....	25
3.2. Metodisk tilnærming.....	26
3.2.1. Nyttene av å bekjempe fremmede fiskearter.....	27
3.2.2. Nyttevirkninger som inkluderes i analysen.....	27
3.2.3. Vurdering av hver nyttevirking.....	28
3.2.4. Forenklede nyttevurderinger som er benyttet i dette prosjektet.....	30
4. Resultater og diskusjon	35
4.1. Meitefisk.....	35
4.1.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon.....	35
4.1.2. Introduksjon og egenspredning.....	36
4.1.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger.....	39
4.2. Agnfisk.....	41
4.2.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon.....	41
4.2.2. Introduksjon og egenspredning.....	41
4.2.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger.....	45
4.3. Laksefisk.....	46
4.3.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon.....	46
4.3.1. Introduksjon og egenspredning.....	47
4.3.2. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger.....	50
4.4. Store predatorfisk.....	51
4.4.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon.....	51
4.4.2. Introduksjon og egenspredning.....	52
4.4.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger.....	55
4.5. Eksotiske fisk.....	56
4.5.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon.....	56
4.5.2. Introduksjon og egenspredning.....	57
4.5.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger.....	59
4.6. Samlet sannsynlighet og risiko for alle grupper.....	60

5. Videreutvikling og begrensninger	64
6. Konklusjon	65
7. Referanser	67
8. Vedlegg A	70
9. Vedlegg B. Verdsetting av nytten av å unngå fremmede ferskvannsfisk og nytten av rekreasjonsfiske	71
9.1. Norsk pilotundersøkelse om verdien av å unngå miljøulempene ved fremmede ferskvannsfisk	71
9.2. Verdien av rekreasjonsfiske	73
9.3. Verdien av å bevare fiskestammer	75

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet, i et samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Menon Economics AS (Menon). I rapporten presenteres risikovurderinger for spredning av fremmed fisk 50 år frem i tiden, med formål om å identifisere vannregioner, og områder innenfor disse, med høy sannsynlighet for introduksjon av fremmede fiskearter i ferskvann. Dette er områder hvor man bør vurdere ytterligere utredninger og tiltak, i tillegg til et økt fokus på overvåkning. Arbeidet er en videreutvikling av arbeidet som er presentert i NINA-Rapport 1924, hvor det ble sett på konkrete og detaljerte problemstillinger for å hindre videre spredning av fire forskjellige arter.

Lillehammer og Oslo,
30. November 2021,

Kim Magnus Bærum (prosjektleder i NINA)

Kristin Magnussen (prosjektleder i MENON)

1. Innledning

En av de store negative påvirkningsfaktorene på naturmangfoldet i ferskvann er skadelige fremmede organismer, og det er også forventet at denne negative effekten intensiveres av klimaendringene (Hein, m.fl. 2012, Hein, m.fl. 2014). Når fremmede fiskearter, altså arter som ikke er stedege i området, etablerer seg i en ny vannforekomst kan dette endre økosystemet og redusere det opprinnelige biomangfoldet. De konkrete påvirkningene kan innebære desimering, eller utryddelse, av eksisterende populasjoner (Hesthagen, m.fl. 2015), endring i nisjer og interaksjoner mellom arter (Eloranta, m.fl. 2019), samt eutrofiering og endring av hele økosystemet (Wahl, m.fl. 2011). Akkurat hva som blir utfallet av en introdusert art i en enkelt vannforekomst er imidlertid vanskelig å forutse, siden dette er avhengig av mange forskjellige variabler i miljøet og økosystemet. I tillegg til direkte påvirkninger fra en fremmed fisk er det også sannsynlig at flere nye arter kan spre sykdommer og parasitter som kan få store negative konsekvenser for stedege arter (Bakke, m.fl. 2007).

I Norge er det registrert nesten 3000 sikre tilfeller av introduserte fiskearter i forskjellige ferskvannsforkomster de siste 50 årene. Dette er imidlertid bare de populasjonene som er observert (og da gjerne også allerede etablert) og registrert. I tillegg kommer det mange observasjoner hvor det er knyttet usikkerhet til om arten er introdusert eller vandret inn naturlig, samt alle introduksjoner man ikke har observert, så mørketallene er mest sannsynlig store. Innenfor de registrerte introduksjonene er det et stort spekter av arter, og alt fra eksotiske arter som gullfisk eller solabbor, til regionalt fremmede arter som ørret, ørekyt og gjedde er representert. I Norge er det foreløpig en større andel av regionalt fremmede arter som introduseres og etableres utenfor det naturlige utbredelsesområdet for arten, men det er også mange introduksjoner av ikke-stedege arter i Norge, som for eksempel suter og bekkerøye (Hesthagen & Sandlund 2016).

Hovedvektoren for introduksjoner av fremmed fisk i Norge er utsettinger. Noen utsettinger skjer bevisst, gjerne ved at fisk settes ut for å oppnå noe som oppleves som positivt for en gruppe mennesker, for eksempel utsetting av attraktive sportsfisk eller «for-fisk» for attraktive sportsfisk. Hva som anses som attraktive sportsfisk kan imidlertid variere mye både i tid og rom, og mellom sportsfiskere. For eksempel så har konseptet «artsfiske» økt i popularitet i de senere årene, hvor motivasjonen for fisket er å få en variasjon i arter heller enn for eksempel en stor troféfisk av en art. Andre arter blir satt ut litt mer ubevisst, for eksempel akvariefisk som kan være satt ut av barn eller mennesker med gode hensikter for fisken, fisk som brukes som agn, eller arter som er forvekslet med en stedege art i kultiveringssammenheng (som for eksempel kan være tilfelle for flere utsettinger av ørekyt). Disse motivasjonene, eller prosesser, som har ført til etablering av fremmede arter har også variert mye over tid og i omfang. Det er for øvrig verdt å merke at de aller fleste fiskere er veldig bevisst på at man må bevare naturlige ferskvannøkosystemer, og er derfor ikke viktige vektorer for introduksjon av nye arter. Sett i forhold til hvor mange fiskere det er i Norge, innenfor alle grener, er det liten spredning av fremmede arter, men de få tilfeller av introduksjoner som skjer kan få store negative konsekvenser. Uavhengig av art eller motivasjon, så er det derfor å anse som miljøkriminalitet å spre fremmede arter til nye vannforekomster.

Når en fremmed fiskeart først har kommet inn og etablert seg i en vannforekomst, vil god konnektivet gjøre at den raskt sprer seg og forårsaker problemer på stor romlig skala. Norge har en del naturlige vandringsbarrierer på grunn av til dels store høydeforskjeller, og evne til å forsere disse vandringsbarrierene (som for eksempel strykpartier eller fosser) vil variere mellom arter. Sannsynligheten for spredning oppover i et vassdrag er derfor begrenset av denne kombinasjonen av helningsgrad i terrenget og svømmekapasitet til fisken. Sannsynligheten for spredning nedstrøms i et vassdrag er derimot ikke like begrenset, og vurderes generelt som høy. Naturlig nok vil derfor arter som introduseres høyt oppe i et vassdrag, kunne utgjøre en større spredningsrisiko, og derfor også høy risiko for økologisk påvirkning generelt, enn om arten introduseres langt ned i samme vassdrag. Uavhengig av hvor en fremmed fisk blir introdusert, er det viktig å redusere mulig skadeomfang. Bekjempelse av fremmede arter som allerede er etablert i en region, kan i mange situasjoner være både svært tidkrevende og vanskelig. Ofte må omfattende tiltak til, og sannsynligheten for å lykkes i å fjerne fremmede arter fra et område er veldig

avhengig av størrelsen på utbredelsesområdet, samt hvor mange lokale bestander som har fått fotfeste. Ett av de viktigste verktøyene som finnes for bekjempelse av fremmede arter er derfor tidlig oppdagelse av nyetableringer (Mack, m.fl. 2000), slik at tiltak kan iverksettes før videre spredning har funnet sted. Dette er også understreket i Regjeringens tiltaksplan for bekjempelse av fremmede organismer, hvor høyere prioritering av tidlig innsats er slått fast som én av seks overordnede føringer for en vellykket gjennomføring av bekjempelse (Anonym, 2020).

Tidlig oppdagelse av fremmede fiskearter fordrer god overvåkning, som igjen krever gode planer for hvor og hvordan det bør overvåkes. Dette høres greit ut i teorien, men i praksis er Norge et land som inneholder veldig mange vannforekomster, og en spredt befolkning i et langstrakt land. Dette kompliserer overvåkingen og eventuell allokering av ressurser for tiltak. Av mange titalls-tusen vannobjekter, hvor bør man overvåke for å maksimere muligheten for å oppdage fremmede fiskearter før de er spredd til store områder? En måte å svare på dette spørsmålet på er å sammenfatte kunnskap og trender for hvor det er mest sannsynlig at en ny art blir satt ut, med bakgrunn i historiske utsetninger, og hvordan videre spredning fra disse vannforekomstene vil utvikle seg i fremtiden (Perrin, m.fl. 2021). Ut fra denne type utredning får man både en mulighet til å fokusere overvåkningsinnsats på høyaktuelle områder, samtidig som det muliggjør for spesifikke risikovurderinger og konsekvensutredninger.

1.1. Formål med rapporten

I denne rapporten vil vi presentere generelle risikovurderinger for spredning av fremmede fiskearter i Norge. Risikovurderingene består av beregnet sannsynlighet for introduksjon av fremmede arter og egenspredning av disse fra sannsynlig introduksjonssted, samt overordnede samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsanalyser ved spredning og tiltak for å forhindre spredning. Det er viktig å ha med dette samfunnsøkonomiske perspektivet ved vurdering av områder og fiskegrupper for å treffe de riktige beslutningene, og legge et godt grunnlag for mer detaljerte analyser senere. Resultatene, som visuelt fremstilles i kart, er ment som et kunnskapsgrunnlag for å kunne prioritere overvåkning i vannregioner hvor det er stor sannsynlighet for introduksjon av arter, og hvor det da også eventuelt bør iverksettes mer spesifikke utredninger for å finne egnede tiltak for å hindre spredning. Sannsynlighetsanalysene baserer seg på observerte utsetninger og etableringer av fremmed fisk i nyere historie (1967-2017). På grunn av begrenset datamateriale for flere enkeltarter med fremmed fisk, analyserer vi sannsynligheten for utsetting av ulike grupper med fremmede fiskearter.

1.2. Oppbygning av rapporten

Videre i denne rapporten vil vi først gå igjennom hvilke generelle metoder som ligger til grunn for beregning av sannsynlighet for spredning av artsgrupper, samt overordnede samfunnsøkonomiske vurderinger rundt eventuelle spredningsmønstre og potensielle tiltak. Deler av metodene er like som metodene presentert i NINA-rapport 1924 (Bærum, m.fl. 2020) og vi vil derfor bare presentere det vesentlig for å forstå metodene i denne rapporten (datagrunnlag, artsgruppeinndeling, kort om statistisk analyse og kartframstillinger) og henviser til NINA-Rapport 1924 for mer detaljerte metodeforklaringer. Etter de generelle metodebeskrivelsene presenterer vi resultatene fra modellene (hvilke variabler som prediksjonene baserer seg på) og simuleringer av fremtidige spredningssenarioer for hver artsgruppe. Dette presenteres i kart.

1.3. Definisjoner av noen nøkkel-begreper brukt i rapporten

Dette underkapittelet er ment som en kort avklaring til noen nøkkel-begreper som brukes mye i rapporten. Definisjonene er også omtalt andre steder i teksten, men følgene er det noen enkle beskrivelser som gjør det lettere å lese ut resultater og diskusjon direkte:

- **Fremmede fiskearter:** Her arter av ferskvannsfisk som ikke naturlig hører hjemme i de spesifikke vannforekomstene, det vil si at de befinner seg utenfor sine naturlige utbredelsesområder der de ofte også har stort potensiale til å ha en negativt påvirkning på

stedegen biodiversitet. Dette inkluderer både nasjonalt fremmede arter (finnes ikke naturlig i Norge) og regionalt fremmede arter (arten har naturlig utbredelse i Norge, men den spesifikke populasjonen befinner seg utenfor naturlig utbredelse innenfor Norge).

- **Introduksjon av fremmed fisk:** Utsetting av fremmede fiskearter, der det også forventes at arten etablerer (ikke blir borte etter kort tid) seg i vannforekomsten.
- **Sannsynlighet for introduksjon:** Statistisk beregnet sannsynlighet for introduksjon av fremmede arter i en vannforekomst, basert på trender fra tidligere introduksjoner registrert i Norge.
- **Egenspredning:** Fisken sprer seg for egen maskin fra vannforekomster den er introdusert, eller finnes i fra før, der hvor forholdene tillater det.
- **Risiko ved introduksjon:** Samlet vurdering av sannsynlighet for introduksjon og sannsynlig egenspredning fra disse. Vi har her ikke tatt høyde for potensiell konsekvens på stedegen økologi, utover veldig generelle vurderinger.
- **Artsgrupper:** Forhåndsgrupperinger av fiskearter, basert på sannsynlige sammenfall i motivasjon for introduksjon, som også da medfører at disse artene har ganske likt spredningsmønster. For eksempel har vi definert en gruppe som eksotiske fiskearter, som er en sammensetning av arter som har naturlig utbredelse langt unna Norge, men som gjerne kan forekomme som akvariefisk eller damfisk. Akkurat hvilken art innenfor denne gruppen som eventuelt settes ut i et spesifikt vassdrag, er det vanskelig å bergene noen sannsynlighet for. Derimot kan man utarbeide et sannsynlighetsbilde for hvor arter innenfor denne gruppen kan dukke opp i fremtiden, og hvor disse kan spre seg videre. De forskjellige artsgruppene, og inndelingen av arter i disse, er nærmere definert i underkappittel **2.1.1 - 2.1.5**.

2. Metoder og datagrunnlag

2.1. Datagrunnlag og inndeling i artsgrupper

Datasettene som ligger til grunn for sannsynlighets-analysene består av artsregistreringer gjort mellom 1967 og 2017 (50 år), fra mer enn 30 000 vannforekomster spredt rundt i Norge. Dette innebærer en sammenslåing spørreundersøkelser (Hesthagen, m.fl. 1993, Hestthagen, m.fl. 1999), standardisert prøvefiske og overvåkingsdata. Datasettet for registrerte arter har også gjennomgått en kvalitativ kvalitetssikring av fiske-eksperter, hvor usannsynlige registreringer av nye arter er blitt ekskludert. Videre er nye artsregistreringer blitt vurdert som enten «naturlig forekommende», «introdusert» eller «ukjent». Denne klassifiseringen er gjort med bakgrunn i eksisterende kunnskap på naturlig utbredelse (Huitfeldt-Kaas 1918) og kjente introduksjons-tilfeller av arter utenfor disse områdene. Vi antar at en del av de registrerte introduksjonene i realiteten er forårsaket av egenspredning fra introduserte arter i nærliggende vannforekomster, men vi har ikke noen sikker måte på å skille disse fra hverandre, og har derfor valgt å klassifisere alle som «introdusert».

I noen tilfeller er de generelle klassifiseringene ganske enkle å vurdere, som for eksempel hvis det finnes belegg for introduksjonen i litteratur eller når en art plutselig registreres i en vannforekomst langt unna sin naturlige utbredelse i Norge. I andre tilfeller er det knyttet usikkerhet til om arten er introdusert i en spesifikk vannforekomst på grensen av antatt utbredelse, eller om den alltid har vært der, men bare ikke er registrert. De sistnevnte tilfellene er klassifisert som «usikker» og er heller ikke brukt i beregningsgrunnlaget for sannsynlighet for introduksjon, selv om flere av disse kan være reelle introduksjoner. Alle observasjoner av arter innenfor det som er ansett som naturlig utbredelse til arten er satt som «naturlig forekommende», men i praksis kan det også ha vært introduksjoner av arten innenfor dette området som ikke er et resultat av naturlig spredning. Videre så kan ikke datasettet sees på som et tilfeldig utvalg av vannforekomster i Norge, men heller et resultat av fiskeaktivitet og områder hvor det har foregått vitenskapelige prosjekter eller overvåking. Dette vil i praksis si at vi forventer at dataene har en viss romlig skjevfordeling med tanke på tilgjengelighet (f.eks. fra veinettverk), befolkningstetthet og breddegrad. Dette er ikke nødvendigvis et problem, siden vi forventer at introduksjoner av fisk vil ha den samme romlige skjevfordelingen. Alt i alt anser vi ikke det eksisterende datagrunnlaget som utfyllende, hverken når det gjelder faktiske introduserte arter eller tilfeller. Vi vurderer allikevel at en analyse av datagrunnlaget gir et godt generelt bilde av spredningsmønsteret, selv om det konkrete antall introduksjoner kan være underrepresentert.

Som nevnt i introduksjonen, så har vi valgt å kategorisere de fremmede artene inn i grupper som speiler antatt spredningsmotivasjon, eller form for primærvektor. Disse gruppene er: «Meitefisk» (omfatter arter som kan være attraktive for moderne meitefiskere, og fiskere generelt), «Agnfisk» (omfatter arter som ofte har blitt eller blir brukt som agn, eller anses som byttedyr for større predatorfisk), «Store predatorer» (omfatter her store predatorfisk), «Laksefisk» (omfatter fisk i laksefamilien, som tradisjonelt er sett på som gode mat- og sportsfisker) og «Eksotiske arter» (omfatter arter som har naturlig utbredelsesområde langt fra Norge, hvor mange arter for eksempel er å se på som akvariefisk). Det er verdt å merke seg at ørret, røye og sik ikke er inkludert i noen av gruppene. Dette er ikke fordi vi ikke anser disse som potensielt fremmede fisker, tvert imot så har det vært mange introduksjoner av disse, men det er veldig stor usikkerhet rundt introduksjonen i veldig mange vannforekomster (introduksjonstidspunkt, naturlig spredning osv.) slik at vi har valgt utelukke disse fra de strengt kvantitative beregningene.

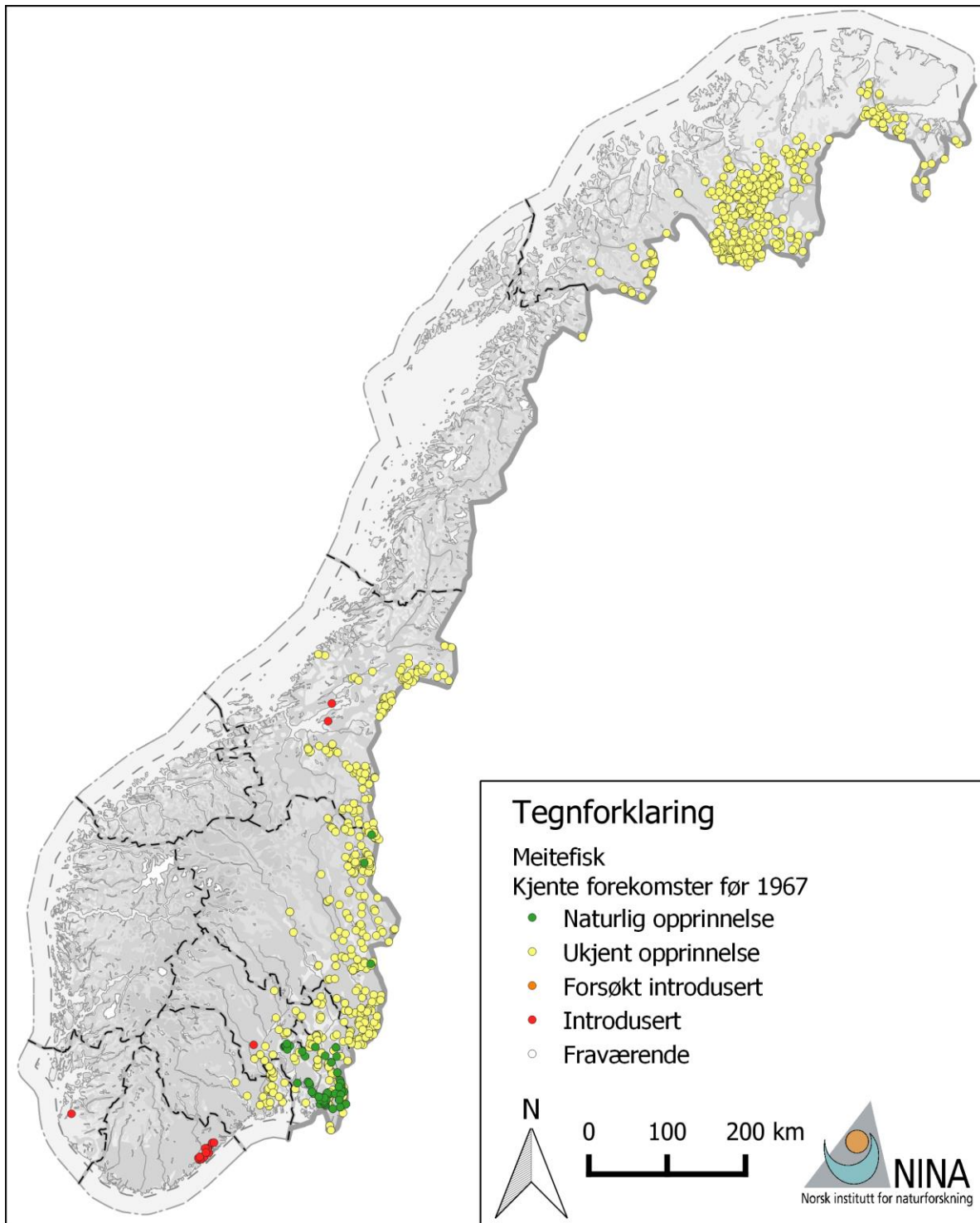
Motivasjonen for den ovennevnte artsinndelingen er at vi oppnår et bedre beregningsgrunnlag enn for flere enkeltarter hver for seg, hvor vektorene for introduksjoner mest sannsynlig er svært sammenfallende. Vi får da mindre usikkerhet rundt estimer og prediksjoner som igjen vil gi et bedre beslutningsgrunnlag for hvor man for eksempel skal prioritere overvåking, og hvilke overordnede tiltak som eventuelt kan settes inn for å hindre spredning. Artsinndeling i grupper som ligger som grunnlag i beregningene kan sees i **Tabell 1.1**. Vi anser disse artene som gode representanter innenfor hver inndeling hva gjelder hovedmotivasjon for at arten spres, men flere av artene kan i praksis falle inn under flere av gruppene.

Tabell 1.1: Gruppeinndelinger av arter som er brukt i beregningsgrunnlaget for spredningssannsynlighet. Artene er delt inn etter antatte likheter i spredningsvektorer.

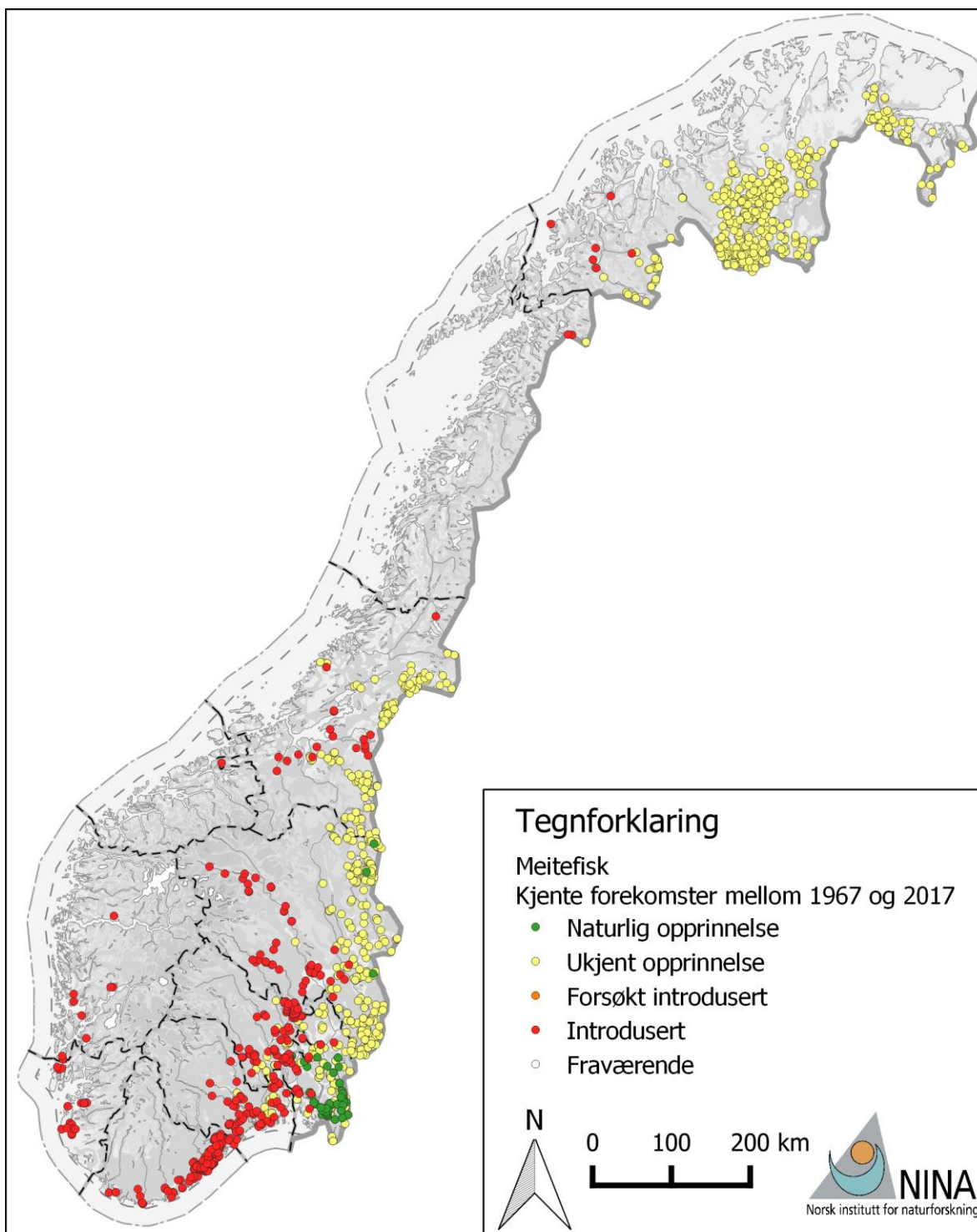
Gruppe	Art – norsk navn	Art – latinsk navn
Meitefisk	Brasme	<i>Abramis brama</i>
	Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>
	Karuss	<i>Carassius carassius</i>
	Lake	<i>Lota lota</i>
	Stam	<i>Squalius cephalus</i>
	Suter	<i>Tinca tinca</i>
	Sørv	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
	Vederbuk	<i>Leuciscus idus</i>
Agnfisk	Krøkle	<i>Osmerus eperlanus</i>
	Lagesild	<i>Coregonus albula</i>
	Mort	<i>Rutilus rutilus</i>
	Nipigget stingsild	<i>Pungitius pungitius</i>
	Regnlaue	<i>Leucaspius delineatus</i>
	Sandkryper	<i>Gobio gobio</i>
	Trepigget stingsild	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
	Ørekyt	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Laksefisk	Bekkerøye	<i>Salvelinus fontinalis</i>
	Harr	<i>Thymallus thymallus</i>
	Kanadarøye	<i>Salvelinus namaycush</i>
	Regnbueørret	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Store predatorfisk	Gjedde	<i>Esox lucius</i>
	Gjørs	<i>Stizostedion lucioperca</i>
Eksotiske fisk	Sølvkarrus (Gullfisk)	<i>Carassius auratus</i>
	Rødgjellet Solabbor	<i>Lepomis gibbosus</i>

2.1.1. Meitefisk

Datagrunnlaget for gruppen «Meitefisk» inneholder 396 nye registrerte introduksjonstilfeller med etterfølgende etableringer i tidsperioden (se romlig fordeling i **Figur 2.1** og **2.2**). De fleste introduksjonene har funnet sted sør for Trøndelag, og hovedsakelig i kystnære strøk, men det er også registrert noen nye introduksjoner i innlandet og nord i landet. Denne gruppen domineres av karpefisk, med unntak av lake, som ofte kan oppnå en relativt stor størrelse under riktig vekstforhold. Mange av disse artene ble historisk satt ut i vannforekomster i Norge for å fungere som en stabil matkilde, blant annet av munkene, og for eksempel karuss var en ettertraktet matfisk og byttevare i middelalderen. Nå spres fiskeartene av mennesker hovedsakelig fordi de kan være ettertraktede sportsfisker, spesielt for moderne meitefiskere og artsfiskere. Disse fiskene er relativt tilpasningsdyktige og kan trives under flere forskjellige forhold, og har derfor også relativt stor sannsynlighet for å bli etablert ved en introduksjon i en ny vannforekomst. Egenspredning fra vannforekomster hvor det har skjedd en introduksjon og etablering må derfor også forventes der hvor konnektiviteten tillater det. De har generelt en meget variert diett, og kan ha stor påvirkning på miljø og stedegne arter der hvor de blir introduserte.



Figur 2.1: Kjente forekomster av «Meitefisk» i Norge før 1967.

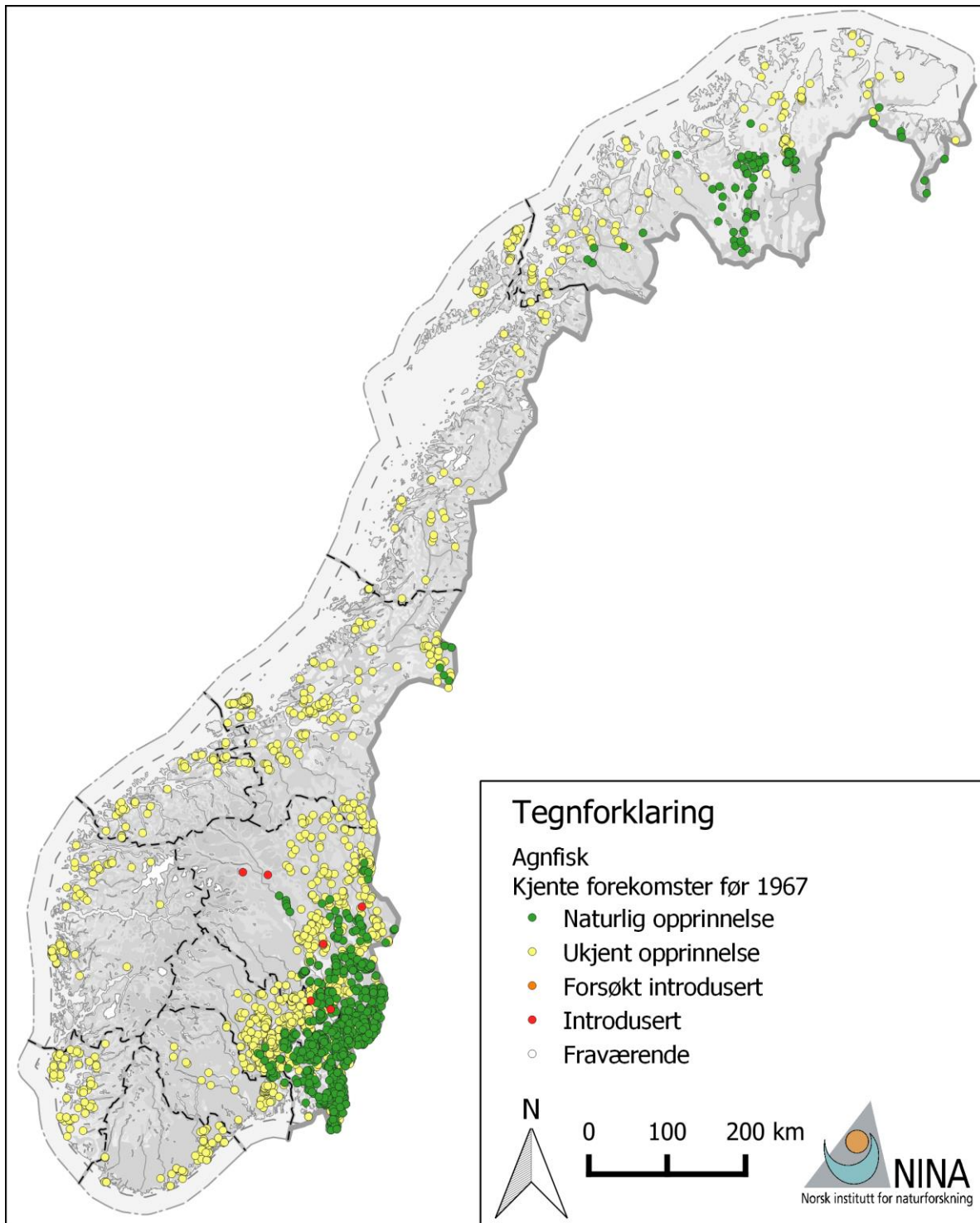


Figur 1.2: Kjente forekomster av «Meitefisk» i Norge mellom 1967 og 2017.

