

1638

NINA Rapport

Modellering av bestandsutvikling hos stor- og småsalamander og frosk

Kim Magnus Bærum, Børre K. Dervo



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 annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Modellering av bestandsutvikling hos stor- og småsalamander og frosk

Kim Magnus Bærum
Børre K. Dervo

Bærum, K.M. & Dervo, B.K. 2019. Modellering av bestandsutvikling hos stor- og småsalamander og frosk. NINA Rapport 1638. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, februar 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3381-1

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.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1230|2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Marie Løbersli

FORSIDEBILDE

Foto © Børre K. Dervo/NINA

NØKKEWORD

- Norge
- Amfibier, småsalamander, storsalamander, frosk
- Populasjonsendringer, modellering
- NI

KEY WORDS

- Norway
- Amphibians
- Population dynamics
- Nature Index

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bærum, K.M. & Dervo, B.K. 2019. Modelling av bestandsutvikling hos stor- og småsalamander og frosk. NINA Rapport 1638. Norsk institutt for naturforskning.

Amfibiene storsalamander, småsalamander og buttsnutefrosk har vært i tilbakegang siden 1950-tallet. Tap eller forringelse av leveområdene, enten i vann eller på land, er den viktigste årsaken til tilbakegangen. Dette gjør disse amfibiene spesielt aktuelle for overvåking og beregninger av populasjonsendringer og indikatorverdier. Fra og med 2010 bygger naturindeksens indikatorer for salamanderne på biologisk modellering basert på kvantitative bestandsdata og beregninger av endringer i forekomster. Disse beregningene er arbeid som er under stadig forbedring. I denne rapporten ser vi på hvordan vi kan kombinere forskjellige innsamlingsmetoder, samt integrere forskjellige typer modeller for å gi et mer sammensatt og riktig bilde av bestandsutviklingen hos utvalgte amfibier i Norge. Konkret så presenterer vi et modelloppsett hvor vi integrerer tre forskjellige datatyper, og modeller, inn i et felles modellkonsept for å forstå og forutsi populasjonsendringer hos amfibier i Norge. Data som inngår i de integrerte modellene vil bestå av observasjonsdata (tilstedeværelse), overvåkingsdata (rusefangst) og demografiske data. Resultatene fra de forskjellige modellene som håndterer de forskjellige datatypene vil integreres, og gi et mer sammensatt og helhetlig bilde av populasjonsendringer i et område. Resultatene fra de integrerte modellene er også godt egnet som input som modellerte indikatorverdier til NaturIndeks (NI)-basen.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no) & Børre K. Dervo (borre.dervo@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer.

Abstract

Bærum, K.M. & Dervo, B.K. 2019. Modelling population dynamics for newts and frogs in Norway. NINA Report 1638. Norwegian Institute for Nature Research.

Amphibians in Norway has declined in numbers since the 1950's. Habitat loss or reduction in habitat quality on land or in the aquatic environment are the key drivers of this decline. It is thus especially crucial to monitor these species to prevent further declines as well as predicting future distributions. Due to the declines, amphibian populations are also very relevant to include in nature indexes, measuring changes in abundance and diversity for key species. Since 2010, the indicator value for newts within the Norwegian Nature Index, has been assessed based on model output. The models underlying these values are under constant improvement to get as accurate as possible indicator values, mimicking the true situation in nature. In this report, we elucidate the possibilities with integrating multiple monitoring data and models into one more complete assessment of the population status of amphibians in Norway. Specifically, we present a model frame work, where we integrate three different sources of monitoring data (presence/absence, capture data and demographic data) and models. The result from the different models will in combination give a more complete picture of the different population trends. The results can also be used directly as input to the modelled indicator values for amphibians within the Norwegian Nature Index frame work.

Kim Magnus Bærum (kim.barum@nina.no) & Børre K. Dervo (borre.dervo@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	4
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Salamandernes biologi	8
1.2 Statistisk modellering og bruk av overvåkningsdata	9
2 Datakilder og overvåkningsmetoder	12
2.1 Data på utbredelse	12
2.2 Fangstdata - rusefangst.....	13
2.3 Temperaturmålinger, pH og ledningsevne	13
2.4 Rusefangst.....	13
2.5 Merking Gjenfangst av storsalamander.....	14
2.6 Lokalteter i det nasjonale overvåkingsprogrammet.....	14
3 Modellering av populasjonstrender	16
3.1 Utbredelse – Tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse.....	16
3.2 Romlig populasjonsmodell – Tetthetsestimater, regresjonsmodell.....	16
3.3 Demografisk modell – Prosessforståelse, matrise modell	17
4 Resultater	18
4.1 Utbredelse.....	18
4.2 Romlig populasjonsmodell.....	19
4.3 Demografisk populasjonsmodell	19
4.4 Integert modell som forvaltningsverktøy	21
5 Diskusjon	22
5.1 Integert modellering for forbedret populasjons-forståelse	22
5.2 Utviklingspotensialer	22
5.3 Import av modellerte indikatorverdier til NI-basen.....	23
5.4 Oppsummering og anbefalinger	23
6 Referanser	25

Forord

Denne rapporten er utarbeidet av NINA på oppdrag for Miljødirektoratet. Prosjektet har hatt et mål om å videreutvikle forståelse og metodikk rundt beregning av populasjonsendringer hos amfibier i Norge. Rapporten bygger på arbeid fra flere prosjekter med spesielt fokus på overvåkningsmetoder og bestandsberegninger for salamander, og er også et samarbeid med NINA sin strategiske instituttsatsing (SIS) INTEGRATE (<https://www.nina.no/V%C3%A5refagomr%C3%A5der/Strategiske-instituttatsinger/SIS-2016-2019/Integrate>), hvor vi generelt arbeider med å utvikle tilsvarende modeller for flere arter.

Rapporten tar for seg hvordan vi kan integrere forskjellige typer datakilder og modeller for å øke forståelsen av populasjonsendringer og prosesser. Resultatene fra modellene kan også benyttes som input som modellerte indikatorverdier til Naturlndeks-basen, slik at det kan inkluderes et mer sammensatt bilde av populasjonsendringene, hvor usikkerheten på forskjellige nivåer også belyses.

Kontaktperson hos Miljødirektoratet har vært Else Marie Løbersli, og vi takker for samarbeidet.

Lillehammer, februar 2019
Kim Magnus Bærum
Prosjektleder

1 Innledning

Naturindeksen (NI) er en sammensatt indeks som har som målsetning å sammenstille utviklingen for biologisk mangfold i Norge for ulike hovedøkosystemer (Certain & Skarpaas 2010, Certain, m.fl. 2011, Nybø 2010a, Nybø 2010b). Naturindeksen beregnes for et hovedøkosystem innenfor et nærmere definert areal/havområde og for et angitt tidspunkt. Ambisjonen var i utgangspunktet at Naturindeks for Norge skulle kunne presentere naturtilstanden i norske kommuner (Stoltenberg, m.fl. 2009). På grunn av lav romlig oppløsning i datagrunnlaget beregnes Naturindeksen per i dag for hele landet samlet og for fem landsdeler (Framstad 2015, Pedersen & Nybø 2015). Foruten fjell og våtmark beregnes Naturindeksen for hovedøkosystemene hav (bunn og pelagisk), kystvann (bunn og pelagisk), ferskvann, skog og åpent lavland.

Som en del av arbeidet mot en kostnadseffektiv, robust og høyoppløselig naturindeks er det ønskelig å se nærmere på muligheter for å kombinere data fra ulike kilder ved modellering og legge til rette for forbedret romlig oppløsning, geografisk dekning og automatisering av naturindeksberegninger. I naturindeksen brukes i dag flere store og viktige datakilder, som GBIF/Artskart og NINAs terrestriske naturovervåking (Skarpaas, m.fl. 2018). Datakildene er imidlertid generelt ikke godt utnyttet. Årsaken er både forskjellig struktur og mangel på statistisk holdbare modeller for geografisk heldekkende estimering.

Totalt er det 33 indikatorer for våtmark, herav er 3 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (22 %), modellbaserte estimater (24 %) og ekspertvurderinger (54 %). Det relativt lave antallet indikatorer som er basert på overvåkingsdata, indikerer en viss usikkerhet knyttet til trendene for våtmark. Indikatorene viser imidlertid nokså lik trend uavhengig av type datagrunnlag, noe som gir liten usikkerhet i de estimerte indeksverdiene.

Amfibiene storsalamander (*Triturus cristatus*), småsalamander (*Lissotriton vulgaris*) og buttsnutefrosk (*Rana temporaria*) inngår i hovedøkosystemet våtmark (Bjerke, m.fl. 2015). Storsalamander forekommer i tre atskilte områder, Midt-Norge, Sørvest-Norge og Sørøst-Norge (Dervo m.fl. 2016). Småsalamander er kjent fra alle fylkene langs kysten nord til Nordland (Vefsn), bortsett fra på strekningen Hordaland til Sunnmøre. Buttsnutefrosk finnes over hele landet opp til 1 350 meter over havet, med unntak av en del øyer.

Alle disse tre artene har vært i tilbakegang siden 1950-tallet (Dervo, m.fl. 2017, Dervo, m.fl. 2016b, Dervo, m.fl. 2013b), selv om tilbakegangen i Norge ikke har vært så stor som sørover i Europa. Tap eller forringelse av leveområdene, enten i vann eller på land, er den viktigste årsaken til tilbakegangen. Foruten ødeleggelse av leveområder, er sur nedbør og fiskeutsettinger de mest sannsynlige årsakene til tilbakegangen. Soppsykdommen chytridiomykose, som er en viktig årsak til en omfattende nedgang for amfibier globalt (James, m.fl. 2015), er nå også påvist i Norge (Taugbøl, m.fl. 2017).

Fra og med 2010 bygger naturindeksens indikatorer for storsalamanderne på basert på kvantitative bestandsdata (overvåking) og ekspertvurderinger av endringer i forekomster, hvor også forekomstdata fra Artskart er inkludert. De kvantitative dataene er samlet inn gjennom den nasjonale overvåkingen av storsalamander og et datasett fra Lier kommune i Buskerud (Dervo, m.fl. 2017).

I denne rapporten har vi som målsetning å belyse hvordan vi kan kombinere forskjellige innsamlingsmetoder, samt integrere forskjellige typer modeller for å gi et mer sammensatt og riktig bilde av bestandsutviklingen hos utvalgte amfibier i Norge. Arbeidet er en videreutvikling og sammenstilling av flere prosjekter (Dervo, m.fl. 2017) rundt overvåking og bestandsestimering hos amfibier. Vi tar i denne rapporten for oss storsalamander som en eksempel-art, men i prinsippet så er prosedyrene vi skisserer direkte overførbare til alle amfibier. Vi ser på rapporten som et viktig skritt videre på veien for å videreutvikle metodikk, spesielt med tanke på statistisk modellering, som gir et godt fundament for videre forvaltning av amfibier i Norge.

1.1 Salamandernes biologi

Storsalamanderen har en kompleks livssyklus og veksler mellom et liv i vann og et liv på land (Arntzen 2003, Dolmen 1994, Fog, m.fl. 1997, Malmgren 2007). Om høsten og vinteren ligger storsalamanderen i dvale. Overvintringen skjer i jordhuler til småpattedyr, steinrøyser, vindfall av trær, bygningsstrukturer etc. (Dervo 2018). Dvalen er en tilpasning til matmangel ved å redusere metabolismen til et minimum gjennom vinteren (Hillman, m.fl. 2009). Om våren vandrer salamanderne mot yngledammen. Vandringsstimulering skjer av økt temperatur og nedbør og skjer i døgnetts mørke timer (Dervo, m.fl. 2016a, Malmgren, m.fl. 2007). Etter ankomst til dammen skjer en fysiologisk tilpasning til et liv i vann. Huden blir glattere og mer velegnet for hudrespirasjon. I tillegg utvikles de sekundære kjønnskarakterene, i særdeleshet hannens rygg- og halekam (Fog, m.fl. 1997). Fra slutten av april til begynnelsen av juni, samles hannene i grupper på spillplasser i strandsonen på ca. 20-60 cm dyp. Kurtisen starter normalt ved en vanntemperatur på ca. 10 °C (Malmgren 2007).

En tid etter paringen starter eggleggingen. I motsetning til de haleløse amfibiene (frosk og padde) legger salamanderne sine egg enkeltvis, festet til vegetasjon under vann. Hunnen velger eggleggingssted og legger inntil 5-15 egg i døgnet og totalt 200-300 i løpet av sesongen (Fog m.fl. 1997, Malmgren 2007). Både parringstiden og eggleggingsperioden kan strekke seg over et langt tidsrom (Arntzen 2003). Når eggleggingen er over, vil de voksne individene etter hvert gå på land. Men i forhold til småsalamander, er storsalamander mer knyttet til vannet. Det vil derfor være en del voksne storsalamander som forblir i dammen i lang tid etter endt reproduksjon. Når de går på land vil det ofte skje i mørke og regn (Malmgren 2007). Larven frigjøres fra egget etter 2-3 uker, og utviklingstiden er temperaturavhengig (Fog m.fl. 1997). Hos storsalamanderen er det påvist 50% dødelighet under eggutviklingen på grunn av en letal homozygositet på et av kromosomene (Macgregor, m.fl. 1990). Fram til metamorfosen i august-oktober vokser larvene til en størrelse på nærmere 70 mm for storsalamander. Store larver av storsalamander er dagaktive og henger gjerne lett synlig i de frie vannmasser, mens larvene til småsalamanderen lever på bunnen i dammen. På grunn av denne atferden er spesielt storsalamanderlarvene svært utsatt for predasjon fra fisk (Damm, m.fl. 2007, Dolmen 1988, Malmgren 2007). Nymetamorfoserte salamandere forflytter seg raskt til et beskyttende terrestrisk miljø med overvintringsmuligheter. Storsalamander hannene blir kjønnsmodne etter 3-4 år, hunnene etter 3-5 år (Fog m.fl. 1997). Etter kjønnsmodning antas storsalamanderen å reprodusere årlig. Storsalamanderens maksimale levetid i naturen kan være minst 16-18 år (Dolmen 1982).

De fleste voksne individene av storsalamander kan gjenfinnes mindre enn 300 m fra ynglelokaliteten, men individer er funnet opptil 1 300 m unna (Jehle 2000, Jehle & Arntzen 2000, Kupfer 1998, Malmgren 2002, Schabetsberger m. fl. 2004). I sitt terrestriske miljø oppsøker storsalamander hulrom under steiner, røtter, løvfall, dødt treverk og museganger. Om dagen ligger den mest i skjul og kommer normalt fram på netter med regn eller høy luftfuktighet. Det er uvisst hvor sterkt bundet de enkelte individene er til sine vann- og landmiljøer (Malmgren 2007). Mesteparten av spredningen til nye områder skjer trolig hos juvenile (1-2 år gamle) individer. Det foreligger ingen indikasjoner på territoriell atferd i landfasen. Overvintringsstedene vil være av samme type som dagskjulestedene, men omfatter også kjellere og andre åpninger i byggverk og konstruksjoner (Damm m.fl. 2007, Malmgren 2007).

Storsalamanderen forekommer i to hovedtyper av landskap; 1) kulturlandskap med god tetthet av beite-, tun- eller vanningsdammer og 2) halvåpne mosaikkpreget skogslandskap med lang kontinuitet som er rike på små vannforekomster (Gustafson & Malmgren 2002, Haugen 2018, Oldham, m.fl. 2000). Storsalamanderen er en lavlandsart knyttet til fuktige habitater med god temperatur og god tilgang på skjulesteder. Antall dammer bør være flere enn én per km² og andelen godt landhabitat bør utgjøre mer enn 10 prosent (Oldham m.fl. 2000). Ynglelokaliteten må være permanente vannforekomster gjerne større enn 100 m² og dypere enn 0,5 m uten fisk (Oldham m.fl. 2000). Dette er i kulturlandskapet ofte næringsrike og soleksponert dammer. I

skoglandskapet er dette ofte myrdammer eller små tjern med pH > 5,5-6.0. I de sistnevnte lokalitetene blir antall individer pr areal ofte bare en tiendedel av hva man kan finne i kulturlandskapet (B.K. Dervo, upubliserte data). I gode leveområder i kulturlandskapet kan det være opp mot 1 000 voksne individer av storsalamander per 1 000 m² yngledam. I skoglandskapet kan det på et tilsvarende areal ofte ikke være mer enn 100-150 voksne storsalamander pr 1 000 m² yngledam.

1.2 Statistisk modellering og bruk av overvåkningsdata

Forskjellige typer overvåkningsdata gir komplimenterende informasjon, og krever også forskjellige statistiske modeller for å kunne utnyttes og tolkes på best mulig måte. For eksempel vil data som beskriver tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse, knyttet opp mot forskjellige steds spesifikke miljøvariabler, kunne gi en god indikasjon på realiserte nisjer og bruk av areal for en art. Dette kan for eksempel gjøres ved bruk av utbredelsesmodeller («species distribution models»;SDM, se for eksempel Elith and Leathwick (2009)), hvor målet nettopp er å knytte utbredelse av en art opp mot spesifikke habitat og miljøvariabler. Denne typen overvåkningsdata er også egnet med tanke på å registrere tap av lokaliteter og enkeltpopulasjoner, gitt at oppløsningen på data er god nok. Fordelen med datatypen er at den er relativt lett tilgjengelig for store områder (f. eks gjennom artskart fra Artsdatabanken), og at det ofte foreligger mye data både fra forskningsprosjekter og artsobservasjoner generelt. Modelltype og data kan også til en viss grad gi framskrivninger med tanke på endringer i utbredelse, ettersom koblede miljøvariable endrer seg. Ulemper med denne type data, og modellering, er at det ofte eksisterer en stor grad av usikkerhet, både på observasjonsnivå og i selve modelleringen. Dette resulterer ofte i framskrivninger og prediksjoner med lav presisjon. Videre er det ofte vanskelig å ta høyde for komplekse, men viktige påvirkninger som, for eksempel, biologiske interaksjoner. Kanskje de viktigste ulempene med disse modellene og dataene, i en forvaltningssammenheng, er at de ofte gir begrenset forståelse av hvilke bakenforliggende prosesser som driver endringer i utbredelse, og de vil heller ikke kunne gi informasjon om endringer i antall individer i en populasjon.