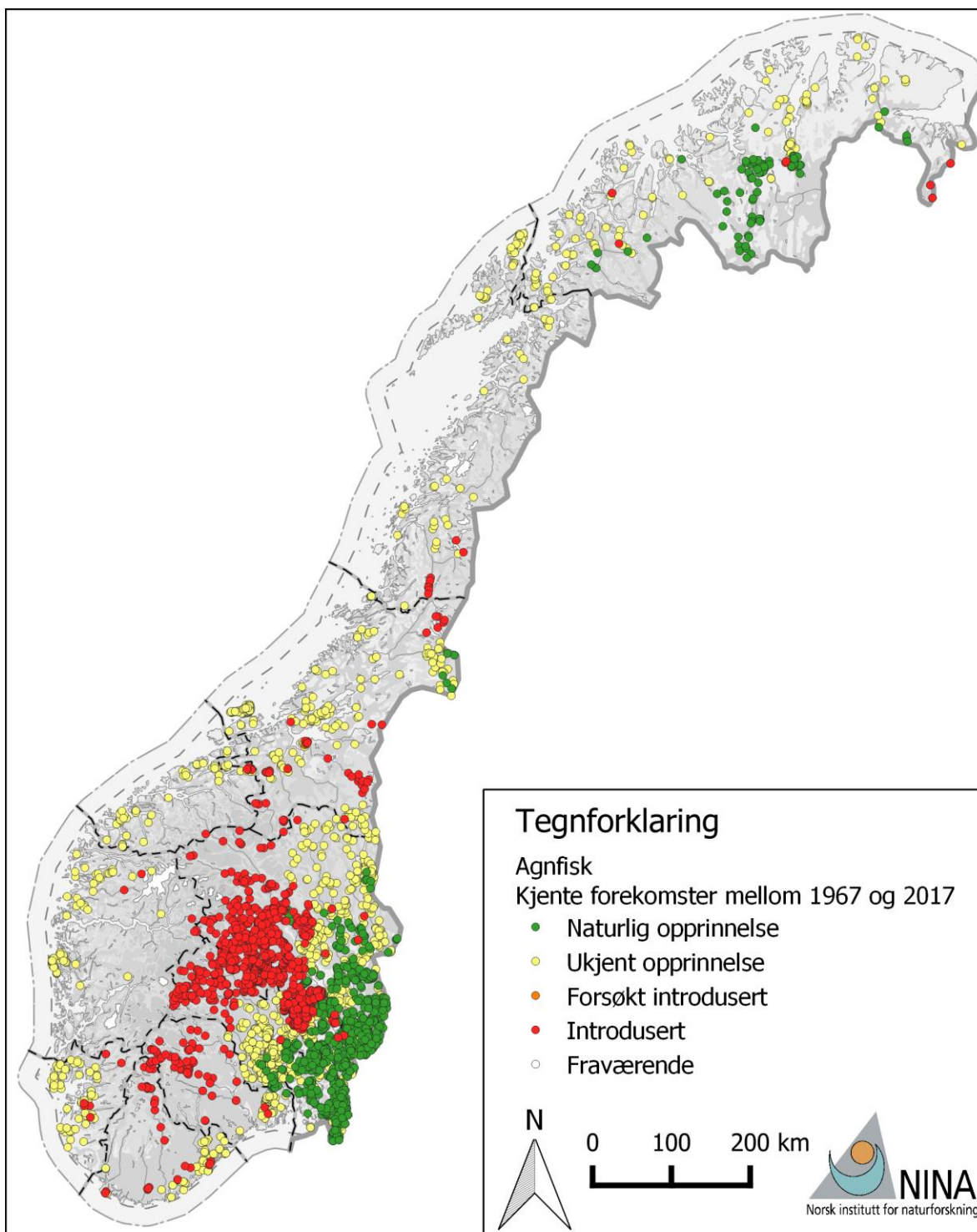
2.1.2. Agnfisk

Datagrunnlaget for gruppen «Agnfisk» inneholder 1198 registrerte introduksjoner med etterfølgende etablering (se romlig fordeling i **Figur 2.3** og **2.4**). Mange av disse introduksjonene er spredning av ørekyt, men det er også registrert en rekke introduksjoner av andre arter. Spesielt for ørekyt så antar vi også at en del registreringer av introduksjoner kan være resultat av egen-spredning fra introduksjoner. Vi klarer imidlertid ikke å skille på dette i datasettet, og har derfor

valgt å registrere alle som potensielt direkte introdusert av mennesker. Gruppen inneholder generelt en divers gruppe med arter, alle med fellesnevner at de som regel er småvokste fisk som er byttedyr for andre større predatorarter som for eksempel ørret eller gjedde. Flere av disse artene er derfor ofte brukt som agn, og kan derfor settes ut noe ubevisst av den grunn, både i form av levende agn som kan komme seg løs fra en krok, og ved at gjenværende levende individer etter en fisketur blir sluppet ut i vannforekomsten. Det er også kjente introduksjonstilfeller der hvor noen av disse artene er bevisst satt ut i større antall i nye vannforekomster for å fungere som fôr-fisk for eksisterende predatorfisk, hovedsakelig med ønske om å øke vekst og størrelse til disse (Hagenlund, m.fl. 2015). I tillegg kan flere av artene i denne gruppen forveksles med andre arter når de er små, og kan derfor feilaktig være satt ut i flere vannforekomster (som for eksempel kan være tilfelle ved flere introduksjoner med ørekyt, der hvor den har blitt forvekslet med ørretynge). Det varierer litt med hva som kan forventes av påvirkninger på stedegne arter og miljø ettersom hvilke av disse artene som blir spredd, men flere bestander av arter som krøkle, mort og ørekyt har vist eksponentiell vekst og hatt stor økologisk påvirkning i ferskvannforekomstene de er blitt introdusert (Eloranta, m.fl. 2019, Næstad & Brittain 2010).



Figur 2.3: Kjente forekomster av «Agnfisk» i Norge før 1967

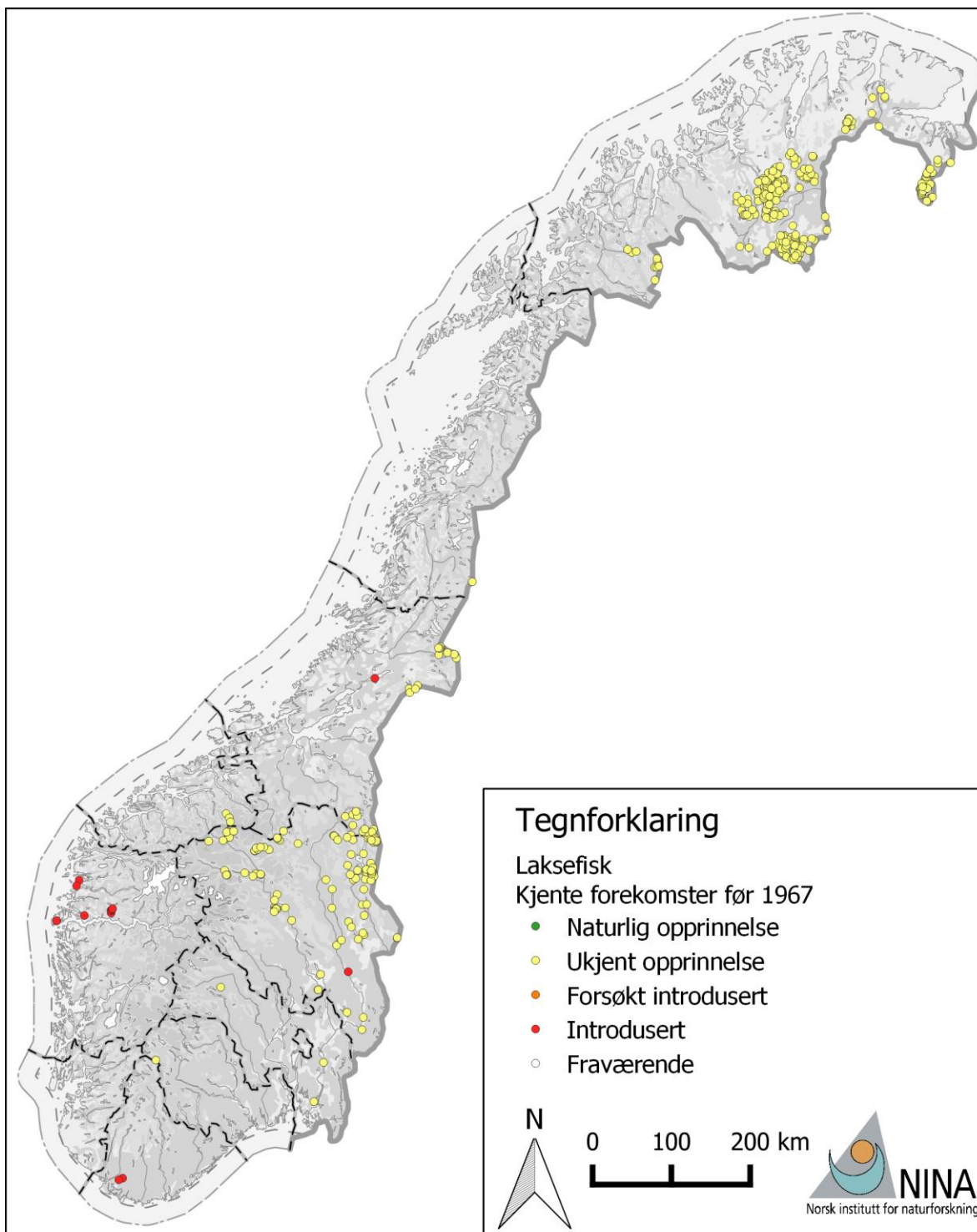


Figur 2.4: Kjente forekomster av «Agnfisk» i Norge mellom 1967 og 2017.

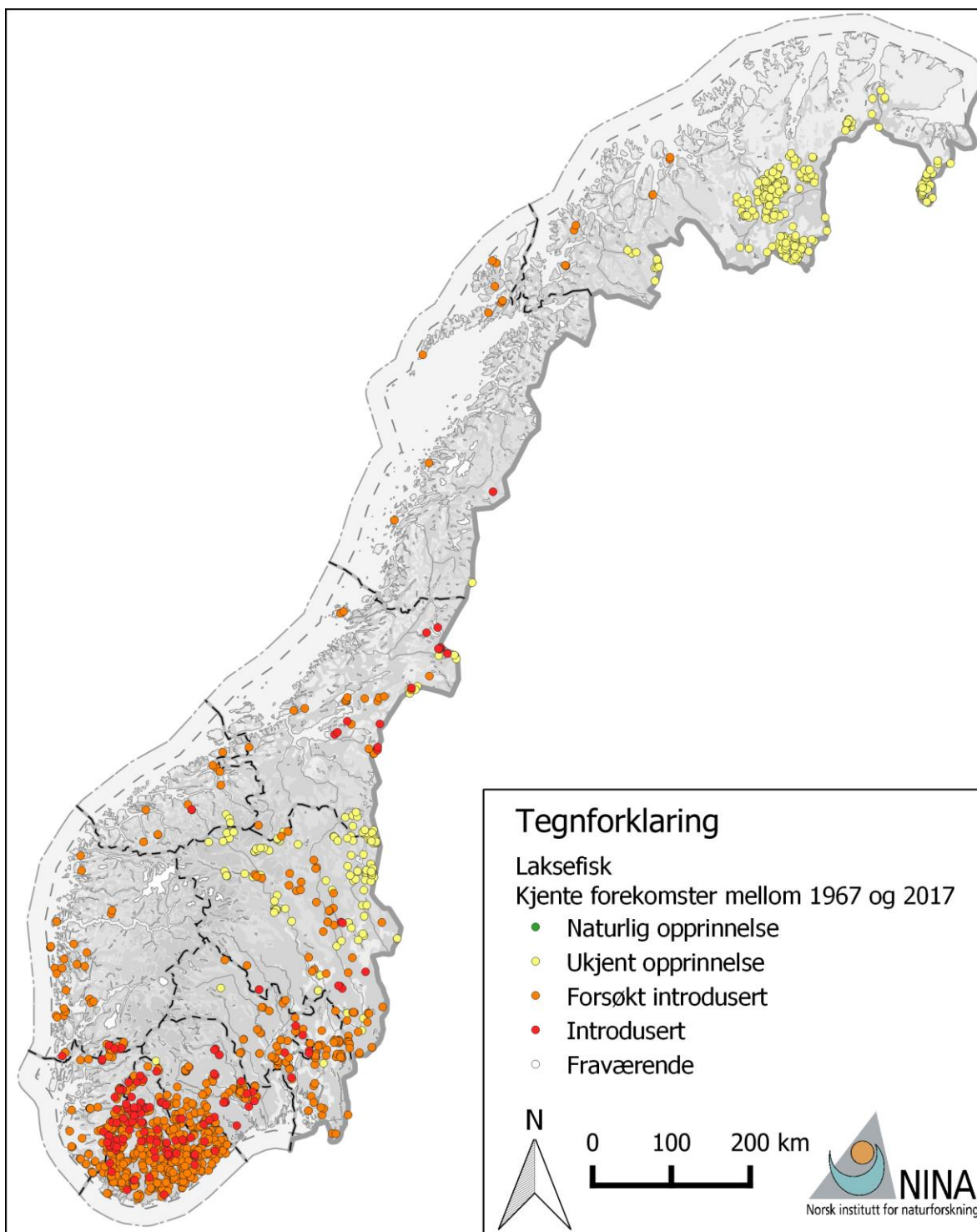
2.1.3. Laksefisk

Datagrunnlaget for denne gruppen inneholder 1114 registrerte introduksjoner i Norge (**Figur 2.5** og **2.6**). I realiteten er antall introduksjoner innenfor denne gruppen av arter minst 10 ganger så høyt, siden ørret, røye og sik er utelatt fra gruppen. Alle disse tre artene har mange introduksjonstilfeller i Norge, men data på introduksjonene inneholder mye usikkerhet, spesielt når det gjelder tidspunktet for når eventuelle introduksjoner har funnet sted. Vi har derfor tatt ut disse artene fra denne analysen for å øke presisjonen på prediksjonene fra modellen. Artene som er inkludert i gruppen er satt ut og spredd i stort omfang, men det er per i dag relativt få

selvreproduserende populasjoner som er igjen av disse for mange av disse. Motivasjonen for introduksjoner er i stor grad basert på at artene både er ansett som gode matfisker, og også spennende sportsfisk (typiske redskap: fluestang, garn og slukstang). Når de blir introdusert i en ferskvannsförekomst kan de fungere både som predatorer, og også næringskonkurransen til stedegne arter, med påfølgende negative konsekvenser for stedegen biodiversitet. Artene i denne gruppen er allikevel ikke forbundet med veldig stor økologisk risiko hva gjelder kjente effekter og invasjonspotensial, men kan ha stor negativ effekt der de introduseres i vannforekomster som i utgangspunktet er fiskeløse.



Figur 2.5: Kjente forekomster av «Laksefisk» i Norge før 1967.

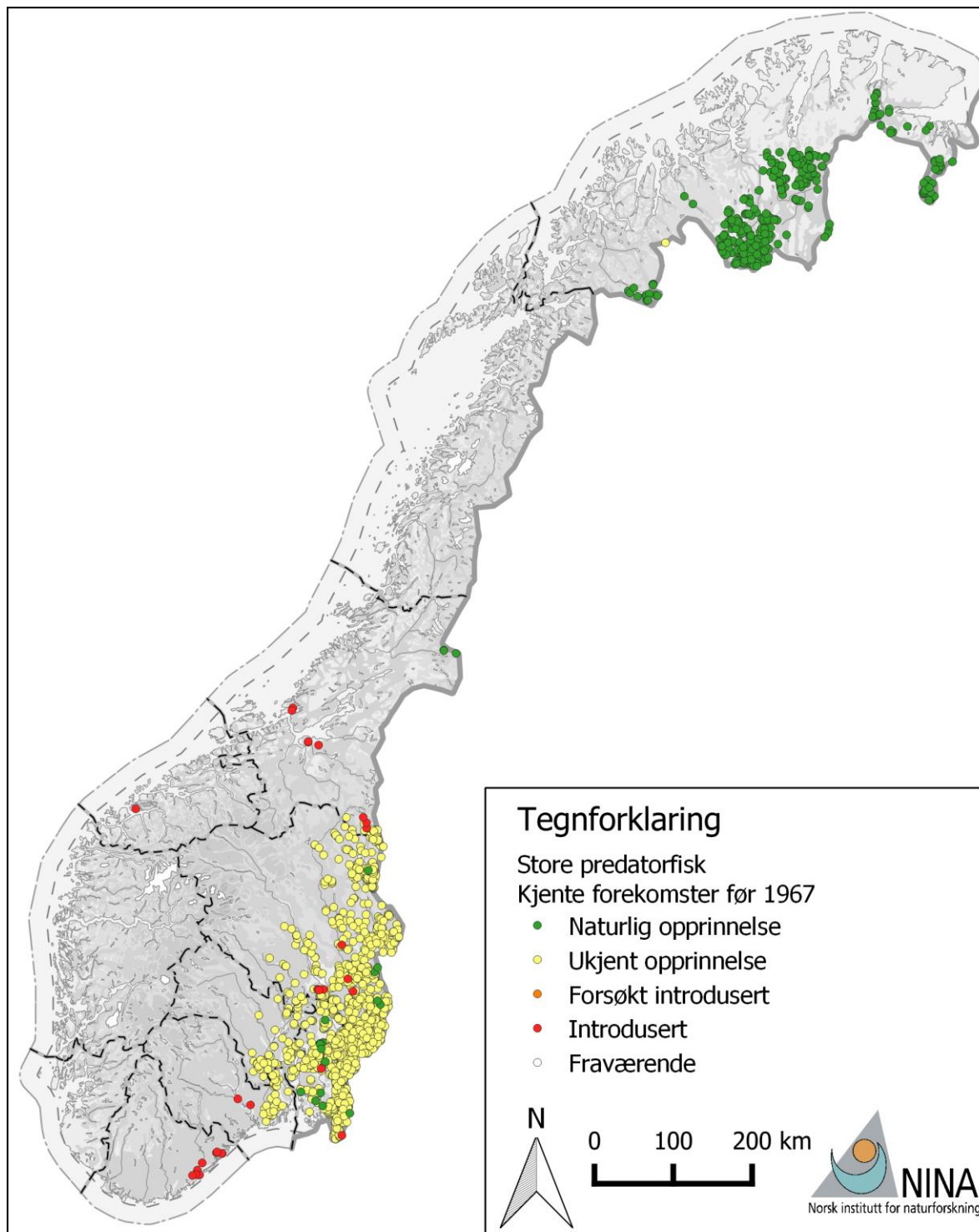


Figur 2.6: Kjente forekomster av «Laksefisk» i Norge mellom 1967 og 2017. Forsøkt innført er populasjoner som er antatt utdødd etter innføring, eller ikke-levedyktige populasjoner i tidsperioden.

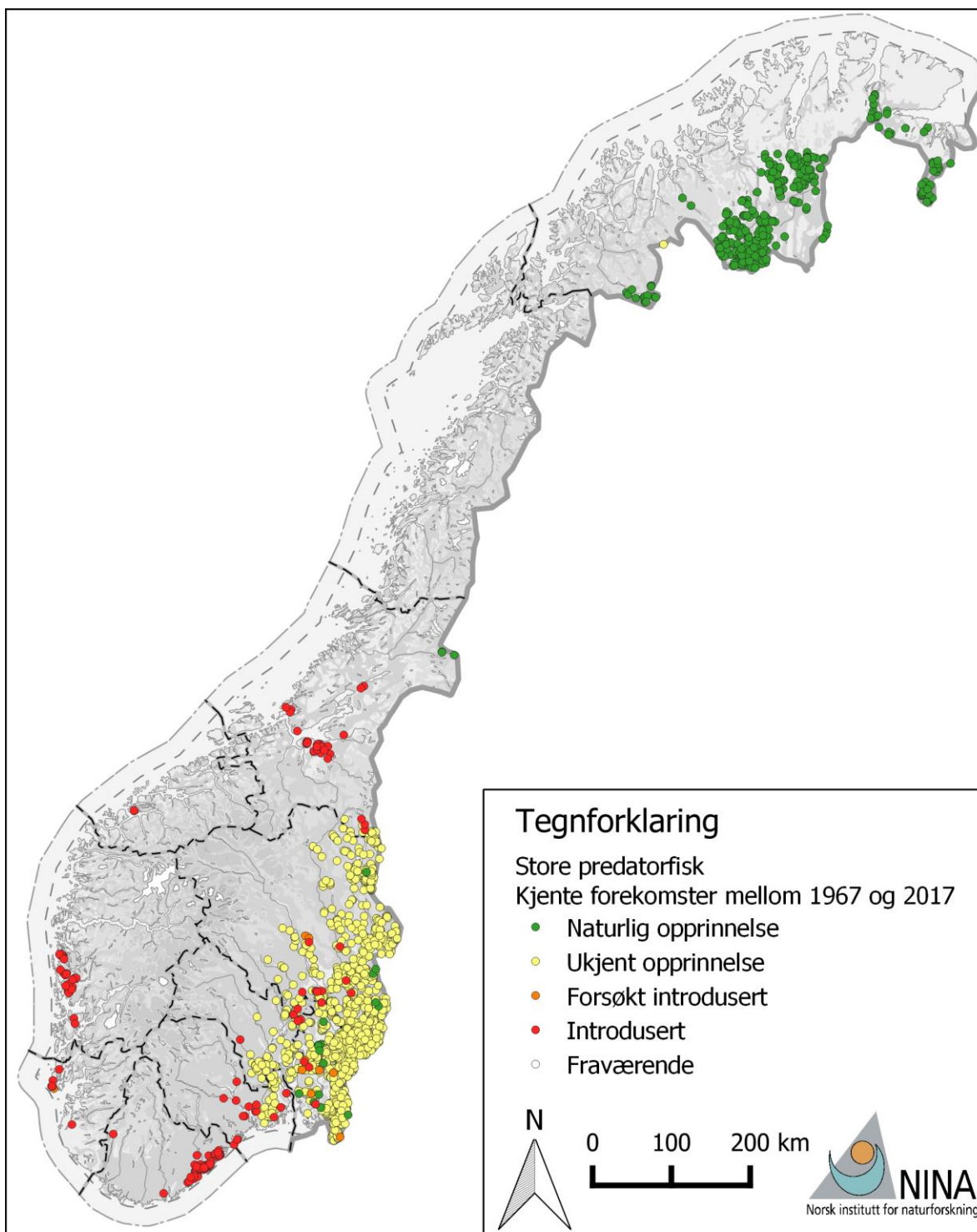
2.1.4. Store predatorfisk

Datagrunnlaget for «Store predatorfisk» inneholder 143 registrerte introduksjoner (**Figur 2.7** og **2.8**). Dette er en gruppe som har blitt mer og mer ettertraktet som sportsfisk i Norge de senere årene, mens de har vært populære i lenger tid sørover i Europa. I Norge er det spesielt gjedde som har blitt spredd mye som sportsfisk, og det finnes også historier om at gjedde har blitt satt ut for å ødelegge andres fiskevann, uten at dette er verifisert. Det siste gir også et godt bilde på

de store negative konsekvensene en ny aggressiv predator kan ha for et lite økosystem. Det finnes flere eksempler på at for eksempel stedegne ørrepopulasjoner har blitt utradert i systemer der gjedda har blitt introdusert (Hesthagen, m.fl. 2015).



Figur 2.7: Kjente forekomster av «Store predatorfisk» i Norge før 1967.

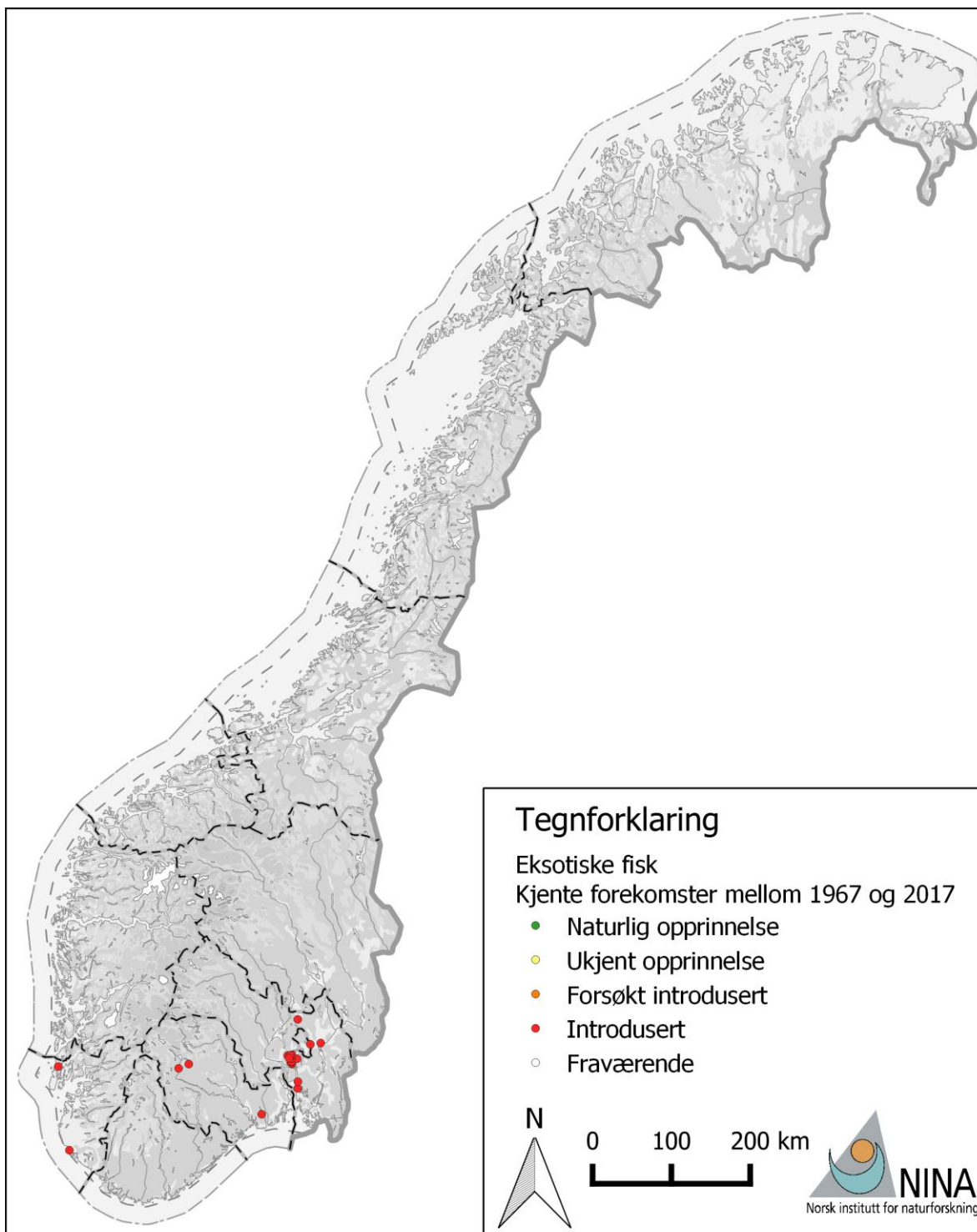


Figur 2.8: Kjente forekomster av «Store predatorfisk» i Norge mellom 1967 og 2017.

2.1.5. Eksotiske fisk

Datagrunnlaget for eksotiske fisker er naturlig nok relativt lite, med 21 registrerte introduksjoner og etableringer i tidsperioden (**Figur 2.9**). Det er verdt å merke seg at det trolig finnes flere introduserte eksotiske ferskvannsfisk i Norge enn solabbor og sølvkarrus, men disse to artene er de vi har sikre observasjoner på. Den potensielle økologiske effekten av eksotiske arter kan være vanskelig å predikere, siden det ofte finnes lite eksisterende data på introduksjoner og

effekter i representative lokaliteter for Norge. For solabbor så ser det ut til at den kan ha meget rask populasjonsvekst i systemer hvor den er blitt introdusert, og den økologiske effekten kan derfor antas å være relativt stor under visse miljøbetingelser. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til egenspredningspotensialet for arten. For gullfisk er det ofte relativt små populasjoner som observeres, men dette kan endre seg etter som miljøet endrer seg ved klimaendringer og andre miljøpåvirkninger. Det er ingen forekomster av eksotiske fisk i databasen som er registrert som introdusert før 1967, selv om dette har forekommet (Huitfeldt-Kaas, 1918).



Figur 2.9: Kjente forekomster av «Eksotiske fisk» i Norge mellom 1967 og 2017.

2.2. Beregning av spredningssannsynlighet

Bakgrunn og rasjonale for den metodiske analysering av spredningssannsynlighet er detaljert beskrevet i NINA-rapport 1924 (Bærum, m.fl. 2020). Vi vil derfor her bare gå igjennom det vesentlige for å forstå vurderingene.

For hver registrerte vannforekomst ble det trukket ut ni forskjellige variabler, ved hjelp av GIS-analyser, som ofte er relevante for introduksjon-sannsynlighet (Perrin, m.fl. 2021) og som generelt beskriver menneskelige påvirkningsfaktorer og andre miljøforhold. Konkret så innebar dette mål på: 1) Distanse til nærmeste vei, 2) distanse til nærmeste fiskepopulasjon av artene i fokus, 3) antall fiskepopulasjoner (av artene i fokus) i nærheten, 4) areal til vannforekomstene, 5) form på innsjø, 6) høyde over havet, 7) gjennomsnittlig sommertemperatur, 8) befolkningstetthet innenfor en radius på fem km og 9) breddegrad. Data på vannforekomster er hentet fra N50 kartdata, temperatur data er hentet fra EuroLST datasettet (Metz et al. 2014) og befolkningstetthet fra SSB sin befolkningsstatistikk i rutenett. Det er også beregnet konektivitet mellom alle vannforekomster. Konektivitet, dvs. stigning i grader mellom innsjøene i de berørte nedbørsfeltene er beregnet med et Python-skript utviklet i INVAFISH prosjektet (https://gitlab.com/inva-fish/lake_connectivity). Beregningene er utført basert på digital terrengmodell med 10 m oppløsning (DTM 10). Pga. mismatch mellom terrengmodell og elvenett ble et terrengavledet elvenett lagt i bunn i analysene. GIS-analyse er gjennomført med GRASS GIS 7.8 (GRASS GIS Development Team 2020) og PostGIS 3.0 (<http://postgis.net/>). Distanse til nærmeste fiskepopulasjon av artene i fokus og antall fiskepopulasjoner (av artene i fokus) i nærheten er beregnet for situasjonen ved starten av tidsperioden (dvs. for å modellere sannsynlighet for introduksjonstilfeller i tidsrommet 1967 til 2017 ble kjente forekomstene i 1967 tatt som utgangspunkt). I simulering av fremtidige introduksjonstilfeller ble disse to variablene beregnet med samme algoritme, men med de kjente forekomstene i 2017 som utgangspunkt.

For å beregne den overordnede sannsynligheten for introduksjonstilfeller så brukte vi en «boosted regression trees» (BRT)-modell (Elith, m.fl. 2008). Dette er en type maskinlæringsmodell som forsøker å finne trender i data, og i tillegg lære av disse trendene. Denne typen modell har noen fordeler hva gjelder presisjon for prediksjoner, samt at den er ganske fleksibel hva gjelder ikke-lineære responser og uteliggere, som kan forventes i et slikt datasett. I praksis under modelloppsettingen, så antar vi at introduksjon/ikke introduksjon av en spesifikk artsgruppe i en vannforekomst følger en Bernoulli-fordeling, og inkluderer de ni overnevnte variablene som mulige forklaringsvariabler. Vi parametriserte så artsgruppe-spesifikke modeller ved hjelp av dismo-biblioteket (Hijmans mfl. 2017) i den statistiske programvaren R (R Core Team 2021). I prosessen for å optimalisere modellene, altså prøve å få den til å beskrive data så riktig som mulig, brukte vi en kryssvalideringsprosess, der hvor separate modeller med økende kompleksitet tilknyttes til 10 forskjellige deler av det fulle tilgjengelige datasettet. Hver del bestod av 75% av det fulle datasettet. Med bakgrunn i denne prosessen fikk vi optimalisert innstillingene for hver modell. Deretter reduserer vi antall parametere i modellen til å bare inkludere de variablene som til sammen forklarer data på en best mulig måte. Dette er en prosess som i prinsippet øker presisjonen på prediksjonene som kommer ut av modellen, ved å tilpasse modellen til informasjonen som finnes i datasettet på best mulig måte. Vi brukte et mål på forskjellen mellom predikert introduksjon og faktiske observerte introduksjoner (predictive deviance) i datasettet, samt «area under curve» (AUC)-statistikk (Hanley & McNeil 1982) for å finne de mest optimale modellspesifikasjonene.

De ferdig-parameteriserte BRT-modellene gir så en sannsynlighetsverdi for introduksjon per fiskeartsgruppe (tabell 1) per vannforekomst, basert på vannforekomst-spesifikke verdier til variablene nevnt over, i hele Norge. Basert på denne sannsynligheten kan vi beregne om det forventes en introduksjon eller ikke i et spesifikt vann innenfor et tidsintervall på 50 år frem i tid. I tillegg kan vi, basert på konektiviteten mellom vannforekomster, gjøre beregninger av forventet videre spredning etter en introduksjon. Konkret er antagelsen for denne egenspredningen at fisken alltid har en mulighet for å komme seg nedover i et vassdrag, og sannsynlighet for spredning oppover i et vassdrag er beregnet basert på tilgjengelig informasjon om helningsgrad i

distinkte intervaller på den aktuelle elvestrekningen. Oppløsningen på denne informasjonen er basert på tilgjengelig kartdata, og vil derfor variere noe fra sted til sted. Altså vil en introduksjon av for eksempel en stor predatorfisk øverst i et vassdrag tilsi at det også kommer stor predatorfisk i alle vann nedstrøms etter en introduksjon, der det er fysisk sammenheng mellom disse vannene. En introduksjon langt ned i et vassdrag trenger derimot ikke å resultere i at arten sprer seg oppover, men vil være avhengig av hvilken helningsgrad fisken har mulighet til å forsere.