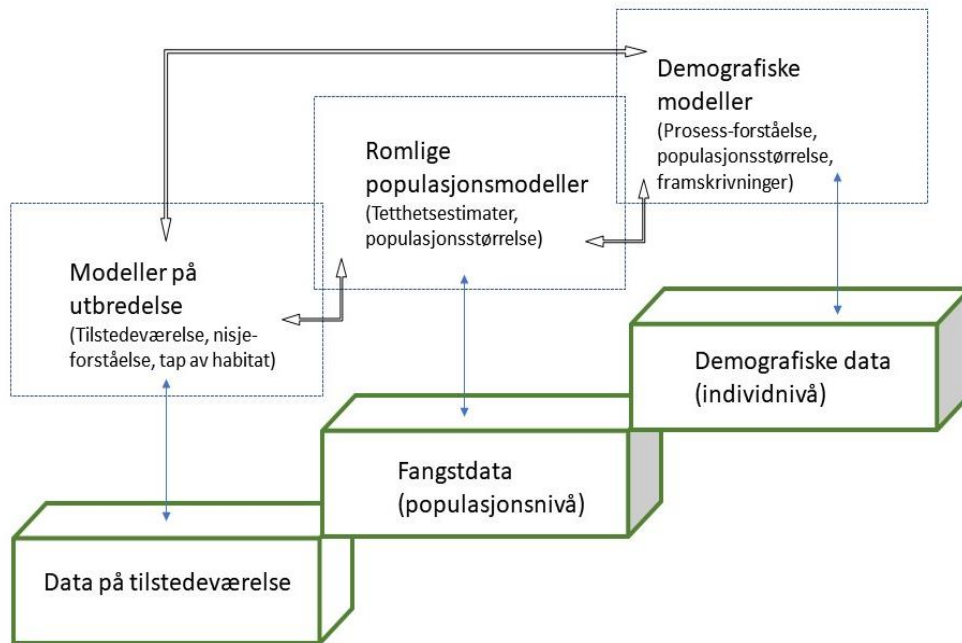
For å kunne si noe om endringer i populasjonsstørrelse over tid, trengs det overvåkningsdata på et mer detaljert nivå enn tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse. En indikator på populasjonsstørrelse kan for eksempel komme fra standardiserte fangstdata. Ved å se på endringer i fangst per innsats over tid i utvalgte referansevann, over en større romlig skala, vil man kunne få indikasjoner på om populasjonsstørrelsen er under endring (se eksempel i Dervo, m.fl. 2017). Populasjonsstørrelsen blir da en tolkning av antall individer fanget. Argumentasjonen for å måle fangst per innsats over en større romlig skala er for å kunne kompensere noe for usikkerheten og variasjonen i fangst-data for spesifikke lokaliteter. Denne formen for overvåkning krever mer standardisering, og oppfølging, enn en overvåkning basert kun på å dokumentere forekomst/ikke forekomst. Det er for eksempel viktig, i så stor grad som mulig, å følge samme fangstprotokoll mellom forekomster og områder, slik at resultatene i utgangspunktet er sammenlignbare. Denne typen overvåkning krever derfor innføring i metodikken, samt et nivå av artskunnskap for å kunne gjennomføres.

I praksis vil dette tilsa at denne typen data i stor grad kommer fra grunnlag som for eksempel det nasjonale overvåkningsprogrammet. Imidlertid ser vi også at fangstsannsynligheten påvirkes av temperatur, tidspunkt for innsamling i sesongen, antall individer pr arealenhet (relativt sett lavere fangstandel ved høyere tetthet) og av om det er dyr i rusa allerede. Dette kan igjen føre til relativt store temporære forskjeller i fangst, selv ved tilsynelatende uendret reell populasjonsstørrelse i lokaliteten og standardiserte innsamling. Det er derfor viktig å tolke fangstdata gjennom statistiske modeller som til en viss grad evner å kompensere for noen av disse temporale forskjellene. Dette kan for eksempel gjøres gjennom generaliserte miksedede modeller (GLMM), hvor fangst i et område sees på som en funksjon av blant annet temperatur. I praksis får man da et mer nyansert inntrykk av temporære endringer i en bestand, som skyldes endringer i faktisk populasjonsstørrelse, og ikke endringer i forhold under fangst. Ulempen med denne typen modeller er at den har lav evne til å predikere fremtidige endringer i en populasjon eller område, siden den

sier lite om de bakenforliggende prosessene til eventuelle populasjonsendringer. Modellen, og type data, er derfor ikke i seg selv velegnet som et forvaltningsredskap med tanke på forebyggende tiltak for nedganger i populasjoner. Dette også fordi potensielle nedganger i en populasjon gjerne allerede er pågående når det plukkes opp i resultatene.

De to ovennevnte overvåkningsmetodene (tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse og fangst pr innsats) er relativt greie å håndtere både som innsamlingsmetodikk og analytisk, og de vil sammen gi et godt innblikk av hvordan de forskjellige populasjonene har utviklet seg over tid. Metodene har derimot en felles svakhet ved at de gir begrensede muligheter til å forstå prosessen som forårsaker eventuelle populasjonsendringer og har derfor avgrenset mulighet til å fungere som et adaptivt forvaltningsverktøy i sin helhet. Et egnet verktøy for å få bedre innsikt i prosessene bak populasjonsendringene er demografiske modeller. I disse modellene kan man for eksempel predikere populasjonsendringer ettersom dødeligheten i forskjellige livsstadier endrer seg som funksjon av endringer i miljøvariable. Gjennom modellen kan man da både øke forståelsen av hvordan miljøet påvirker forskjellige demografiske trekk, og også simulere hvordan forskjellige tenkte tiltak (for eksempel tiltak for å øke juvenil overlevelse) gir utslag i langsiktige populasjonsendringer. Resultatene fra denne typen modell vil derfor kunne inngå som et viktig element i adaptiv forvaltning, ettersom simuleringene gir innblikk i effekter av tiltak før man eventuelt utfører dem i praksis. En ulempe med slike modeller er at de krever relativt store mengder med data på individ-nivå, for å gi god nok presisjon i prediksjonene. Denne typen data lar seg ofte vanskelig samles inn uten større investeringer i feltarbeid og overvåkning. Har man imidlertid først satt opp en slik modell, basert på detaljert data fra noen utvalgte referanse-lokaliteter, kan dette fungere som plattform for andre, mindre utforskede systemer.

De forskjellige modellene som er beskrevet over gir hver for seg forskjellige trinn i forståelsen av populasjonsendringer. De har hver for seg styrker og svakheter, men ser man disse metodene under ett, og integrerer kunnskapen fra flere datakilder og modeller, kan man få et mer sammensatt bilde av populasjonene. Ved å integrere kunnskapen kan man også i stor grad balansere ulemper for enkelt metoder opp mot fordeler fra andre metoder. Vi vil i denne rapporten presentere et system hvor vi integrerer modell- og datatyper, der hver modelltype kan sees på som et trinn mot bedre kunnskap rundt populasjonsendringer og forvaltning av frosker og salamandere (**figur 1.1**).



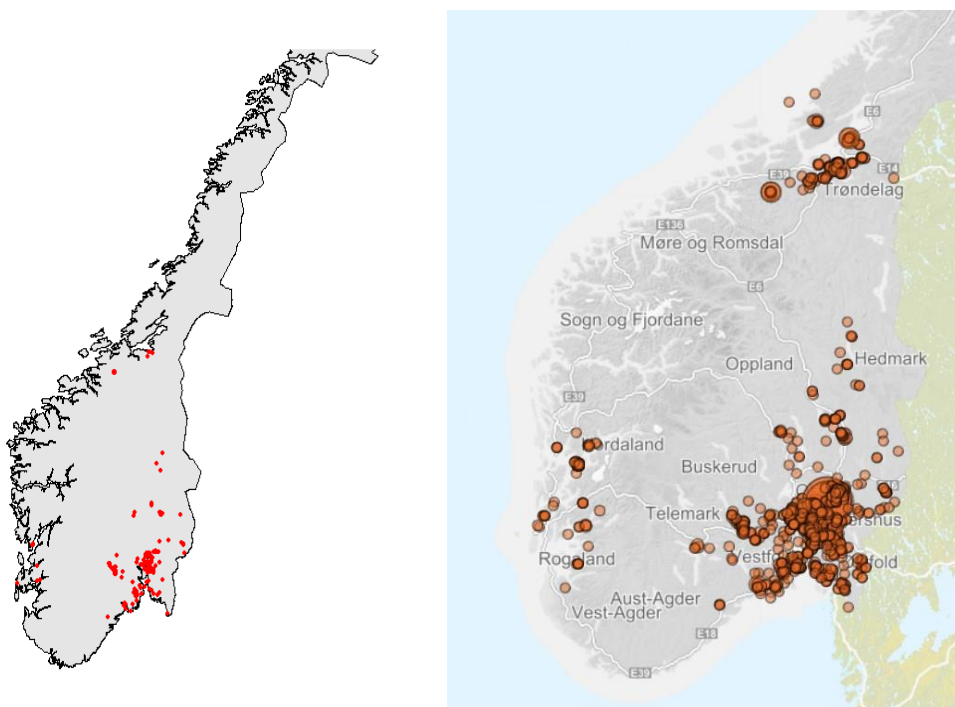
Figur 1.1 Skjematisk skisse av datakilder (grønne bokser) og tilhørende modeller (stiplede bokser), og hvordan disse hører sammen i en hierarkisk trappetrinnstruktur for å beskrive bestandsutvikling. Blå piler indikerer hvilke datakilder som fører de forskjellige modelltypene, og svarte, fylde piler indikerer hvordan resultatene fra de forskjellige modellene er bundet sammen for å øke forståelsen av populasjonsendringer og variasjoner hos utvalgte amfibier i Norge. Trappetrinnstrukturen i figuren symboliserer også kompleksitet i overvåkningsintensitet, og til en viss grad kompleksitet i modellverktøy. Figuren kan også sees på som en illustrasjon på at trinnene (datakilder og modeller) gir bare et lite løft hver for seg, men et stort løft sammen.

2 Datakilder og overvåkningsmetoder

Under presenterer vi datakilder og overvåkningsmetoder som er relevant for modelleringsarbeidet. De forskjellige metodene er strukturert med tanke på videre bruk i modeller (se **figur 1.1**).