Det er en viss usikkerhet knyttet til sannsynligheten for introduksjon, og også evne for videre spredning i et vassdrag etter introduksjon. For å ta høyde for noe av denne usikkerheten i beregningene, gjør vi 100 iterasjoner av prediksjonene for introduksjon og videre spredning i ca. 900 000 vannforekomster i Norge. Med andre ord kjører vi 100 simuleringer av et 50-årig introduksjons-scenario for å så å beregne sannsynlighet for introduksjon og spredning basert på de samlede prediksjonene fra alle disse simuleringene, og usikkerheten mellom dem. Videre aggregerer vi antall sannsynlige introduksjoner i vannforekomster over et større område, her satt til hexa-polygoner på ca. 250km² og videre til vannregionnivå, slik at rapportert risiko (sannsynlighet for introduksjon og sannsynlig egenspredning fra introduksjoner) for et område baserer seg på antall sannsynlige introduksjoner over 50 år i hele området.

Spredningsevnen til de fleste artene er i liten grad studert på en måte som muliggjør det å anvende kunnskapen i en kvantitativ tilnærming, slik som her. Eksempler på hvordan dette kunne gjøres gis i Perrin m. fl. (2020). I tillegg til fysisk framkommelighet er det dessuten andre faktorer som populasjonsvekst som konsekvens av gyte- og leveforhold, temperatur og ikke minst tid (Radinger m.fl. 2014). Mulig egenspredning er derfor beregnet med tre ulike grenseverdier som er satt som barriere for videre spredning oppstrøms. Videre spredning er simulert for 6, 7 og 8 grader helning i snitt over en 70m strekning. Dette vil gi en indikasjon på hvor stor innflytelse spredningsevnen til fisken kan ha på videre spredning av fremmede arter i ferskvann. Vi har valgt å vise sannsynlighet for introduksjon, og sammenlagt sannsynlighet for introduksjon og sammen lagt risiko for introduksjon og videre spredning i to forskjellige kart per gruppe slik at dette kan vurderes hver for seg ved behov.

3. Samfunnsøkonomiske vurderinger som grunnlag for prioritering av innsats

3.1. Metodisk grunnlag

3.1.1. Hva er samfunnsøkonomiske analyser

Det skal på et overordnet nivå gjennomføres samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger av hvordan innsatsen mot fremmede ferskvannsfisk skal prioriteres. Det er tatt utgangspunkt i anerkjent metodikk for gjennomføring av nyttekostnadsanalyser (NKA), som beskrevet blant annet i Finansdepartementets rundskriv (Finansdepartementet 2021) og veileder i samfunnsøkonomiske analyser fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ 2018). En NKA skal i prinsippet inkludere *alle verdier* som skapes og *alle kostnader* som påløper i prosjektets levetid for *hele samfunnet*. Det er altså virkninger for hele samfunnet som skal kartlegges og vurderes, ikke virkninger kun for én bedrift eller én gruppe personer eller ett budsjett.

En NKA kan dermed defineres som en analyse som:

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

Vi har ikke grunnlag for å gjennomføre en fullstendig samfunnsøkonomisk analyse i dette prosjektet, men vil på overordnet nivå diskutere nytte og kostnader ved ulike strategier for å overvåke, hindre spredning og/eller bekjempe ulike typer fremmede ferskvannsfisk og hvordan en nytte-kostnadsanalyse eller -vurdering kan bidra ved prioritering av videre innsats. Vi vil også peke på hvordan man kan få bedre kunnskap om nytte og kostnader ved tiltak mot fremmede ferskvannsfisk når man går nærmere inn på ulike arter og områder.

Sentralt i en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse er å identifisere og så langt som mulig kvantifisere og prissette alle nyttevirksomheter (fordeler) og kostnader (ulemper) ved tiltaket. Vi vil i det videre beskrive hvordan vi har gått fram for å få fram henholdsvis nytte og kostnader ved å hindre spredning og/eller bekjempe fremmede fiskeslag.

3.1.2. Total samfunnsøkonomisk nytte av å bekjempe fremmede fiskeslag

Samfunnsøkonomisk nytte av tiltak som gir en spesifisert forbedring i miljøtilstand i et eller flere vassdrag (for eksempel ved at fremmede fiskeslag bekjempes) er definert som summen av samfunnets, det vil si berørte husstanders, betalingsvillighet, for å oppnå forbedringen (Boardman, m.fl. 2018). Den samlede nytten eller betalingsvilligheten (BV_{tot}) for alle disse husstandene kan da skrives som:

$$BV_{tot} = BV_i \times N \quad (3.1)$$

hvor BV_i = gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand for en spesifisert forbedring i miljøtilstand i vassdraget som følge av å bekjempe fremmede fiskeslag (eller et område av et vassdrag, eller et område med flere vassdrag), og N = totalt antall «berørte» husstander, dvs. husstander som får sin nytte (livskvalitet) påvirket av endringen. Husstandenes betalingsvillighet (BV_i) for bedre miljøtilstand kan deles i bruksverdi og ikke-bruksverdi etter hva som motiverer den:

Bruksverdi

- a) *konsumerende bruk*, det vil si verdien av forbedret rekreasjonsfiske, eventuelt næringsfiske og annen næringsvirksomhet som er avhengig av god miljøtilstand uten fremmede ferskvannsfisk
- b) *ikke-konsumerende bruk*, det vil si verdien av forbedrede rekreasjonsmuligheter- og opplevelser som bading, båtliv, estetisk landskapsopplevelse, fotturer og øvrige friluftsliv på og langs vassdragene
- c) *opsjonsverdi*, dvs. verdien av å ha muligheten til å bruke vassdrag uten fremmede ferskvannsfisk i fremtiden

Ikke-bruksverdi

Alle, også de som ikke bruker vassdragene, kan ha en verdi av å få bedre miljøtilstand i vassdragene ved å bli kvitt fremmede arter (eksistensverdien), og at den kan bevares for fremtidige generasjoner (bevaringsverdien). Enkelte verdsettingsmetoder (f.eks. transportkostnadsmetoden) måler kun bruksverdidelen av husstanders betalingsvillighet, mens andre metoder har potensiale til å måle både bruks- og ikke-bruksverdidelen av betalingsvillighet (f.eks. betinget verdsetting).

Summen av husstandenes bruks- og ikke-bruksverdi av en marginal endring i kvaliteten eller mengden av et miljøgode (som er alle fellesgode-aspekter ved vår natur, inklusive miljøtilstanden i vann) utgjør total samfunnsøkonomisk verdi (Total Economic Value, TEV) av denne miljøendringen. Dersom betalingsvilligheten (BV) per husstand omfatter både bruks- og ikke-bruksverdi, er BV_{tot} i formel 3.1 identisk med TEV. Formel (3.1) viser at det i tillegg til å anslå gjennomsnittlig BV per husstand (BV_i), er viktig å bestemme *hvor stor den «berørte» befolkningen (N) er*, dvs. hvilken befolkning som får sin nytte (eller livskvalitet, om en vil) påvirket av prosjektet. For tiltaksplanene mot fremmede ferskvannsfisk i en vannforekomst eller et vassdrag, vil den «berørte befolkningen» kunne være husstandene i kommunen eller kommunene langs vannforekomsten/vassdragene som har eller kan få de fremmede artene (og eventuelt utenbygds hytteeiere langs vassdragene). Imidlertid kan også husstander i de andre av fylkets kommuner i de respektive fylkene som *ikke* grenser inntil disse vassdragene med fremmed fisk også ha betalingsvillighet for bedret miljøtilstand i vassdragene. Andre husstander i Norge kan i teorien også tenkes å ha betalingsvillighet. En forventer imidlertid at mange husstander i kommuner utenom de som grenser til vassdragene som har eller kan få fremmede arter har null betalingsvillighet eller mye lavere betalingsvillighet enn de som grenser til vassdraget ut fra at en ofte (særlig for bruksverdier) observerer at betalingsvilligheten avtar med økende avstand fra stedet en gjør tiltak (såkalt «distance decay» i BV). Dette skyldes at det er viktigere for folk å få bedre vannkvalitet i vassdrag som ligger nærmest der de bor (samt økt kvalitet av andre lokale miljøgoder), enn bedret vannkvalitet i fremmedartsinfiserte vassdrag lenger vekk (Barton mfl. (2009) fant for eksempel «distance decay» i BV for lokale og regionale vannkvalitetsforbedringer i Østfold).

3.2. Metodisk tilnærming

Hensikten med dette kapittelet er å vise hvordan samfunnsøkonomiske vurderinger kan benyttes for å bidra til prioriteringen av innsats på dette overordnede nivået.

Vi bygger på og benytter den informasjonen som ble samlet i hovedprosjektet (Bærum et al. 2020), til å identifisere viktige drivere for nytte og kostnader ved ulike arter og områder. Vi bygger også på samfunnsøkonomiske tilnærminger som er utviklet i andre prosjekter for prioritering av innsats mot andre fremmede arter (Magnussen, m.fl. 2014, 2019, 2020, 2021). Vi legger opp til å ta for oss de forholdene/faktorene som har vist seg som viktige drivere for henholdsvis nytte og kostnader i tidligere prosjekter (særlig i hovedprosjektet, og litteraturgjennomgang i hovedprosjektet), identifisere disse driverne best mulig for aktuelle områder/fiskeslag/spredningsresultater, og gjøre overordnede vurderinger av hvordan dette vil slå ut i nytte og kostnader.

Prioriteringen gjøres i dette prosjektet på et svært overordnet nivå der man ikke går i detalj verken når det gjelder fiskeart eller vannforekomst. Det foreligger ikke spredningsmodeller for hver enkelt art, men for grupper av arter. Dette gjør også at nyttevurderinger av tiltak som hindrer spredning og/eller bekjemper artene, må skje på et overordnet nivå.

Det vil ikke være hensiktsmessig eller mulig å angi kostnader for tiltak på et så overordnet nivå, og vi har derfor ikke kunnet vurdere nytten opp mot kostnadene på dette stadiet. Det vil derfor være behov for å gjøre nye nytte-kostnadsvurderinger i neste omgang, der man kan vurdere forhold ved vannforekomsten, fiskearter osv. på et noe mer detaljert nivå, for å prioritere innsatsen i de ulike vannforekomster mot fremmede fiskearter.

3.2.1. Nyten av å bekjempe fremmede fiskearter

Dersom man hadde hatt full informasjon om alle kostnader og nyttevirkinger, inkludert sannsynligheten for at de oppstår, samt verdien av disse virkningene, ville vi kunne identifisert hvilke bekjempelsestiltak for tilhørende art og målsetting som gir størst nytte sammenlignet med kostnadene. Som det fremgår av diskusjonen i tidligere rapport (Bærum, m.fl. 2020), er det begrenset hva man har prissatt av nyttevirkinger, noe som vanskeliggjør denne øvelsen. Med tilgjengelig tallmateriale, og gitt en rekke antagelser, kan vi ved verdioverføring prissette nyttevirkinger av å bekjempe fremmede fiskearter på samme måte som det ble gjort for enkeltområder i Bærum, m.fl.. (2020). Vi har imidlertid ikke betalingsvillighet for alle fisketyper som er aktuelle i dette prosjektet, og har heller ikke full oversikt over antall og type vannforekomster. Vi vil likevel illustrere hvordan antall berørte/innbyggere i et visst område kan kombineres med betalingsvillighet for å få fram samfunnets nytte av tiltak mot fremmede arter. De fremmede fiskeartenes økosystemeffekt og belastning på økosystemer er også bare delvis kartlagt, slik at vurdering av nyttevirkningene av bekjempelse knyttet til naturverdi er vanskelig å verdsette på dette overordnede nivået. Etersom det er lite hensiktsmessig å sammenstille enkelte prissatte nyttevirkinger med en rekke ikke-prissatte nyttevirkinger, vil vi håndtere samtlige nyttevirkinger innenfor et felles, semi-kvantitativt rammeverk. Det vil imidlertid være mulig å gjøre tilpasninger og utvikle rammeverket.

I det følgende oppsummerer vi først hvilke nyttevirkinger (fordeler) hovedprosjektet vurderte som mest aktuelle ved bekjempelse av fremmede fiskearter. Deretter beskrives metodikken som er brukt for å sammenstille disse nyttevirkningene på det overordnede nivået i dette prosjektet.

3.2.2. Nytevirkinger som inkluderes i analysen

Tabell 3.1 viser hvilke nyttevirkinger som inkluderes ved vurdering av bekjempelse av de ulike fremmede fiskeartene. Bakgrunnen for dette er gjennomgang av hvilke nyttevirkinger bekjempelse av fremmede ferskvannsfisk har i den samfunnsøkonomiske analysen som ble gjennomført i hovedprosjektet (Bærum, m.fl.. 2020; se også diskusjon av metode for vurdering av nytte og kostnader ved bekjempelse av fremmede arter i Magnussen, m.fl.. 2019, 2020, 2021 og Blaaid, m.fl.. 2021).

Tabell 3.1: Økosystemtjenester som kan bli påvirket av tiltak mot fremmede ferskvannsfisk

Kategori	Økosystemtjeneste
Støttende*	Økologisk risiko Påvirkning på truede naturtyper
Forsynende	Eventuell påvirkning på næringsfiske eller drikkevannspåvirkning. Antas mindre aktuell, og vurderes ikke som egen nyttevirkning, for å unngå problemer med dobbelttelling der rekreasjonsverdi av samme fisken inkluderes under opplevelses- og kunnskapstjenester
Opplevelses- og	Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv. Herunder spesielt rekreasjonsfiske (og eventuelt bading?).

kunnskaps-tjenester	Naturarv (ikke-bruksverdier). Herunder inkludert: bevaring av biodiversitet (biologisk mangfold og naturtyper), kunnskap og læring, inspirasjon, symbolske perspektiver, åndelig berikelse og religiøse verdier
Regulerende tjenester?	Antas mindre aktuelt, men for eksempel mort er kjent for å bidra til eutrofiering. Sjekke om noen flere arter har spesiell påvirkning på noen regulerende tjenester

* Disse vurderes under ikke-bruksverdien naturarv ved verdsetting.

Innenfor hovedtype 1) Støttende økosystemtjenester har vi inkludert to nyttevirksomheter; økologisk risiko som er en vurdering av en fremmed arts økologiske effekt og invasjonspotensiale (kan hentes fra Artsdatabankens vurderinger); og påvirkning på truet natur. Sistnevnte nyttevirksomhet er til dels inkludert som et vurderingskriterium under økologisk effekt (kriterium F, Artsdatabanken 2018a). Vi har likevel valgt å inkludere dette som et separat kriterium av flere grunner. Rødlistet natur er naturtyper som har risiko for å gå tapt i Norge (Artsdatabanken 2018), og disse naturtypene kan også være viktige habitater for rødlistede arter. Derfor er rødlistede naturtyper ekstra viktige å beskytte fra invasjon av fremmede arter. Ut fra et samfunnsøkonomisk perspektiv, er det derfor rasjonelt å foreta utryddelse av fremmede arter spesifikt i disse områdene, dersom man må prioritere ressursbruken i ulike områder i Norge. I tidligere analyser av folks verdsetting av å bli kvitt fremmede fiskearter (se f.eks. Magnussen m.fl. 2018) ser vi dessuten at folks betalingsvillighet for å bli kvitt fremmede arter kan knyttes dels til det å «bli kvitt» en fremmed art generelt, og dels til å beskytte annen sårbare natur og sårbare arter. Dette gir grunnlag for å skille disse to nyttevirksomhetene også når virkningene ikke verdsettes i kroner, men vurderes kvalitativt (eller semikvantitativt). Vi har derfor vurdert det som nyttig å inkludere påvirkning på truet natur som en egen nyttevirksomhet, særlig fordi vi da kan ta med de ulike kategoriene av rødlistet natur som en parameter for å vurdere nytten av å utrydde de respektive fremmede artene i den gitte naturtypen¹. Innen forsynende økosystemtjenester har vi som utgangspunkt inkludert «næringsfiske», men det må vurderes nærmere om denne kategorien bør med. Fremmede arter kan også påvirke rekreasjonsverdier. Det gjelder særlig dersom fremmedfiske påvirker arter som er ettertraktet for fritidsfiske, der laks og ørret har spesielt store rekreasjonsverdier, men også andre arter er viktige for rekreasjon. Vedlegg B gir en oversikt over resultater fra en pilotstudie som verdsatte bekjempelse av fremmede fiskeslag (gjedde og ørekyt), samt hvordan henholdsvis en rekreasjonsdag med fiske av ulike arter i ulike typer vannforekomster og bevaring av fiskestammer, er verdsatt.

Dette gir en ganske kort liste over nyttevirksomheter av å bekjempe fremmede ferskvannsfisk, der virkninger for naturmangfoldet og rekreasjon fremstår som de viktigste.

3.2.3. Vurdering av hver nyttevirksomhet

I tråd med DFØs veileder for samfunnsøkonomisk analyse (DFØ 2018) skal virkninger som ikke kan prissettes, vurderes kvalitativt. DFØ anbefaler det de kaller «pluss-minus»-metoden der det gis et visst antall plusser og minuser for henholdsvis positive og negative virkninger, og flere plusser og minuser jo mer positiv eller negativ virkningen er. Veilederen gir imidlertid lite grunnlag for å vurdere hvordan man skal fastsette antallet plusser og/eller minuser for ulike virkninger. For å kunne sammenligne nyttevirksomhetene på tvers av arter, er det hensiktsmessig med et rammeverk som gjør det mulig å rangere størrelsesorden på nyttevirksomhetene. Vi må i prinsippet vite noe om verdien eller betalingsvilligheten for nyttevirksomheten, samt hvor mange husholdninger som blir berørt og i hvilket omfang for å kunne si noe om størrelsesordenen av virkningen.

Nyttepoengsystem som benyttes som utgangspunkt og kan benyttes i neste omgang ved mer detaljert gjennomgang

Vi har ikke informasjon om hvordan mennesker vurderer hver av de enkelte nyttevirksomhetene knyttet til bekjempelse av fremmede fiskearter i ulike vannforekomster. En forenklet tilnærming

¹ I Magnussen m.fl. (2020) viste vi hvilke utslag det gir hvis vi likevel velger å ikke inkludere «Påvirkning på truet natur» som en egen økosystemtjeneste for fremmede karplanter, men kun inkluderer dette som en del av økosystemtjenesten «Økologisk risiko» basert på Fremmedartsbasens samlede vurdering av økologisk risiko og fant at det gir små utslag i prioriteringen. Vi har derfor valgt å inkludere dette som et eget kriterium.

er å ta utgangspunkt i allerede etablerte klassifiseringssystemer som rangerer verdien av (deler av) økosystemer, for deretter å anta at denne rangeringen samsvarer med menneskers rangering av tjenestene/nyttevirkningene som har sitt grunnlag i disse økosystemene. I tabellene nedenfor har vi oppsummert hvilke kildegrunnlag vi har brukt og hva poengsummene tilsier innenfor hver av virkningene.

For hver av de identifiserte økosystemtjenestene som blir påvirket negativt av fremmede fiske-slagarter og dermed får nytte av at arten bekjempes, har vi satt opp et poengsystem, med en skala som går fra 0 til 4: ingen nyttevirking (0), liten nyttevirking (1), middels nyttevirking (2), stor nyttevirking (3), og svært stor nyttevirking (4) av å bekjempe fremmede fiskeslag.

For ikke-prissatte effekter, bruker vi pluss/minus-metoden som er anbefalt i DFØ (2018), men har videreutviklet den noe for bedre å reflektere velferdsvirkningen av tiltaket.

For hver ikke-prissatt virkning brukes påvirkningsgrad- og viktighets-scorene (dvs. lav, middels og høy; eller eventuelt 0 ved ingen påvirkning eller viktighet) til å anslå virkningen. Dette leder oss fram til poengskalaen (0-4) for virkningene næringsfiske og rekreasjon, mens vi for økologisk påvirkning bruker kategoriene i fremmedartslisten (Artsdatabanken 2018) og oversikt over truet natur fra Artsdatabanken.

Tabell 3.2: *Matrise som fylles ut for ikke-prissatte virkninger; rekreasjon og bevaring av naturmangfold*

		Verdi (enhetsverdi og hvor mange som er berørt)			
		0-ikke aktuell i området	1-lav	2-middels	3-høy
Påvirkningsgrad (endring som følge av tiltaket)	0-ingen	0	0	0	0
	1-lav	0	0	-/+	--/++
	2-middels	0	-/+	--/++	---/+++
	3- høy	0	--/++	---/+++	----/++++

For påvirkning på økosystemtjenesten rekreasjon og estetiske tjenester, legges hovedvekten på virkningene på rekreasjonsfisket. De forholdene som inngår i «verdi» er verdien av arten som er der, og hvor mange som benytter forekomsten til rekreasjonsfiske. Det er da lagt til grunn at verdien av laks og ørret har verdi henholdsvis høy for laks og middels for ørret, andre fiskbare arter gis verdi lav, mens vannforekomster uten fiskbare arter gis verdi 0. Det ville også være ønskelig å få inn dimensjonen hvor mange som fisker i de ulike områdene eller vannforekomstene. Dette kunne gjøres ved å få oversikt og legge inn solgte fiskekort i ulike vann/områder, men det ville være altfor omfattende på dette nivået. Man kunne imidlertid ta utgangspunkt i befolkningstall i ulike avstander fra vannene, og anta at antall fiskere står i et visst forhold til total befolkning.

Den andre dimensjonen «påvirkningsgrad» vurderer i hvilken grad den fremmede fiskearten påvirker den fiskbare arten. Dette er gjennomført som en ekspertvurdering, basert på foreliggende kunnskap om i hvilken grad de ulike fremmede fiskeartene påvirker den fiskbare fisken.

Dette gir følgende poengskala for å vurdere nytten av bekjempelse. Merk at tabellen er satt opp slik at det blir flere poeng jo større skade en fremmed fiskeart kan gi. Det betyr at når man hindrer spredning og/eller bekjemper arten, er nytten størst for de «verste» fiskeslagene, dvs. de med høyest poengsum på nytteskalaen. Poenggivning gjøres kun for *positive nyttevirkinger av å bekjempe de fremmede artene*, ikke eventuelle negative virkninger som utløses ved bekjempelse.

Tabell 3.3: Poeng for påvirkning på ulike økosystemtjenester.

Økosystemtjeneste	Påvirkningsgrad/ poengskala*				
	0	1	2	3	4
Naturarv (ikkebruksverdier)**.	NK/NR/ Ikke reg	LO	PH	HI	SE
Påvirkning på truet natur					
Rekreasjon (fiske)	Ingen/ Ubetydelig	Lite brukt til fiske, lite interessante rekreasjons-fiskearter som trues/blir påvirket av den fremmede arten	Noe brukt til fiske, påvirker fiskbare arter av mindre interesse	Ganske mye brukt til fiske, påvirker fiskbare arter, eks laks og ørret	Mye brukt til fiske, påvirker laks og ørret
Forsynende (næringsfiske/ Drikkevann)	Antas mindre aktuelt				
Regulerende tjenester	Antas mindre aktuelt				

** NK= Ingen kjent risiko, NR=ikke risikovurdert; LO=lav risiko; PH= potensielt høy risiko; HI= høy risiko; SE= svært høy risiko. Kilde: Fremmedartsbasen (2018; <https://artsdatabanken.no/fab2018>)

For hver fremmedfiskegruppe (meitefisk, agnfisk, laksefisk store predatorer og eksotisk fisk) kunne det fylles ut nyttepoeng for hver av de aktuelle økosystemtjenestene, og disse summeres til totale «nyttepoeng» på overordnet/vannregionnivå. For å gjøre en slik nyttevurdering, må vi gå nærmere inn på hvert vassdrag eller vannforekomst og helst hver fremmedfiskeart fordi arter innen samme gruppe kan ha ulike påvirkninger på naturmangfold og rekreasjon og fordi det kan være ulikt naturmangfold som påvirkes av artene.

3.2.4. Forenklete nyttevurderinger som er benyttet i dette prosjektet

På dette overordnede nivået, vil vi derfor legge til grunn tilnærmingen som er beskrevet i foregående avsnitt, men benytte informasjon som er tilgjengelig på dette nivået til å vurdere hvordan innsatsen – i en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadstilnærming – bør prioriteres.

Vi vil først beskrive hvilke forhold som spiller inn, og hvordan. Deretter vil vi anvende dette til å vurdere ulike «strategier» for å prioritere arter og områder for videre innsats.

De viktigste nyttevirkningene av å hindre spredning og/eller bekjempe fremmede fiskearter er identifisert som rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier av å bevare naturmangfoldet. I det følgende beskriver vi hvordan vi på en enkel måte har tilnærmet oss en vurdering av disse.

Rekreasjon

Det er to faktorer som påvirker hvor stor denne virkningen er:

1) Antallet fritidsfiskere som berøres (dvs. har nytteverdi av å unngå fremmedartenes påvirkning på rekreasjonsfiske).

Vi har ikke eksakte tall for det på dette vurderingsnivået. Vi kan bruke en andel av antall personer som bor i vannregionen, eventuelt i en viss avstand fra hver vannforekomst (som allerede er brukt med tanke på spredning). Vi vil imidlertid ikke få med tilreisende fiskere, og heller ikke tatt hensyn til at fiske ikke er jevnt spredt utover vannregion og vannforekomster. Som en forenkling kan vi anta at antall fiskere i en vannregion er lik befolkningen innenfor vannregionens grenser multiplisert med andelen fiskere i befolkningen og antall gjennomsnittlige fiskedager per fritidsfisker. Siden vi ikke har tall for andelen fiskere og antall fiskedager for hver vannregion, vil det være befolkningsstørrelsen innenfor en vannregion som da gir forskjellen mellom vannregioner. En forenklet tilnærming kan være at desto flere vannforekomster som påvirkes, jo flere personer – og flere fritidsfiskere – blir påvirket. Det er en veldig enkel parameter/indikator å forholde seg til, og vi vil bruke den i videre vurderinger.

2) I hvilken grad fritidsfiskerne berøres av endringen; som avhenger av:

- (i) hvor godt fritidsfisket er i vannforekomsten i utgangspunktet (avhenger bl.a. av hvilke stedegne arter som finnes der)
- (ii) i hvilken grad de fremmede fiskeartene påvirker fritidsfisket (avhenger av hvilke fremmede fiskearter som innføres, og hvordan de påvirker de stedegne fritidsfiskeartene.)
- (iii) hvilke substitutter som finnes, dvs. hvor mange alternative fiskevann og -elver som finnes i nærheten, og som fritidsfiskerne oppfatter som gode erstatninger for de vassdrag.

Bevaring av naturverdier (naturmangfold) – ikke-bruksverdi

Det er to faktorer som påvirker hvor stor denne virkningen er:

- 1) Antall husholdninger som berøres? (dvs. har nytteverdi av å unngå fremmedarters påvirkning på naturmangfoldet i berørt vannforekomst)

«Alle» kan ha ikke-bruksverdier for å bevare vannforekomster intakt. Tidligere undersøkelser viser at de som bor «i nærheten» har størst BV for det som er nærmest (dvs. såkalt distance decay i BV), selv om det ikke er så tydelig og entydig for ikke-bruksverdier. Hvor mange som har nytteverdi (betalingsvillighet) vil antagelig også avhenge av hvor unikt/viktig naturmangfoldet i den enkelte vannforekomst/vassdrag/område er, om det finnes sårbare/truede naturtyper og/eller arter osv. Vi kunne bruke hele Norges befolkning, eller befolkningen i vannregionen som for rekreasjonsverdier.

En forenkling tilnærming også her, er at jo flere vannforekomster som påvirkes, jo flere personer blir påvirket. Det er en veldig enkel parameter å forholde seg til, og vi bruker den som utgangspunkt.

2) I hvilken grad husholdningene berøres av endringen; som avhenger av:

- (i) I hvilken grad de fremmede fiskeartene påvirker naturmangfoldet (avhenger av hvilke fremmede fiskearter som innføres og den stedegne naturen)
- (ii) Verdien av stedlig naturmangfold som er i vannforekomsten i utgangspunktet.

Prioritering av innsats som gir størst nytte

Med tanke på tilnærmingen for å oppnå størst nytte av et begrenset tiltaksbudsjett tilsier dette:

- Prioriter innsats i vannforekomster der spredning til mange vannforekomster hindres ved tiltak (dvs. mange vil bli berørt). Alternativt, prioriter vannregioner med størst befolkning, og der potensielt flest kan bli berørt (men trenger da også kobling mot hvor mange/hvor stor andel av vannforekomstene i regionen som blir negativt påvirket av fremmedfisk).
- Prioriter innsats i vannforekomster der mange fremmede fiskeslag kan spres (da både rekreasjon og naturmangfold kan påvirkes mye)
- Prioriter innsats i vannforekomster med (spesielt) godt rekreasjonsfiske i dag og arter som påvirker rekreasjonsfiske spesielt negativt
- Prioriter innsats i vannforekomster med spesielt viktige naturverdier i dag (truede naturtyper, arter osv.) og arter som påvirker naturmangfold spesielt negativt.

3.3. Kostnadsvurderinger

I hovedprosjektet (Bærum, m.fl. 2020) beregnet vi tiltakskostnader for ulike aktuelle tiltak, som fiskesperre og rotenonbehandling for spesifikke vannforekomster. Vi kan ikke gjøre tilsvarende beregninger for alle vannforekomster der fremmede fiskearter kan spres, og vil i denne første tilnærmingen som skal legge grunnlag for videre prioritering, gjøre en forenklet kostnadsvurdering.

Kostnadsvurderingene vil gjøres ut fra det vi vet om hva som er kostnadsdriverne ved bekjempelse/hindre spredning av fremmede ferskvannsfisk, blant annet basert på tiltakskostnadsberegningene i Bærum m.fl. (2020).

Basert på tidligere studier, legger vi til grunn at de viktigste driverne for tiltakskostnader er:

1) Behandlingsmåte (overvåking, informasjon, fiskesperre, rotenonbehandling, eventuelt andre)

Uten å beregne kostnader spesielt for tiltak i et vassdrag eller en vannregion, er det åpenbart at dersom man kan sette inn tiltak som forebygger/hindrer introduksjoner av en fremmed art til et nytt vann eller vassdrag, er det mye billigere enn å behandle vann og vassdrag med rotenon, eventuelt kombinert med sperrer i etterkant. Usikkerheten ligger i hvor stor effekt informasjons- og holdningsskapende tiltak vil ha. For agnfisk som ørekyt, som i hovedsak spres av mennesker ved ubetenksomhet, er det antagelig mer sannsynlig at informasjonstiltak vil ha god effekt fordi det kan få fiskerne til å ta ekstra forholdsregler. For arter som bevisst spres, som meite- og laksefisk og store predatorer er det mer usikkert hvor god effekt mer informasjon vil ha. Men i og med at samfunnet har blitt mer oppmerksom på de skadelige effektene for natur og økosystemer og økosystemtjenester av fremmede arter, er det grunn til å tro at egnede informasjons- og forebyggende tiltak kan ha en effekt.

2) Hvor stort område eller hvor store vannmasser som må overvåkes eller behandles.

Desto større områder og flere vannforekomster som må overvåkes og behandles, jo større blir kostnadene. Dette betyr at ved prioritering ut fra kostnader, er det viktig å prioritere innsats i vannforekomster og vassdrag der spredning til én vannforekomst medfører spredning til mange andre i neste omgang.

Særlig ved bekjempelse av etablerte fremmede arter med rotenon, eventuelt kombinert med sperre, vil kostnadene avhenge av om det er flere vannforekomster som må behandles. Dessuten avhenger det av om det er enkeltvannforekomster eller større sammenhengende vassdrag der mange vannforekomster må behandles, og av størrelsen (vannvolum) av vannforekomsten/vassdraget som må behandles med rotenon.

3) Andre forhold, som avstand til vei, hvor mye kartlegging som trengs, hvor mye oppfølging etc.

3.3.1. Prioritering av innsats som gir lavest kostnader

For å prioritere innsats basert på laveste kostnader:

- Forebyggende tiltak; som informasjon, opplysning og holdningsarbeid, er billigere enn kostnader til bekjempelse f.eks. med rotenon. Men effekten av forebyggende tiltak, som informasjon er usikker, og kan variere for ulike fiskegrupper.
- Bekjempelseskostnadene vil bli ekstra høye der introduksjon til én vannforekomst medfører spredning til mange andre. Ved prioritering av innsats, bør en derfor prioritere vannforekomster med stor egningspredning videre etter en introduksjon.

- Bekjempelseskostnadene vil bli ekstra høye i store og sammenhengende vannforekomster der det er stort vannareal og -volum som må bekjempes, og kostnadene øker også ved avstand til vei og andre forhold som gjør vannforekomstene vanskelig tilgjengelig.

3.3.2. Beregning av tiltakskostnader

Vi har ikke grunnlag for å beregne kostnader for konkrete tiltak som del av dette prosjektet. Før man kan gjøre det, må tiltakene spesifiseres og detaljeres, slik det f.eks. ble gjort for Telemarkskanalen og Hardangervidda i Bærum, m.fl. (2020).

I dette prosjektet vil vi illustrere med et regneeksempel hva det kan bety for kostnadsanslagene om man setter inn tiltak «nå»; eller venter – noe som betyr at fremmede arter spres til flere vannforekomster, ifølge spredningsmodellene.