2.1 Data på utbredelse

Data om forekomster av arter finnes i stort monn og er åpent tilgjengelig gjennom Artskart (<https://artskart.artsdatabanken.no/>) og GBIF (The Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/>). Kvaliteten kan imidlertid variere en del. For amfibiene er det en god del feil og mangler og som gjør at datasettene må kvalitetssikres før de kan brukes (Dervo m.fl. 2016). Dataene hentes enkelt ut gjennom R-pakker som for eksempel rgbif (for å hente ut data fra GBIF, Chamberlain, m.fl. 2018). Disse dataene har stor geografisk dekning over lang tid (fra før 1800), men angir som regel bare forekomst (ikke populasjonsstørrelse) og varierer i geografisk presisjon, særlig bakover i tid. I tillegg er det som regel ikke informasjon tilgjengelig som sier noe om studiedesign, hvor man lette etter arten uten å finne den, og andre faktorer som kan være viktige når man skal tolke dataene. Eksempel på kartinformasjon som finnes i GBIF og Artskart for storsalamander kan sees i **figur 2.1**.



Figur 2.1 Til venstre: Eksempel på registrerte forekomster av storsalamander (røde prikker) i GBIF-databasen, hentet ut gjennom R-pakken rgbif. Til høyre: Skjermdump fra Artskart som viser forekomst av storsalamander.

Relevante miljøvariable som kan knyttes opp mot forekomstdata kan typisk hentes ned fra landsdekkende kartlag med miljødata, for eksempel fra BioClim-data fra WorldClim-databasen. For flere amfibiarter vil det også være svært aktuelt å knytte forekomstdata opp mot arealbruk, og andre faktorer som påvirker tilstedeværelse.

2.2 Fangstdata - rusefangst

I det nasjonale overvåkingsprogrammet ble det i perioden 2013-2015 i Oslofjordområdet (Follo), Geitaknottane i Hordaland og i Midt-Norge samlet inn data etter et standardisert program (Dervo, m.fl. 2013a, Dervo, m.fl. 2012, Skei, m.fl. 2013). For 20 av lokalitetene i Oslofjordområdet ble det også samlet inn data i 2016, 2017 og 2018. I Lier kommune i Buskerud er det samlet inn fangstdata fra 21 lokaliteter fra 2009 til 2018. I de utvalgte lokalitetene ble det brukt 10 ruser i rundt et døgn til fangst av salamander, med unntak for 2009 og 2010 i Lier. I Lier i 2009 ble det brukt fem ruser i hver lokalitet. I 2010 ble det brukt fem i halvparten av lokalitetene og 10 i de resterende. Fra og med 2011 er det brukt 10 ruser i et døgn i alle lokalitetene.

Salamanderne som ble samlet i felt, ble bestemt til art, stadium (larve, juvenil eller adulte) og kjønn (kun adulte). Se Dervo, m.fl. (2012) for registrerings skjemaet som er brukt. Lokaliteter og metodikk er nærmere beskrevet i kapitlene under.

2.3 Temperaturmålinger, pH og ledningsevne

I tillegg til rusefangsten, ble det målt temperatur, pH og ledningsevne i felt. Temperatur, ledningsevne og pH ble målt i felt med en håndholdt Hanna pH- og ledningsevne måler (HI 98129), med presisjon $\pm 0,01$ mS/cm og 0,01 pH. Temperatur ble i tillegg målt hver time gjennom fangstdøgnet med en programmerbar HOB0 Pendant Temperatur datalogger (<http://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/ua-001-64>). Usikkerheten til denne loggeren oppgis til $\pm 0,53$ °C. Det ble brukt én logger i hver lokalitet. Denne ble festet til en av rusene som ble brukt til fangst av salamander. Temperatur ble målt på ca. 30 cm dyp. I halvparten av lokalitetene i Lier for perioden 2012 til 2016 og i tre til fire lokaliteter i hver av de tre overvåkingsregionene i 2015, ble vanntemperaturen målt fra april eller begynnelsen av mai til fangsten med ruser ble avsluttet. For lokalitetene som ble målt gjennom sesongen, ble loggerne festet til ei bøye som var forankret på bunnen. Loggerne målte også her på 30 cm dyp.

2.4 Rusefangst

Det ble brukt sammenleggbare nettingruser til fangst av salamander (Dervo, m.fl. 2014b, Drechler, m.fl. 2010). Disse rusene var laget av flettet nylon (trådtykkelse 0,5 mm) med en kjegleformet inngang ("kalv") i hver ende. På midten var det en glidelås som kunne åpnes for tømning av rusa. Lengden på rusen var 600 mm, diameteren 250 mm, maskevidden i nettingen til rusa 5 mm og åpningen i kalven en 15 mm metallring (<http://www.dreamtm.no/produkt/dreamtm-orekyteteine-m-2-innganger/>). Til hver ruse var det festet ei 3 til 5 m lang snor til forankring mot land. Inne i hver ruse ble det plassert en flytering/ 0,5 l plastflaske for å lage en luftlomme i rusene slik at salamanderen fikk tilgang til luft.

Innsamling av salamander med fiskeruser foregikk ved at rusene ble satt tilfeldig enkeltvis på grunt vann nær land, slik at ulike habitattyper i størst mulig grad ble dekket. De samme stasjonene (plassering av rusene) i en lokalitet ble valgt hvert år. Avstand mellom rusene var minst tre meter slik at 30 til 100 m av omkretsen til en lokalitet ble dekket (**Figur 2.2**). Det er antatt at ruser med avstand på mer enn tre meter ikke påvirker hverandres fangst. I de minste lokalitetene førte minimumsavstanden på tre meter til at færre ruser ble brukt og hele omkretsen ble dekket. Hvis ikke annet er beskrevet i rapporten, ble det brukt 10 ruser per lokalitet. Vi antar at fangstene i en lokalitet et gitt fangstår er uavhengige observasjoner. Vi antar videre her at rusene fanger hanner og hunner likt, dvs. det er ikke noe forskjell i fangstsannsynlighet mellom kjønnene. Vi regner med at fangst per tid er konstant når vi fanger gjennom et helt døgn og har omtrent lik innsats i hver lokalitet. Det ble ikke brukt åte i rusene.



Figur 2.2 Foto av enkeltruse, og plassering av rusene (røde prikker) rundt en dam.

Rusene ble plassert slik at deler av den stakk 5 til 10 cm over vannoverflaten, men med begge ruseinngangene neddykket (**figur 2.2**). Indre ende sto vanligvis på bunnen og ei plastflaske/flytering sørget for at deler av rusa holdt seg over vann. Avstanden fra land og ut til rusene var mindre enn 5 m. Rusene ble vanligvis satt ut om morgenen og sto ute ca. ett døgn. Inntil 10 lokaliteter ble undersøkt per dag.

Ruser som ble brukt om igjen i samme sesong ble desinfisert med "Virkon S" og enten tørket over natten eller tørket helt i sola i minst 2-3 dager. Dette for å hindre spredning av eventuelle sykdommer og ferskvannsorganismer til nye lokaliteter. Alle de tre nasjonale overvåkingsområdene hadde egne sett med ruser slik at man unngikk flytting mellom disse områdene.

2.5 Merking-gjenfangst av storsalamander

Det ble gjennomført merking-gjenfangstforsøk i to lokaliteter i Lier kommune i Buskerud; Planteskolen (B149) og Lahelldammen (B4). I Planteskoledammen ble det til sammen merket 314 individer med 12 mm FDX/HDX PIT (Passive Integrated Transponder) (https://www.oregonrfid.com/index.php?main_page=index&cPath=4&zenid=ghcf0r2gduh5v3q5q6bdtlg5q6) i 2011, 2014 og 2015 (Tillatelse Forsøksdyrvalget: ID 7570). I Lahelldammen ble det til sammen merket 765 individer av storsalamander med 12 mm FDX/HDX PIT i 2010, 2011, 2013 og 2015. Dyrene ble registrert med et håndholdt «Oregon RFID DataTracer reader» under fangst. (https://www.oregonrfid.com/index.php?main_page=product_info&cPath=15&products_id=68).

2.6 Lokaliteter i det nasjonale overvåkingsprogrammet

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for storsalamander ble startet opp i 2013, med årlig fangst i 50 ynglelokaliteter i kommunene Nesodden, Ås og Frogn i Akershus fylke, 15 ynglelokaliteter i Geitaknottane i Hordaland og 20 ynglelokaliteter i kommunene Malvik i Sør-Trøndelag og Stjørdal, Levanger og Frosta i Nord-Trøndelag (Dervo, m.fl. 2014a, Skei, m.fl. 2013). I tillegg ble det fanget storsalamander i 25 lokaliteter i Akershus og Østfold med en syklus på tre år (25 nye for hvert år), til sammen 75 lokaliteter for treårsperioden. Det omfattende

overvåkingsprogrammet ble avsluttet i 2015 og i 2016 ble det kun overvåket i 20 av de 50 fast lokalitetene i Akershus. Se Skei, m.fl. (2013) for beskrivelse av lokalitetene i Midt-Norge.

3 Modellering av populasjonstrender

Her gir vi en beskrivelse av de forskjellige modellene som inngår som elementer i en integrert utnyttelse av de forskjellige datakildene. Fremstillingene er noe forenklet, men det henvises til litteratur som gir en mer grundig innføring under hver modelltype.

3.1 Utbredelse – Tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse

For modellen som beskriver tilstedeværelse på et overordnet nivå, benytter vi oss av maskinlæringsmetoder. Spesifikt i dette prosjektet omfatter dette en modelltype som omtales som «boosted regression trees» (BRT) (Elith, m.fl. 2008). Denne modellen blir implementert i statistikkprogrammet R (R Core Team 2017), gjennom Dismo-pakken (Hijmans, m.fl. 2017) som finnes åpent tilgjengelig. Det finnes i prinsippet mange modeller og tilnærmeringer til å predikere tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse, men vi valgte en BRT-modell siden denne modelltypen ser ut til å ha noen fordeler ovenfor andre modelltyper hva gjelder fleksibilitet og sensitivitet til datapunkter som defineres som uteliggere («outliers»). Parameterinnstillingene som inngår i BRT blir optimalisert ved hjelp av en kryssvalideringsprosedyre, hvor separate modeller med økende kompleksitet blir tilpasset 10 forskjellige undergrupper av det totale datagrunnlaget (se nærmere beskrivelse i Elith, m.fl. 2008). Hver av disse undergruppene inneholder 75% av det totale datagrunnlaget. De mest optimale parameterinnstillingene blir bestemt med bakgrunn i hvor forskjellige prediksjonene på tilstedeværelse er fra originale data (uforklart variasjon), og «area under curve»-statistikk (AUC). Den beste modellen blir så tilpasset hele datasettet.

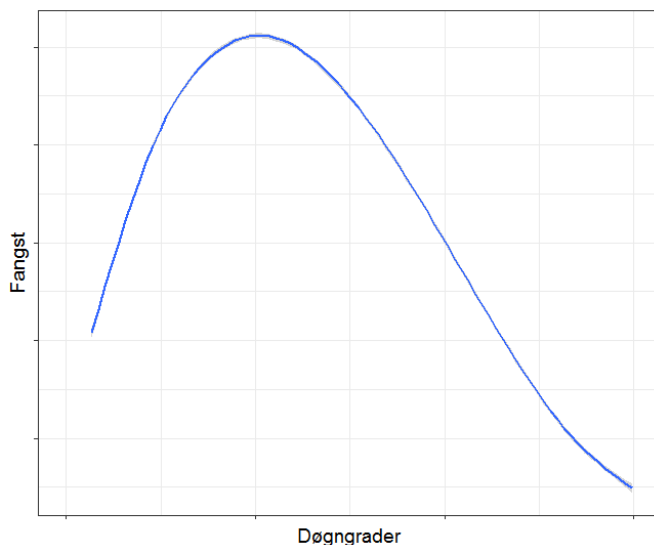
Prediksjonene fra BRT-modellen på tilstedeværelse/ikke-tilstedeværelse, ut fra gitte miljøvariable, blir simulert gjentatte ganger for å få et godt mål på usikkerheten til prediksjonene. Sluttproduktet fra denne modelltypen, som da for eksempel kan være et kart grunnlag som angir sannsynlighet for forekomst om et gitt antall år, vil derfor være et resultat av mange prediksjoner som er slått sammen.

3.2 Romlig populasjonsmodell – Tetthetsestimater, regresjonsmodell

For prediksjonene som sier noe om populasjonsstørrelse, utefra standardiserte fangstdata, benytter vi oss av generaliserte lineære miksede modeller (GLMM). Disse konstrueres i R (R Core Team 2017), hvor lme4-pakken benyttes (Bates, m.fl. 2015). Målet med analysene er å gi et estimat på bestandsstørrelse, og trender, over en større romlig skala. Med andre ord, hvordan antall individer i den totale bestanden i et område varierer over tid. Konkret så modellerer vi antall individer fanget som en funksjon av antall ruser, fangsttimer, vanntemperatur, størrelse på lokaliteten samt andre aktuelle miljøvariable. Etersom amfibier er vekselvarme dyr vil både aktivitet og adferd bli direkte påvirket av temperaturen i omgivelsene. Følgelig har vi spesielt erfart at temperatur er en svært viktig variabel å korrigere for ved denne typen data, ettersom fangsten ser ut til å være en tydelig funksjon av temperatur (se modellert forhold, basert på observasjoner, mellom fangst og vanntemperatur i **Figur 3.1**). Variabelen som sier noe om vanntemperatur vil her ideelt sett være summen av antall døgngrader etter ankomst til ynglelokaliteten på våren, men kan også forenkles (med tanke på feltintensivitet) til å innebære antall døgngrader fra en gitt dato som for eksempel representerer isgang.

Bestandsstørrelsen predikeres ved hjelp av modellen, basert på observert fangstdata og andre miljøvariable, men med en standardisert temperatur. I praksis vil da fangsten til en viss grad korrigeres med tanke på variasjon i temperatur (antall døgngrader) mellom lokaliteter og fangsttidspunkt. Man kan også predikere populasjonsstørrelser, og populasjonsendringer, for spesifikke settinger for de andre variablene som inngår i modellen, som for eksempel forskjeller i populasjonsstørrelse mellom store og små lokaliteter i fokusområdet. Det er også teoretisk mulig

å gi populasjonsestimater for enkeltpopulasjoner, men uten lengere tidsserier per lokalitet vil disse estimatene ha større grad av usikkerhet.



Figur 3.1 Modellert forhold, basert på en GLMM, mellom antall storsalamanderindivider i rusefangsten og antall døgngrader fra en spesifikk dato etter isgang i en lokalitet. Forholdet er basert på en gjentatte fangstepisoder med samme innsats og målt vanntemperatur.

3.3 Demografisk modell – Prosessforståelse, matrisemodell

For forstå hvordan endringer i miljø påvirker populasjonsdynamikken har vi utviklet en aldersstrukturert matrisemodell (Caswell 2001) i popbiopakken i R (Stubben & Milligan 2007). Endringer i aldersstruktur, og antall individer, blir her modellert ut fra formelen $N_{t+1} = \mathbf{K}(N, Env, E, t)N_t$, eller:

$$\begin{bmatrix} N_1 \\ N_2 \\ \vdots \\ \vdots \\ N_{A_{max}} \end{bmatrix}_{t+1} = \begin{bmatrix} f_1(L_{1,t}, Env_t, N_t) s_{0,t}(E_{t-1}) & f_2(L_{2,t}, Env_t, N_t) s_{0,t}(E_{t-1}) & \dots & \dots & f_{A_{max}}(L_{A_{max},t}, Env_t, N_t) s_{0,t}(E_{t-1}) \\ s_1(Env_t, N_t) & 0 & \dots & \dots & 0 \\ 0 & s_2(Env_t, N_t) & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & s_{A_{max}-1}(Env_t, N_t) & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} N_1 \\ N_2 \\ \vdots \\ \vdots \\ N_{A_{max}} \end{bmatrix}_t$$

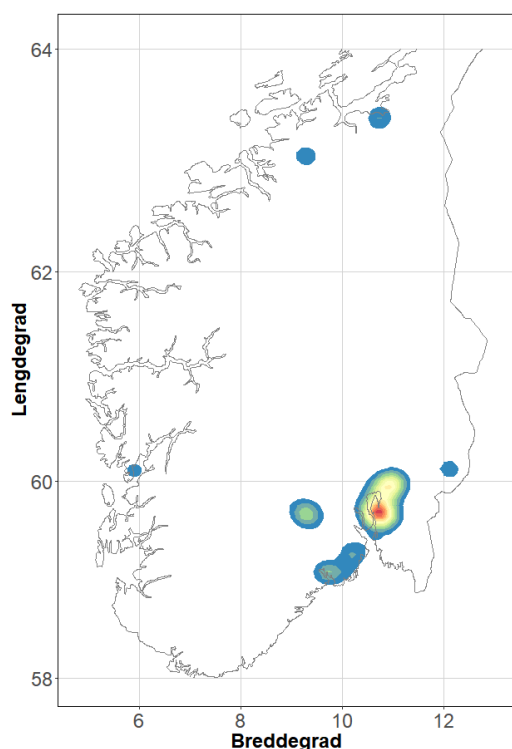
hvor N_t er antall individer over alle aldersklasser $A=1, \dots, A_{max}$ ved år t . f_A er fekunditeten ved alder A (antall juvenile produsert per individ ved alder A i et år). Spesifikt, så vil f variere som en funksjon av størrelse (L), miljø (Env), og tetthet (N), $f(L, Env, N)$. Individuell størrelse (L) og vekst er igjen assosiert med miljø og populasjonsstørrelse, og modellert fra fangst-gjenfangst data. f er derfor en funksjon av forskjellige påvirkninger (miljøvariable), som kan variere over tid. s_A er sannsynligheten for å overleve for individer fra alder A til alder $A + 1$, og A_{max} er maksimum alder som vurderes i modellen. s_A og A_{max} kan variere som en funksjon av Env , men er fiksert med tanke på t . Selve matrisen, $\mathbf{K}(Env, N)$, er en funksjon av miljø og populasjonstetthet. For hvert tidspunkt vil overlevelsen til A_{max} være 0, mens individer i alle andre aldersklasser har en fekunditet og dødelighet som beskrevet over. Fra Leslie-matrisen \mathbf{K} kan vi estimere populasjonens vekstrate, lambda (λ), fra den dominante egenvektoren (dominant eigenvalue) i matrisen (Benton & Grant 2000, Caswell 2001). Disse verdiene kan gi indikasjoner på hvordan en populasjon endrer seg ettersom miljøvariable eller dødelighet endrer seg

4 Resultater

Vi vil her ikke ha mye fokus på resultater fra reelle populasjoner og områder, men heller gi noen eksempler på hva de forskjellige modellene kan produsere, og hvordan resultatene bør sees i sammenheng. Vi vil også understreke at dette i stor grad fremdeles er pågående modelleringsarbeid, og overvåkningsarbeid slik at hvert delmodell beskrevet kan sees på som en dynamisk prosess i den totale forståelsen av populasjonene.