I denne illustrasjonen har vi lagt til grunn de kostnadsberegningene som ble gjort for tiltak i enkeltvassdrag- og forekomster i Bærum, m.fl. (2020). Det innebærer at det må legges til grunn en rekke felles forutsetninger. For å regne sammen kostnader som påløper på ulike tidspunkt, ble nåverdien av tiltaket beregnet i samsvar med Direktoratet for forvaltning og økonomistyrings (DFØ) generelle veileder i samfunnsøkonomiske analyser (DFØ 2018). I dette prosjektet ønsket man å se på en 50-årsperiode. Det er for enkelhets skyld benyttet samme analyseperiode som i Bærum, m.fl. (2020) (fra startår 2020 til år 2070). For å sammenligne kostnader som oppstår på ulike tidspunkt, ble en diskonteringsrente benyttet. Dette er en realrente som settes til fire prosent for de første 40 årene og deretter tre prosent i resten av analyseperioden, i tråd med Anonym (2021) og DFØ (2018). Kostnadene blir angitt i faste 2020-kroner.

Beregningene av kostnader til rotenonbehandling bygger på anslag fra Veterinærinstituttet (gjengitt i Bærum, m.fl. 2020). De har anslått behov for rotenon som ligger til grunn for beregnede kostnader til rotenonbehandling, inkludert kartleggingskostnader i forkant. Kartleggingskostnader omfatter transport og kost og losji til dem som skal gjennomføre kartleggingen, samt lønnskostnader til ansatte som bruker tid i feltet. I tillegg er det medregnet noe administrasjons- og driftskostnader knyttet til kartleggingen. Driftskostnadene omfatter innkjøp av diverse utstyr og supplering av ulikt forbruksmateriell som er nødvendig i kartleggingsarbeidet. Ved selve rotenonbehandlingen er det også kostnader knyttet til transport, kost og losji og feltarbeid for egne ansatte og/eller innleide ressurser, samt administrasjon og drift. I tillegg er det medregnet kostnader tilknyttet innkjøp av kjemikalier, samt kostnader til plukking av død fisk etter behandling. NINA har anslått kostnader knyttet til overvåking av områdene etter selve behandlingen. Overvåkingskostnadene inkluderer både rapportering og feltarbeid.

For oppsetting av sperre ble det i Bærum, m.fl. (2020) tatt utgangspunkt i kostnaden for oppsetting av en type sperre (ørekysperre) i et område på Hardangervidda (Anonym 2015). Størsteparten av kostnaden ligger i å kjøre maskiner osv. til og fra området, samt sette opp selve sperren. Ettersom områdene på Hardangervidda som vi regnet på, kjennetegnes ved at de er relativt flate og lett tilgjengelige, la vi til grunn at samme kostnad vil være aktuell for området som vurderes her. Statens naturoppsyn (SNO) anslo en kostnad på 550 000 kroner eks. mva. for oppsetting av ørekysperrer i 2015 (Anonym 2015). Prisjustert til 2020-kroner ga det en samlet kostnad på rundt 610 000 kroner (Bærum, m.fl. 2020).

Tiltakskostnadene inkluderer ikke kostnader for utsetting av fisk i etterkant av fullført tiltak. Dette vurderes ikke å være en del av tiltaket, og er heller ikke vanlig etter rotenonbehandling.

Tabell 3.4. presenterer anslått total kostnad (som nåverdi) for tiltaksplanene i Bærum, m.fl. (2020), og fordelingen på de ulike typene kostnader. Tiltaksplankostnaden varierer mellom 0,5 til 4,9 millioner kroner i nåverdi. Deler av variasjonen skyldes at enkelte av tiltaksplanene ikke inkluderer kostnader til kartlegging. Kun én tiltaksplan omfatter oppsetting av sperrer. Dette er også den tiltaksplanen med høyest anslått kostnad. Kostnadsforskjellene skyldes også ulikt behov for rotenon, avhengig av hvor mange vann som skal behandles, og volumet av disse.

Kostnader til rotenonbehandling står for mellom 34 og 72 prosent av den samlede kostnaden til gjennomføring av tiltaksplanene.

Tabell 3.4. Nåverdi av tiltakspilkostnader i millioner kroner for tidligere beregnede tiltaksplaner, for hver kostnadstype og totalt.

Målsetting	Kartlegging	Rotenon-behandling	Oppsetting av sperrer	Overvåking	Skattefinansieringskostnad	Total-Kostnad, mill.kr.
Hindre spredning av ørekyt over vannskillet på Hardangervidda						
Tiltaksplan 1:	0,07			0,47*	0,11	0,64
Tiltaksplan 2:	0,27	2,71	0,61	0,81*	0,81	4,88
Hindre etablering av gjedde og suter i øvre del av Telemarkskanalen**						
Tiltaksplan 1:		0,51		0,59	0,25	1,36
Tiltaksplan 2:		3,0		0,59	0,84	5,93
Kontrollere rød-gjellet solabbor i Norge						
Tiltaksplan 1:	0,29	1,11		1,33	0,55	3,28

*Overvåkingskostnadene på Hardangervidda er undervurdert da Fylkesmannens kostnader til feltarbeid ikke er inkludert.

** Telemarkskanalen ble kartlagt sommeren 2020. Kartleggingskostnaden inngår ikke i kostnaden for tiltaksplan 1 og 2.

4. Resultater og diskusjon

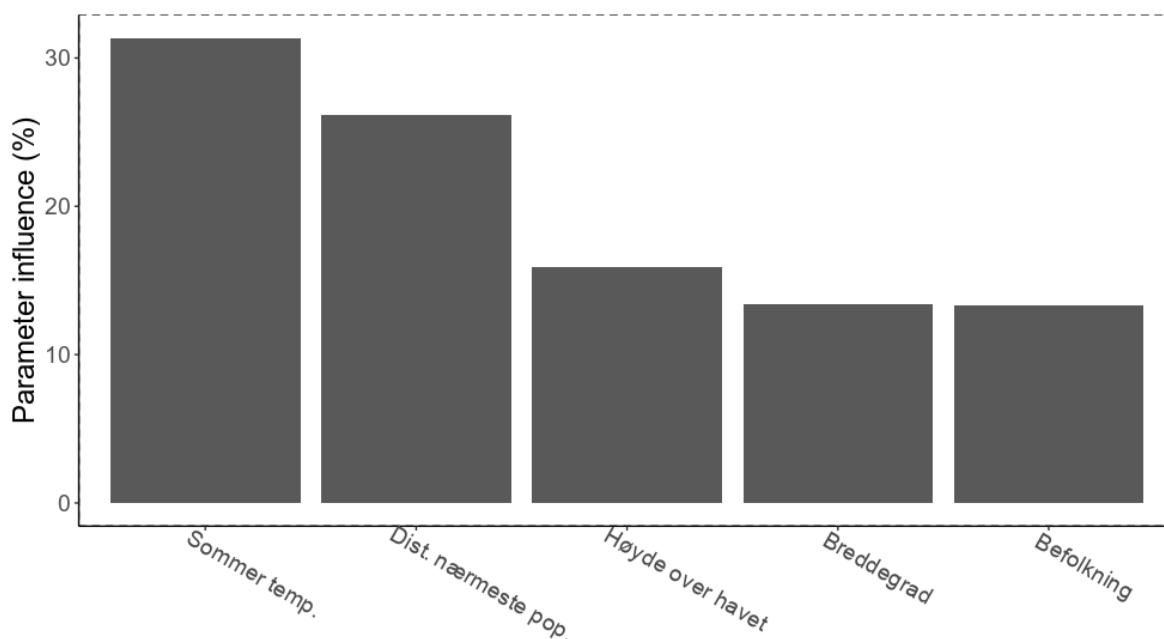
Analysene viser at det er likheter, men også noen distinkte forskjeller mellom artsgruppene i hvilke variabler som er mest innflytelsesrike ved beregning av sannsynlighet for introduksjon de neste 50 årene. Likt for alle grupper er at arter som regel ikke flyttes veldig langt fra eksisterende populasjoner når de introduseres til nye vannforekomster med noen få, men viktige, unntak der hvor arter dukker opp helt nye steder. I tillegg gir befolkningstetthet, naturlig nok når primærvektoren for introduksjoner er mennesker, mer eller mindre innflytelse i alle modeller. Det er imidlertid forskjell på hvor stor befolkningstetthet rundt vannforekomster som gir størst sannsynlighet for introduksjon av de forskjellige artsgruppene.

Selv om de fleste gruppene deler noen likheter, er det også viktige forskjeller både i innflytelsesrike variable, men også spesielt hvordan disse variablene virker sammen for å predikere sannsynlighet for introduksjon. Dette er som forventet ettersom vektorene for spredning, det vil si motivasjonene for å introdusere en gruppe arter, varierer. Ved å skille på, analysere og oppsummere prosessene hver for seg så bedrer det kunnskapsgrunnlaget, og muliggjør også for mer skreddersydde fremtidige utredninger og tiltaks-analyser for å redusere spredning. Videre i denne rapporten vil vi derfor gå igjennom konkrete resultater, og betraktninger rundt disse for de forskjellige artsgruppene. Vi vil også presentere en samlet vurdering for de tre gruppene vi har best beregningsgrunnlag for, og som vi i tillegg antar kan gi størst økologisk risiko innenfor de neste 50 årene.

4.1. Meitefisk

4.1.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon

Det er mange variabler, og samspillet mellom disse, som spiller inn på sannsynlighet for introduksjon for én eller flere arter i gruppen «meitefisk» i Norge, men det er spesielt tre variabler som skiller seg ut med markant større innflytelse på estimatene (**Figur 4.1**). Gjennomsnittlig sommertemperatur, distanse til nærmeste eksisterende populasjon, og høyde over havet er variabler som samspiller om å styre den overordnede sannsynligheten for introduksjon. Breddegrad og befolkningstetthet spiller også inn. Generelt er det en potensielt markant økning i sannsynlighet for introduksjon i vannforekomster som befinner seg i områder med middel-lufttemperatur over 14 °C på sommeren, spesielt om det er relativt kort distanse til nærmeste eksisterende populasjon. I tillegg så er det hovedsakelig i middels befolkede områder i Norge hvor sannsynligheten er størst, det vil si med en befolkning på mellom ca. 40000-50000 innbyggere i en buffer på fem km rundt vannforekomsten. Med andre ord så flyttes disse artene ofte ikke over store distanser, men det er hovedsakelig snakk om relativt lokale forflytninger i varmere områder. Dette stemmer godt med et generelt bilde om at vektoren for spredning av disse artene er sportsfiskere som ønsker å fiske målrettet etter arten i flere nærvann, og derfor også aktivt driver med utsetting av artene innenfor en begrenset lokal skala. Det er imidlertid også sannsynlig at noen arter i denne gruppen kan dukke opp i nye befolkede områder, der hvor temperatur og andre miljømessige forhold tillater det. Uten å endre på vektoren for spredning er dette derfor en artsgruppe man kan forvente få markant økt introduksjons-sannsynlighet med pågående klimaendringer og global oppvarming, hvor flere nye vannforekomster vil bli mer egnet for introduksjon av karpefisk.



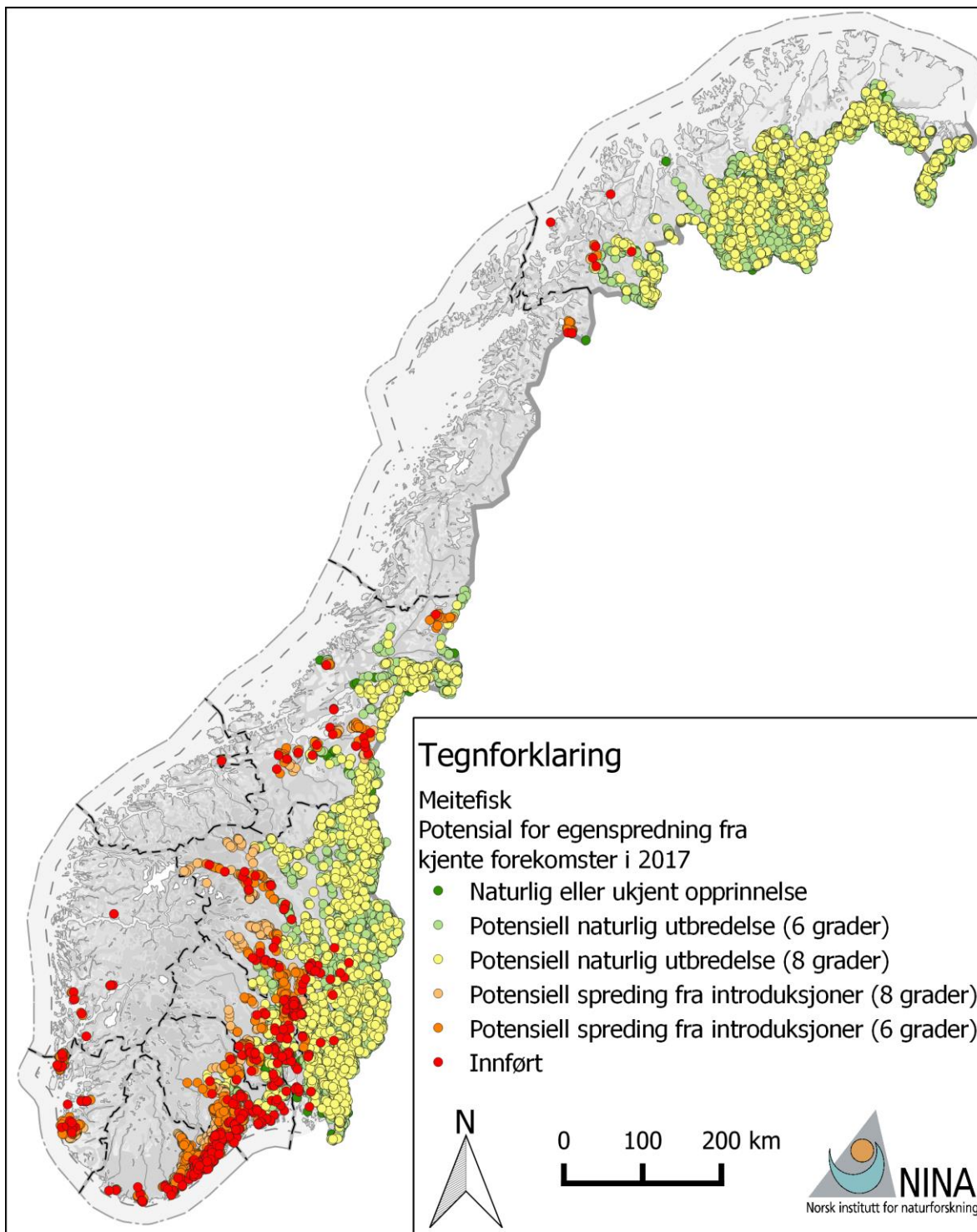
Figur 4.1: Søylediagrammet viser relativ parameterinnflytelse for variablene som er med i prediksjonsmodellen for introduksjonssannsynlighet for gruppen «Meitefisk».

4.1.2. Introduksjon og egenspredning

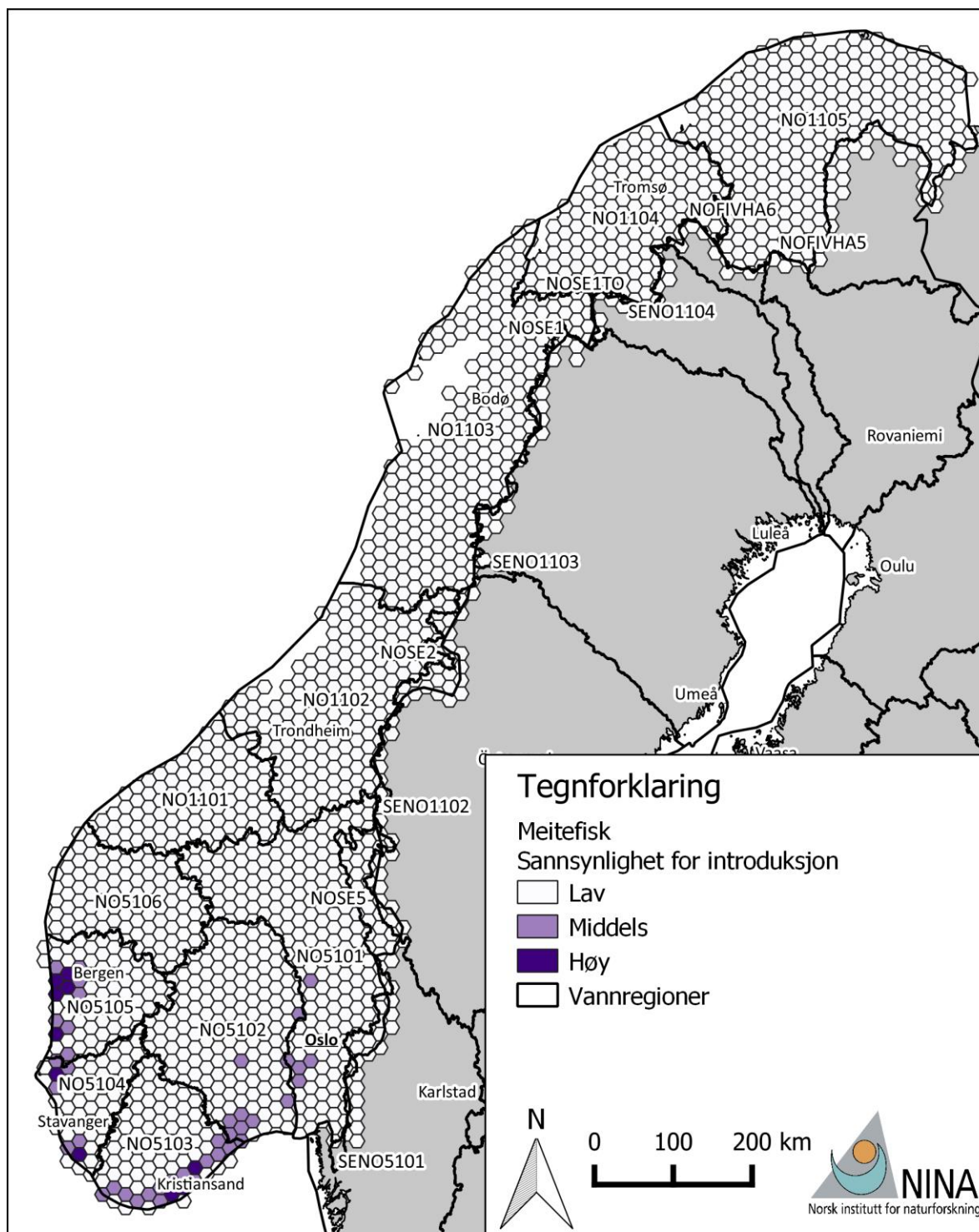
Uten noen nye introduksjoner av mennesker i fremtiden, så vil det likevel forventes en egen-spredning fra introduksjoner og utbredelse per i dag (**Figur 4.2**). Fra de 464 kjente introduserte bestandene per 2017 beregnes det mulighet for videre spredning til 1407 andre innsjøer når seks graders helling legges til grunn som fysisk vandringshindre, og 2400 når åtte grader settes som grenseverdi. I disse tallene er kun innsjøer utenfor det som kan anses som naturlig eller potensielt naturlig utbredelsesområde tatt med.

I snitt over hundre simuleringer predikeres ca. 3800 menneskelige introduksjoner av «Meitefisk» utenfor det kjente eller tilgjengelige utbredelsesområdet i Norge for en 50-års periode. Dette er ca. 10 ganger det som er registrert av denne artsgruppen mellom 1967 og 2017. Grunnen til dette er både fordi vi predikerer over veldig mange flere vannforekomster (ca. 900 000) enn de 30 000 vannforekomstene som ligger i beregningsgrunnlaget, og også fordi det forventes generelt en økning i spredning for denne artsgruppen. Det er tydelige tyngdepunkter for introduksjonssannsynlighet sør i Norge, og spesielt langs kysten (**Figur 4.3**). Vannregionene NO5103, NO5104 og NO5105 har størst samlet sannsynlighet for introduksjon av meitefisk utenfor kjente utbredelsesområder. Det er imidlertid flere steder med høy sannsynlighet i Oslofjord-området (NO5101), samt kystnære områder i Telemark (NO5102). Dette mønsteret er et direkte resultat av at mange vannforekomster innenfor regionene har variable-verdier som i kombinasjon tilsier høy sannsynlighet for introduksjon av fisk innenfor gruppen «Meitefisk». Disse trendene tar altså kun for seg sannsynlighet for direkte introduksjoner gjort av mennesker. I **Figur 4.4** ser man også hvordan risikoen ved introduksjon endres når vi i tillegg vurderer egenspredning fra enkelt-lokaliteter med høy sannsynlighet for menneskelig introduksjon. Det blir da tydelig at spredningen fra sannsynlige introduksjoner innenfor vannregion NO5104 og NO5104 har mindre romlig utbredelse enn i NO5103 og NO5101, der hvor noen vannforekomster innenfor polygoner relativt høyt opp i vannregionen potensielt vil kunne gi stor grad av egenspredning. Dette er også tilfellet i noen begrensede områder i vannregion NO1105 (Finnmark), samt NO1103 (Nordland) og NO1102 (Trøndelag), selv om risikoen er noe mindre i de to sistnevnte. Grunnen til at NO1105 kommer ut med høyere total risiko er nok fordi det her er snakk om relativt små høydegradienter i området, slik at mulige introduksjoner vil kunne spre seg relativt mye gitt nok tid. Det er imidlertid

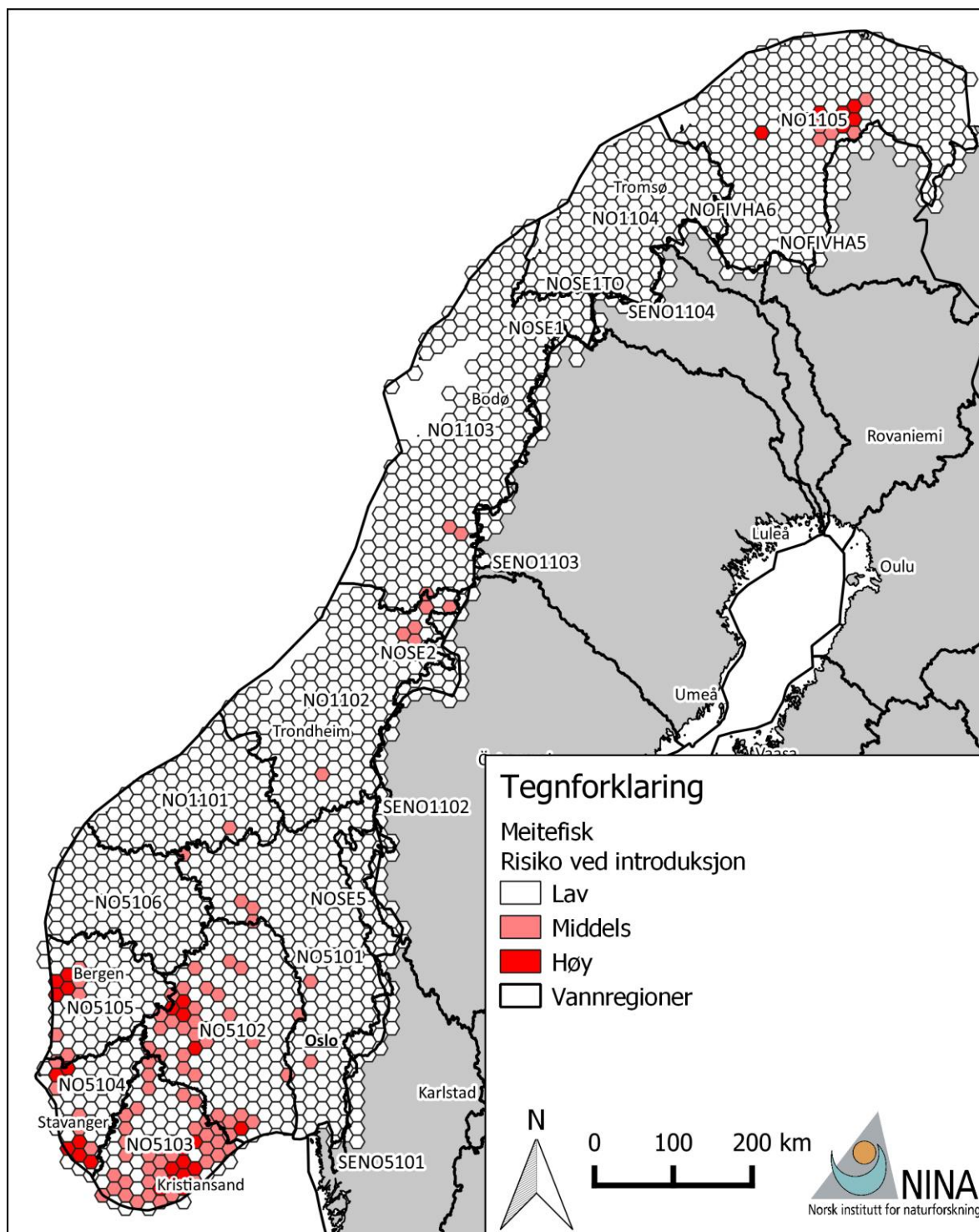
verdt å huske på at sannsynligheten for nye introduksjoner her generelt er mindre enn i sør, men at risikoen for spredning og mulige negative effekter kan være vesentlig.



Figur 4.2: Kartet viser potensialet for egenspredning innenfor gruppen «Meitefisk», fra alle kjente forekomster registrert per 2017.



Figur 4.3: Kartet viser predikert sannsynlighet for introduksjoner av gruppen «Meitefisk» innenfor 250 km² polygoner i Norge, 50 år frem i tid. Fargekoding angir kategorier av sannsynlighet, der mørkere farge betyr høyere sannsynlighet for introduksjoner. Svarte linjer angir grenser til vannregioner i Norge.



Figur 4.4: Sammenlagt risiko (introduksjon og egenspredning til vannforekomster artsgruppen ikke finnes i fra før) ved simuleringer av introduksjoner 50 år frem i tid, innenfor 250 km² polygoner i Norge.

4.1.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger

De statistiske analysene og vurderingene av observerte spredningsmønstre innenfor meitefiskgruppen tyder på at disse artene spres med overlegg, og mest sannsynlig av dedikerte personer og grupper som setter pris på å fiske etter disse artene. Artene spres innenfor relativt begrensede områder, der hvor artene allerede har en del etablerte populasjoner og i tillegg hvor de miljømessige forholdene tillater introduksjon og etablering. Siden artene generelt settes ut i nye vannforekomster innenfor områder der hvor artene allerede er introdusert og registrert, samt i

områder med generell høy menneskelig påvirkningsgrad, kan det være vanskelig for både de som introduserer artene, samt andre i lokalbefolkningen, å se de negative økologiske konsekvensene som nye utsetninger i områder kan gi. De nye introduserte artene kan likevel ha stor negativ påvirkning både på vannkvalitet og stedege artsdiversitet. Spesielt er det bekymringsfullt økologisk sett, at disse artene settes ut eller har mulighet til å spre seg til mindre vannforekomster som fra før av kan være fisketomme, eller inneholde et begrenset antall stedege fiskearter. Dette er gjerne vannforekomster med unik og rødlistet fauna og flora, som i tillegg tåler innslag av fiskearter spesielt dårlig siden de ofte ikke har gode nok forsvarsmekanismer mot fiskepredasjon til å opprettholde levedyktige populasjoner ved innførsel av disse. Introduksjoner av effektive og tilpasningsdyktige generalister, som karpefiskene i denne gruppen gjerne er, kan også ha negativ effekt i fiskerike vannforekomster ved å endre næringsinteraksjoner og konkurranseforhold som igjen kan gi en endring i økologiske balanser og tilhørende økosystemtjenester. Siden dette er en artsgruppe med generelt varmekjære arter, og hvor antall introduksjoner og etableringer kan forventes å øke med økende temperatur, så er dette en negativ effekt som forventes å intensiveres i fremtiden. Det er derfor viktig å forhindre videre spredning av disse artene, både i områder hvor de allerede spres, men spesielt i nye områder hvor det i utgangspunktet er liten spredning av artsgruppen, men som kan risikere å få det i fremtiden. For å redusere den økologiske risikoen er det spesielt tre generelle tiltak som peker seg ut fra bilde for introduksjoner og spredning:

- Holdningskampanjer og informasjon som går mer direkte på vektor for spredning, heller en generelle informasjonskampanjer siden de aller fleste ikke er vektorer for fremmed fisk. Spesielt i områder med ekstra stor sannsynlighet for introduksjon. Det kreves her mer forskning og utredninger for å forstå hva som gir varig effekt, men det er naturlig å fokusere på slike tiltak i områder med høyest sannsynlighet for nye introduksjoner (**Figur 4.3**).
- I områder med høy risiko ved introduksjon (**Figur 4.4**) bør det vurderes bekjempelse som tar høyde for å fjerne de fremmede artene for å redusere sannsynlighet for flere introduksjoner i nærområdet, og eventuelt også tiltak som kan redusere egenspredning fra eksisterende populasjoner. Nærmere utredninger kreves for å peke ut konkrete vannforekomster som er egnet for videre tiltak.
- I områder med liten sannsynlighet for introduksjon, men med stort potensiale for at artene kan spres ifra om den blir introdusert, bør man hovedsakelig prioritere overvåking av vannforekomster og forebyggende informasjon. Selv om sannsynligheten her er noe redusert for introduksjoner, så kan man forvente at den økologiske effekten totalt er større, om det ikke finnes arter innenfor gruppen i området fra før av.

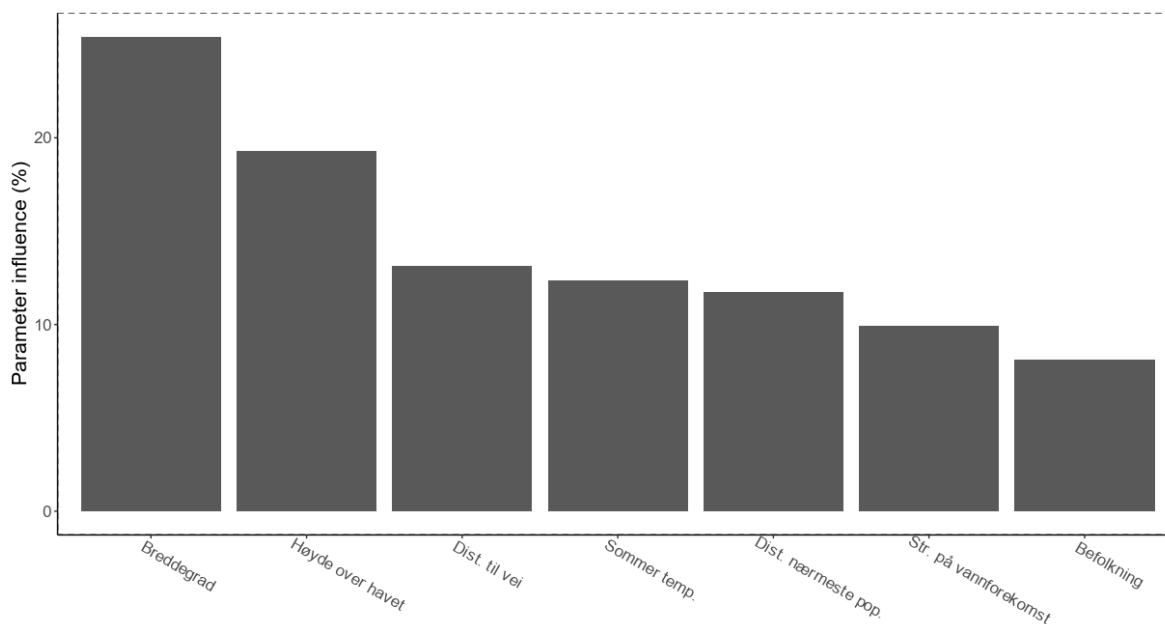
Ut fra en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsvurdering, vil nytten av å hindre spredning eller bekjempe disse artene vært knyttet til at de påvirker naturmangfoldet negativt, og derfor også negativ påvirkning på økosystemtjenester som for eksempel rekreasjonsfiske etter andre stedege fiskearter. Nyten blir størst der både naturmangfold og rekreasjonsfiske blir negativt påvirket av de fremmede artene. Med tanke på naturmangfold, kan skaden være størst – og nytten av bekjempelse størst – der naturmangfoldet før introduksjon er spesielt sårbart eller har truede (rødlistede) naturtyper eller arter. Slike forekomster bør derfor prioriteres. Både nytte- og kostnadsmessig har det dessuten størst nytte og kostnadsbesparelse å hindre introduksjon der artene vil spre seg til mange og store vannforekomster ved egenspredning fordi det vil medføre redusert nytte i mange vannforekomster og større kostnader ved senere bekjempelse.

Vi ser også at meitefiskene i stor grad spres i vannregionene på Sør- og Østlandet og i stor grad langs kysten, slik at innsatsen må settes inn her. Ut fra kriteriene nevnt i kapittel 3 om prioritering ut fra nytte og kostnader, er det noen vannregioner som peker seg ut for innsats, både på grunn av stor sannsynlighet for introduksjon og mye egenspredning videre. Det må også prioriteres områder innenfor de aktuelle vannregionene.