4.1 Utbredelse

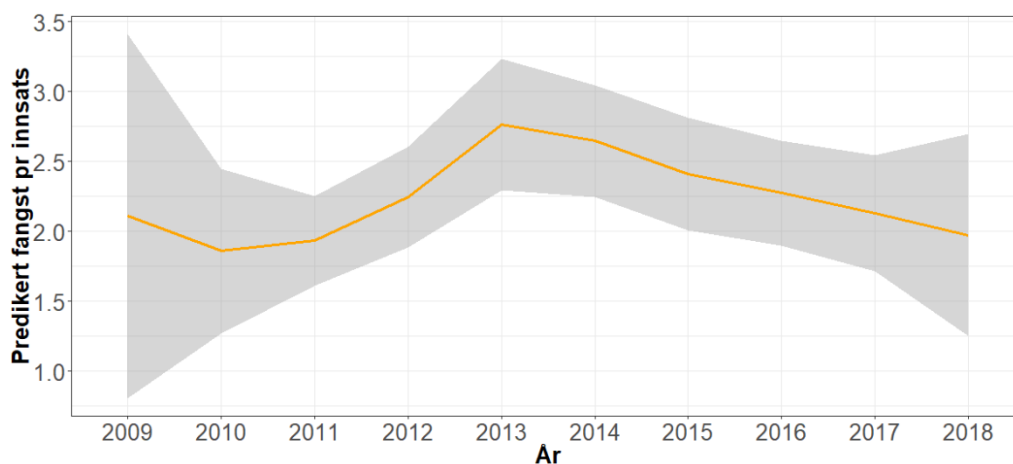
Datagrunnlaget for utbredelse for storsalamander, og flere andre amfibier i Norge, i både Artskart og GBIF synes per dags dato å inneholde for stor usikkerhet til at vi velger å inkludere detaljerte kartlag med framskrivninger i denne rapporten. Spesielt viktig for å øke presisjonen på fremtidige prediksjoner og framskrivninger, vil være en kvalitetssikring av registrerte tilstedeværelser i databasen. Samtidig vil det kunne være svært fordelaktig hvis slike databaser også kunne indikere områder og vann, hvor det er gjort forsøk på å finne arten i fokus, uten at arten har blitt påvist. Slike datapunkter på ikke-tilstedeværelse øker gjerne presisjonen i estimatene, selv om det også er mulig å konstruere modellene uten bruk av slike sikre punkter for ikke-tilstedeværelse. **Figur 4.1** illustrerer informasjon som kan komme ut fra denne typen modell, der forskjellige kartlag kan representere forskjellig informasjon fra data og modellprediksjoner. I tillegg til typiske relevante miljødata for tilstedeværelse, vil det også være spesielt relevant å inkludere informasjon om forskjellige naturtyper o.l. (som for eksempel skog og landbruks-områder), slik at det kan skilles på estimater for de forskjellige naturtypene.



Figur 4.1 Illustrasjonskart som viser tetthet av storsalamanderpopulasjoner i Norge, basert på data fra GBIF-databasen. Tilsvarende kart, som for eksempel viser sannsynlighet for tap av lokalitet, kan lages gjennom bruk av kvalitetssikret data på dagens utbredelse, miljøinformasjon og prediksjoner fra modellen for utbredelse/forekomst. Dette kan igjen gi grunnlag for fokusområder for forvaltningstiltak.

4.2 Romlig populasjonsmodell

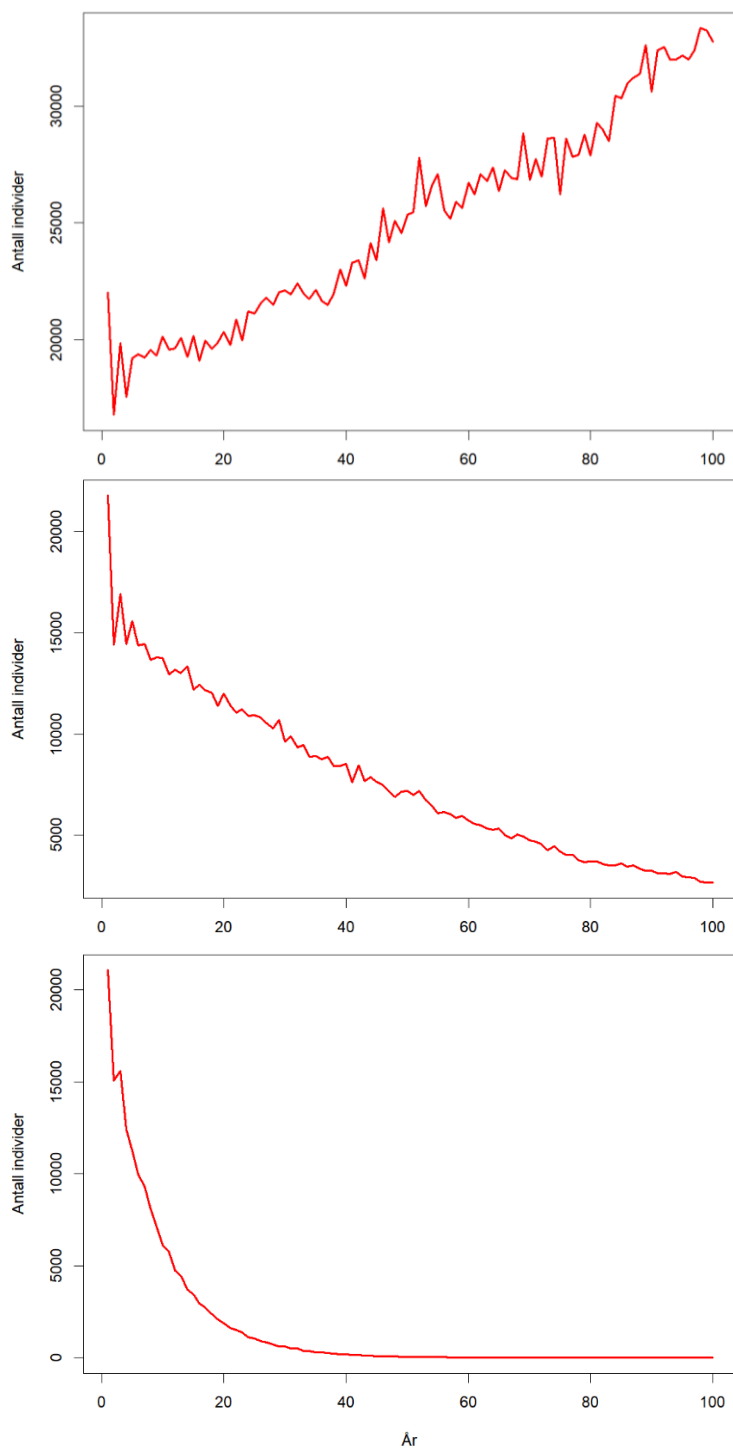
Mer detaljerte resultater fra denne modelløvelsen kan i leses i sin helhet i Dervo m.fl. (2017). I praksis vil denne modellen gi et populasjonsestimat som forsøker å ta høyde for usikkerheten knyttet opp mot overvåkningsmetodikk, og hvordan atferden til studieorganismen endrer seg som en funksjon av temperatur. Prediksjonen fra modellen vil derfor kunne gi trender (**Figur 4.2**) som man da antar i større grad vil representere populasjonsutviklingen i et område eller vann.



Figur 4.2 Predikert bestandsendring av storsalamander i 20 lokaliteter i Lier fra 2009 til 2018. Grått felt er 95 prosent konfidensintervall. Prediksjonene baserer seg på 240 rusetimer pr lokalitet pr år, og akkumulerte døgngrader på 307 grader celsius (tilsvarer gjennomsnittet av alle målinger).

4.3 Demografisk populasjonsmodell

Resultatene, med tilhørende presisjon, fra en demografisk modell er i stor grad begrenset av oppløsningen på data man bruker til å føre modellen med. Ved å ha mye data på individnivå, der man for eksempel har tall på vekstrater, dødelighet, fekunditet og hvordan dette varierer over tid, vil man også ha gode forutsetninger for å ha relativt god presisjon på populasjonsprediksjoner. I motsatt ende av skalaen, hvor man har lite data, men kanskje heller må belage seg mer på antagelser og generelle parametere fra litteraturen (som ikke nødvendigvis er tilpasset det aktuelle systemet), så vil prediksjonene nødvendigvis være mindre presise. Like fullt vil begge scenarier kunne gi viktig og ny kunnskap med tanke på å utforske mulige årsaker til populasjonssvingninger i et endret miljø. I figur 4.3 ser vi resultater av endret dødelighet i en populasjon for henholdsvis mellomstore (4-8 år) og unge individer (0-4 år), og hvordan det vil påvirke en hypotetisk populasjon. Parameterne i den demografiske modellen er basert delvis på antagelser hentet fra litteraturen og delvis på eget datasett med fangst-gjenfangst av individer i en utvalgt lokalitet. Ut fra disse resultatene er det tydelig at denne populasjonen er mer følsom for faktorer som påvirker dødeligheten på et tidlig livsstadium enn for påvirkninger som reduserer dødeligheten senere i livet. Her kan man også tenke seg at utgangspunktet for modelleringen for eksempel er en populasjon med en negativ vekst. Man kan da eksempelvis simulere forskjellige tiltak som vil endre dødelighet eller fekunditet i forskjellige livsstadier, for å predikere langtidseffekter på den gitte populasjonen før tiltaket eventuelt iverksettes. Videre kan man også få inferens i hvordan ytre påvirkninger som forskjellige klimascenarier potensielt vil påvirke populasjonsdynamikken på sikt.