4.2. Agnfisk

4.2.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon

For gruppen Agnfisk er det mange variabler (**Figur 4.5**) som interagerer i beregningen for sannsynlighet for introduksjon, og samspillet danner et stort og komplekst bilde av hvor man kan forvente nye introduksjoner innenfor artsgruppen. Dette har med at gruppen i utgangspunktet er en bred sammensetning av arter som bringer med seg forskjellige utsetningshistorier, hvor flere av disse har begynt med til dels ubeviste og tilfeldige introduksjoner. Introduksjoner i beregningsgrunnlaget har i stor grad skjedd sør for Trøndelag og nord for Agder, så breddegrad sammen med befolkningstetthet i området blir derfor også viktige variabler for hvor nye utsetninger forventes. I tillegg er det en trend med at disse artene introduseres i relativt varme områder (>13 °C), og i store vannforekomster (>3 km²) med kort distanse fra veinett og eksisterende populasjoner innenfor artsgruppen. Dette samsvarer bra med antagelsen om at disse artene hovedsakelig flyttes pga. deres rolle som agnfisk/byttedyr, med tilsynelatende noe tilfeldige introduksjonsmønstre.



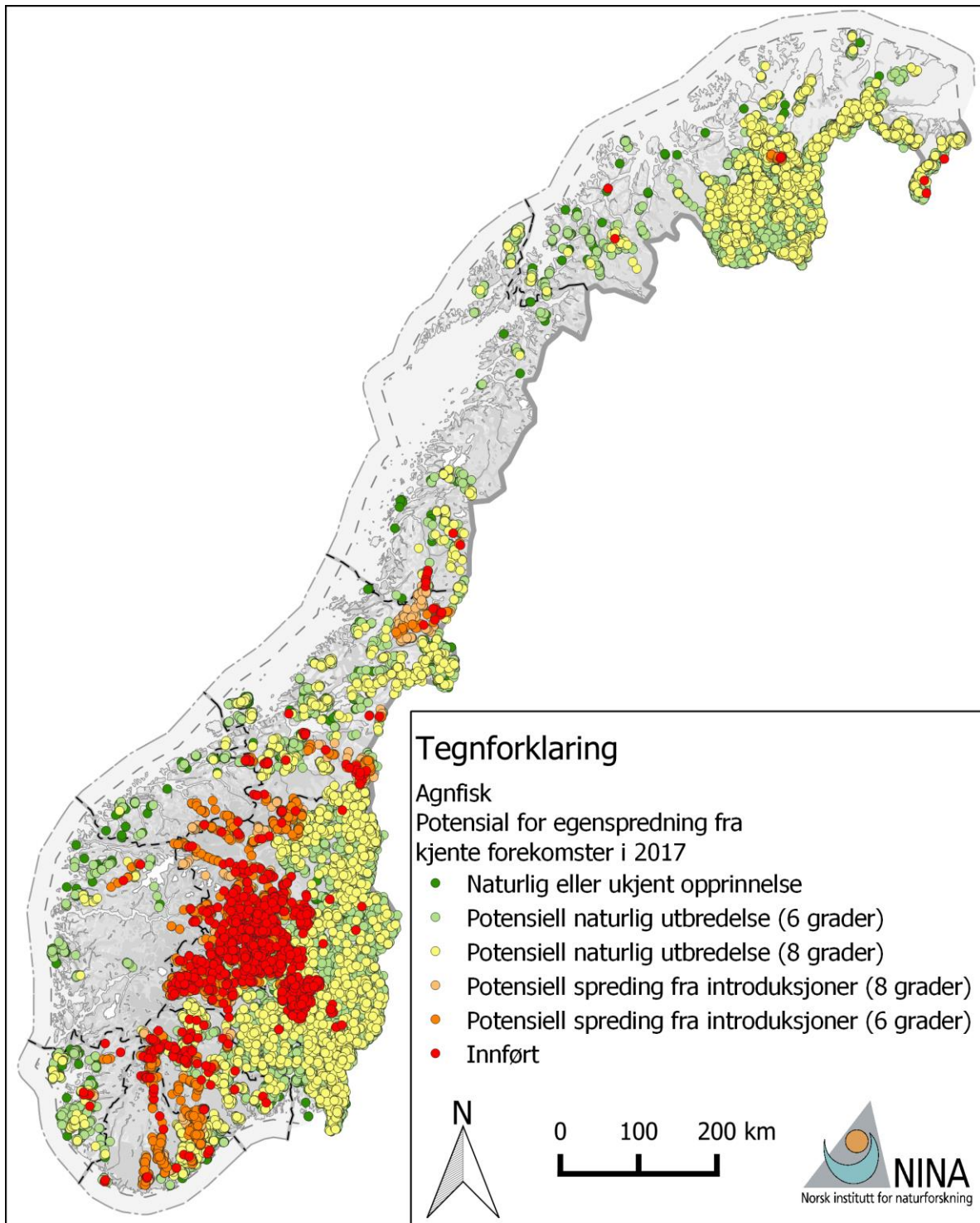
Figur 4.5: Søylediagrammene viser relativ parameterinnflytelse for variablene som er med i prediksjonsmodellen for introduksjonssannsynlighet for gruppen «Agnfisk».

4.2.2. Introduksjon og egenspredning

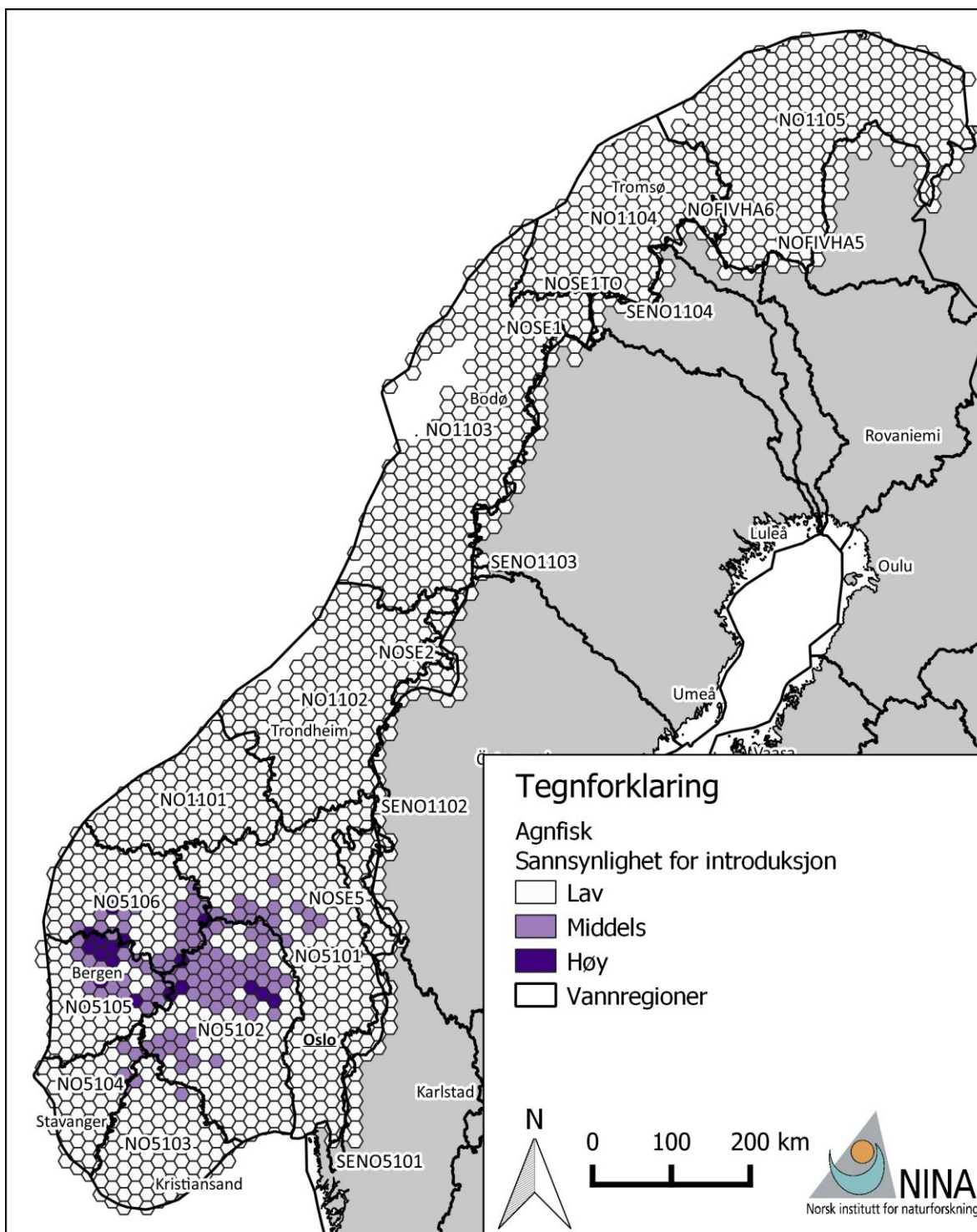
Fra de kjente introduksjonene (1198) av arter innenfor gruppen «Agnfisk» per 2017 beregnes det mulighet for videre spredning til 3 412 andre innsjøer når seks grader legges til grunn som fysisk vandringshindre, og 4 600 når åtte grader settes som grenseverdi (**Figur 4.6**). I disse tallene er kun innsjøer utenfor det som kan anses som naturlig eller potensielt naturlig utbredelsesområde tatt med, og uten nye introduksjoner som er gjort direkte av mennesker.

For nye introduksjoner så er det i snitt, over hundre simuleringer, predikert ca. 27700 introduksjoner av «Agnfisk» i Norge. Siden det er registrert mange tilfeller av introduksjoner av ørekyt mellom 1967 og 2017, i og rundt områder tilknyttet Hardangervidda, så er dette også predikert relativt stor sannsynlighet for introduksjon i disse områdene (**Figur 4.7**). Antall introduksjoner av ørekyt har vært, og er fremdeles, såpass overrepresentert i registreringene at disse har mye å si for det generelle bildet av introduksjonssannsynlighet for denne gruppen, selv om en del andre arter også er med på å forme dette bildet. Vi forventer derfor ikke at alle disse predikerte introduksjonene nødvendigvis vil finne sted, ettersom vektorene for ørekyt-spredningen er redusert i nyere tid, selv om noe utilsiktet spredning fremdeles kan forekomme. Det er imidlertid stor potensiale for egenspredning i disse områdene, og spesielt er det bekymringsfullt om ørekyten

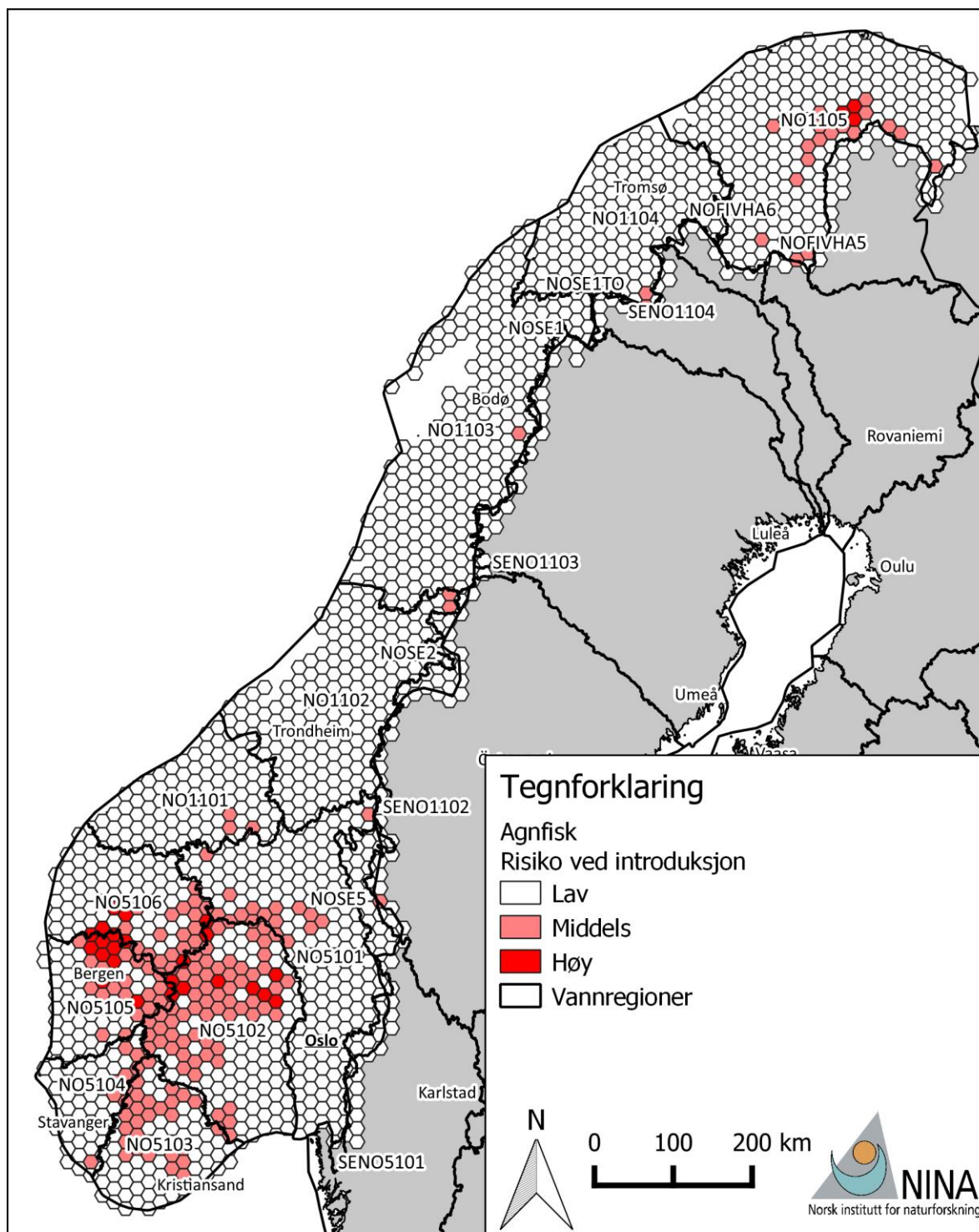
kommer over på vestsiden av vannskillet, og da får mulighet til å spre seg til mange nye vannforekomster mot vest (Bærum, m.fl. 2020). Dette gjenspeiles også i risiko ved introduksjon (**Figur 4.8**). Utenfor disse fjellområdene med antatt stor risiko, så er det vannregion i NO5106, NO5105 og NO5102, som ser ut til å ha høyest samlet risiko ved introduksjon, men det er også verdt å merke seg vannregion NO1105 (**Figur 4.8**). Selv om dette er prediksjoner som det er knyttet usikkerhet til, slik at risikoen ikke kan tolkes som utfyllende eller presise, så er det bekymringsfullt at vannregion NO5106 og NO5105 får såpass høy risiko for introduksjon og egenspredning siden dette er områder med relativt få vannforekomster hvor artsgruppen er registrert fra før (**Figur 2.4**). I tillegg er det nærliggende å tro at sannsynligheten for introduksjon av agnfisk i en viss grad vil følge sannsynlighets-mønsteret for «Stor predatorfisk».



Figur 4.6: Kartet viser potensialet for egenspredning innenfor gruppen «Agnfisk», fra alle kjente forekomster registrert per 2017.



Figur 4.7: Kartet viser predikert sannsynlighet for introduksjoner av gruppen «Agnfisk» innenfor 250 km² polygoner i Norge, 50 år frem i tid. Fargekoding angir kategorier av sannsynlighet, der mørkere farge betyr høyere sannsynlighet. Svarte linjer angir grenser til vannregioner i Norge.



Figur 4.8: Sammenlagt risiko (introduksjon og egenspredning til vannforekomster artsguppen ikke finnes i fra før) ved simuleringer av introduksjoner 50 år frem i tid, innenfor 250 km² polygoner i Norge.

4.2.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger

Små fisk kan i utgangspunktet virke harmløse, og derfor antas å utgjøre liten risiko for økologiske påvirkninger, men realiteten er ganske annerledes. Innenfor artsguppen som representerer agnfisk i denne analysen er det flere arter som har vist seg å påvirke økosystemene i stor grad der de introduseres. De kanskje mest kjente og studerte eksemplene i Norge kommer fra vann der hvor ørekyt er blitt satt ut, med etterfølgende påvirkninger på hele næringskjeden i en vannforekomst. De mest åpenbare effektene for mennesker flest er de negative påvirkningene det kan ha på ørretstammer i fjellregioner, der veksten og rekrutteringen til ørreten generelt blir

redusert på grunn av konkurranse, samtidig som at større ørret kan få høyere innhold av for eksempel kvikksølv (Jenssen, m.fl. 2010), som vil gjøre den mindre egnet som matfisk. I tillegg så kan for eksempel mort påvirke vannkvaliteten direkte ved å gjødsle vannet med fosfor som i utgangspunktet er sedimentert på bunnen av vannforekomster. Dette er med på å forsterke eutrofieringsprosesser i vannforekomster. Totalt sett er dette altså generelt en artsgruppe som kan ha store og svært uheldige effekter der de blir introdusert. For å redusere den økologiske risikoen er det spesielt to generelle tiltak som peker seg ut fra bilde for introduksjon og spredning:

- I områder med medium til stor sannsynlighet for introduksjon (**Figur 4.7**), der man ikke før har observert fremmed fisk i nærheten, bør man hovedsakelig prioritere overvåking av vannforekomster og forebyggende informasjon. Dette for å redusere sannsynligheten for introduksjon og også muliggjøre tidlig bekjempelse av arter før de har mulighet for å spre seg videre.
- I områder med høy risiko ved introduksjon (**Figur 4.8**), bør det vurderes bekjempelse som tar høyde for å fjerne de fremmede artene for å redusere sannsynlighet for flere introduksjoner i nærområdet, og også tiltak som kan redusere mulighet for egenspredning der det ikke er hensiktsmessig å fjerne fremmede arter fra området.

I tillegg så kommer informasjon om den store økologiske risikoen ved å introdusere fremmede fisker, som alltid vil være viktig. Vi har for denne gruppen ikke fremhevet dette spesifikt, siden det er usikkert hvor effektivt denne informasjonen vil være om artene settes ut ubevisst. Men det finnes også konkrete eksempler der hvor artene er satt ut bevisst, hvor god informasjon med eventuelt tilmålte straffetiltak muligens ville kunne hatt en forebyggende effekt. Det er imidlertid lite forskning på dette området.

Ut fra en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsvurdering, vil nytten av å hindre spredning eller bekjempe disse artene være knyttet både til at de har betydelige negative virkninger på rekreasjonsfiske etter ørret og at de påvirker næringsbalansen i vannforekomstene de spres til og dermed påvirker naturmangfoldet negativt. Nytten blir størst der både naturmangfold og rekreasjonsfiske blir negativt påvirket av de fremmede artene. Disse artene introduseres som agnfisk og dermed til vann der det er et rekreasjonsfiske i utgangspunktet. Med tanke på naturmangfold vil disse derfor ikke blir spredt til fisketomme vann, men de kan bli spredt til vannforekomster med naturmangfold av ulik verdi. Skaden er verst – og nytten av bekjempelse størst – der naturmangfoldet før introduksjon er spesielt sårbart eller har truede (rødlistede) naturtyper eller arter. Slike forekomster bør derfor prioriteres. Det gir dessuten størst nytte og kostnadsbesparelse å hindre introduksjon der artene vil spre seg til mange og store vannforekomster ved egenspredning etter introduksjon. Stor videre-spredning vil medføre redusert nytte i mange vannforekomster og større kostnader ved senere bekjempelse.

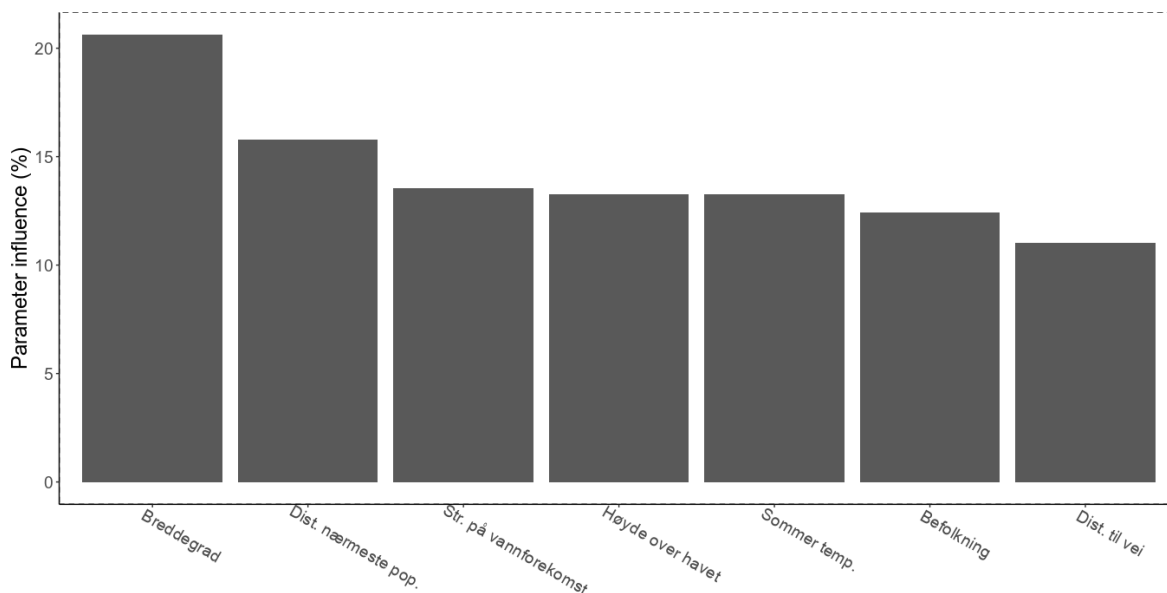
Vi ser at agnfiskene i stor grad spres i vannregionene NO5102, NO5103, NO5105 og NO5106 og et godt stykke inn fra kysten, slik at innsatsen må settes inn her. Ut fra kriteriene nevnt i kapittel 3 om prioritering ut fra nytte og kostnader, er det ovennevnte vannregioner som har høyest risiko og bør prioriteres for innsats. I tillegg må man prioritere områder innad i hver vannregion der de gjør størst skade (som gir størst nyttevirkninger ved innsats) og der kostnadene blir størst hvis man ikke får stoppet introduksjon, på grunn av stor videre-spredning.

4.3. Laksefisk

4.3.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon

For gruppen laksefisk er det er det sju variabler som har ganske lik innflytelse på sannsynligheten for introduksjoner (**Figur 4.9**). Dette er breddegrad, distanse til nærmeste populasjon, størrelse på vannforekomst, høyde over havet, gjennomsnittlig sommertemperatur, befolkningstetthet og distanse til vei. Grunnen til at alle disse har ganske lik innflytelse er at nesten alle ligger

inne i modellen med interaksjonseffekter mellom hver variabel, hvilket påvirker utfallet. Med andre ord er det et komplekst sannsynlighets-landskap, der kombinasjonen av alle variablene samlet gir predikert sannsynlighet. Det gir derfor heller ikke mening å se på eller analysere funksjoner for enkeltvariabler, men det er verdt å merke seg at det som skiller spredningsmønsteret for denne arten fra de andre gruppene er tendensen til at disse artene settes ut høyere over havet, spesielt i varmere strøk sør i Norge, og i vannforekomster mellom ca. 1500 m² til ca. 7000 m². Samtidig avtar sannsynlighet for introduksjon av laksefisk ved gjennomsnittlige sommertemperaturer over 13-14°C. Reduksjon i sannsynlighet for vellykket introduksjon over denne temperaturen samsvarer bra med ca. forventet temperaturpreferanser innenfor denne gruppen, selv om den varierer noe med art (Bærum, m.fl. 2013, Bærum, m.fl. 2016, Elliott & Elliott, 2010, Forseth, m.fl. 2009) Sannsynligheten for introduksjon er økende både nær og veldig langt unna eksisterende populasjoner, mens det er mindre sannsynlighet i mellomdistansen, samtidig som det er relativt flat effekt av distanse til vei, med unntak av noe redusert sannsynlighet når man kommer over 12 km fra vei. Disse statistiske trendene bekrefter dermed at introduksjoner i nyere tid følger samme historiske trender med introduksjoner som er observert tidligere innenfor denne gruppen. Mennesker er villige til å bære fisken relativt langt fra vei, og til dels høyt til fjells for å introdusere artene i nye vannforekomster. Dette samsvarer igjen godt både med naturlige leveområder for artene ettersom temperaturen stiger, men også med områder folk gjerne forbinder med tradisjonelt fiske og friluftsliv i Norge.



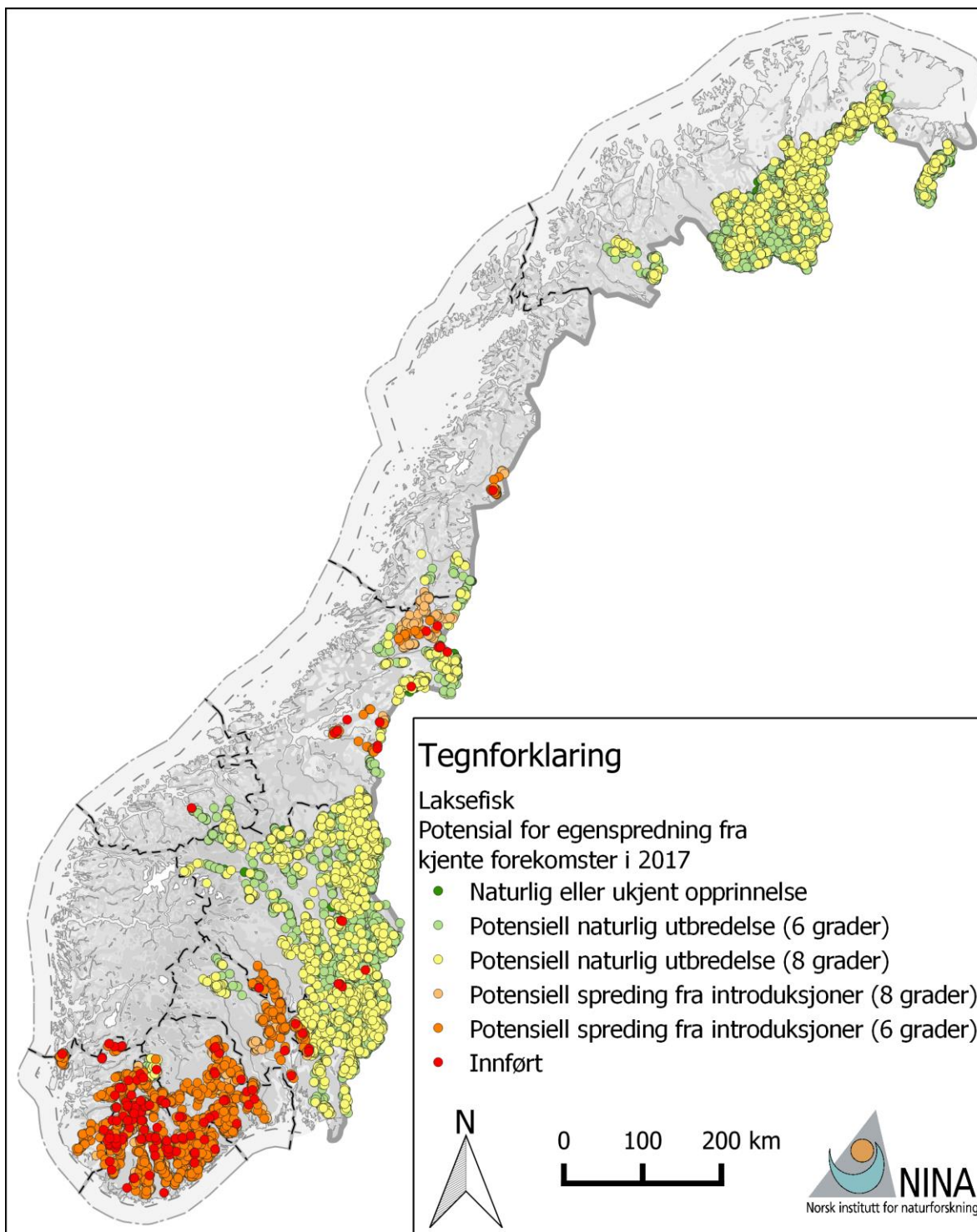
Figur 4.9: Søylediagrammer som viser relativ parameterinnflytelse for variablene som er med i prediksjonsmodellen for introduksjonssannsynlighet for gruppen «Laksefisk».

4.3.1. Introduksjon og egenspredning

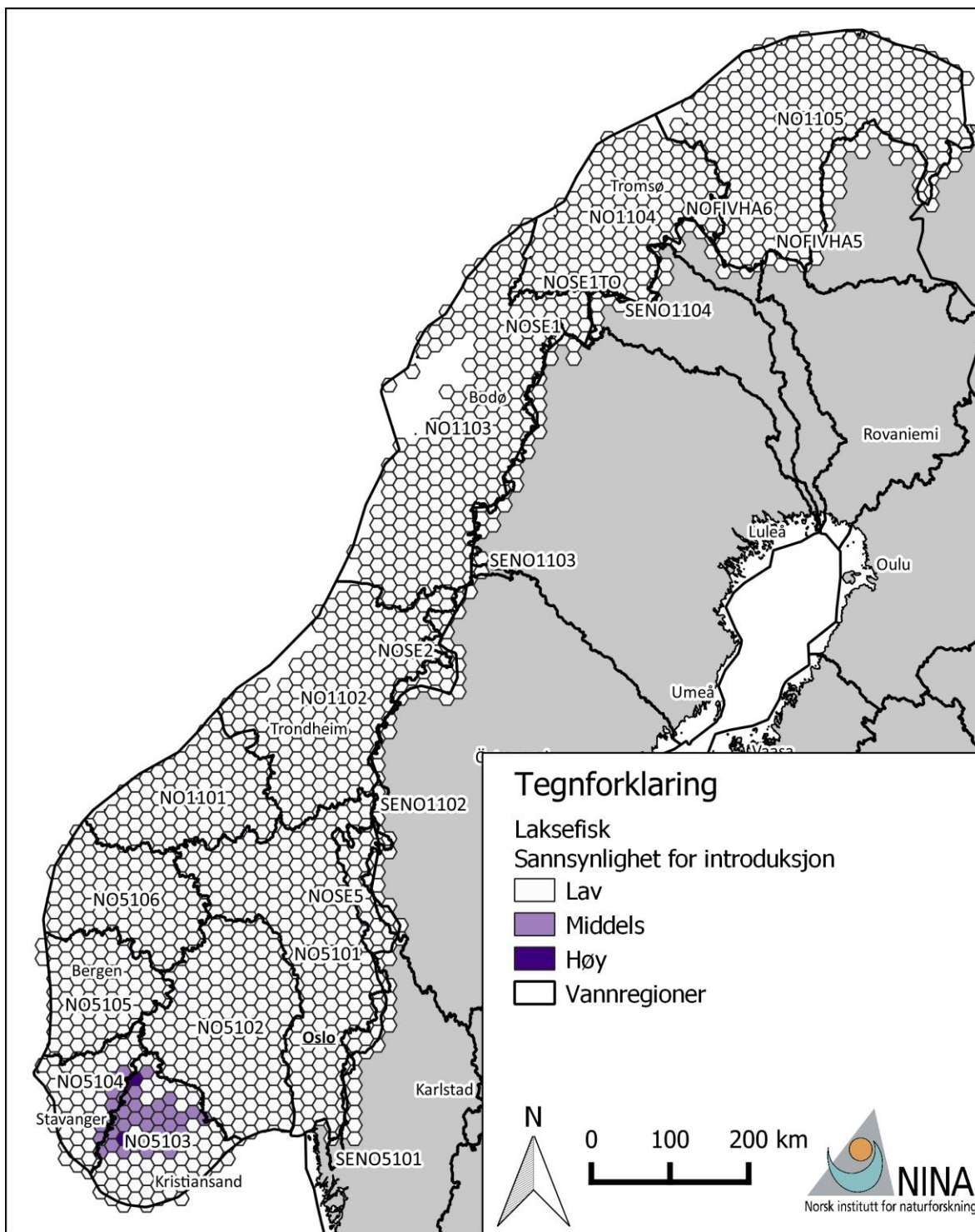
Fra de 144 kjente introduserte bestandene per 2017 beregnes det sannsynlig videre spredning til 2 246 andre innsjøer når 6 grader legges til grunn som fysisk vandringshindre, og 3 462 når åtte grader settes som grenseverdi (**Figur 4.10**). I disse tallene er kun innsjøer utenfor det som kan anses som naturlig eller potensielt naturlig utbredelsesområde tatt med, og det er heller ikke tatt med bestander som er antatt utdødd eller som ikke har vist evne til å reprodusere.