Figur 4.1 Øverste figur viser antall individer (y-aksen) i en hypotetisk populasjon av storsalamander over 100 år (x-aksen), gitt et sett med demografiske parametere. Figuren i midten viser den samme populasjonen, men med 40% økt dødelighet for individer som er mellom 4-8 år. Nederste figur viser samme populasjon, men med 40% økt dødelighet fra 0-4 år. Resultatene illustrere hvordan man kan simulere populasjonsscenarioer der for eksempel spesifikke aldersgrupper opplever økt eller redusert dødelighet som følge av inngrep eller tiltak i spesifikke områder.

4.4 Integrert modell som forvaltningsverktøy

Ved å integrere forskjellige modeller og datatyper, vil man kunne utnytte et stort spekter av data som kan komplementere hverandre i å skape et godt verktøy for å overvåke amfibiebestander, samt utforske mulige flaskehalsar og tiltak på populasjonsnivå. Det gjenstår fremdeles litt arbeid for at modellene beskrevet over vil fungerer i synergi som et forent forvaltningsverktøy, men bare kombinasjonen av data og analyser sett sammen gir mye vidare forståelse av populasjonsutviklingen enn metodene ville gjort hver for seg. Vi vil fortsette å jobbe mot full integrering der man ser for seg at den integrerte modellen skal fungere som en interaktiv app/nettside for forvaltningen, hvor man kan følge trender og utvikling til områder og spesifikke populasjoner (fra utbredelsesmodellen og den romlige populasjonsmodellen). Verdiene, og fordelingen av disse, som beregnes fra modellene vil også kunne inngå i utregningen av indeksverdier for NI-basen. Dette gjelder i første omgang spesielt fordelingen av populasjonsverdier som et resultat av utbredelsesmodellen og modellen for rusefangst. Videre vil det også være en modul som muliggjør framskrivinger av populasjonstrender under forskjellige miljøforhold, samt simulering av tenkte tiltak som påvirker demografien direkte (fra den demografiske modellen). Det siste er tenkt som en tilleggsmodul man kan aktivere for interessante lokaliteter, for å spare tid på regneøvelsen denne modellen må igjennom, gitt endringer i inngående parametere.

5 Diskusjon

5.1 Integrert modellering for forbedret populasjons-forståelse

Modelleringsøvelsene med salamander har gitt viktige erfaringer med tanke på å kombinere flere datakilder og modelleringsmetoder for å få et mer helhetlig bilde av populasjonsutviklingen for de forskjellige artene. Vi ser store fordeler med denne integreringen, som gir oss en unik mulighet til å effektivt balansere kost/nytte forholdet med tanke på mulighetene og ulemperne de forskjellige overvåkningsdataene gir. I utgangspunktet kunne man for eksempel tenkt seg at man kunne basere modellstrukturen kun på utbredelsesmodellen og en demografisk modell. Prisen på dette ville vært en betydelig innsats i datainnsamling og modellering. Tidsbruken ved høyoppløselig modellering, særlig med modeller som inkluderer detaljerte populasjonsprosesser, kan være nokså omfattende. Ved å ha muligheten til å aktivere denne delen av modellen/verktøyet kun ved interessante situasjoner, som for eksempel ved observerte populasjonsnedganger, vil man derfor effektivisere prosessen betydelig. Det er i midlertidig også viktig å påpeke at resultatene fra den demografiske modellen generelt gir mer detaljerte og pålitelige prediksjoner i forhold til en modell kun basert på fangst eller utbredelse (Pagel & Schurr 2012, Schurr, m.fl. 2012).

5.2 Utviklingspotensialer

Som med alle modeller, så vil ikke prediksjonene bli bedre enn data-grunnlaget modellene er bygget på. Våre anbefalinger for videreutvikling er derfor å fortsette arbeidet med overvåkingen på alle tre nivåene av datasamling. For data på utbredelse/tilstedeværelse virker det spesielt å være en utfordring med kvalitetssikring og presisjon på data i databasene. Videre er det viktig å få inn informasjon om områder som er undersøkt uten at arten har blitt oppdaget (dvs. data på ikke-tilstedeværelse). Bruk av overvåkningsmetoder som innebærer miljø-DNA kan være en effektiv og økonomisk måte å kvalitetssikre eksisterende data på forekomst, samt effektivt utforske vannforekomster i fokusområder som ikke ligger inne i databasene. Modellen som er beskrevet på utbredelse, kan blant annet her fungere som et verktøy for å identifisere områder som er kandidater for videre undersøkelser. Dess mer data som legges inn og kvalitetssikres, dess bedre vil modellprediksjonene på utbredelse bli.

For overvåkningsdata som innebærer fangstdata til den romlige populasjonsmodellen vil det være fornuftig å fortsette datainnsamling i et utvalg av vannlokaliteter i fokusområdene (se utvidet beskrivelse i Dervo, m.fl. 2017). Spesielt viktig her vil være å opprettholde en kontinuerlig overvåking av en standardisert karakter, slik at eventuelle nedganger i populasjonsstørrelse blir registrert på et tidlig stadium.

For at den demografiske populasjonsmodellen skal gi relevante prediksjoner, er det viktig at individ-data som inngår også er detaljerte nok til å oppnå god forståelse av de demografiske prosessene. I motsetning til data for forekomst og fangstdata, er dette data som gjerne trenger stor grad av feltinnsats for å samle alle relevante parametere. I tillegg er også dette data som ideelt samles inn over lengre tidsserier, men i mangel på dette så kan også rom-for-tid-data brukes. Med andre ord å benytte seg av lokaliteter som dekker variasjonen av parametere som inngår i modellene. Vi anbefaler å opprettholde fokus på noen få nøye utvalgte vannforekomster, hvor man tar sikte på å bygge opp stabile tidsserier med blant annet fangst- gjenfangst data og andre viktige variable av interesse. Disse dataene vil bli brukt til å videreutvikle struktur og prosesser i den demografiske modellen, som igjen da kan parametriseres til nye aktuelle systemer.

Når det gjelder de konkrete modellene som inngår er det også et opplagt forbedringspotensial, men det er vanskelig å utvikle modellene videre uten å benytte seg av mer eller bedre data. Det er også størst forbedringspotensial i den demografiske modellen, ettersom det per dags

dato er lite informasjon om tetthetsregulerende effekter. Uten dette risikerer man at den estimerte populasjonsveksten blir urealistisk høy under gitte forutsetninger. Foreløpig inkluderer modellen stort sett bare informasjon rundt vannstadiet til amfibiene, mens prosesser som foregår på land bare blir reflektert i dødelighetsestimater fra et år til et annet. Det er derfor også et potensiale mht. å øke oppløsningen og forståelsen av prosessene som foregår på land for de adulte individene.

Kanskje det viktigste forbedringspotensialet hva gjelder modellering og forvaltningsverktøy, uten å involvere mer data, er å videreutvikle hvordan disse modellene snakker sammen, både for å øke presisjon og prosesseringstid. Per dags dato har vi ikke kommet helt frem til en fullintegret modell, der resultater fra en modell automatisk integreres i neste modell, og som videre for eksempel kan implementeres i en shiny-app. Det vil si å gjøre hele modellen interaktiv for brukere i for eksempel en nettside, der man kan få informasjon om populasjoner, trender og eventuelt simulere tiltak i gitte populasjoner for å se på langtidseffekt av disse.

5.3 Import av modellerte indikatorverdier til NI-basen

Beregningene av naturindeksen tar referanseverdier, indikatorverdier og usikkerheter som input-data, og gir indeksverdier som output (Pedersen & Nybø 2015). Disse verdiene beregnes for en såkalt basisenhet, og per nå er denne basisenheten kommuner. I praksis kan de modellerte verdiene imidlertid beregnes på mange forskjellige skaler, men presisjonen vil være avhengig den romlige oppløsningen på data som inngår i beregningene. Det bør derfor spesifiseres på hvilke avgrensinger, hva gjelder skala og område, som inngår i de modellerte verdiene når det leses inn til NI-basen, slik at de kan skaleres riktig.

Import av indikatorverdier til naturindeksbasen har tidligere blitt tillatt i kun ett format; et punkt-estimat for indikatorverdien, og en nedre og en øvre kvartil for usikkerheten i dette estimatet. Disse verdiene har deretter blitt tolket via en automatisk rutine i form av en sannsynlighetsfordeling, som har blitt brukt internt i beregningen av indeksen. Ved beregningen av Naturindeks 2020 vil imidlertid metodikken kunne akseptere indikatorverdier også i flere formater. Dette gir større fleksibilitet til å bruke modellerte indikatorverdier, og til å imøtekomme andre tilfeller der fordelingen til usikkerheten allerede er kjent. Modelloppsettet som er beskrevet i denne rapporten vil være godt egnet for import av modellerte indikatorverdier til Naturindeks 2020. I første omgang vil dette spesielt gjelde en integrering av trinn 1 og 2 (Figur 1.1), som direkte kan omgjøres til indikatorverdier, men ettersom data blir bedre på trinn 3 vil dette også i større grad kunne inngå i bergningsgrunnlaget. Det kan ofte være stor usikkerhet knyttet til indikatorverdiene i praksis, og modelloppsettet vil også i større grad en før ta høyde for denne usikkerheten enn før, og ikke minst tydeliggjøre hvilke komponenter som bidrar til denne usikkerheten.

NINA har utviklet et API og en R-pakke `Nicalc` med funksjoner for import og eksport av indikator- og indeks-verdier til og fra naturindeksdatabasen. Pakken er fritt tilgjengelig via Github (<https://github.com/NINAnor/Nicalc>). En nærmere beskrivelse av typisk arbeidsflyt for import av verdier for de forskjellige artene kan sees i Skarpaas et. al. (2018).

5.4 Oppsummering og anbefalinger

Vi har presentert hvordan forskjellige typer overvåkningsmetodikk og statistiske modeller kan sees i sammenheng for å øke forståelsen av hvordan populasjoner av amfibiearter i Norge påvirkes av eksterne påvirkninger. Konkret påpeker vi viktigheten av å kombinere flere overvåkningsmetoder, med tilhørende egnede statistiske modeller, for å oppdage trender og predikere fremtidige populasjonsendringer ettersom miljø eller demografiske parametere endrer seg. Dette er tenkt som et viktig skritt videre mot å fullintegre data og modelltyper til en hierarkisk modell med forskjellige moduler, som så kan implementeres i et interaktivt verktøy for

forvaltningen. For at dette verktøyet skal bli så presist og brukbart som mulig, er det vår klare anbefaling at det fortsettes med overvåkningsmetodikk som kan føre modellene med data av god kvalitet. Spesielt gjelder dette data på individnivå fra utvalgte lokaliteter, fangstdata fra utvalgte områder, samt kvalitetssikring av eksisterende data på forekomst/utbredelse for artene i fokus.

6 Referanser

- Arntzen, J. 2003. Triturus cristatus Superspesies-Kammolch-Artenkreis. I: Grossenbacher, K. & Thiesmeier, B. (red.) Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Aula Verlag, Wiesbaden. S. 421-514.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67(1): 1-48.
- Benton, T.G. & Grant, A. 2000. Evolutionary fitness in ecology: Comparing measures of fitness in stochastic, density-dependent environments. Evolutionary Ecology Research 2(6): 769-789.
- Bjerke, J.W., Skarpaas, O. & Dervo, B.K. 2015. Våtmark. I: Framstad E (red.). Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Rapport. Miljødirektoratet. S. 59-76.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models : construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport 542. Norsk institutt for naturforskning. .
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nielsen, J.-E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H.-C., Schartau, A.-K., Storaunet, K.O., Van der Meeren, G.I., Aslaksen, I., Engen, S., Garnåsjordet, P.-A., Kvaløy, P., Lillegård, M., Yoccoz, N.G. & Nybø, S. 2011. The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. . PLoS ONE 6:e18930.
- Chamberlain, S., Barve, V., Mcglinn, D. & Oldoni, D. 2018. rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API. <https://cran.r-project.org/package=rgbif>.
- Damm, N., Briggs, L., de Vries, W. & Bibeliether, F. 2007. Action plan for Triturus cristatus in the former Vejle county. LIFE04NAT/EE000070: Protection of Triturus cristatus in Eastern Baltic Region
- Dervo, B.K., Skei, J.K., van der Kooij, J., Olstad, K., Storeid, S. & Kraabøl, M. 2012. Nasjonalt overvåkingsprogram for storsalamander. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvern avdelingen, rapportnummer 9/2012
- Dervo, B.K., Dokk, J.G., Dokk, T. & Ross, M. 2013a. Overvåking av storsalamander i Osloområdet og Geitaknottane i 2013. . NINA Minirapport 462:.. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer. .
- Dervo, B.K., Skei, J.K., van der Kooij, J. & Skurdal, J. 2013b. Bestandssituasjon og opplegg for overvåking av storsalamander (Triturus cristatus) i Norge. . Vann 4: 480-490.
- Dervo, B.K., Dokk, J.G., Dokk, T. & Ross, M. 2014a. Overvåking av storsalamander i Osloområdet og Geitaknottane i 2013
- Dervo, B.K., Museth, J., Skurdal, J., Berg, O.K. & Kraabøl, M. 2014b. Comparison of active and passive sampling methods for detecting and monitoring the smooth newt (Lissotriton vulgaris) and the endangered northern crested newt (Triturus cristatus). Herpetology Notes 7: 265-272.
- Dervo, B.K., Bærum, K.M., Skurdal, J. & Museth, J. 2016a. Effects of Temperature and Precipitation on Breeding Migrations of Amphibian Species in Southeastern Norway. Scientifica 2016: 8.

- Dervo, B.K., Pedersen, C. & Bærum, K.M. 2016b. Tap av ynglelokaliteter for storsalamander i Norge. . NINA Rapport 1014. Norsk institutt for naturforskning.
- Dervo, B.K., Bærum, K.M. & Diserud, O.H. 2017. Bruk av overvåkingsdata til beregning av bestandsutvikling hos storsalamander *Triturus cristatus* og småsalamander *Lissotriton vulgaris* i Norge. NINA Rapport 1408. 50 s. .
- Dervo, B.K. 2018. Forvaltning av storsalamander i Norge - Evaluate-ring av forvaltningstiltak i perioden 2007 til 2016. NINA Rapport 1473. Norsk institutt for naturforskning
- Dolmen, D. 1982. Skeletal growth marks and testis lobulation as criteria for age in *Triturus* spp.(Amphibia) in central Norway. *Acta Zoologica* 63(2): 73-80.
- Dolmen, D. 1988. Coexistence and niche segregations in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti). *Amphibia-Reptilia* 9: 365-374.
- Dolmen, D. 1994. Stor salamander. I: Brunvoll, F., Schønning, P., Rübberdt, S., Theodorsen, P., Kielland, G. & Midtland, S. (red.) *Naturmiljøet i tall 1994*. Universitetsforlaget, Oslo. S. 244.
- Drechler, A., Bock, D., Ortmann, D. & Steinfartz, S. 2010. Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology Notes* 3: 13-21.
- Elith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802-813.
- Elith, J. & Leathwick, J.R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time 40(1): 677-697.
- Fog, K., Schmedes, A. & Rosenørn de Lasson, D. 1997. Nordens padder og krybdyr. Gad, Gads Forlag, København.
- Framstad, E. 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. . Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015.
- Gustafson, D. & Malmgren, J.C. 2002. Inventering och övervakning av större vattensalamander (*Triturus cristatus*). Länsstyrelsen.
- Haugen, H. 2018. Microclimate and topography influence genetic differentiation in northern crested newt (*Triturus cristatus*) in a boreal forest ecosystem. Master's Thesis. University of South-Eastern Norway. Faculty of Technology, Natural Sciences and Maritime Sciences Bø.
- 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>.
- Hillman, S.S., Withers, P.C., Drewes, R.C. & Hillyard, S.D. 2009. Ecological and environmental physiology of amphibians, Oxford University Press.
- James, T.Y., Toledo, L.F., Rödder, D., da Silva Leite, D., Belasen, A.M., Betancourt-Román, C.M., Jenkinson, T.S., Soto-Azat, C., Lambertini, C., Longo, A.V.J.E. & Evolution. 2015. Disentangling host, pathogen, and environmental determinants of a recently emerged wildlife disease: lessons from the first 15 years of amphibian chytridiomycosis research 5(18): 4079-4097.
- Macgregor, H.C., Sessions, S.K. & Arntzen, J. 1990. An integrative analysis of phylogenetic relationships among newts of the genus *Triturus* (family Salamandridae), using comparative biochemistry, cytogenetics and reproductive interactions. *Journal of evolutionary Biology* 3(5-6): 329-373.

- Malmgren, J.C. 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av större vattensalamander och dess livsmiljöer (*Triturus cristatus*). Naturvårdsverket. Rapport 5636 (in Swedish)
- Malmgren, J.C., Andersson, P.A. & Ek Dahl, S. 2007. Modelling terrestrial interactions and shelter use in great crested newts (*Triturus cristatus*). *Amphibia-Reptilia* 28(2): 205-215.
- Nybø, S. 2010a. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. .
- Nybø, S. 2010b. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. .
- Oldham, R., Keeble, J., Swan, M. & Jeffcote, M. 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10(4): 143-156.
- Pagel, J. & Schurr, F.M. 2012. Forecasting species ranges by statistical estimation of ecological niches and spatial population dynamics 21(2): 293-304.
- Pedersen, B. & Nybø, S. 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning.: 41-49.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org/>.
- Schurr, F.M., Pagel, J., Cabral, J.S., Groeneveld, J., Bykova, O., O'Hara, R.B., Hartig, F., Kissling, W.D., Linder, H.P., Midgley, G.F., Schröder, B., Singer, A. & Zimmermann, N.E. 2012. How to understand species' niches and range dynamics: a demographic research agenda for biogeography 39(12): 2146-2162.
- Skarpaas, O., Tøpper, J.P., Nilsen, E.B. & Åström, J. 2018. Dataflyt og modellering av indikatorer for naturindeksen. NINA Rapport 1560. Norsk institutt for naturforskning.
- Skei, J.K., Gatewood, R., Strand, F. & Pettersen, R. 2013. Nasjonal overvåking av storsalamander *Triturus cristatus* 2013 – resultater fra Midt-Norge, Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvern avdelingen, rapportnummer 7-2013
- Stoltenberg, J., Halvorsen, K., Navarsete, L.S., Pedersen, H., Lysbakken, A., Brekk, L.P., Johansen, R., Solhjell, B.V. & Vedum, T.S. 2009. Politisk plattform for flertallsregjeringen utgått av Arbeiderpartiet, Sosialistisk Venstreparti og Senterpartiet 2009 - 2013 (Soria Moria II erklæringen).
- Stubben, C.J. & Milligan, B.G. 2007. Estimating and Analyzing Demographic Models Using the popbio Package in R. *Journal of Statistical Software* 22(11).
- Taugbøl, A., B.K., D., Bærum, K.M., Brandsegg, H., Siverts-gård, R., Ytrehus, B., Miller, A. & Fossøy, F. 2017. Første påvisning av den patogene soppen *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) i Norge- Bruk av miljø-DNA for påvisning av fremmede arter. NINA Rapport 1399. .

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 fors–kning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

XXXX

NINA Rapport

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3381-1

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