For fremtidige introduksjoner så er det i snitt over hundre simuleringer, predikert ca. 26900 introduksjoner av «Laksefisk» i Norge. Predikert sannsynlighet for introduksjoner av «Laksefisk» styres i stor grad av at det har vært mange historiske utsetninger av bekkerøye i vannregion NO5103 (**Figur 4.11**). Vi antar imidlertid ikke at sannsynligheten for introduksjon i denne vannregionen er like dominerende i virkeligheten som prediksjonene angir. Det betyr ikke at

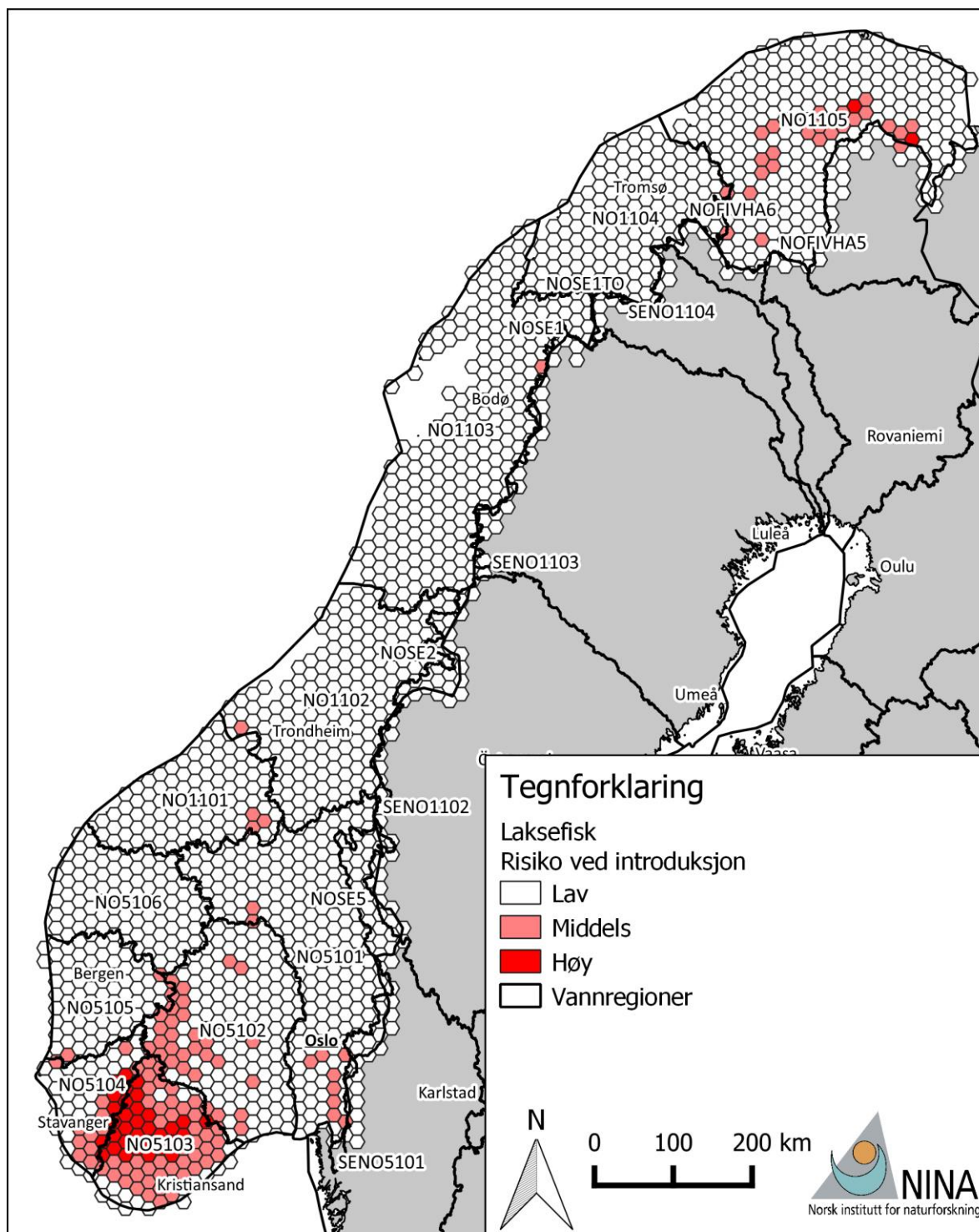
sannsynligheten er fraværende, men antas fremdeles å være lavere enn modellene predikerer siden flere ørret- og bekkerøyepopulasjoner har dødd ut på grunn av endringer i miljøet (for eksempel lav pH). Det da kan imidlertid tenkes at det er stor vilje for å bøte på dette med nye introduksjoner. Det danner seg også et mer nyansert bilde av risiko når vi slår sammen sannsynlighet for introduksjon og sannsynlig for egenspredning fra vannforekomster med introduserte arter (**Figur 4.12**). Vi ser da at fjellområder i NO5102, samt områder i NO5101 og NO1105, også har forhøyet risiko ved introduksjon av arter i gruppen «Laksefisk».



Figur 4.10: Kartet viser potensialet for egenspredning innenfor gruppen «Laksefisk», fra alle kjente forekomster registrert per 2017.



Figur 4.11: Kartet viser predikert sannsynlighet for introduksjoner av gruppen «Laksefisk» innenfor 250 km² polygoner i Norge, 50 år frem i tid. Fargekoding angir kategorier for sannsynlighet, der mørkere farge betyr høyere sannsynlighet for introduksjoner. Svarte linjer angir grenser til vannregioner i Norge.



Figur 4.12: Sammenlagt risiko (introduksjon og egenspredning) til vannforekomster artsguppen ikke finnes i fra før) ved simuleringer av introduksjoner 50 år frem i tid, innenfor 250 km² polygoner i Norge.

4.3.2. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger

Laksefisk er en gruppe fisk hvor det generelt forventes tilbakegang i antall populasjoner ved klimaendringer, og det forventes at for eksempel ørret og røye vil kunne få mer stressede vekstvilkår slik at fiskene modner tidligere og ved mindre størrelse (Bærum, m.fl. 2021). Dette gjør så de populasjonene av laksefisk vi i dag anser som stedeodne vil kunne få et redusert konkurransefortrinn ved introduksjoner av fremmede fiskearter. Det er derfor svært uheldig for stedeodne

populasjoner om fremmede arter i gruppen laksefisk, som har litt høyere varmetoleranse enn stedeegne laksefisk, introduseres i nye vannforekomster selv om den forventede økologiske påvirkningen per i dag er relativt liten. Grunnlaget for å anta liten økologisk effekt over tid er at et stort antall populasjoner innenfor beregningsgrunnlaget for denne gruppen (**Tabell 1.1**) nå er antatt utdødd eller anses som ikke-reproduserende populasjoner (**Figur 2.6**). Derfor er kanskje de mest problematiske introduksjonene innenfor denne gruppen de som skjer i vannforekomster som i utgangspunktet er fisketomme. Her er det ofte et unikt og rødlistet dyreliv, som er svært sårbart for introduksjon av fisk, der fisken effektivt vil beite ned fauna som ikke er tilpasset beitetrykket fra fisken. Ørret er i utgangspunktet ikke med i beregningsgrunnlaget i denne analysen, men ørret er en art med lang tradisjon for utsetting i Norge. Det er også en art som det er stor allmenn interesse for, både som matfisk og som sportsfisk. Med økt bruk av fjellet som turist- og friluftsddestinasjon, sammen med økt hytteutbygging og tilrettelegging i mange fjellområder i Norge, kan økt sannsynlighet for introduksjon av fremmed laksefisk som ørret bli en konsekvens. Siden artene har høy status, og allerede er introdusert veldig mange steder i Norge, så kan det være vanskelig for den jevne bruker av områdene å se de store økologiske problemene ved å sette ut for eksempel ørret i et «hemmelig» lite fisketomt vann i nærområdet til hytta. Informasjon rundt disse negative konsekvensene for biodiversiteten er derfor viktig i forbindelse med slike områder med høy sannsynlighet for introduksjon. For laksefisk så vurderer vi hovedsakelig ett tiltak pga. redusert økologisk risiko i forhold til de andre artsgruppene som er vurdert:

- Prioritere overvåkning av vannforekomster og forebyggende informasjon i områder med forhøyet risiko, samt ekstra fokus på dette i områder som bygges ut på fjellet, der det finnes fisketomme vannforekomster.

Ut fra en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsvurdering, vil nytten av å hindre spredning eller bekjempe disse artene hovedsakelig være knyttet til at de påvirker naturmangfoldet negativt, der de settes ut i tidligere fisketomme vann. Nyttan blir størst der dette unngås, og mindre der de settes ut i vann med stedeegne arter siden den økologiske påvirkningen der vurderes å være liten. Når disse artene introduseres som rekreasjonsfisk i fisketomme vann med naturmangfold av ulik verdi er skaden verst – og nytten av bekjempelse størst – der naturmangfoldet før introduksjon er spesielt sårbart eller har truede (rødlistede) naturtyper eller arter. Slike forekomster bør derfor prioriteres. Både nytte- og kostnadsmessig har det dessuten størst nytte og kostnadsbesparelse å hindre introduksjon der artene vil spre seg til mange og store vannforekomster ved egenspredning fordi det vil medføre redusert nytte i mange vannforekomster og større kostnader ved senere bekjempelse.

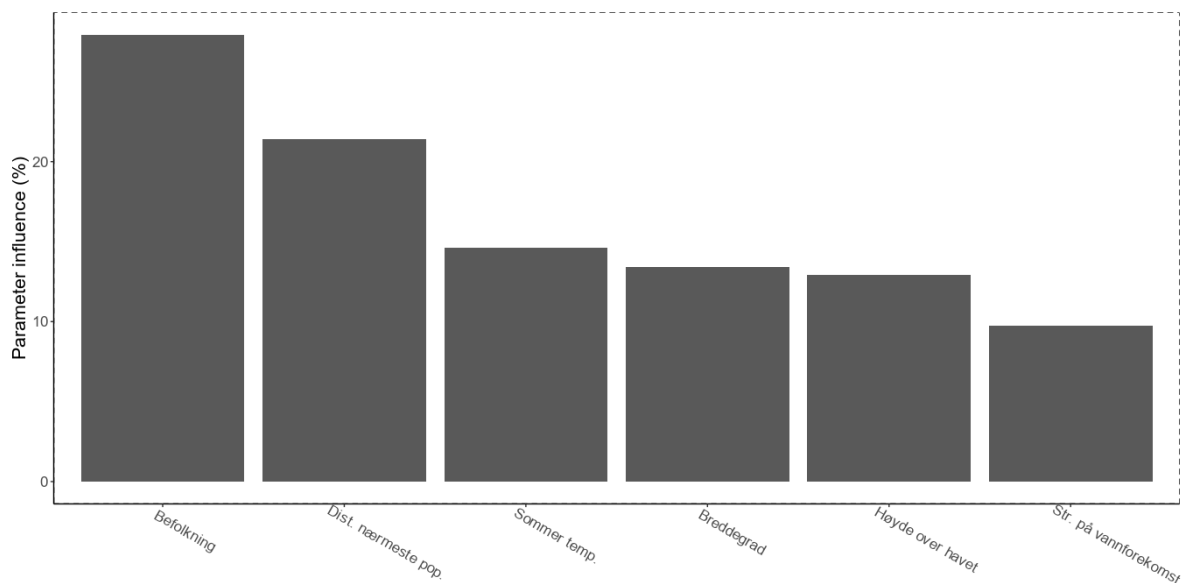
Vi ser at laksefisk i stor grad er introdusert og spres videre i vannregionNO5103, ganske høyt til fjells og til dels langt fra veier, slik at innsatsen må settes inn her. Det er relativt begrensede områder i én vannregion der laksefisk spres både ved menneskeskapt introduksjon og videre egenspredning. Ut fra kriteriene nevnt i kapittel 3 om prioritering ut fra nytte og kostnader, er det derfor i hovedsak én vannregion som bør prioriteres med tanke på laksefisk.

4.4. Store predatorfisk

4.4.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon

For gruppen «Store predatorfisk» er det en relativt enkel modell-parametrisering som ligger til grunn for beregningen av sannsynlighet for introduksjon, i motsetning til for eksempel laksefisk eller agnfisk. Med dette menes at det ikke er mange komplekse interaksjoner mellom variablene som definerer sannsynligheten (**Figur 4.13**), men at den i stor grad styres av samspillet mellom størrelsen på vannforekomsten, tetthet av menneskelig bosetning i nærområdet, temperatur og avstand til nærmeste populasjon. Grunnen til at modellen for denne artsgruppen er noe enklere enn de foregående artsgruppene, er både at det fremdeles er relativt få registrerte introduksjoner i beregningsgrunnlaget for analysen (143 registrerte introduksjoner), som setter begrensinger for antall interaksjoner det er hensiktsmessig å ha med, og at de trendene som finnes er relativt

klare. Det er en økt sannsynlighet for introduksjon av store predatorfisk i varme (>snitt temp på 14°C), lavereliggende (<500 moh.) vannforekomster over 1,6 km², i relativt tett befolkede områder. Dette er altså en artsgruppe som i hovedsak settes ut som rekreasjonsfisk i områder i og rundt små og større byer, og kan i prinsippet få en introduksjon i alle bynære vann der hvor forholdene ellers tillater det.

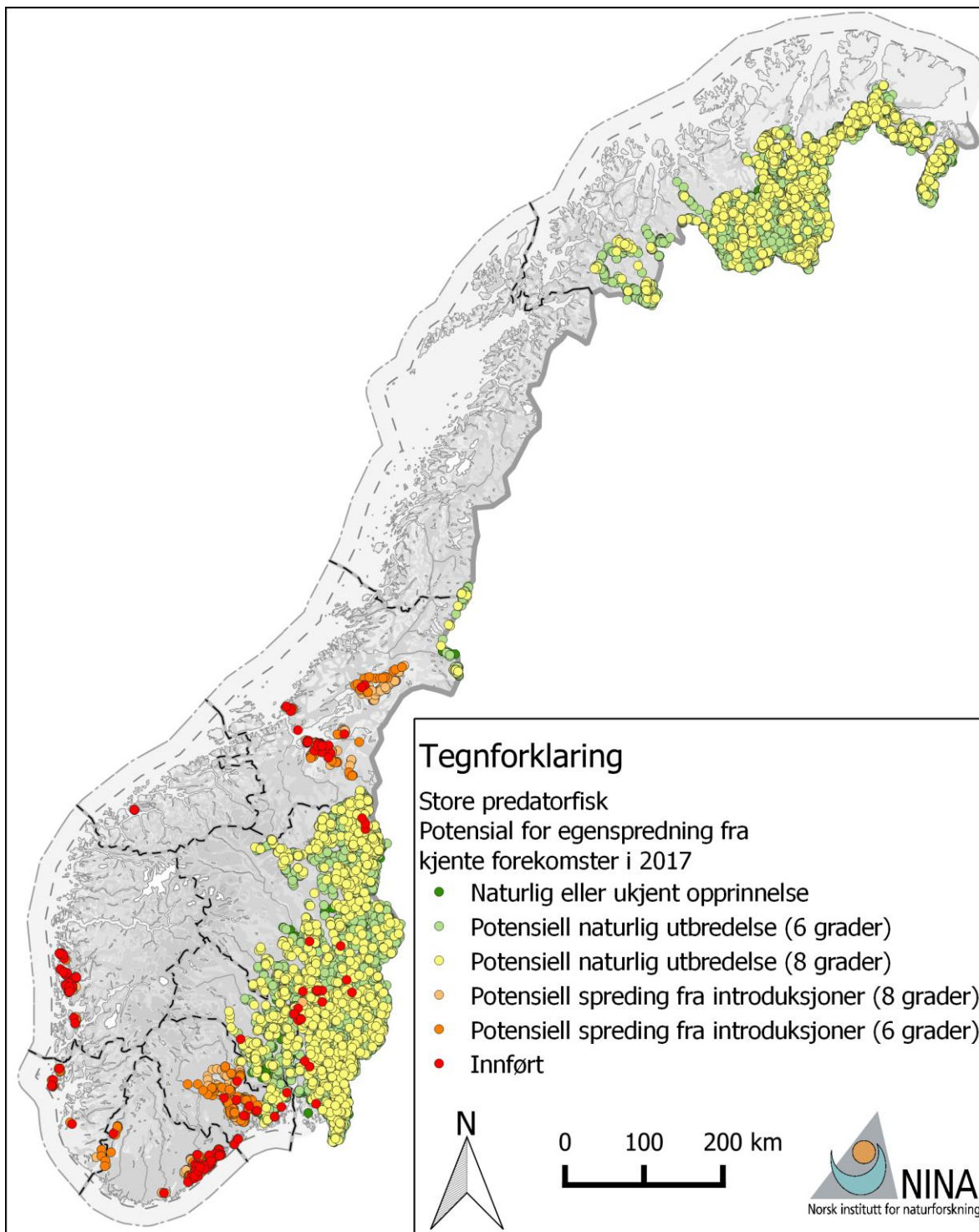


Figur 4.13: Søylediagrammene viser relativ parameterinnflytelse for variablene som er med i prediksjonsmodellen for introduksjonssannsynlighet for gruppen «Store predatorfisk».

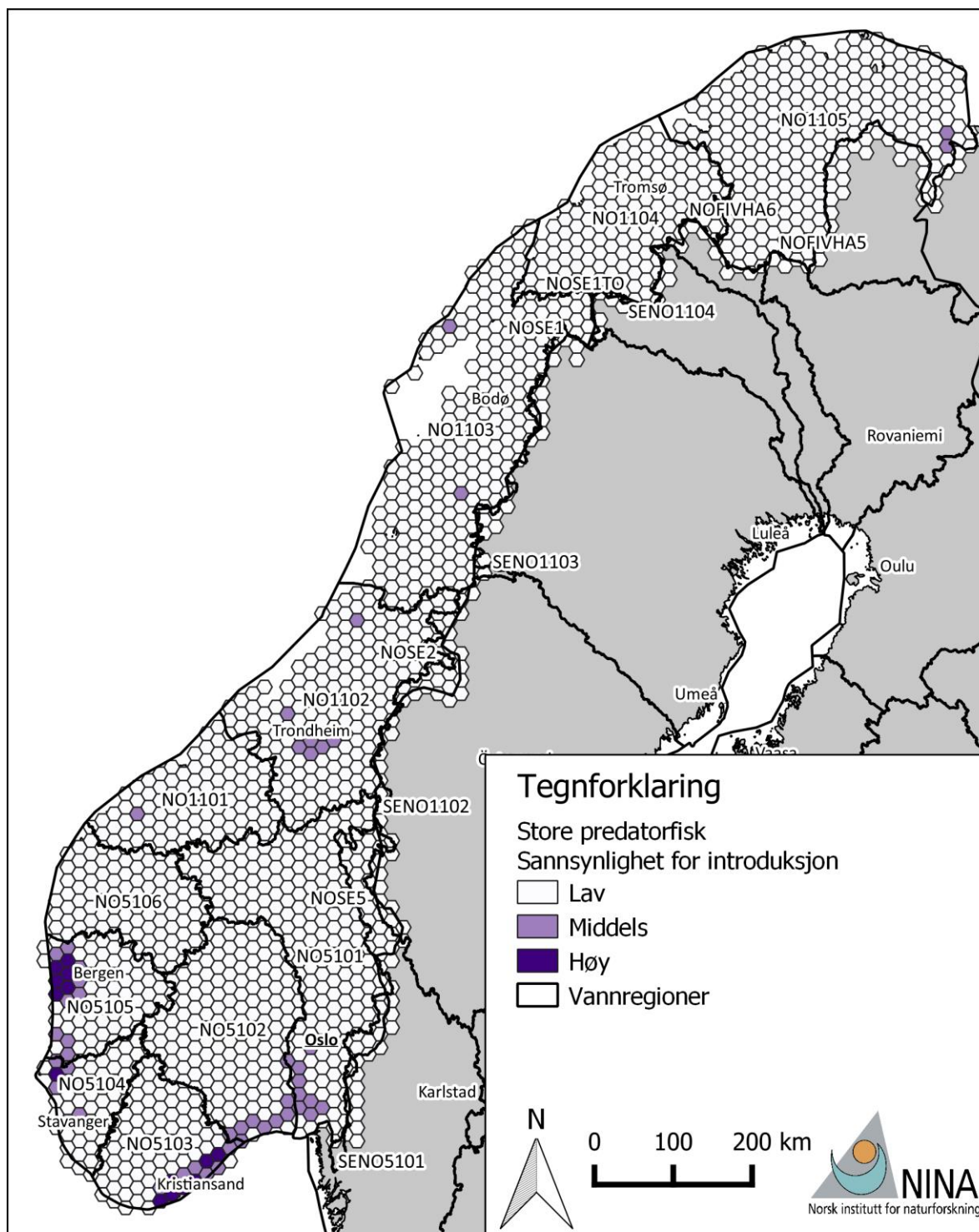
4.4.2. Introduksjon og egenspredning

Uten noen flere introduksjoner, så er det fra de 160 kjente introduserte bestandene per 2017 beregnet mulighet for videre spredning til 410 andre innsjøer når seks grader legges til grunn som fysisk vandringshindre, og 794 når åtte grader settes som grenseverdi (**Figur 4.14**). I disse tallene er kun innsjøer utenfor det som kan anses som naturlig eller potensielt naturlig utbredelsesområde tatt med.

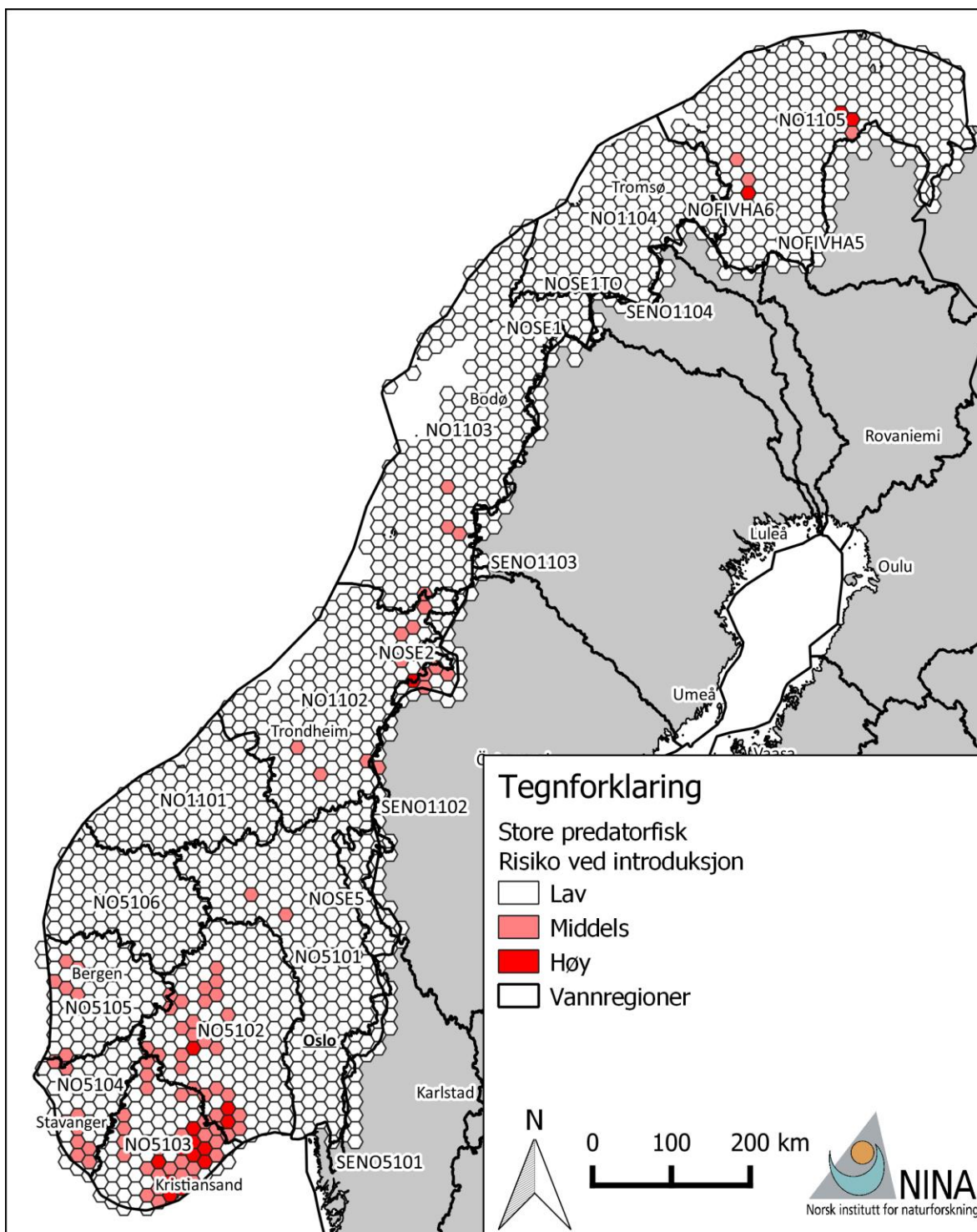
I snitt over hundre simuleringer predikeres ca. 1010 introduksjoner av «Store predatorfisk» i Norge. For denne gruppen er det fire tydelige episenter for fremtidig sannsynlighet for introduksjon (**Figur 4.15**). Disse er fordelt rundt tettbygde områder i vannregionene NO5105, NO5104 og NO5103. I tillegg så er det middels sannsynlighet innenfor områder i NO1102, NO1103, NO5102 og NO5101. Tar vi også med potensialet for egenspredning fra vannforekomster med høy sannsynlighet for introduksjon, så ser vi at det spesielt er i vannregion NO5103 og NO 5102 hvor man får størst romlig risiko ved introduksjon, men flere områder har høy risiko (**Figur 4.16**). Det er også verdt å trekke frem områder i NOSE2, som også ser ut til å få tildelt høy risiko ved introduksjon.



Figur 4.14: Kartet viser potensialet for egenspredning innenfor gruppen «Stor predatorfisk», fra alle kjente forekomster registrert per 2017.



Figur 4.15: Kartet viser predikert sannsynlighet for introduksjoner av gruppen «Store predatorfisk» innenfor 250 km² polygoner i Norge, 50 år frem i tid. Fargekoding angir kategorier av sannsynlighet, der mørkere farge betyr høyere sannsynlighet. Svarte linjer angir grenser til vannregioner i Norge.



Figur 4.16: Sammenlagt risiko (introduksjon og egenspredning) til vannforekomster artsgruppen ikke finnes i fra før) ved simuleringer av introduksjoner 50 år frem i tid, innenfor 250 km² polygoner i Norge.

4.4.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger

Store predatorfisk har evne til å påvirke et helt økosystem gjennom «top-down»-effekter (McQueen, m.fl. 1989). Spesielt ser man stor negativ effekt av introduksjon av gjedde i mellomstore og små vannforekomster der middeltemperaturer i vannet på sommeren er over ca. 11°C i lengre perioder, som virker til å være den temperaturgrensen hvor konkurransefortrinnet til gjedde som predator øker i forhold til ørret (Öhlund, m.fl. 2015). I Norge kan vi forvente en økning

i gjennomsnittstemperatur fra 2,7 °C til 4,5 °C, innen 2100, etter klimascenarier med henholdsvis middels til høye utslipp. Det er derfor forbundet med stor økologisk risiko å introdusere en fremmed predator inn i en vannforekomst. Disse store predatorene har ofte også gode forutsetninger for rask egenspredning siden fiskene ofte har god svømmekapasitet. For «Store predatorfisk» så vil det bli samfallende generelle råd for tiltak for å redusere den økologiske risikoen:

- Holdningskampanjer og informasjon som går mer direkte på vektor for spredning, heller enn generelle informasjonskampanjer siden de aller fleste personer ikke er vektorer for fremmed fisk. Det gjelder spesielt i områder med ekstra stor introduksjonssannsynlighet (**Figur 4.15**). Det kreves forøvrig mer forskning og utredninger for å forstå hva som gir varig effekt hva gjelder informasjonskampanjer.
- I områder med høy risiko ved introduksjon (**Figur 4.16**) bør det vurderes bekjempelse som tar høyde for å fjerne de fremmede artene for å redusere sannsynlighet for flere introduksjoner i nærområdet, og eventuelt også tiltak som kan redusere potensialet for egenspredning. Nærmere utredninger kreves for å peke ut konkrete vannforekomster som er egnet for tiltak.
- I områder med liten sannsynlighet for introduksjon, men med stort potensiale for at artene kan spres videre om den først kommer, bør man hovedsakelig prioritere overvåkning av vannforekomster og forebyggende informasjon. Selv om sannsynligheten her er noe redusert for introduksjoner, så kan man forvente at den økologiske effekten totalt er større, om det ikke tidligere finnes arter innfor gruppen i området.

Ut fra en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsvurdering, vil nytten av å hindre spredning eller bekjempe disse artene være knyttet både til at de har betydelige negative virkninger på rekreasjonsfiske etter ørret, og at de påvirker næringsbalansen i vannforekomstene de kommer til og dermed påvirker naturmangfoldet negativt. Disse store predatorfiskene kan påvirke hele økosystemet de blir introdusert til. Nyttens blir størst der både naturmangfold og rekreasjonsfiske blir negativt påvirket av de fremmede artene. Disse artene introduseres både til fisketomme vann og til vann der det er et rekreasjonsfiske i utgangspunktet. Med tanke på naturmangfold vil disse derfor kunne bli spredt til fisketomme vann, og de kan bli spredt til vannforekomster med naturmangfold av ulik verdi. Skaden er verst – og nytten av bekjempelse størst – der naturmangfoldet før introduksjon er spesielt sårbart eller har truede (rødlistede) naturtyper eller arter. Slike forekomster bør derfor prioriteres. Både nytte- og kostnadsmessig har det dessuten størst nytte og kostnadsbesparelse å hindre introduksjon der artene vil spre seg til mange og store vannforekomster ved egenspredning fordi det vil medføre redusert nytte i mange vannforekomster og større kostnader ved senere bekjempelse.

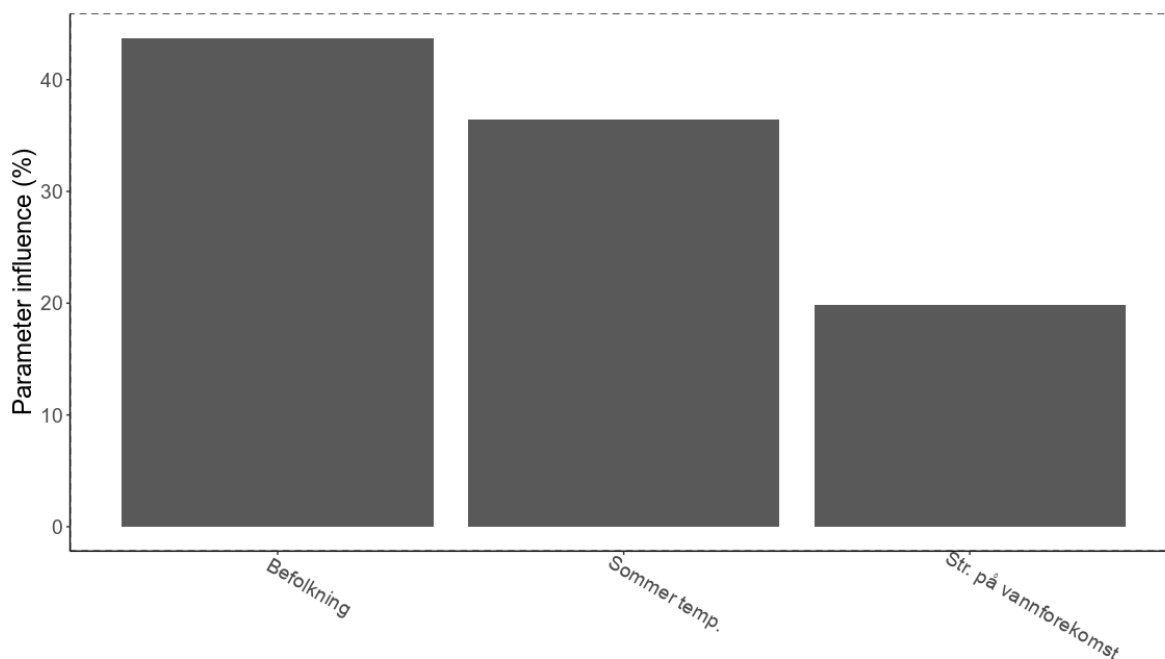
Vi ser at store predatorfisk spres i flere vannregioner, slik at det i utgangspunktet kan være aktuelt med innsats mot denne gruppen i store deler av landet. Sannsynlighet for introduksjon er imidlertid størst i vannregioner med større befolkningkonsentrasjoner og nær disse, særlig i vannregion NO5105, NO5104 og NO5103. Ut fra kriteriene nevnt i kapittel 3 om prioritering ut fra nytte og kostnader, er det derfor behov for prioritering innen de vannregionen der artene introduseres og spres videre.

4.5. Eksotiske fisk

4.5.1. Faktorer som forklarer sannsynlighet for introduksjon

For gruppen eksotiske fiskearter var datagrunnlaget for analyser ganske lite (21 kjente introduksjoner). Dette setter en del begrensninger for hvor komplekse eller spesifikke trender man kan utforske i dataene, og gitt at det er ca. 30 000 vannforekomster i databasen hvor det ikke er registrert introduksjoner av eksotiske fisk, vil den generelle sannsynligheten også være ganske lav på landsbasis. Det gjør også at det er en relativt enkel modell som ligger til grunn for denne artsgruppen, med tre variabler som til sammen legger føringer for sannsynlighet for introduksjons

(Figur 4.17), og hvor det i tillegg er knyttet relativt stor usikkerhet til prediksjoner. De svake trendene som estimerer i modellen tilsier at det er størst sannsynlighet i relativt varme områder ($> 14\text{ }^{\circ}\text{C}$), og for vannforekomster som er mellom en og åtte km^2 i befolkede områder. Dette samsvarer jo potensielt med veldig mange vannforekomster sør i Norge, men den generelle sannsynligheten for introduksjon i disse er altså likevel lav.

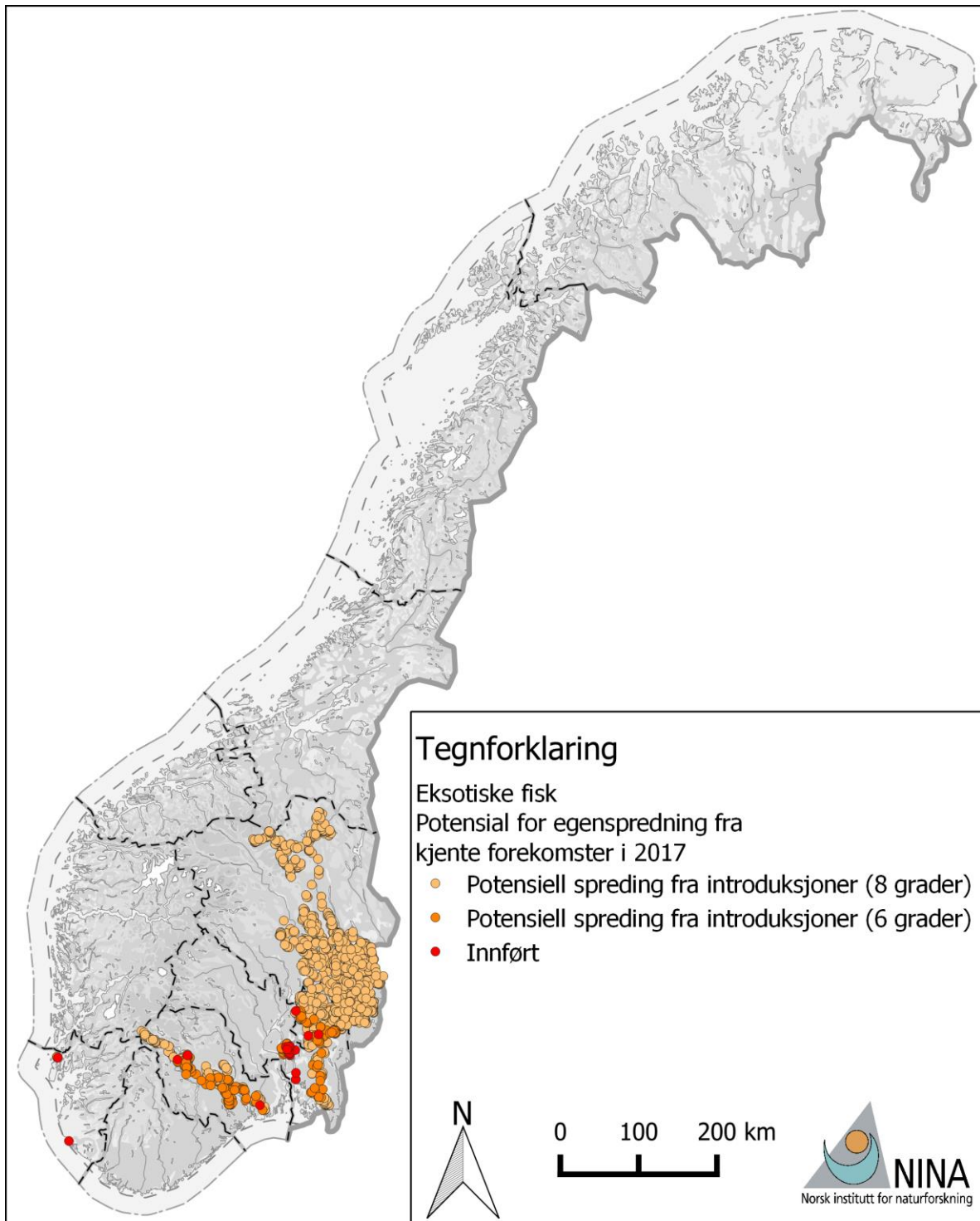


Figur 4.17: Søylediagrammene viser relativ parameterinnflytelse for variablene som er med i prediksjonsmodellen for introduksjonssannsynlighet for gruppen «Eksotiske fisker».

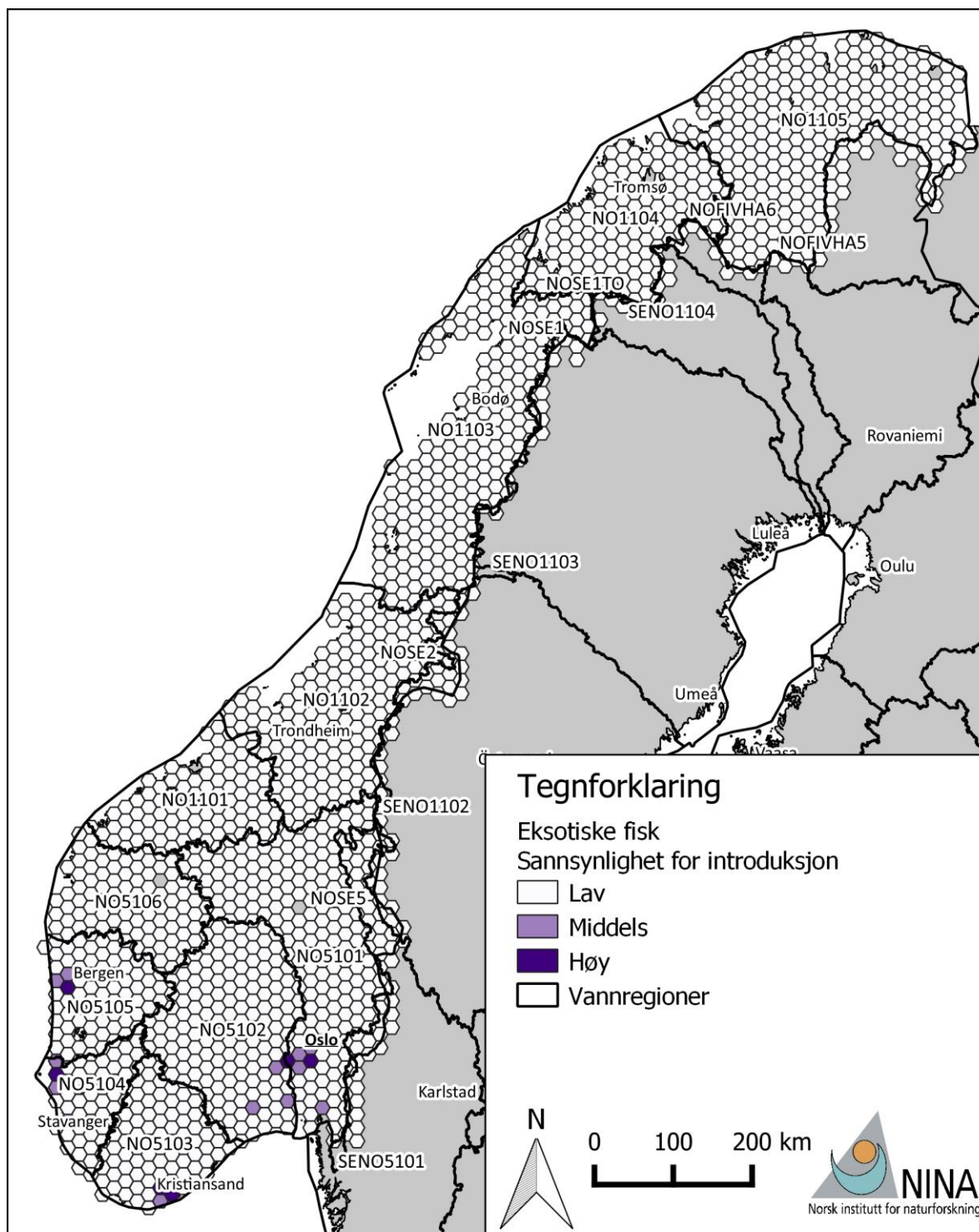
4.5.2. Introduksjon og egenspredning

Fra de 21 kjente introduserte bestandene per 2017 beregnes det mulighet for videre spredning til 209 andre innsjøer når seks grader legges til grunn som fysisk vandringshindre, og 2 008 når åtte grader settes som grenseverdi (Figur 4.18). I disse tallene er kun innsjøer utenfor det som kan anses som naturlig eller potensielt naturlig utbredelsesområde tatt med. Vi antar også at åtte grader er en brattere helning i terrenget enn hva denne artsgruppen vil klare per nå.

I snitt over hundre simuleringer predikeres ca. 230 introduksjoner av eksotiske fisker i Norge. Det er tydelige tyngdepunkter for introduksjoner i vannregioner NO5105, NO5104, NO5103 og NO5101/2, alle tilknyttet tettbeboede steder (Figur 4.19). Det er verdt å merke seg at beregningsgrunnlaget for denne gruppen inneholder veldig få introduksjoner, så de få som er registrert får derfor mye innflytelse på hvordan spredningsmønsteret predikeres fremover i tid. For denne gruppen har vi ikke valgt å kombinere introduksjon og potensialet for videre spredning. Dette er basert på at vi har veldig liten kunnskap om begge deler i Norge, slik at vi teoretisk ville gitt estimater med ekstra høy usikkerhet for denne gruppen hva gjelder potensialet for egenspredning i stor skala. Kartet med sannsynlighet for introduksjon kan derfor også sees på som en forsiktig framskrivning av fremtidige senarioer.



Figur 4.18: Kartet viser potensialet for egenspredning innenfor gruppen «Eksotisk fisk», fra alle kjente forekomster registrert per 2017.



Figur 4.19: Kartet viser predikert sannsynlighet for introduksjoner av gruppen «Eksotiske fisk» innenfor 250 km² polygoner i Norge, 50 år frem i tid. Fargekoding angir sannsynlighets-kategori, der mørkere farge betyr høyere sannsynlighet. Svarte linjer angir grenser til vannregioner i Norge.

4.5.3. Økologiske og samfunnsøkonomiske vurderinger

Det er ikke lett å angi potensiell økologisk risiko for eksotiske arter, siden sammenligningsgrunnlaget fremdeles er ganske lavt i Norden. Siden mange vann i Norge fremdeles er helt på grensen av hva flere eksotiske arter kan tåle av temperatur og andre forhold, så antas det at den økologiske risikoen er relativt liten i de fleste vannforekomster. Det er likevel grunn til å tro at risikoen

kommer til å øke med økende temperaturer, og hvor vannmiljøene endrer seg til mer gunstige for de ofte mer varmekjære eksotiske artene. Basert på observasjoner, men som enda ikke er verifisert av data, er det også grunn til å tro at for eksempel solabor som er blitt introdusert blant annet i Asker kan ha ganske eksplosiv populasjonsvekst der den nå er etablert. Basert på disse observasjonene, der solabor fremstår som dominerende fiskebiomasse, så er det vanskelig å se for seg at arten har en liten økologisk effekt på stedegen flora og fauna. For å minimere denne risikoen for økologisk effekt, så er det to generelle tiltakskonsepter som kan passe for denne gruppen:

- Holdningskampanjer og informasjon som går mer direkte på vektor for spredning, heller enn generelle informasjonskampanjer siden de aller fleste ikke er vektorer for fremmed fisk. Spesielt i områder med ekstra stor introduksjonssannsynlighet (**Figur 4.19**). Det kreves her mer forskning og utredninger for å forstå hva som gir varig effekt av informasjonskampanjer.
- I områder med høy sannsynlighet for introduksjon og spredning bør det vurderes bekjempelse som tar høyde for å fjerne de fremmede artene for å redusere sannsynligheten for flere introduksjoner i nærområdet, og eventuelt også tiltak som kan redusere potensiale for egenspredning fra eksisterende populasjoner. Det bør også prioriteres hyppig overvåking i nærliggende vannforekomster der hvor arten(e) først blir observert. Nærmere utredninger kreves for å peke ut konkrete vannforekomster som er egnet for tiltak.

Ut fra en samfunnsøkonomisk nyttekostnadsvurdering, vil nytten av å hindre spredning eller bekjempe disse artene være avhengig av hvilke negative virkninger disse eksotiske fremmede fiskene har på rekreasjonsfiske og/eller naturmangfold. Nytten blir størst der både naturmangfold og rekreasjonsfiske blir negativt påvirket av de fremmede artene. Det er betydelig usikkerhet knyttet til disse artenes påvirkning både på rekreasjonsfiske og naturmangfold. Skaden vil være verst – og nytten av bekjempelse størst – der naturmangfoldet før introduksjon er spesielt sårbart eller har truede (rødlistede) naturtyper eller arter. Slike forekomster bør derfor prioriteres. Både nytte- og kostnadmessig har det dessuten størst nytte og kostnadsbesparelse å hindre introduksjon der artene eventuelt vil spre seg til mange og store vannforekomster ved egenspredning fordi det vil medføre redusert nytte i mange vannforekomster og større kostnader ved senere bekjempelse.

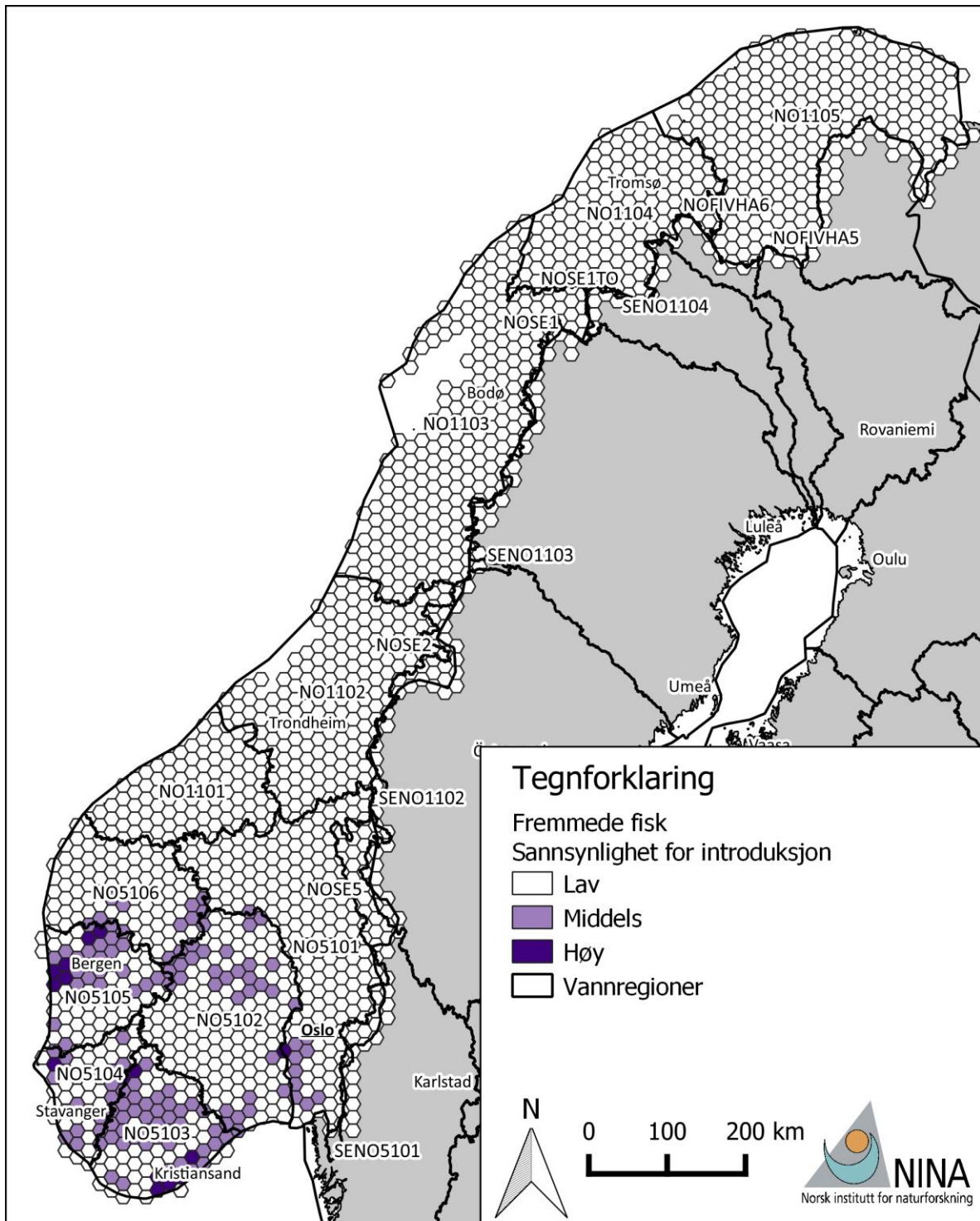
Vi ser at eksotiske fisk spres i flere i vannregioner, særlig NO5105, NO5104, NO5103 og NO5102/01 og spesielt nær større byer som Oslo, Bergen og Stavanger, slik at innsatsen eventuelt må settes inn her. Ut fra kriteriene nevnt i kapittel 3 om prioritering ut fra nytte og kostnader, er det imidlertid usikkert i hvor stor grad innsats mot disse artene bør prioriteres, fordi det er usikkert hvor store negative virkninger de vil ha for naturmangfold og fiske, og i hvilken grad de vil spre seg videre ved egenspredning og overleve på sikt.

4.6. Samlet sannsynlighet og risiko for alle grupper

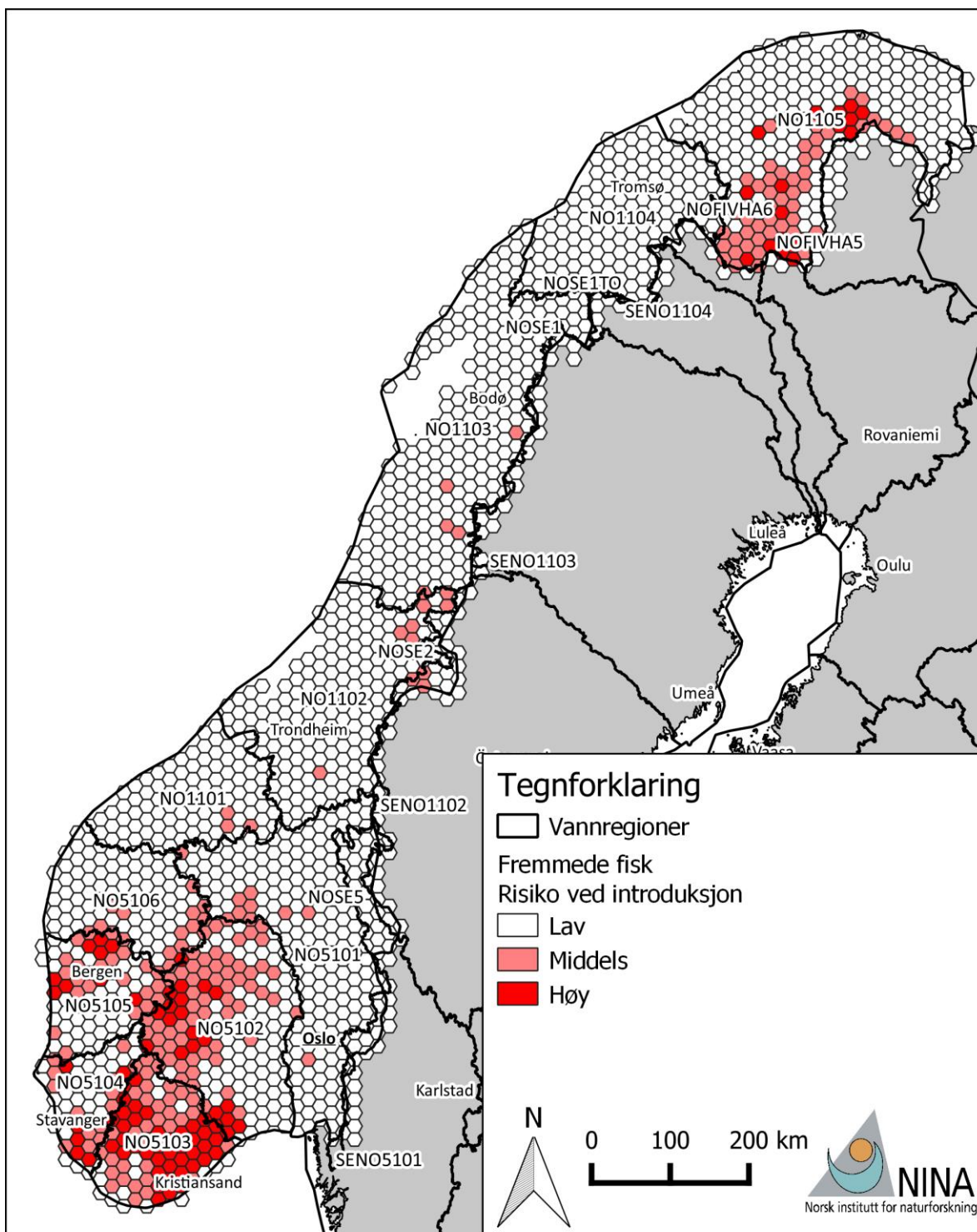
Når vi vurderer alle de fremmede fiskeartene samlet, ser vi at det er et ganske konsentrert område av landet der det er betydelig sannsynlighet for introduksjon (**Figur 4.20**). Det er i hovedsak fem vannregioner på sør-øst-vestlandet (NO5105, NO5104, NO5103, NO5102 og NO5101) der sannsynligheten er størst. Med tanke på introduksjoner i seg selv, vil det derfor være disse vannregionene der innsatsen bør settes inn for å hindre disse, men de enkelte tilfellene bør vurderes i utredninger på mindre geografisk skala. I tillegg må det prioriteres med hensyn til områder og fiskegrupper innenfor disse vannregionene. Om vi tar med egenspredning inn i kartene (**Figur 4.21**), så ser vi at risikoen er vesentlig for flere områder, og spesielt for vannregion NO1105. Grunnen til at det blir generelt stor risiko her er at det er snakk om relativt flate områder, slik at

potensialet for egenspredning er veldig stort ifra noen vannforekomster som også får en relativt stor samlet risiko ved introduksjon over alle artsgrupper.

Med tanke på nytte og kostnader ved spredning, har vi allerede diskutert at det normalt vil være mye mindre kostbart å hindre introduksjon enn å bekjempe artene som allerede er introdusert og spredt seg videre. Det kan imidlertid være ulikt for ulike fiskegrupper hvor lett det er å nå fram med informasjon eller andre tiltak som hindrer menneskeskapt introduksjon. Man vil ha aller mest igjen ved å hindre introduksjon av arter og i områder som sprer seg til mange andre, store vannforekomster, og der de kan spre seg til vannforekomster med sårbar natur og/eller store rekreasjonsverdier (på grunn av verdifulle rekreasjonsfiskearter og mange fiskere). For å komme videre i denne prioriteringen, anbefaler vi at man går nærmere inn på de vannregionene der det er funnet størst spredning, analyserer videre og særlig se på dagens fiske og naturmangfold og hvordan hver av de fremmede fiskegruppene sprer seg.



Figur 4.20: Sammenlagt sannsynlighet for introduksjon over alle artsgrupper.



Figur 4.21: Sammenlagt risiko ved introduksjon over alle artsgrupper, til vannforekomster hvor artene ikke allerede er registrert eller kan komme til.

5. Videreutvikling og begrensninger

Vi anser risikovurderingene som er presentert i denne rapporten som et nyttig verktøy for å vurdere videre hvilke tiltak som er effektive, og spesielt hvor disse bør prioriteres. Det kreves imidlertid mer detaljerte utredninger for å utrede spesifikke tiltak, samt vurdere nærmere, eventuelt beregne, kostnader og nytte av potensielle tiltak. Verktøyet vi presenterer i denne rapporten er også egnet for vurderinger av tiltak i liten skala, men usikkerheten på vannforekomst-nivå er naturlig nok noe høyere enn på større skala (Bærum, m.fl. 2020). Prediksjonene er imidlertid forbundet med usikkerhet, og det er også antagelser om svømmekapasitet til innenfor artsgruppene. Dette gjør at estimert egenspredning ikke nødvendigvis reflekterer reell spredningsevne i alle settinger. Risikoen som fremstilles i denne rapporten må derfor tolkes med dette i tankene, og ikke vurderes som absolutte verdier.

I kartutsnittene hvor vi viser sannsynlighet for introduksjon, har vi aggregert sannsynligheten for alle vannforekomster per polygon. Hvert hexa-polygon tilsvarer et areal på ca. 250 km², og antall vannforekomster innenfor dette kan variere mye. Vi har likevel ikke gjort noen skaleringer, eller kompensering, med tanke på antall vannobjekter per polygon når vi har aggregert total sannsynlighet innenfor disse. Dette fordi vi mener det er riktig at områder med veldig mange vannforekomster, og som også har relativt stor sannsynlighet for introduksjon i disse, får allokert en høyere sannsynlighet generelt i kartene, enn om man har få vannforekomster i et polygon, men med tilsvarende sannsynlighet for introduksjon innenfor disse. Ulempen med denne typen aggregering er at polygoner som har mange vannforekomster med veldig liten sannsynlighet for introduksjon, og kun et par vannforekomster med veldig høy sannsynlighet, vil kunne få en relativt lav total sannsynlighet for introduksjon i forhold til et polygon som har mange vannforekomster med middels sannsynlighet, men ingen med stor sannsynlighet. Det kan være vanskelig å vurdere de konkrete forskjellene i sannsynlighet for introduksjon, eller prioritering av tiltak, i disse to forskjellige situasjonene. Det kan imidlertid hjelpe på vurderingene å ilegge forskjellen i forventet egenspredning den største vekten i disse tilfellene, altså risiko ved introduksjon. Dette er også en av grunnene til at vi har valgt å vise sannsynlighet for introduksjon, og risiko ved introduksjon i to forskjellige kartlag, slik at disse både kan vurderes sammen og hver for seg.

Videre baserer prediksjonene for spredning seg på tilgjengelige data, som igjen viser et historisk bilde på introduksjonstilfeller av arter. Som nevnt tidligere, endrer motivasjonen, og derfor også vektoren, for nye introduksjoner av spesifikke arter seg i tid og rom. Det er derfor vanskelig å forutse akkurat hvilken art som vil bli introdusert hvor, men heller hvor en art innenfor en gruppe blir introdusert. Det kan diskuteres hvor godt de forskjellige artene som ligger i datagrunnlaget kan klassifiseres innenfor en enkelt gruppe av fisk hva gjelder hovedmotivasjon for utsettelse og forventet økologisk effekt, men analysene av de forskjellige artsgruppene tyder på at det er distinkte forskjeller i disse forventingene. Disse introduksjonsmønstrene, uavhengig av art, virker også å være ganske stabile i et tidsperspektiv på 50 år, og det er derfor å forvente at den overordnede risikoen vi presenterer i denne rapporten gir et godt bilde på forventet spredningsmønstre, selv om det også er forventet at det kan dukke opp fremmede arter utenfor soner som har fått høy eller middels sannsynlighet for introduksjon.

Med tanke på nytte-kostnadsvurderinger gjør blant annet de forholdene som er beskrevet ovenfor, at det ikke kan vurderes eller beregnes eksakte nytteverdier og kostnader ved å hindre spredning eller bekjempe ulike arter i ulike områder. Nytte-kostnadsvurderinger på et overordnet nivå, som vi har vist i foregående kapittel, gir imidlertid en retning med hensyn til hvor og for hvilke arter man bør prioritere tiltaksinnsatsen. For å gjøre mer detaljerte nytte- og kostnadsberegninger eller -vurderinger, må vi gå nærmere inn på de prioriterte vannregionene.

6. Konklusjon

Det er viktig å redusere det skadeomfanget fremmede fiskearter kan påføre et økosystem, og dette gjøres helt klart best ved å forhindre spredning av artene i første omgang. For ferskvannsfisk er primær vektor for introduksjoner av fremmede arter ganske klar: det gjøres bevisst eller ubevisst av mennesker. Ferskvannsfisk har ingen mulighet til å spre seg til nye vassdrag som ikke har tilknytning til det naturlige utbredelsesområdet, utover det at den fysisk blir introdusert inn i det. Er den først introdusert og etablert i en vannforekomst, ser man som regel at det vil være rask videre spredning til andre egnede vannforekomster i vassdraget. Dette skjer både via videre spredning av mennesker og i form av egenspredning til lett tilgjengelige vannforekomster. Måten å hindre denne spredningen på går gjennom informasjon, oppsyn og bøter for å skape holdnings- og adferdsendringer, (dvs., fjerne primærvektor for spredning), overvåkning av vannforekomster (registrere spredning og skadeomfang) og egnede tiltak der man fysisk går inn for å hindre spredning av en fremmed art som har blitt observert (redusere spredning og skadeomfang). Denne rapporten tar først og fremst for seg beregninger og vurderinger rundt de siste to komponentene, der vi også har relativt godt data- og kunnskapsgrunnlag, mens det mangler kunnskap på hva som effektivt vil fjerne eller redusere vektoren(e), altså skape vedvarende holdningsendringer rundt introduksjon av fremmede ferskvannsfisk i Norge. Kunnskap fra denne rapporten kan likevel være med på å skape en forståelse av hvor nye forskningsprosjekter bør fokusere for å frembringe denne kunnskapen.

Vi ser at både trender og potensiell økologisk risiko for introduksjon og spredning varierer mellom artsgrupper for fremmed fisk. Alle gruppene har betydelig sannsynlighet for nye introduksjoner i flere vannregioner, men det er tre grupper som skiller seg ut i negativ forstand med tanke på potensielt skadeomfang, og det er arter innenfor «Meitefisk», «Store predatorfisk» og «Agnfisk». Alle disse gruppene inneholder arter som potensielt er invasive, med mulighet for å ha en vesentlig påvirkning på økosystemet. Selv om spredningsmønstrene for disse artsgruppene varierer så er det et hovedtrykk sør i Norge, og i kystnære strøk, selv om innlandsområder også er representert. Dette er områder som per i dag har gunstige miljøforhold (varme) for mange av de introduserte artene, samtidig som det generelt er områder med høy befolkningstetthet. Ettersom temperaturen vil stige, så er det også forventet at denne sannsynligheten kan øke lenger nord i landet.

«Agnfisk» innføres der det er et rekreasjonsfiske i utgangspunktet, og vil kunne ha negativ påvirkning på nytten av fiske på stedeegne arter. «Meitefisk» og «Store predatorfisk» kan innføres både i vannforekomster med og uten fisk fra før. Alle disse gruppene vil påvirke naturmangfoldet i betydelig grad, mest der det er fisketomme vann tidligere og der det er sårbare/truede (rødlistet) naturtyper og arter. Nyttevirkningene av å bekjempe disse artene vil derfor være betydelige. Nytten vil være størst og kostnadsbesparelsen størst der artene har størst sannsynlighet for å spre seg videre til mange, større vannforekomster. Fiskegruppen «Laksefisk» vil kunne ha mindre økologiske effekter enn de foregående tre fiskegruppene, men vil kunne ha betydelig økologisk effekt på bunndyrfaunaen, salamandere og andre akvatiske organismer, om de settes ut i fisketomme innsjøer og det vil dermed ha en nytteverdi (spesielt form av ikke-bruksverdi) å unngå tapt arts mangfold. For gruppen «Eksotiske fisk» er usikkerheten stor både med hensyn på spredning og dermed nytten av tiltak for å unngå dette. I disse overordnede vurderingene må det presiseres at det vil kunne være geografiske variasjoner innen disse to sistnevnte fiskegruppene som kan tilsi at tiltak i enkelte vannforekomster bør prioriteres. Med tanke på prioritering av innsats, vil det fra et nytte-kostnadsperspektiv generelt være mest lønnsomt å sette inn tiltak i vannregionene med størst spredningsrisiko, der nytten i form av unngått skade på rekreasjonsfiske og sårbare natur er størst, og størst spredning videre til nye vannforekomster. Disse områdene vil kunne sammenfalle all den tid både spredningsrisikoen og samfunnsnyttene (i form av å unngå tap i både rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi) er størst i områder med størst befolkningstetthet

(som en finner sør i Norge og i kystnære strøk)². For nærmere prioritering innen de mest utsatte vannregionene, vil det være hensiktsmessig å kunne gå nærmere inn på de enkelte vannforekomster, og se både på deres naturmangfold (sårbarhet/truede naturtyper/truede arter) og dagens rekreasjonsfiske, samt antall og størrelse på vannforekomstene fisken spres til. På den måten kan man få et bedre, mer detaljert bilde av nytte og kostnader ved å sette inn tiltak.

² Merk imidlertid at rødlistede naturtyper og arter som påvirkes vil kunne ha en samlet ikke-bruksverdi som er stor selv om de ikke ligger i tett befolkede områder, da ikke-bruksverdi av disse vil være større på grunn av en større berørt befolkning som har nytte av å unngå de negative effektene.

7. Referanser

- Anonym 2013. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. NOU 2013:10. Norges offentlige utredninger.
- Anonym 2014. Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.
- Anonym 2020. Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020-2025. Klima- og miljødepartementet.
- Bakke, T.A., Cable, J. & Harris, P.D. 2007. The Biology of Gyrodactylid Monogeneans: The “Russian-Doll Killers”. I: Baker, J. R., Muller, R. & Rollinson, D. (red.) *Advances in Parasitology*. Academic Press. S. 161-460.
- Barton, D.N., S. Navrud, N. Lande & A. Bugge Mills 2009. Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case Study Report from the EU-project “Aquamoney”. NIVA Report 5732-2009. Norsk institutt for vannforskning.
- Blaalid, R., K. Magnussen, N.B. Westberg & S. Navrud (2021): A benefit-cost analysis framework for prioritization of control programs for well-established invasive alien species. *NeoBiota* 68; 31-52.
- Blumentrath, S., Perrin, S. & Finstad, A. (in prep): INVAFISH: An Open Source toolset for analyzing freshwater connectivity at trans-national scale.
- Boardman, A.E, Greenberg, D.H., Vining, A.R. & Weimer, D.L. 2018. Cost-benefit analysis. Concepts and practice. 5th edition. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Bærum, K.M., Haugen, T.O., Kiffney, P., Moland Olsen, E. & Vøllestad, L.A. 2013. Interacting effects of temperature and density on individual growth performance in a wild population of brown trout. *Freshwater Biology* 58(7): 1329-1339.
- Bærum, K.M., Vøllestad, L.A., Kiffney, P., Rémy, A. & Haugen, T.O.J.E.B.o.F. 2016. Population-level variation in juvenile brown trout growth from different climatic regions of Norway to an experimental thermal gradient. *Environmental Biology of Fishes* 99(12): 1009-1018.
- Bærum, K.M., Blumentrath, S., Fossøy, F., Hesthagen, T., Bremset, G., Magnussen, K. & Navrud. 2020. Utredning av tiltaksplaner mot fremmede ferskvannsararter i Norge. En faglig gjennomgang av tiltak og spredningsrisiko sett i sammenheng med nyttekostnadsanalyser for tre områder og fire fremmede fiskearter. NINA Rapport 1924. Norsk institutt for naturforskning.
- Bærum, K.M., Finstad, A.G., Ulvan, E.M. & Haugen, T.O. 2021. Population consequences of climate change through effects on functional traits of lentic brown trout in the sub-Arctic. *Scientific Reports* 11(1): 15246.
- DFØ 2018. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring (DFØ), Oslo.
- Elith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802-813.
- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77(8): 1793-1817.
- Eloranta, A.P., Johnsen, S.I., Power, M., Bærum, K.M., Sandlund, O.T., Finstad, A.G., Rognerud, S. & Museth, J. 2019. Introduced European smelt (*Osmerus eperlanus*) affects food web and fish community in a large Norwegian lake. *Biological Invasions* 21(1): 85-98.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A.J., Jonsson, B., Naslund, I. & Berglund, I. 2009. Thermal growth performance of juvenile brown trout, *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *Journal of Fish Biology* 74(1): 133-149.
- GRASS Development Team 2020. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8. Open Source Geospatial Foundation. Electronic document: <http://grass.osgeo.org>
- Hagenlund, M., Østbye, K., Langdal, K., Hassve, M., Pettersen, R.A., Anderson, E., Gregersen, F. & Præbel, K. 2015. Fauna crime: elucidating the potential source and introduction history of

- European smelt (*Osmerus eperlanus* L.) into Lake Storsjøen, Norway. *Conservation Genetics* 16(5): 1085-1098.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143(1): 29-36.
- Hein, C.L., Öhlund, G. & Englund, G. 2012. Future Distribution of Arctic Char *Salvelinus alpinus* in Sweden under Climate Change: Effects of Temperature, Lake Size and Species Interactions. *Ambio* 41(Suppl 3): 303-312.
- Hein, C.L., Öhlund, G. & Englund, G. 2014. Fish introductions reveal the temperature dependence of species interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281(1775).
- Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 34-41.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28:12-17.
- 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(1): 223-233.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016. Tiltaksrettet kartlegging og overvåking av fremmed ferskvannsfisk – en tilstandsvurdering av spredningen pr. 2016. NINA Rapport 1302. Norsk institutt for naturforskning.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. 2017. Dismo: Species distribution modeling. Version 1.1-4. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvannsfiskenes utbredelse og invandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet. Kristiania.
- Jenssen, M.T.S., Borgstrøm, R., Salbu, B. & Rosseland, B.O. 2010. The importance of size and growth rate in determining mercury concentrations in European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. I: Brittain, J. E. & Borgstrøm, R. (red.) *The subalpine lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn, and its catchment: local and global changes over the last 50 years. Developments in Hydrobiology* 211, vol 211. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9388-2_12
- Radinger, J., Kail, J. & Wolter, C. 2014. FIDIMO — A free and open source GIS based dispersal model for riverine fish. *Ecological Informatics*, Volume 24, Pages 238-247, ISSN 1574-9541, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.06.002>.
- Kristofersson, D. & Navrud, S. 2003. Can use and non-use values be transferred across countries? Preserving freshwater fish stocks in Iceland, Norway and Sweden. Chapter 11 in Navrud, S & R. Ready (red.): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S. & Dervo, B. 2014. Samfunnsøkonomiske kostnader ved fremmede arter i Norge: Metodeutvikling og noen foreløpige tall. Rapport 52/2014 Vista Analyse.
- Magnussen, K., S. Skjeflo, S. Dombu, T. Hesthagen, O.T. Sandlund, E. Aronsen & X. Chen 2018. Verdssetting av miljøulempene ved fremmede ferskvannsfisk – et pilotprosjekt. Menon-publikasjon 2018-13. Miljødirektoratet publikasjon M-944|2018. Miljødirektoratet.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, M. Rød, R. Błaalid & Often, A. 2019. Kost-nyttevurderinger av tiltak mot fremmede karplanter. Menon-rapport 2019-108.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, R. Błaalid og L. Vassvik 2020. Kostnader og nytte ved tiltak mot fremmede karplanter – en oppsummering. Menon-rapport 2020-117.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, E. Grieg, M. Rød, L. Tingstad, A. Skrindo, L. Vassvik, A. Often 2021. Bekjempelse av fremmede karplanter – kostnader og nytte ved tiltak mot 65 arter. Menon-rapport 2021-133.

- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3): 689-710.
- McLaughlan, C., Gallardo, B., & Aldridge, D.C. 2014. How complete is our knowledge of the ecosystem services impacts of Europe's top 10 invasive species? *Acta Oecologica*. Volume 54: 119-130.
- Metz, M., Rocchini, D. & Neteler, M. 2014. Surface Temperatures at the Continental Scale: Tracking Changes with Remote Sensing at Unprecedented Detail. *Remote Sens.* 2014, 6(5): 3822-3840. <https://doi.org/10.3390/rs6053822>
- McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R., Stewart, T.J. & Lean, D.R.S. 1989. Bottom-Up and Top-Down Impacts on Freshwater Pelagic Community Structure. *Ecological Monographs* 59(3): 289-309.
- Navrud, S. & Ready, R. (red.) 2007. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, Nederland.
- Navrud, S. 2001a: Samfunnsøkonomisk nytteverdi av villakseressursene i nasjonale laksevasdrag.- Oppfølgingsstudie. Rapport til Direktoratet for naturforvaltning. Direktoratet for naturforvaltning.
- Navrud, S. 2001b: Economic valuation of inland recreational fisheries. Empirical studies and their policy use in Norway. *Fisheries Management and Ecology* 8 (4-5): 369-382.
- Navrud, S. & O. Bergland. 2016. Valuing ecosystem services loss from a radioactive deposition scenario: Recreational fishing welfare loss in River Vikedalselv. Notat. Handelshøyskolen, Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), Ås.
- Næstad, F. & Brittain, J.E. 2010. Long-term changes in the littoral benthos of a Norwegian subalpine lake following the introduction of the European minnow (*Phoxinus phoxinus*). I: J.E., B. & R., B. (red.) *The subalpine lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn, and its catchment: local and global changes over the last 50 years*. Springer, Dordrecht., *Developments in Hydrobiology* 211, vol 211.
- Perrin, S.W., Bærum, K.M., Helland, I.P. & Finstad, A.G. 2021. Forecasting the future establishment of invasive alien freshwater fish species. *Journal of Applied Ecology*. In press.
- Perrin, SW, Englund, G, Blumentrath, S, Brian O'Hara, R, Amundsen, P-A, Gravbrøt Finstad, A. Integrating dispersal along freshwater ecosystems into species distribution models. *Divers Distrib.* 2020: 26: 1598– 1611. <https://doi.org/10.1111/ddi.13112>
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Wahl, D.H., Wolfe, M.D., Santucci, V.J. & Freedman, J.A. 2011. Invasive carp and prey community composition disrupt trophic cascades in eutrophic ponds. *Hydrobiologia* 678(1): 49-63.
- Öhlund, G., Hedström, P., Norman, S., Hein, C.L. & Englund, G. 2015. Temperature dependence of predation depends on the relative performance of predators and prey. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1799): 20142254.

8.Vedlegg A

Liste over antall sannsynlige introduksjoner og spredninger per artsgruppe, per vannregion.

	Vannregion																							
	FWHA5	FWHA6	FWHA7	NO101	NO103	NO104	NO105	NO5101	NO5102	NO5103	NO5104	NO5105	NO5106	NOSE1	NOSE10	SE1	SE10	SE2	SE5	SENO103	SENO104	SENO5101	SENO102	
Agnfisk	Antall vann med simulerte introduksjoner	1	0	1	635	1382	249	1068	1626	3717	6205	5242	9726	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko for introduksjoner som ikke er tilgjengelig per 2017	1	0	1	101	96	5	24	4383	1626	667	4383	6205	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
	Antall vann med simulert egenspredning	15	17	63	564	920	282	579	4383	1626	667	4383	6205	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko foregenspredning som ikke er tilgjengelig per 2017	6	11	63	302	459	282	579	4383	1626	667	4383	6205	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
	Antall vann med simulerte introduksjoner sammenlagt	16	17	64	1187	2294	826	282	1644	7830	667	4383	6205	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko introduksjoner sammenlagt som ikke er tilgjengelig per 2017	3	11	64	304	420	282	579	1644	7830	667	4383	6205	306	2343	896	456	2070	6914	2488	4827	1415	601	1349
Store predatorfisk	Antall vann med simulerte introduksjoner	0	0	0	34	108	30	151	85	4517	1644	7830	6205	241	998	1788	5395	1813	3092	306	2343	896	456	2070
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko for introduksjoner som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	6	9	1	6	151	85	4517	1644	7830	241	998	1788	5395	1813	3092	306	2343	896	456	2070
	Antall vann med simulert egenspredning	10	8	44	53	167	190	9548	23	2023	23	85	4517	96	241	998	1788	5395	1813	3092	306	2343	896	456
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko foregenspredning som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	1	1	0	0	6	23	23	85	4517	96	241	998	1788	5395	1813	3092	306	2343	896	456
	Antall vann med simulerte introduksjoner sammenlagt	10	8	44	53	167	190	9548	23	2023	23	85	4517	96	241	998	1788	5395	1813	3092	306	2343	896	456
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko introduksjoner sammenlagt som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	2	47	0	219	155	9691	154	9548	6	151	11092	1981	13391	2039	12375	24	1068	1626	3717	6205
Meitfisk	Antall vann med simulerte introduksjoner	0	0	0	88	214	90	444	297	11171	155	9691	154	9548	6	151	11092	1981	13391	2039	12375	24	1068	1626
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko for introduksjoner som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	5	8	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Antall vann med simulert egenspredning	10	10	55	151	309	339	807	10784	4	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24	109	3513	5896
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko foregenspredning som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	101	309	339	807	10784	4	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24	109	3513	5896
	Antall vann med simulerte introduksjoner sammenlagt	10	10	55	151	309	339	807	10784	4	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24	109	3513	5896
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko introduksjoner sammenlagt som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	101	309	339	807	10784	4	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24	109	3513	5896
Laksfisk	Antall vann med simulerte introduksjoner	0	0	0	218	718	398	1230	1107	2814	350	3230	301	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko for introduksjoner som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	218	718	398	1230	1107	2814	350	3230	301	2866	159	425	3122	714	606	461	1217	459	1114	24
	Antall vann med simulert egenspredning	13	20	64	774	2188	860	2966	14330	3087	13164	14	1230	1107	2814	350	3230	301	2866	159	425	3122	714	606
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko foregenspredning som ikke er tilgjengelig per 2017	0	13	23	434	562	996	2	915	8	98	522	101	309	0	214	7	47	275	46	167	9	108	380
	Antall vann med simulerte introduksjoner sammenlagt	13	20	64	774	2188	860	2966	14330	3087	13164	14	1230	1107	2814	350	3230	301	2866	159	425	3122	714	606
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko introduksjoner sammenlagt som ikke er tilgjengelig per 2017	0	13	23	434	562	996	2	915	8	98	522	101	309	0	214	7	47	275	46	167	9	108	380
Elsøtiske fisk	Antall vann med simulerte introduksjoner	0	0	0	5	192	7	31	204	20	47	2186	1569	4808	1466	3884	236	1107	2814	350	3230	301	2866	159
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko for introduksjoner som ikke er tilgjengelig per 2017	0	0	0	5	192	7	31	204	20	47	2186	1569	4808	1466	3884	236	1107	2814	350	3230	301	2866	159
	Antall vann med simulert egenspredning	6	3	23	16	41	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko foregenspredning som ikke er tilgjengelig per 2017	6	3	23	16	41	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10
	Antall vann med simulerte introduksjoner sammenlagt	6	3	23	16	41	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10
	Antall vann med over gjennomsnittlig risiko introduksjoner sammenlagt som ikke er tilgjengelig per 2017	6	3	23	16	41	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10	53	10	46	10

9. Vedlegg B. Verdsetting av nytten av å unngå fremmede ferskvannsfisk og nytten av rekreasjonsfiske

9.1. Norsk pilotundersøkelse om verdien av å unngå miljøulempene ved fremmede ferskvannsfisk

I et pilotprosjekt for Miljødirektoratet, rapportert i Magnussen m.fl. (2018) ble det innhentet verdianslag for å unngå miljøulempene av fremmede ferskvannsfisk ved bruk av betinget verdsettingsmetoden. Verdsettingen ble gjennomført for de regionalt fremmede ferskvannsfiskeartene gjedde og ørekyt i Trøndelag (tidligere Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag) i november og desember 2017. Pilotstudien var en web-basert undersøkelse der man benyttet internettpanel for å rekruttere et representativt utvalg av respondenter for den aktuelle befolkningen. Ved utforming av undersøkelsen ble det lagt vekt på grundig uttesting ved bruk av fokusgrupper og én-til-én-intervjuer, i tillegg til en mindre pilottest før gjennomføring av selve (pilot)undersøkelsen.

De scenarioene de ble bedt om å oppgi betalingsvillighet for var henholdsvis å bekjempe gjedde i hele landet og i eget fylke, og deretter for å bekjempe ørekyt i hele landet og i eget fylke (se Magnussen mfl.2018).

Tabellene nedenfor viser trøndernes gjennomsnittlige betalingsvillighet som et engangsbeløp per husholdning for å utrydde henholdsvis gjedde og ørekyt der de er regionalt fremmede i henholdsvis hele landet og eget fylke. **Tabell 9.1** angir et konservativt, nedre anslag ved at alle «vet ikke»-svar antas å ha null betalingsvillighet. Protestsvar og ekstreme observasjoner (definert som betalingsvillighet større enn 2,5 prosent av husholdningsinntekten) er tatt ut. Tabell 9.2 angir et øvre anslag for betalingsvilligheten ved at «vet ikke»-svar også er tatt ut, og dermed antar man at disse har en positiv betalingsvillighet lik gjennomsnittet til dem som ikke svarte «vet ikke». For å beregne gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning, må vi vurdere hva de som svarer «null kroner» og «vet ikke» egentlig mener. Har de en reell betalingsvillighet lik null, eller oppgir de disse svarene fordi de protesterer mot spørsmålsstillingen, betalingsmåten e.l.? Vi har derfor gått gjennom de årsaker folk oppgir for sine nullsvar og «vet ikke»-svar, for å søke å identifisere reelle nullsvar og protestsvar. I denne undersøkelsen var det ganske få nullsvar, men en høy andel vet-ikke-svar. Vi har derfor gjennomført en følsomhetsanalyse med ulike antagelser for om disse svarene skal tas med som reelle nullsvar eller tas ut av analysen med sikte på å angi både et nedre (konservativt) og øvre anslag for betalingsvilligheten.

Tabell 9.1: Konservativt, nedre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning (som et engangsbeløp) for å utrydde gjedde og ørekyt der den er regionalt fremmed i hele landet og eget fylke³. Kilde: Magnussen mfl. (2018)

	Gjedde		Ørekyt	
	Hele landet	Fylke	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1259	909	1034	737
95 % konfidensintervall	[1072,1447]	[764, 1054]	[867, 1200]	[609, 866]
Antall observasjoner	678	676	679	675

Tabell 9.2 Øvre anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning (som et engangsbeløp) for å utrydde gjedde og ørekyt der den er regionalt fremmed i hele landet og eget fylke⁴. Kilde: Magnussen mfl. (2018)

	Gjedde	Ørekyt
--	--------	--------

³ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner. Ekstreme observasjoner og protestsvar er utelukket. «Vet ikke» er erstattet med null.

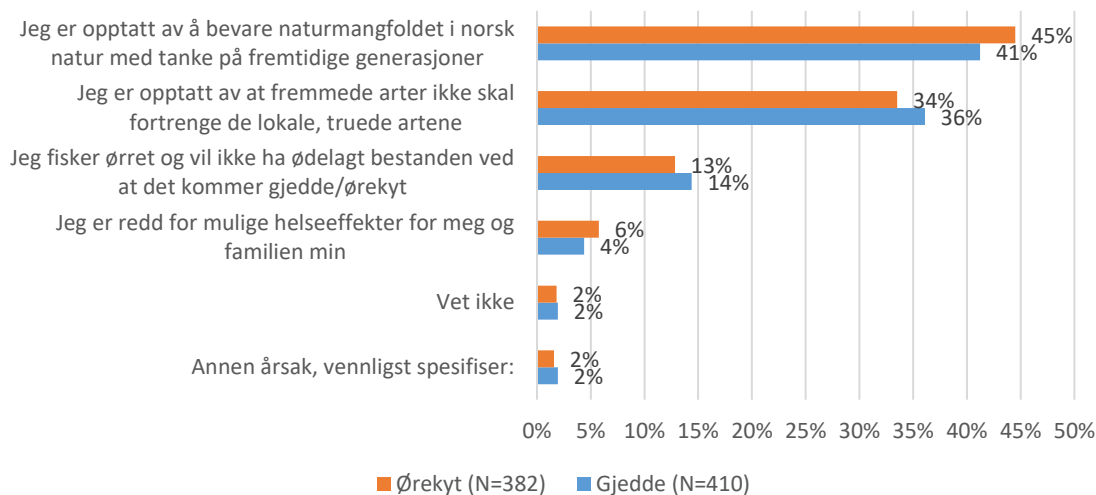
⁴ Gjennomsnitt basert på midtpunktene på betalingskalaen, med unntak av nullsvar og svar over 10 000 kroner, hvor de eksakte beløp som oppgis brukes. Ekstreme observasjoner, protestsvar og «vet ikke»-svar er tatt ut ved beregningen av gjennomsnittet.

	Hele landet	Fylke	Hele landet	Fylke
Gjennomsnittlig betalingsvillighet	1893	1362	1659	1185
95 % konfidensintervall	[1630, 2157]	[1157, 1567]	[1409, 1909]	[990, 1380]
Antall observasjoner	451	451	423	420

Tabellene over viser at betalingsvilligheten per husholdning i Trøndelag som et engangsbeløp for å unngå skadevirkningene av gjedde i hele landet ligger i intervallet 1259-1893 kroner (med 95 %-konfidensintervall 1072-2157 kroner) og kun for eget fylke 909-1362 kroner (764-1567 kroner). Tilsvarende tall for hele landet for ørekyt er 1034-1659 kroner (med 95% konfidensintervall 867-1909 kroner) og kun for eget fylke 737-1185 kroner (609-1380 kroner). Både for gjedde og ørekyt er betalingsvilligheten for å unngå den regionalt fremmede arten i hele landet signifikant høyere enn for å unngå den kun i eget fylke. Betalingsvilligheten for å utrydde gjedde ligger som vi ser høyere enn for ørekyt for alle beregnede gjennomsnitt, men forskjellene er ikke signifikante (det vil si 95% konfidensintervallene overlapper).

Med tanke på bruk av disse betalingsvillighetsestimatene for overføring, er det nyttig å vite hva som var årsaken til de spurtes betalingsvillighet. De som oppga positiv betalingsvillighet, ble bedt om å oppgi de viktigste grunnene til at de ville betale (**figur 9.1**). Det er verdt å merke seg at folk først og fremst oppga bevaring av naturmangfold for fremtidige generasjoner og at artene ikke skal fortrenge de lokale stedegne artene (henholdsvis 41-45 % av de spurte og 34-36 % av de spurte oppga disse årsakene), mens bare 13-14 prosent oppga at de fisket ørret og ikke vil ha ødelagte bestander ved at det kommer gjedde/ørekyt. Dette indikerer at betalingsvillighet og overføring av verdier for å unngå de fremmede artene først og fremst knyttes opp til bevaring av naturmangfold, inkludert stedegne fiskearter, og kun i mindre grad knyttet til selve fisket. Selv om dette nok kan avhenge av hvor gode fiskevann og -elver det er snakk om.

Figur 9.1: Hva er viktigste årsak til at du vil betale for å unngå den fremmede arten gjedde/ørekyt?



For å undersøke hvordan oppgitt betalingsvillighet varierte med ulike kjennetegn ved respondentene ble det gjennomført regresjonsanalyser med oppgitt betalingsvillighet som avhengig variabel, og ulike kjennetegn som forklaringsvariabler.

Resultatene viser at én prosent høyere husholdningsinntekt i gjennomsnitt er assosiert med omtrent 0,6 prosent høyere betalingsvillighet for å utrydde gjedde og ørekyt der de er regionalt fremmede. Det er betryggende at det finnes en sterk, positiv sammenheng mellom inntekt og betalingsvillighet, da dette er som forventet ut fra økonomisk teori og styrker derfor påliteligheten av resultatene. Det ble ellers ikke vist noen statistisk signifikant sammenheng mellom andre

demografiske variabler, som alder, kjønn og utdanning, og oppgitt betalingsvillighet. Man fant derimot at respondenter som har oppgitt at det er svært viktig å bevare landets naturmangfold i gjennomsnitt har høyere betalingsvillighet enn andre respondenter, og at respondenter som er medlemmer i fiske-, friluftslivs- eller naturvernorganisasjoner i snitt har høyere betalingsvillighet enn de som ikke er medlemmer av en slik organisasjon. Dette er i henhold til forventningene, og styrker tilliten til resultatene. Respondenter som oppgir å ha fisket ørekyt de siste fem år, oppgir i gjennomsnitt høyere betalingsvillighet enn respondenter som ikke har fisket ørekyt, når vi holder alle de andre forklaringsvariablene konstante. Dette er også som forventet.

Mer enn 85 prosent av de spurte hadde hørt om fremmede arter generelt. Hele 99 prosent hadde hørt om gjedde, mens bare ca. 60 prosent hadde hørt om ørekyt. I underkant en tredjedel (29 prosent) visste at gjedde i hovedsak er en fremmed art i Trøndelag, mens mindre enn en fjerdedel (23 prosent) visste at ørekyt stort sett er en regionalt fremmed art.

En stor andel av respondentene mente det er svært (38 prosent) eller ganske (52 prosent) viktig å bevare naturmangfoldet i landet; totalt hele 90 prosent. De syntes også det er viktig å unngå at truede arter utrykkes. Mer enn 35 prosent synes dette var svært viktig å unngå, og opp mot 50 prosent syntes det var ganske viktig. Når det gjelder tro på at myndighetene vil gjennomføre tiltak mot fremmede arter, er det imidlertid mange som ikke har så stor tro på det. Det er i overkant av 40 prosent som tror det er svært, ganske eller litt sannsynlig at myndighetene vil gjennomføre de tiltaksplanene som er foreslått. Ca. 30 prosent mener det er litt, ganske eller svært usannsynlig at tiltakene blir gjennomført. De er også litt skeptiske til om tiltaksplanene som er beskrevet, faktisk vil utrykke de aktuelle artene. De har større tiltro til at planene gjennomføres kun i eget fylke enn i hele landet. De har marginalt mindre tro på gjennomføring av planer for å utrykke ørekyt enn gjedde.

9.2. Verdien av rekreasjonsfiske

Økt forekomst av fremmede ferskvannsfisk vil kunne påvirke fritidsfisket i de utsatt lokalitetene ved at alle eller en del av fritidsfiskerne slutter å fiske og/eller reduserer antall dager fiske i vannet eller elven per år. Dette kan tenkes verdsatt ved å kartlegge reduksjonen i antall fiskedager (en fiskedag er definert som at én person bedriver fritidsfiske én dag; uavhengig av antall timer per dag) i vassdraget, og anta at tiltak vil medføre at man helt eller delvis unngår denne reduksjonen i antall fiskedager. Rekreasjonsverdien per fiskedag kan så overføres fra tidligere verdsettingsstudier. Kristofersson & Navrud (2003) testet verdioverføring av anslag for både rekreasjonsverdi og ikke-bruksverdi av bevaring av ferskvannsfiskebestander mellom Island, Norge og Sverige. De konkluderte med at overføring av ikke-bruksverdier mellom disse nordiske land medfører mindre overføringsfeil enn for rekreasjonsverdi. Imidlertid har vi et titalls norske verdsettingsstudier av fritidsfiske etter ferskvannsfisk i Norge; se Navrud (2001a). Tabell 9.3. viser at rekreasjonsverdien per fiskedag varierer fra 100-150 kroner per fiskedag i mindre innsjøer med ørret og fritidsfiske etter laks og sjørret på kysten, til vel 1000 kroner per fiskedag i gode laksevassdrag. Disse studiene ble imidlertid gjennomført for omtrent tretti år siden slik man må være varsom med å overføre disse verdiene over tid uten nærmere undersøkelser av om de fortsatt gjelder.

Tabell 9.3. Norske verdsettingsstudier av fritidsfiske. Resultater fra anvendelser av transportkostnadsmetoden og betinget verdsetting. Rekreasjonsverdi per fiskedag er angitt i 2018-kroner (ved å multipliseres med økning i konsumprisindeksen). Avrundet til nærmeste tikkone. Kilde: Navrud (2001a).

	Vannforekomst	Fiskeart	Forfatter	Metode*	Rekreasjonsverdi per fiskedag (2021-kroner)
Ferskvann	Gaula	Laks/sjøørret	Strand (1981)	TKM	580
			Rolfsen (1991)	TKM	750-1050
				BV	550
			Singsaas (1991)	TKM	380-580
	Vikedalselva (forsuret)	Laks/sjøørret	Navrud (1988)	TKM	240-320
				BV	220-320
	Audna (forsuret elv)	Laks/sjøørret	Navrud (1990)	TKM	370-420
				BV	170-47
	Stordalselva	Laks/sjøørret	Ulleberg (1988)	TKM	410-540
	Hallingdalselva	Brunørret	Navrud (1984)	TKM	290
	Tinnelva	Brunørret	Scancke (1984)	TKM	290
	Lauvvann	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	200-260
				BV	130-170
	Gjerstadskogvannene	Brunørret	Navrud (1993a)	TKM	150-170
			BV	80-110	
Saltvann	Kysten ved utløp Audna	Laks/sjøørret	Navrud (1993b)	TKM	40-100
				BV	60-110

*TKM= transportkostnadsmetoden. BV= betinget verdsettingsmetoden.

For å teste gyldigheten av slik verdioverføring av rekreasjonsverdi pr. fiskedag over tid gjentok Navrud & Bergland (2016) høsten 2015 samme betinget verdsettingsstudie som ble foretatt i Vikedalselven i 1987 (jfr. **tabell 9.3**) (som var året før kalkingen av denne forsurrede lakse- og sjøørretelven startet). I studien i 2015 fikk fiskerne i elven også spørsmål om sin betalingsvillighet for å unngå at fisket i elven måtte stenges, eventuelt bare være fang-og-slipp-fiske. Resultatene viser at mens rekreasjonsverdien fra betinget verdsettingsstudien i 1987 var 244 kroner/fiskedag (i 2015-kroner, oppjustert med konsumprisindeksen) var tilsvarende tall fra undersøkelsen i 2015 437 kroner/fiskedag. Det vi si at bruk av konsumprisindeksen (KPI) til å oppjustere verdien per fiskedag over tid (særlig fra studier som er over 20-30 år gamle), vil kunne medføre feil anslag for rekreasjonsverdien. I dette tilfellet var det riktige tallet 79 prosent høyere enn det overførte. Dette kan selvsagt skyldes endringer over tid i form av for eksempel kvaliteten på fisket, størrelsen på fisken og fiskebestandene, tilgang og kvalitet på substitutter (dvs. andre lakse- og sjøørretelver), generell økt knapphet på villakselver åpne for fiske, økt realinntekt, fiskernes preferanser osv.; men viser uansett betydningen av å gjennomføre nye verdsettingsstudier av rekreasjonsverdien av fritidsfiske som er nære både i tid og sted.

Navrud & Bergland (2016) fant videre at 80 prosent av fiskerne i Vikedalselva ville fisket i andre lakse- og sjøørretelver i Rogaland dersom Vikedalselva ble stengt for fiske, og elvene rundt var åpne. Dette viser at dersom man ikke tar hensyn til substitutter, kan man overestimere tap av rekreasjonsverdi ved stenging av/påvirkninger i én elv for eksempel som følge av introduksjon av fremmede arter. Påvirkes derimot en hel vannregion vil substitusjonsmulighetene være mindre og tapet i rekreasjonsverdi tilsvarende større. Det innebærer at man bør se på endringer i fritidsfiske i andre vann/vassdrag enn vannene nærmest tiltakene for ikke å overvurdere endringen i rekreasjonsverdi av fritidsfisket (dette gjelder selvsagt også andre friluftslivsaktiviteter).

Navrud & Bergland (2016) fant også at 52 prosent av fiskerne ville fortsette å fiske laks og sjøørret i Vikedalselva selv om det bare ble fang-og-slipp-fiske. Dette bekrefter at det er viktig også å ta hensyn til endringer i fordelingen mellom konsumptivt og ikke-konsumptivt (fang-og-slipp) fritidsfiske (som kan ha ulik rekreasjonsverdi per fiskedag) ved tiltak som påvirker bestandsstørrelser og eventuelle restriksjoner på fritidsfisket.

Til tross for usikkerheten som ligger i disse eldre studier av rekreasjonsverdien av fritidsfiske i ferskvann, synes det klart ut fra resultatene ovenfor, at verdien er størst i lakse- og sjøørretelver, deretter følger verdien for gode ørretelver og større innsjøer og til slutt verdien for fiske i mindre innsjøer. Som foreløpige anslag for størrelsesordenen på rekreasjonsverdien per fiskedag kan en bruke ca. 500 2021-kroner for lakse- og sjøørretelver med smålaks/mellomlaks (basert på den nye Vikedalselvestudien; anslaget ville vært ca.350 kroner basert på oppdatering med KPI av kun de gamle studiene); det dobbelte (ca. 1000 kroner) for storlakseelver (gitt at verdien der har økt i takt med det vi fant i en smålakseelv som Vikedalselva), ca. 300 kroner for gode ørretelver og større innsjøer med storørret, og ca.150 kroner for mindre innsjøer. Selv om disse tallene kan brukes som foreløpige anslag i samfunnsøkonomiske analyser, er det et stort behov for nye studier av rekreasjonsverdien av ulike typer fritidsfiske for å få en bedre oppdatering av verdiene enn bruk av konsumprisindeksen over opptil flere tiår. Det samme gjelder imidlertid andre enhetspriser, man må være varsom med overføring fra studier som er forskjellige fra det området og det godet som skal verdsettes, og man må være varsom med overføring av rekreasjonsverdier over tid fra gamle studier.

9.3. Verdien av å bevare fiskestammer

I tillegg til verdien av fiske, kan det ha en verdi for befolkningen å vite at landets/fylkets/kommunenes stedegne fiskebestander tas vare på. Det foreligger en del studier om verdien av å få eller unngå endringer i Norges eller Nordens (inkludert Norges) ferskvannsfiskebestander. Disse er også 20-40 år gamle, og som beskrevet under kapittelet om verdioverføring, er det grunn til å være varsom ved direkte overføring av slike verdier. Vi gjengir likevel i tabellen nedenfor en oversikt over sentrale norske studier som har verdsatt bevaring av ferskvannsfiskebestander.

Tabell 9.4. Contingent Valuation (CV)-studier av et representativt utvalg av Norges befolkning av dere betalingsvillighet (BV) for å få eller unngå endringer i Norges eller Nordens (inkludert Norges) ferskvannsfiskebestander. Oppdatert med konsumprisindeksen fra 2001-kr til 2020-kr. Avrundet til nærmeste 10-kroner. Kilde: Navrud (2001b).

Studie Referanse År studien ble gjennomført	Endringen i ferskvannsfiske-bestanden som ble verdsatt	Antall observasjoner/respondenter	Betalingsmåte Åpen/lukket BV-spørsmål	BV per husstand per år (202-kr)
Strand (1981) 1980	Unngå total utryddelse av alle ferskvannsfiskebestander i Norge	4 400	Årlig økt inntektsskatt	3400-4650
Navrud (1989) 1986	567-928 innsjøer (>5 ha) i Telemark, Ø-Agder, V-Agder, Rogaland får igjen levedyktige bestander av ørret, og lakse- og sjørrettelver får «noe økte» eller levedyktige bestander	2 032	Årlig avgift til statlig kalkingsfond. «Bidding games» samt åpent BV-spm med betalingskort	650-1420 (bidding games) 680-920 (åpent BV-spørsmål)
Navrud (1997/2001b) 1996	Økning i norske ferskvannsfiskebestander som følge av ca. 60% reduksjon i svoveldioksidutslipp i Europa	1 009	Årlig avgift til statlig kalkingsfond. Lukket BV-spm og påfølgende åpent BV-spm (uten betalingskort)	600 (åpen BV) 1150 (Lukket BV)
Navrud & Kristofersson (2001); Toivonen et al. (2000) 1999/2000	Bevaring av «dagens» bestander av ferskvannsfisk i de nordiske land	2 158	Årlig ekstra inntektsskatt Åpent BV-spm med «nesten helt sikkert betale»-angivelse, med betalingskort	1240

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4851-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger