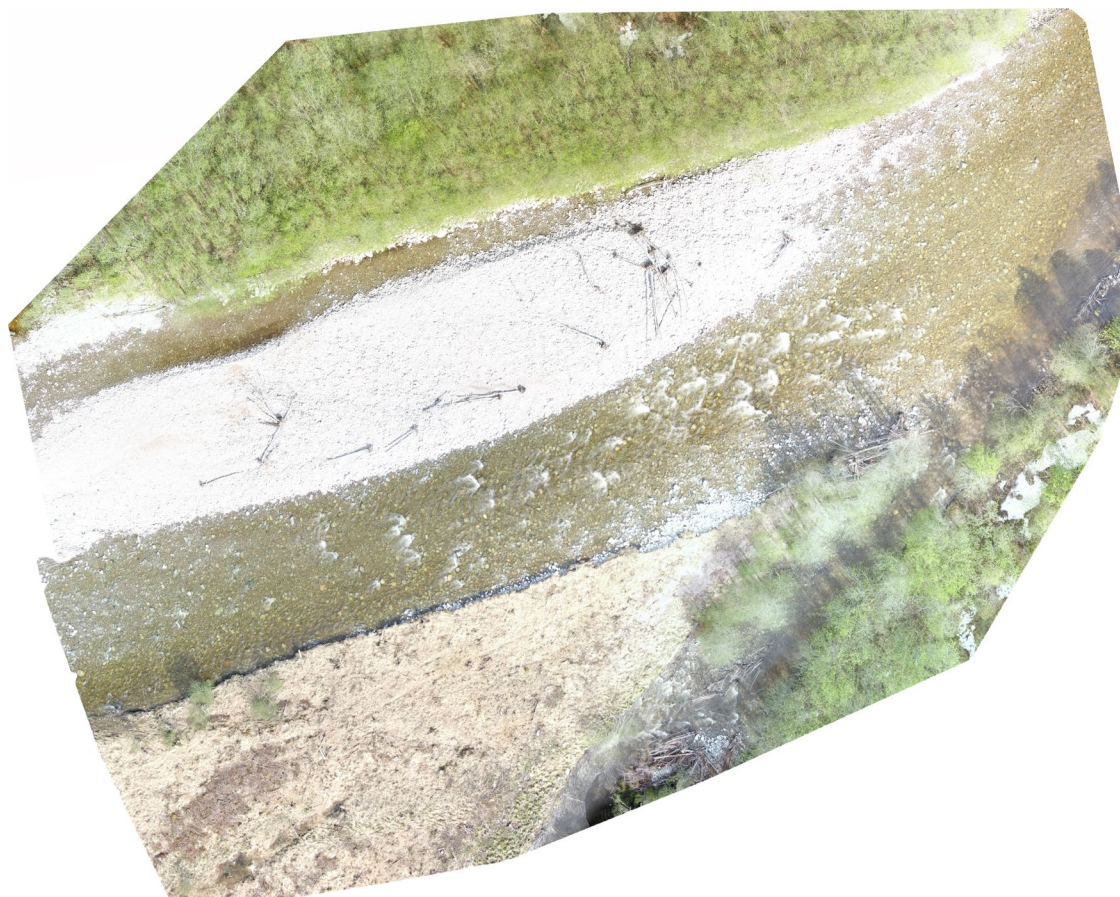


2335

NINA Rapport

## Modellering av vanndekt areal og smoltproduksjon i Bævra

Ola H. Diserud, Kristine Lund Bjørnås, Anders Foldvik, Ola Ugedal



## **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.

# Modellering av vanndekt areal og smoltproduksjon i Bævra

Ola H. Diserud  
Kristine Lund Bjørnås  
Anders Foldvik  
Ola Ugedal

Diserud, O.H., Bjørnås, K.L., Foldvik, A. & Ugedal, O. 2023.  
Modellering av vanndekt areal og smoltproduksjon i Bævra. NINA  
Rapport 2335. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, oktober 2023.

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5135-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kjetil Hindar, NINA

ANSVARLIG SIGNATUR

Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Statkraft Energi AS

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

Bestillingsnummer 4500417860

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Eirik Bjørkhaug

FORSIDEBILDE

Dronebilde fra Bævra, Statkraft

NØKKEWORD

- Bævra, Møre og Romsdal, Norge.
- laks (*Salmo salar*)
- vilkårsrevisjon
- minstevannføring
- vanndekt areal
- fiskebiologiske undersøkelser
- smoltproduksjon

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

## Sammendrag

Diserud, O.H., Bjørnås, K.L., Foldvik, A. & Ugedal, O. 2023. Modellering av vanndekt areal og smoltproduksjon i Bævra. NINA Rapport 2335. Norsk institutt for naturforskning.

Bævra er et dynamisk system med stor naturlig miljøvariasjon hvor det er utfordrende å måle fysiske og biologiske variabler på en standardisert måte og med tilstrekkelig presisjon. Det har derfor også vært utfordrende å identifisere eventuelle sammenhenger mellom vannføring og vanndekt areal, og ungfiskproduksjon. For å modellere vanndekt areal og ungfiskproduksjon er vi avhengige av vannføringstidsserier for samme periode som de fiskebiologiske undersøkelsene. En av de største utfordringene i dette prosjektet var den ujevne og usikre kvaliteten på de hydrologiske dataene fra Salsteinen målestasjon i Bævra. Den store usikkerheten gjorde at vi så oss nødt til å se bort fra målestasjonen og i stedet bruke tidsserien fra nabovassdraget Søya til å beregne variabler som beskriver variasjonen i vannføring innen og mellom år. Det å benytte data fra et sammenligningsfelt vil naturlig nok også introdusere en viss usikkerhet.

Sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring er etablert for de vannføringene og fotoseriene vi har tillit til. Med gode målinger for høye vannføringer, sammen med arealestimater basert på samtidige fotoserier, kan modellen for vanndekt areal standardiseres og kalibreres for hele vannføringsintervallet, slik at vi kan lese av relative endringer i vanndekt areal som funksjon av vannføring. For modelleringen av ungfiskproduksjonen er det ikke nødvendigvis noe problem at vi ikke har komplette, modellerte tidsserier for vanndekt areal. Vi har også tilpasset generalisert additive modeller som tillater ikke-lineære transformasjoner av forklaringsvariablene så hvis det er vanndekt areal som er mest relevant for miljøpåvirkningen på ungfiskproduksjon, vil det reflekteres i den ikke-lineære transformasjonen av vannføring.

Vi fant ingen signifikante sammenhenger mellom de vannføringsvariablene vi vurderte som aktuelle (laveste ukemiddel for vannføring om vinteren og om sommeren, eller høyeste vannføring om vinteren) og ungfiskrekruttering. Unntaket var en negativ effekt av høyeste vintervannføring på 0+ tetthet etterfølgende høst. I all modellering av ungfiskrekruttering var bidraget fra variasjonen i tidligere bestandstetthet først tatt hensyn til. Bestand-rekrutteringsmodelleringen uten vannføringsvariabler ga resultater som forventet for et vassdrag som Bævra men med større residualvariasjon enn vanlig, sannsynligvis forårsaket av en kombinasjon av stor usikkerhet i grunnlagsdata og stor naturlig miljøvariasjon. Det at vi ikke fant noen signifikant sammenheng mellom lave vannføringer og ungfiskrekruttering betyr at vi ikke har grunnlag for å predikere effekten av minstevannføringene i NVE sin innstilling på smoltproduksjonen i Bævra. Men et ikke-signifikant resultat betyr ikke nødvendigvis at det ikke er noen sammenheng mellom vannføring eller vanndekt areal og ungfiskproduksjon, bare at vi ikke har klart å vise sammenhengen med tilstrekkelig presisjon. Jo større naturlig miljøvariasjon og usikkerhet i grunnlagsdata, desto mer føre-var må miljøforvaltningen være (jf. Naturmangfoldloven) i eventuelle pålegg for å unngå kritisk lave bestandsnivå.

Selv om usikkerhetene og den naturlige variasjonen her var for store til at vi kunne konkludere om effektene av vannføring og vanndekt areal på ungfiskproduksjon vil metodikken og modelleringen som har blitt presentert kunne gjenbrukes hvis datagrunnlaget forbedres slik at vi får resultater som det kan festes mer lit til.

Ola H. Diserud, Kristine Lund Bjørnås, Anders Foldvik, Ola Ugedal, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Epost: [ola.diserud@nina.no](mailto:ola.diserud@nina.no), [kristine.bjornas@nina.no](mailto:kristine.bjornas@nina.no), [anders.foldvik@nina.no](mailto:anders.foldvik@nina.no), [ola.ugedal@nina.no](mailto:ola.ugedal@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>6</b>
<b>2 Materialer og metode</b> .....	<b>7</b>
2.1 Modellering av vannføring .....	7
2.2 Modellering av vanndekt areal .....	9
2.3 Bestand-rekrutteringsmodellering .....	10
<b>3 Resultater</b> .....	<b>12</b>
3.1 Modellering av vanndekt areal .....	12
3.2 Bestand-rekrutteringsmodellering .....	13
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>21</b>
<b>5 Referanser</b> .....	<b>23</b>

## Forord

Etter oppdrag fra Statkraft Energi AS har Norsk institutt for naturforskning (NINA) vurdert sammenhengen mellom vannføring og vanddekt areal, og muligheten for å få estimert økning i smoltproduksjonen for laks, som følge av foreslåtte minstevannføringer i NVE sin innstilling i vilkårsrevisjon for Svorka/Bævra. Arbeidet baseres på Statkrafts vannføringstidsserier for Bævra og andre, nærliggende vannføringstidsserier, dronebilder for gitte vannføringer, relevante flyfoto, og fiskebiologiske undersøkelser i Bævra.

Vi takker Statkraft Energi AS for oppdraget, og samarbeidet underveis i prosjektet.

Trondheim, 12 oktober 2023

Ola H. Diserud  
Prosjektleder

# 1 Innledning

Et av to hovedmål med dette arbeidet var å finne en god sammenheng for vanddekket areal for ulike vannføringer, basert på Statkrafts vannføringstidsserier for Bævra og andre, nærliggende vannføringstidsserier, dronebilder for gitte vannføringer og relevante flyfoto. Aktuelle vannføringer relateres til NVE sin innstilling i vilkårsrevisjon for Svorka/Bævra: fast slipp fra Bævervatn til Litjbævra på 200 l/s sommer og 150 l/s vinter, og tilsigsstyrt slipp målt nedenfor utløp Svorka kraftstasjon (SVK) på minimum 2,85 m<sup>3</sup>/s for sommer og 1,55 m<sup>3</sup>/s for vinter. Hvis det ikke er mulig å framstille en batymetrimodell av tilfredsstillende kvalitet vil NINAs vanlige prosedyre for modellering av vanddekket areal benyttes.

Det andre hovedmålet, estimering av forventet smoltproduksjon for laks for ulike vannførings-scenarier, baseres på fiskebiologiske undersøkelser i Bævra (Ugedal mfl. 2014, 2021), vannføringstidsserier og modellen for vanddekket areal beskrevet ovenfor. De biologiske dataene (gyte- og ungfiskregistreringer) egner seg for bestand-rekrutteringsmodellering. Noe av variasjonen rundt forventet rekruttering for et gitt bestandsnivå skyldes varierende miljø; årlig variasjon i vannføring, temperatur, byttedyrproduksjon osv. forventes å påvirke ungfiskoverlevelsen. Spesielt vil ekstreme forhold under kritiske perioder for vekst og overlevelse (såkalte flaskehals) være begrensende for en bestands rekruttering. Forventet smoltproduksjon ved forskjellige minstevannføringsscenarier kan dermed forsøksvis estimeres ved å knytte forventet rekruttering til vannføring og vanddekket areal, i tillegg til gytebestandsnivå (eggdeponering). Vannføring og vanddekket areal i perioder av sommerhalvåret og om vinteren forventes å kunne være mulige flaskehals for ungfisk- og smoltproduksjonen for både laks og ørret i Bævra. En slik bestand-rekrutteringsmodell for Bævra kan også være nyttig som grunnlag for vurdering av gytebestandsmål.

Modelleringen forutsetter at sammenhengen mellom vannføring og vanddekket areal for elvas nå-tilstand, dvs. basert på dronefotografering i 2023, er representativ for sammenhengen før massetransporten under stormen Gyda i 2022 samt tidligere stormer og flommer. Denne forutsetningen kan i en viss grad kontrolleres ved å sammenlikne tilgjengelige flyfoto før og etter Gyda.



## 2 Materialer og metode

### 2.1 Modellering av vannføring

Vannføringen ble modellert for perioden 2006-2022. Denne perioden ble valgt fordi det i disse årene finnes data på ungfisktettheter fra strandnært elektrisk fiske (Ugedal mfl. 2014, 2021).

Statkraft tilgjengeliggjorde følgende data for dette prosjektet:

- Døgnverdier for vannføring ved Statkrafts målestasjon Salsteinen i Bævra for perioden 20.01.2012- 15.08.2023.
- Produksjonsdata for Svorka kraftverk med døgnoppløsning for perioden 01.01.2012-31.05.2023.

Vannføringsdataene fra Salsteinen var ikke blitt kvalitetssikret eller korrigert på forhånd av Statkraft eller tredjepart. Vannføring er hovedparameteren som knytter kraftverksproduksjon og magasindisponering sammen med lakseproduksjon, og kvaliteten av modellresultatene fra denne vil avhenge av kvaliteten på inndataene. Det var derfor nødvendig å kvalitetskontrollere vannføringsdataene for den tilgjengelige perioden, og å interpolere vannføring tilbake i tid ved hjelp av sammenligningsstasjoner. Produksjonsdataene antas å være korrekte.

#### Kvalitetskontroll

Målestasjonen Salsteinen er plassert i Bævra nedstrøms samløpet med sideelva Svorka, men oppstrøms utløpet fra Svorka kraftverk. Det beskrives i Statkrafts reviderte hydrologiske beregninger i vedlegg 1 til vilkårsrevisjonen (Statkraft, u.d.) at «profilen ved målestedet er utsatt for endringer på grunn av massetransport i elven, men det er ikke funnet andre, bedre egnede steder». Det er altså kjente svakheter ved dette målepunktet og den tilhørende hydrologiske tids-serien. Dette er noen av problemene vi kjenner til:

- Store flommer i november 2013 medførte stor massetransport i Bævra, noe som antageligvis er årsaken til at profilen ikke lenger var gyldig ved en kontroll i 2014: «Kontrollmålinger av vannstand/vannføring i 2014 viste at vannføringskurven etablert fram til og med 2012 ikke lenger var riktig. I forbindelse med vilkårsrevisjonsarbeidet ble det derfor satt i gang arbeid med å etablere ny kurve, og denne er nå dekkende for vannføringer mellom ca. 0,1 m<sup>3</sup>/s og 2 m<sup>3</sup>/s.» (Statkraft, u.d.)
- En ny kontrollmåling av vannføring ved Salsteinen ble utført i 2020. Denne viste at vannføringskurven som ble etablert fra 2014-2017 igjen hadde feil i forhold mellom vannstand og vannføring. Vannføring-vannstandskurven ble likevel ikke korrigert med det nye forholdet etter det vi forstår.
- Vannstands-vannføringskurven for Salsteinen ble kun kalibrert for vannføringer i intervallet 0,01 til 16 m<sup>3</sup>/s. Kalibreringen skjedde over en periode på over tre år, mellom 16.07.2014 og 05.10.2017. I og med at det er stor massetransport i Bævra kan det ikke utelukkes at det har skjedd endringer i profilen under kalibreringsperioden.

Med bakgrunn i dette vurderer vi at kvaliteten på vannføringsdataene fra målestasjon Salsteinen har vært for dårlig eller for usikker til at tidsserien kan brukes i videre analyser.

#### Sammenligningsstasjoner

På grunn av de kjente kvalitetsproblemene og et samtidig behov for å beregne vannføring tilbake i tid ble en rekke målestasjoner (vannmerker) vurdert som sammenligningsstasjoner for vannføring i Bævra. Bruk av representative målestasjoner er vanlig praksis for flomberegninger i umålte felt, og NVE har en rekke anbefalinger til vurderingen av alternative representative felt, blant annet geografisk nærhet (samme klimasone), likhet i feltparametere og likhet i avrenning (NVE, 2022).

Salsteinen målestasjon (Statkraft). Eksakt plassering av Salsteinen målestasjon er antatt fra flyfoto. For sammenligning av Salsteinens felt er de øvre, regulerte delene av nedbørfeltet til Litjebævra og Svorka ekskludert fra nedbørfeltet (**Figur 1; Tabell 1**). Overløp fra dam Bævervatn og dam Måvatn-Langvatn skjer sjeldent, og det er ikke regulært vannføringslipp til Litjebævra eller Svorka. Feltene oppstrøms Bævervatn dam og Måvatn-Langvatn dam kan derfor regnes som bortfalt fra feltet til Salsteinen målestasjon.

Rinna (112.8.0). I denne uregulerte øvre delen av Surnas nedbørfelt finnes en tidsserie for vannføring fra 1969. Snaufjellandelen er vesentlig høyere enn for Salsteinen, og skogandelen vesentlig lavere, men midlere årsavrenning 1960-1991 er ganske lik som for Salsteinen.

Søya v/Melhus (111.9.0). Feltegenskapene for dette vannmerket, med en tidsserie fra 1974, er stort sett sammenlignbare med Salsteinen (**Tabell 1**), med unntak av midlere årsavrenning 1960-1991 som er vesentlig høyere for feltet til Søya enn for Salsteinen.

Av disse to vurderes tidsserien fra Søya å være mest relevant som proxy for vannføring ved Salsteinen. En sammenlikning av vannføringsdata fra Søya med data fra Bævra viste at laveste ukemiddel vannføring (7-dagers løpende middelværdier) om sommeren inntraff om lag på samme tid i de to vassdragene i 9 av 11 år i perioden 2012-2022. Dette tyder på at variasjoner i sommervannføring i Søya mellom år kan brukes som en proxy for tilsvarende mellomårs variasjoner i Bævra. Forholdet mellom beregnet vannføring ved laveste ukemiddel i de to vassdragene varierte imidlertid mye gjennom tidsserien noe som skyldes at relasjonen mellom vannhøyde og vannføring ikke har vært stabil ved vannføringsmålet i Bævra. Overenstemmelsen i tidspunkt for laveste ukemiddel vannføring om vinteren var dårligere enn om sommeren, sannsynligvis fordi vannføringsdatene i Søya er isreduserte, mens dette ikke er tilfelle for dataene fra Bævra. Store flommer på senhøsten og vinteren synes også å inntreffe på om lag samme tid i de to vassdragene

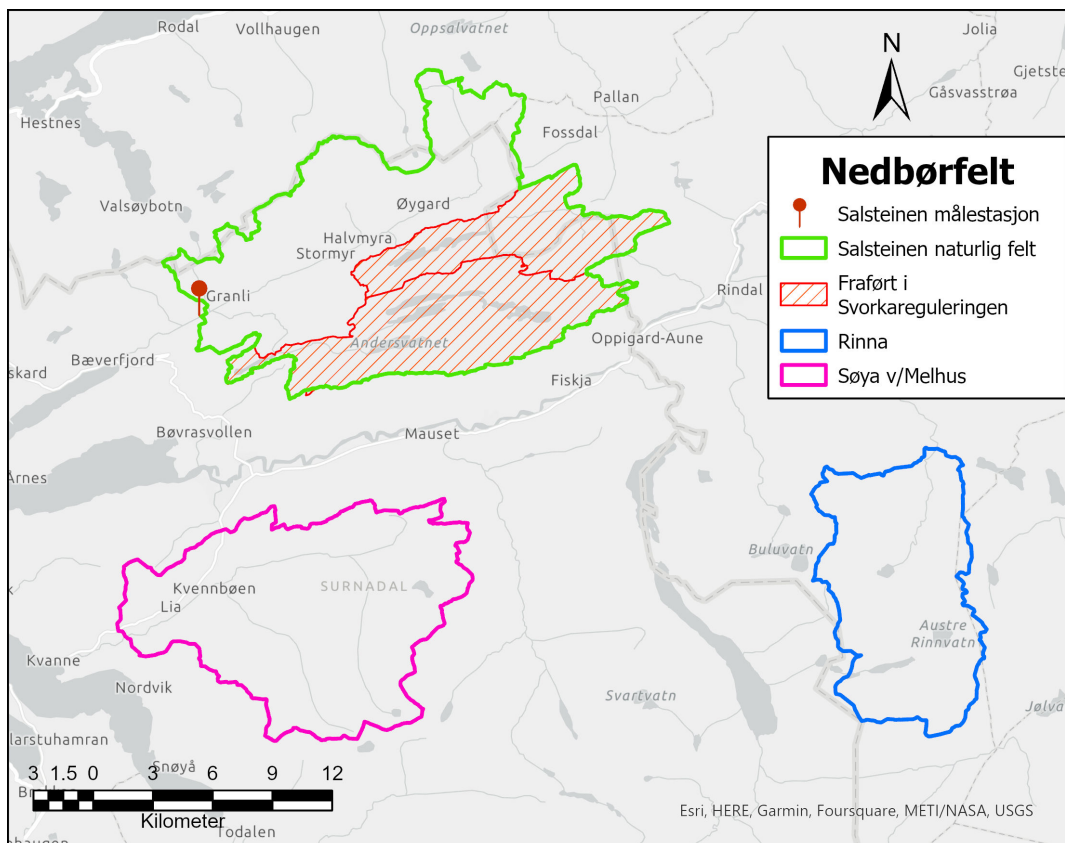
**Tabell 1.** Feltegenskaper, hentet fra NEVINA ([nevina.nve.no](http://nevina.nve.no)).

Feltparameter	Salsteinen *	Søya 111.9.0	Rinna 112.8.0	
Areal	108	137	89	km <sup>2</sup>
Effektiv sjøprosent	-	0,02	0,55	%
Innsjøandel	2,3	1,4	3,2	%
Andel myr	4,8	6,1	15,3	%
Andel snaufjell	25,6	37,1	57,9	%
Andel skog	33,1	35,8	16,1	%
H <sub>max</sub> -H <sub>50</sub> -H <sub>min</sub>	909-424-28	1421-577-28	1587-809-453	moh.
Avrenning <sub>1961-1990</sub>	48,6	61,1	41,2	l/s*km <sup>2</sup>

\*Når den regulerte delen av feltet (Svorka og Litjebævra) er trukket ifra arealet.

### Biologisk relevante vannføringsmål

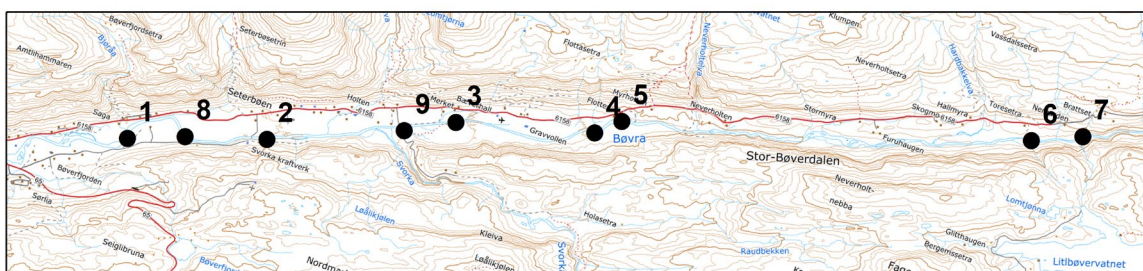
Relevante vannføringsmål (*vannføringsvariabler*) for ungfiskproduksjon kan være laveste ukemiddel for vannføring over sommeren (juni-august) som kan forklare ressursbegrensning for yngelen eller ungfisken (*sommer.min*), laveste ukemiddel for vannføring over vinteren (november-april) som kan gi inntørking eller innfrysing av gytegroper eller påvirke ungfiskoverlevelsen (*vinter.min*), og høyeste vannføring om vinteren (november-april) siden større flommer kan påvirke gytegropeoverlevelsen (*vinter.max*).



**Figur 1.** Den geografiske plasseringen av det naturlige nedbørfeltet for Salsteinen (grønn) og fråført felt i Svorkareguleringen (rødskravert) i forhold til feltet for Sjøya (rosa) og Rinna (blå) målestasjoner. Nedbørfeltene er generert i NEVINA (nevina.nve.no).

## 2.2 Modellering av vanndekt areal

Vanndekt areal ble manuelt digitalisert i ArcMap basert på tilgjengelige flyfoto fra Norgebilder.no og dronebilder fra Statkraft. Flyfoto av Bævra fra 2014, 2017, 2021 og 2022 ble lastet ned fra Norgebilder.no i geotiff-format i høyeste oppløsning, og gjennomgått for å finne soner av elva som var synlige på så mange av flyfoto-seriene som mulig og dermed kunne brukes til sammenligning. Bruk av flyfoto til sammenligning av vanndekt areal er sårbart for skyggelegging fra landskap og trær, som påvirkes av når på dagen de ulike flyfotoseriene er tatt. Vi fant 9 soner med god dekning i flyfotoseriene, en sone oppstrøms Litjebævra, seks soner mellom Litjebævra og Svorka kraftverk og to soner nedstrøms Svorka kraftverk (**Figur 2, Tabell 2**). Der det var mulig ble vanndekt areal digitalisert for de samme sonene fra georefererte dronebilder levert av Statkraft.



**Figur 2.** Kart som viser soner med digitalisert vanndekt areal i Bævra. Område 1 og 8 er nedstrøms Svorka kraftverk og område 7 er oppstrøms Litjebævra.

**Tabell 2.** Oversikt over vannføring ( $m^3/s$ ) i sonene ved fototidspunkt. For sonene oppstrøms Svorka kraftverk er vannføring fra Salsteinen benyttet, og nedstrøms Svorka kraftverk er produksjonsvannføring lagt til målingene fra Salsteinen. Celler uten vannføringsdata indikerer at vanndekt areal ikke kunne digitaliseres for sonen på gitt dato, og \* 19.05.2023 indiker at denne vannføringen er høyst usikker.

Dato Sone	Flyfoto				Drone			
	23.07.2014	02.06.2017	28.05.2021	23.08.2022	29.11.2022	01.12.2022	08.04.2023	19.05.2023
7	0.23	9.45	5.13	1.71				30*
6	0.23	9.45	5.13	1.70				30*
5	0.23	9.68	5.13	1.70				30*
4	0.23	9.68	5.13	1.70				30*
3	0.23	9.68	4.13	1.70				30*
9	0.23	9.68	5.13	1.70	0.55	0.41		
2	0.23	9.68	4.61	1.70				30*
8	0.23	20.27	12.14	12.29			0.99	
1	0.23	20.27	12.15	12.29				

## 2.3 Bestand-rekrutteringsmodellering

Vi har i dette arbeidet basert oss på bestand-rekrutteringsdata for laks presentert i NINA rapportene 1030 og 1996 (Ugedal mfl. 2014, 2021) som er supplert med data for ungfisktetthet fra 2021 og 2022 samt data for gytebestand/eggdeponering for 2021. Eggdeponering (antall egg per  $m^2$ ) et gitt gyteår (2007-2021) er estimert fra gytefisktellinger korrigert for uttak av stamfisk etter telling, antatt deteksjonssannsynlighet 0.65 og areal estimert til 778 530  $m^2$ . Gytefisken er fordelt på størrelseskategorier (smålags, mellomlags og storlags) for beregning av fekunditet (se detaljer i Ugedal mfl. 2021). Tettheten for ungfisk av laks er estimert for inntil 27 elfiske-stasjoner for fangstår 2006-2022, fordelt på aldersgrupper 0+, 1+, 2+ og 3+ som så er tilbakeordnet til gyteårsklasse. De estimerte 3+ tetthetene er alle lave, noe som indikerer at mye av fisken går ut som 3-årig smolt. Arealene for stasjonene er forsøksvis like slik at vi kan estimere tetthet eller ungfiskproduksjon for elveseksjoner som gjennomsnittet for de tilhørende stasjonene. Stasjonene 19-25 ligger ovenfor utløpet fra Litjebævrå, har svært lave tettheter og er ikke så relevante for dette arbeidet. Elveseksjoner som er aktuelle å studere blir dermed «Alle» (stasjon 1-18), «Nede» nedenfor kraftverksutløpet (stasjon 1-4), «Midt» mellom utløp Litjebævrå og kraftverksutløpet (stasjon 5-18) og «Midt-best» fra utløpet av sideelva Svorka og ned til kraftverksutløpet (stasjon 5-7 – “best” fordi dette området stort sett alltid har hatt årsyngel av laks på alle stasjoner).

Det eksisterer flere forskjellige bestand-rekrutteringsmodeller (SR-modeller – Stock-Recruit) som alle antar en tetthetsuavhengig overlevelse for lave bestandstettheter (lineær sammenheng mellom bestand og rekruttering) og så en økende tetthetsavhengig dødelighet for økende bestandstettheter (Walters og Korman, 2001). Forskjellen mellom modellene består hovedsakelig i hvordan denne tetthetsavhengigheten beskrives matematisk. Vi vil her basere oss på en Shepherd-modell (Shepherd, 1982) som er en tre-parametermodell  $R = aS / (1 + (bS)^\beta)$  hvor  $S$  er bestanden (Stock),  $R$  er rekrutteringen og  $(a, b, \beta)$  er de tre modellparameterne. De klassiske modellene kommer ut som spesialtilfeller:

- Ricker – kuppelformet ( $\beta > 1$ )
- Beverton-Holt – asymptotisk ( $\beta = 1$ )
- Cushing – stigende ( $\beta < 1$ )

Vi vil i tillegg presentere en såkalt hockey-stick (HS) modell som er en stykkevis lineær tilnærming til sammenhengen mellom bestand og rekruttering (Barrowman & Myers 2000). Dette er

en pragmatisk modell som for noen datasett kan gi mer realistiske estimater, spesielt for den tetthetsuavhengige overlevelsen. Hvis Shepherd og HS gir omtrent like modeller går vi videre med Shepherd, hvis ikke bør vi undersøke nærmere hvorfor de to modellene gir avvikende tilpasninger. Ofte så har vi ikke nok data til å skille mellom forskjellige funksjonelle former for tetthetsregulering så valg og tolkning av modell må foretas med forsiktighet.

Den naturlige miljøvariasjonen i et vassdrag er ofte stor, og dermed også estimeringsusikkerheten for parameterne i en SR-modell. For en gitt bestand (gyte- eller ungfisk) kan vi estimere forventet rekruttering fra samme årsklasse for et etterfølgende livsstadium, men rekrutteringen vil kunne variere mye etter de realiserte miljøforholdene. For Bævra vil vi tilpasse både egg-til-ungfisk og ungfisk-til-eldre ungfisk modeller for å kunne vurdere for hvilke livsstadier tetthetsavhengig dødelighet kan være en faktor. Forutsetninger for klassiske SR-modeller, som vil bli undersøkt i etterfølgende kapitler:

1. Uavhengige observasjoner, det vil si ingen avhengighet i overlevelse mellom år.
2. Tilfeldig fordelte residualer. Et residual er avviket mellom observert og modellert rekruttering for en gitt gytebestandsstørrelse.
3. Tetthetsuavhengig dødelighet for lave S-tettheter, mens for høyere S-tettheter vil ungfisken i tillegg erfare tetthetsavhengig dødelighet på grunn av begrensninger i ressurstilgang (næring, skjul osv.) inntil vi når et maksimalt forventet rekrutteringsnivå.
4. Stasjonaritet - dvs. forventet miljø er konstant gjennom hele perioden med SR-data. Dette betyr ikke at miljøet er konstant, men *forventet* miljø, og dermed forventet rekruttering fra en gitt bestand, er konstant.

I dette notatet vil vi i tillegg tilpasse SR-modeller med en miljøvariabel for å se om vi kan forklare noe av variasjonen rundt forventet rekruttering (residualvariansen) med f.eks. vannføring eller vanddekket areal under kritiske perioder. Aktuelle miljøvariabler er laveste ukemiddel for vannføring om sommeren (juni til august - *sommer.min*), laveste ukemiddel for vannføring om vinteren (november til april - *vinter.min*) og høyeste vannføring vinter (november til april - *vinter.max*). Usikkerheten til forventet økning i rekruttering kan estimeres for hver valgt verdi for miljøvariabelen ved bootstrap-simuleringer, hvor vi fra forventningen (SR-modellen) og residualvariansen genererer nye prøver med R-verdier ( $R_{sim}$ ) for de observerte S-verdiene. For det simulerte datasettet ( $S$ ,  $R_{sim}$ ) tilpasses så en ny SR-modell og maksimal forventet rekruttering og produksjonsøkning i forhold til historisk nivå registreres. Dette kan så repeteres  $n=1000$  ganger for å få et tilnærmet 95% konfidensintervall for ønsket parameter

Vi vil også tilpasse generaliserte additive modeller (GAM; implementert i R-pakka *mgcv*; R-core-Team, 2023) for å undersøke om det kan være ikke-lineære sammenhenger mellom variasjonen i rekruttering og utvalgte miljøvariabler.

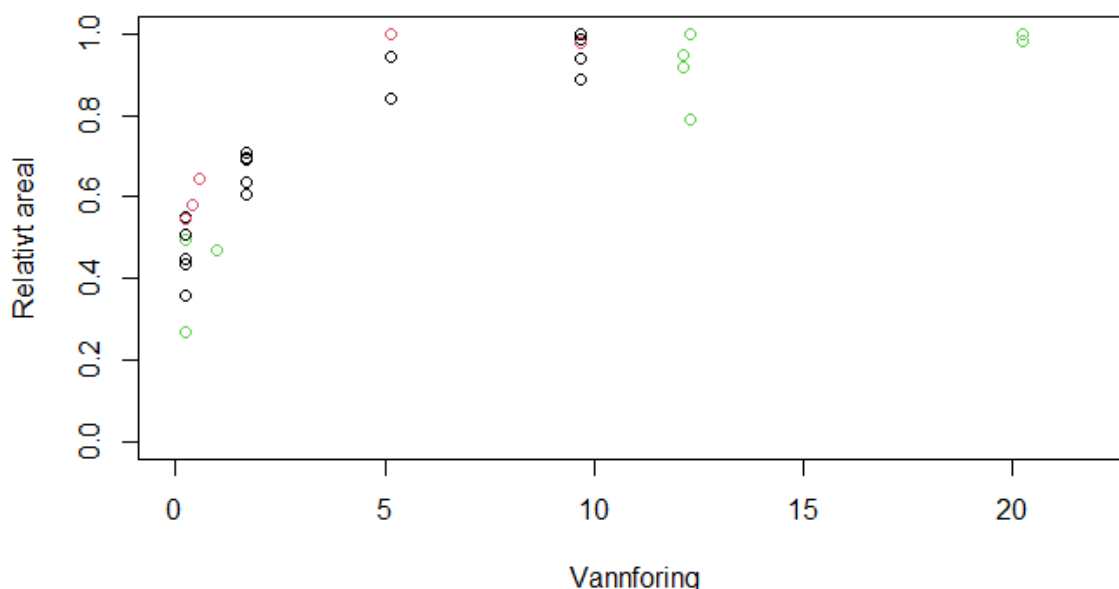
## 3 Resultater

### 3.1 Modellering av vanndekt areal

Problemene med vannføringsdataene (beskrevet over) påvirker også modellering av sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring (**Figur 3**). For fotoserien 19.05.2023 er det åpenbart fra bildene at vannføringen ikke kan være så høy som 30 m<sup>3</sup>/s, og det er også vanskelig å tro at vannføringen på fotoserien 02.06.2017 skal være dobbelt så høy som på fotoserien 28.05.2021 (**Tabell 3**).

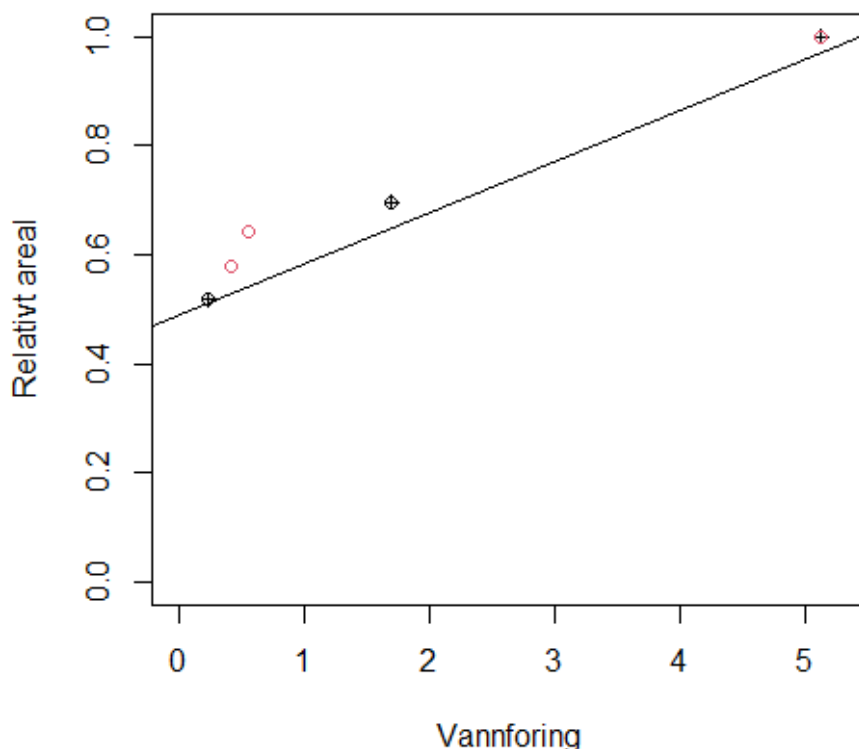
**Tabell 3.** Oversikt over vanndekt areal (m<sup>2</sup>) i sonene ved fototidspunkt. Tomme celler indikerer at vanndekt areal ikke kunne digitaliseres for området på gitt dato.

Dato Sone	Flyfoto				Drone			
	23.07.2014	02.06.2017	28.05.2021	23.08.2022	29.11.2022	01.12.2022	08.04.2023	19.05.2023
7	754	2388	2518	1829				2504
6	389	967	1087	758				1365
5	2323	4584	3851	2786				4577
4	1175	2534	2704	1717				2951
3	330	737	696	510				692
9	1321	2355	2408		1550	1393		
2	1707	3052	3096	2197				3092
8								
1	3032	11179	10273	8840			5264	



**Figur 3.** Relativt areal av områdene plottet mot vannføring (m<sup>3</sup>/s). Relativt areal er regnet som areal av området delt på det største arealet dette området er målt til å ha. Svarte sirkler er områdene 2 til 6, røde er område 9 og grønne sirkler er 1 og 8.

Siden vi i liten grad har tillit til de høye vannføringene har vi ikke tilpasset en kurve basert på alle dataene. For områdene 2-6 og 9 (oppstrøms kraftverket) framstår forholdet mellom vannføring og areal realistisk for vannføringer mellom 0,2 og 5,1 m<sup>3</sup>/s. I dette vannføringsintervallet er sammenhengen tilnærmet lineær med forholdet  $rA = 0.49 + 0.09Q$  (**Figur 4**), hvor rA er areal relativt til vanndekt areal ved 5,1 m<sup>3</sup>/s.



**Figur 4.** Relativt areal plottet mot vannføring ( $m^3/s$ ). Relativt areal er regnet som areal av området delt på det største arealet dette området er målt til å ha. Svarte sirkler er gjennomsnittet for områdene 2 til 6 og 9, røde er kun område 9.

### 3.2 Bestand-rekrutteringsmodellering

Estimering av forventet smoltproduksjon for laks for dagens vannføringsregime og NVEs innstilling med foreslåtte minstevannføringer, baseres på fiskebiologiske undersøkelser i Bævra (Ugedal mfl. 2014, 2021) og vannføringsvariabler beskrevet ovenfor. Noe av variasjonen rundt forventet rekruttering for et gitt bestandsnivå skyldes varierende miljø; årlig variasjon i vannføring, temperatur, byttedyrproduksjon osv. forventes å påvirke ungfiskoverlevelsen. Spesielt vil ekstreme forhold under kritiske perioder for vekst og overlevelse (såkalte flaskehals) være begrensende for en bestands rekruttering. Forventet smoltproduksjon ved de to vannføringsscenariene kan dermed estimeres ved å knytte forventet rekruttering til vanndekket areal, i tillegg til gytebestandsnivå (eggdeponering). Vannføring og vanndekket areal i perioder av sommerhalvåret og om vinteren forventes å kunne være mulige flaskehals for ungfisk- og smoltproduksjonen for både laks og ørret i Bævra.

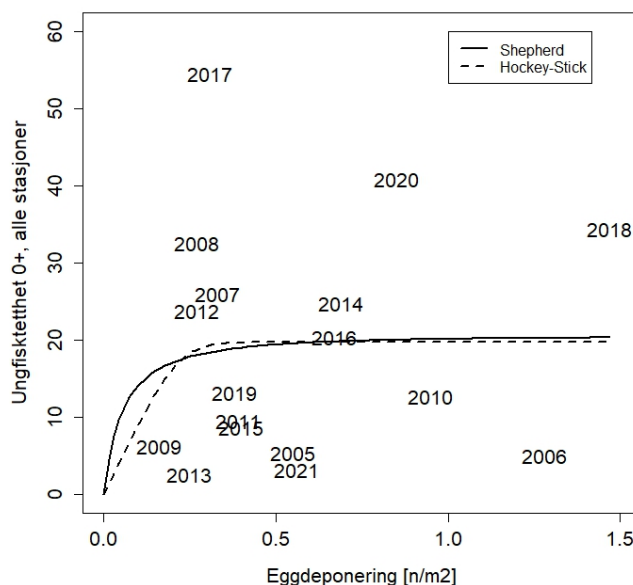
#### Standard bestand-rekrutteringsmodell

Vi startet med å se etter en eventuell sammenheng mellom eggdeponering og tetthet av 0+ lakseunger, siden det ofte antas at mye av tetthetsreguleringen foregår i den første fasen etter klekking. Modellen ble først tilpasset hele strekningen fra utløpet av Litjbævra og ned, dvs. stasjonene 1-18 («Alle») for å se om storskala egenskaper for vassdraget dominerer SR-sammenhengene. **Figur 5** viser en svært svak sammenheng mellom estimert eggdeponering og 0+-tetthet, dvs. rekrutteringen fra samme gyteårsklasse. Modellenes forklaringsgrad ( $R^2$ ) er nær

null for begge modellene (Shepherd  $R^2 = 0.007$  og Hockey-Stick  $R^2=0.029$ ), det vil si modellene ikke forklarer noe særlig mer om rekrutteringen enn et rent gjennomsnitt for 0+ tetthetene over alle år. Det kan være flere alternative forklaringer på hvorfor vi får en såpass dårlig modelltilpassning; eggdeponeringen kan være høy nok til at maksimal rekruttering alltid oppnås slik at all variasjon i rekruttering skyldes miljøvariasjon, miljøvariasjonen kan være så stor at den totalt dominerer effekten av eggdeponering på rekruttering, eller estimatene har for stor usikkerhet til at vi klarer å se noen sammenheng. Første alternativ er lite sannsynlig, gitt de lave tetthetsestimaterne og den store variasjonen rundt kurven. Det vi observerer er nok heller en kombinasjon av de to siste alternativene; et vassdragssystem hvor miljøvariasjonen har stor betydning for ungfiskproduksjonen, men hvor vi allikevel vil forvente en viss sammenheng mellom eggdeponering og ungfisktetthet.

Merk at forskjellene mellom Shepherd-modellen (heltrukken linje) og Hockey-Stick-modellen (stipla linje) ikke er så store (**Figur 5**), men overlevelsesraten for svært lave S-verdier (stigningstallet for kurven nær null) blir ofte urealistisk høyt for Shepherd-modellen.

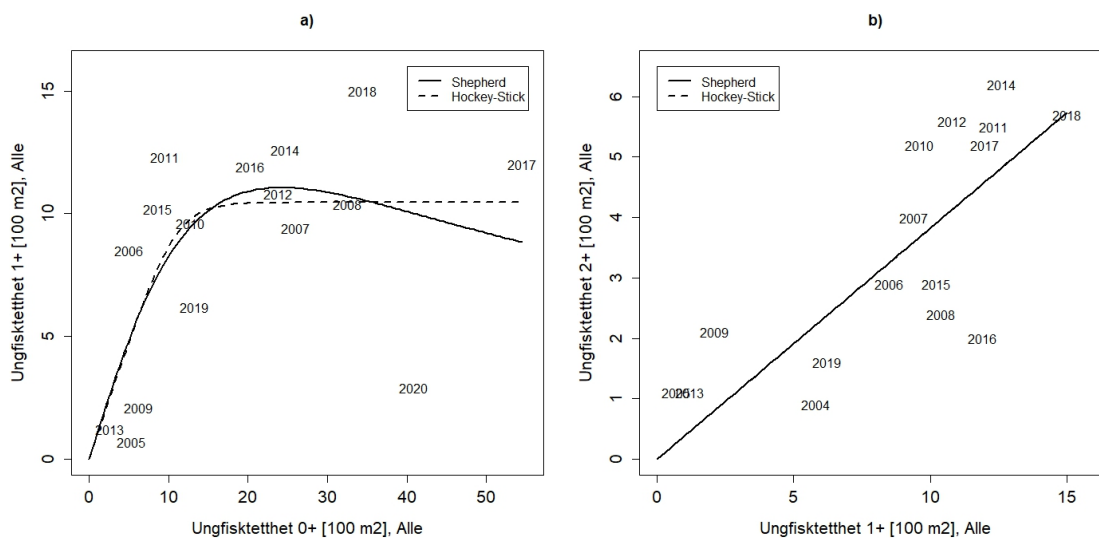
En residualanalyse kan vise oss om det er trender eller mønster i avvikene (residualene) som kan forklare oss hvorfor modellen forklarer så lite av variasjonen i rekruttering. Fordelingen til residualene fra figur 5 ser skjev ut, og er en effekt av de store residualene for spesielt 2017 og 2006. Hvis vi antar log-normal fordelte residualer heller enn normalfordelte, for å vekte ned innflytelsen til de store avvikene, får vi en rettlinjert stigende modell for bestand- rekrutteringssammenhengen som indikerer at bestandsobservasjonene er i det tetthetsuavhengige intervallet. Residualenes fordeling vil gjenspeile hvordan et varierende miljø kan påvirke rekrutteringen; om vi har en relativt symmetrisk fordeling rundt forventningen eller om det for eksempel inntreffer "ekstremår". Dette illustrerer hvor sensitiv modelleringen for dette datasettet er til forutsetningene vi må gjøre og til enkeltobservasjoner, to alternative antagelser om residualenes fordeling kan gi svært forskjellige modeller. Vi ser derimot ingen temporære mønster i residualene (trender eller sprangvise utviklinger) som kan antyde ikke-stasjonære forhold eller autokorrelasjoner.



**Figur 5.** Bestand-rekrutteringssammenhenger (SR-modell) fra eggdeponering til 0+-tetthet for gyteårsklassene angitt i plottet, for «Alle» stasjoner. Forklaringsgrad for Shepherd modellen  $R^2=0.007$  og for Hockey-Stick modellen  $R^2=0.029$ .



Bestand-rekrutteringsmodeller for “Alle” stasjoner fra eggdeponering til eldre ungfiskstadier (1+ og 2+) gir ikke noen vesentlig forbedring i modellenes forklaringsgrad, så det kan ikke være bare stor usikkerhet i tetthetsestimaterne for 0+ som gir problemer i modelltilpasningen. Hvis vi derimot ser på bestand-rekrutteringssammenhengen mellom eldre ungfisk får vi atskillig bedre modeller. Fra 0+ til 1+ (**Figur 6a**) får vi en tilnærmet Beverton-Holt modell hvor rekrutteringen av 1+ øker lineært for lave 0+ tettheter før den flater ut for høyere 0+ tettheter. Vi har en mye bedre forklaringsgrad her, selv med et stort residual for 2020. Fra 1+ til 2+ (**Figur 6b**) tilsier modellen en tetthetsuavhengig overlevelse. Det er rapportert dårlige forhold under el-fisket nedstrøms kraftverket i årene 2007, 2010, 2012 og 2013, som tilsvarer 0+ med gyteår et år tidligere, 1+ med gyteår to år tidligere og 2+ med gyteår tre år tidligere. Tre av disse 0+-tetthetsestimaterne ligger svært lavt, mens estimatene for 1+ og 2+ ikke gir avvikende residualer.



**Figur 6.** Bestand-rekrutteringssammenhenger mellom ungfiskstadier for alle stasjoner opp til utløpet fra Litjebævrå. Venstre panel (a) viser sammenhengen mellom 0+ og 1+ (Shepherd  $R^2=0.43$ , Hockey-Stick  $R^2=0.43$ ), høyre panel (b) mellom 1+ og 2+ hvor de to modellene er identiske (Shepherd  $R^2=0.58$ , Hockey-Stick  $R^2=0.58$ ). Årstallene i figurene angir gyteårsklasse.

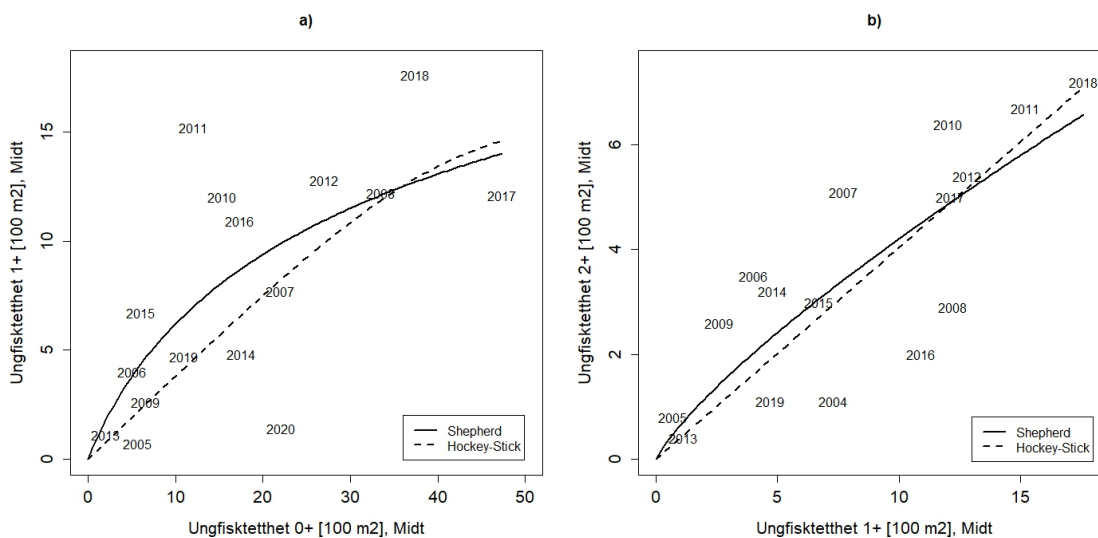
Alle videre forsøk på modellering med eggdeponering som utgangspunkt (bestand) gir dårlig tilpasning. Det betyr ikke nødvendigvis at kvaliteten på gytefisktellingerne og eggdeponeringsestimaterne er dårlig, men heller at det er stor miljøvariasjon i perioden mellom gytefisktellingerne og klekking, og mellom klekking og første ungfiskobservasjon (0+). I NINA prosjektnotat 382 (Diserud og Gjelland 2022) så vi på hvordan eggoverlevelsen i gytegroper i Skjoma kunne variere mellom vintere (fra 30 til 92% for perioden 2017 til 2021) og hvordan den kunne påvirke den modellerte rekrutteringen. SR-modellen er i utgangspunktet tenkt å dekke prosessen i elv fra klekking til rekruttering ved et seinere livsstadium. Med en eventuell dødelighet for egg i gytegroper som ikke er avhengig av tetthet av gytere, vil forhold som tørrlegging eller innfrysing av gytegroper, eller flommer (“kverning”) etter gyting, føre til at “klekke-tettheten” overestimeres. Diserud og Gjelland (2022) viste hvilke effekter tetthetsuavhengig dødelighet for egg i gytegroper kan ha på den observerte SR-sammenhengen; kort oppsummert vil den tetthetsuavhengige dødeligheten bli overestimert i forhold til SR-sammenhengen fra klekking til smolt, mens den estimerte maksimale rekrutteringen (asymptoten) i mindre grad blir påvirket.

Med en tetthetsavhengig dødelighet for egg i gytegroper, det vil si at en høyere tetthet av gytere kan medføre at flere gyter på suboptimale plasser og at vi dermed får en høyere dødelighet, kan det være at den reelle sammenhengen fra klekking til 0+ er tetthetsuavhengig. Om eventuell tetthetsavhengig dødelighet inntreffer mellom gyting og klekking eller mellom klekking og 0+, eller i begge periodene, kan bare studeres ved å gjennomføre spesifikke undersøkelser av

dødelighet av egg i gytegroper i Bævra. Hvis eggdødeligheten i gytegroper er stor, varierende og tetthetsavhengig blir spørsmålet om årsakene til dette er vannføringsrelaterede slik at konsekvensene for ungfiskproduksjonen kan reduseres.

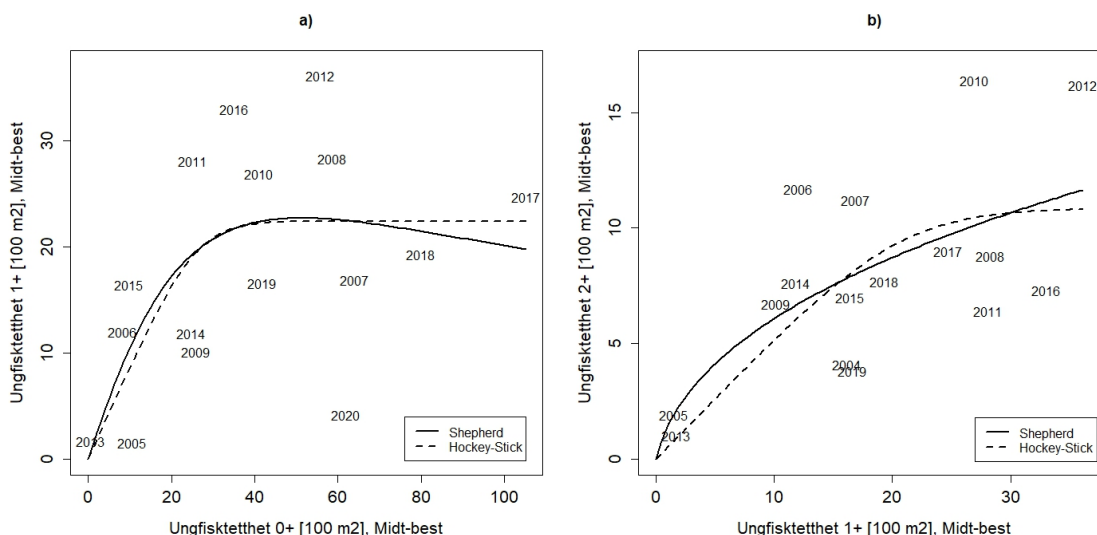
I resten av dette delkapittelet vil vi kun se på SR-modeller mellom ungfiskaldere for å se om det gir et klarere bilde av SR-sammenhengen. Miljøforholdene eller flaskehalsene som påvirker overlevelsen fra gyting til klekking vil ikke nødvendigvis være de samme som påvirker overlevelsen fra klekking til eldre ungfisk, så det kan være hensiktsmessig å studere disse to livsfasene hver for seg. I tillegg vil vannføringsforhold og eventuelle effekter av variasjon i vannføring og vanddekket areal, og dermed ungfiskoverlevelse og selve SR-sammenhengen, kunne være ulik for de forskjellige elveseksjonene. Vi vil derfor se på SR-modeller fra 0+ til 1+ og fra 1+ til 2+, for seksjonene "Midt", "Midt-best" (mellom utløpene for Svorka og kraftverk) og "Nede" (nedenfor kraftverksutløpet). Seksjonene "Midt" og "Midt-best" vil bli påvirket av slipp til Litjebævra, mens "Nede" i tillegg blir påvirket av tilsigsstyrt slipp fra kraftverket.

For midt-seksjonen mellom utløpene for Litjebævra og kraftverket ser vi ingen sterke indikasjoner på tetthetsregulering etter 0+ (**Figur 7**), både modellen fra 0+ til 1+ og fra 1+ til 2+ gir tilnærmet lineære sammenhenger. Dette innebærer at en økning i tetthet av ungfisk (0+ eller 1+) medfører en forventet økning i tetthet av eldre ungfisk (1+ eller 2+), og at det ikke er noen klare tegn til tetthetsbegrensninger på rekrutteringen innen de observerte bestandsintervallene. Tetthetsuavhengige overlevelsesrater på ca. 40 % er omtrent som forventet. De lineære modellene styrker antagelsen om at mye av det som begrenser rekrutteringen skjer mellom gyting og 0+.



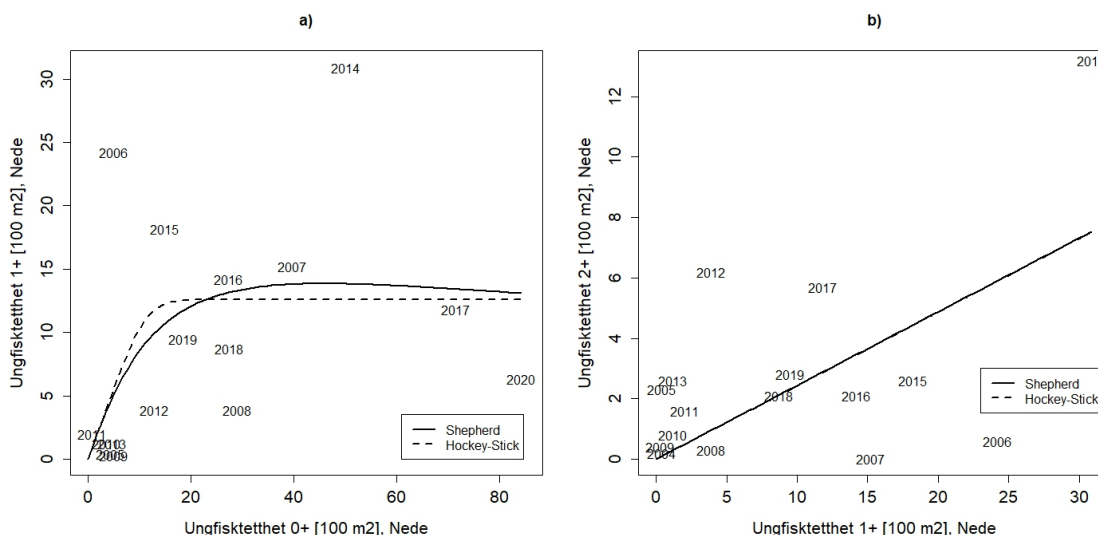
**Figur 7.** Bestand-rekrutteringssammenhenger mellom ungfiskstadier for elveseksjonen mellom utløpet for Litjebævra og kraftverksutløpet ("Midt"). Venstre panel (a) viser sammenhengen mellom 0+ og 1+ (Shepherd  $R^2= 0.46$ , Hockey-Stick  $R^2=0.43$ ), høyre panel (b) mellom 1+ og 2+ (Shepherd  $R^2= 0.62$ , Hockey-Stick  $R^2=0.61$ ). Årstallene i figurene angir gyteårsklasse.

Seksjonen mellom utløpene for sideelva Svorka og kraftverket ("Midt-best"), hvor vi også kan forvente å se en effekt av slipp fra Litjebævra, har generelt høyere tettheter av ungfisk enn de andre seksjonene og størst vannføring på fraført strekning. For fasen mellom 0+ og 1+ får vi en SR-modell med en klar indikasjon på tetthetsregulering for 0+ tettheter over ca. 40 fisk per 100 m<sup>2</sup> (**Figur 8a**). Det største residualt finner vi for gyteår 2020, det vil si de som ble elfisket som 1+ i 2022 (estimat sannsynligvis sterkt påvirket av stormen Gyda). Fra 1+ til 2+ tettheter (**Figur 8b**) har vi en tilnærmet lineær sammenheng.



**Figur 8.** Bestand-rekrutteringssammenhenger mellom ungfiskstadier for elveseksjonen mellom utløpet for Svorka og kraftverksutløpet ("Midt-best"). Venstre panel (a) viser sammenhengen mellom 0+ og 1+ (Shepherd  $R^2=0.35$ , Hockey-Stick  $R^2=0.35$ ), høyre panel (b) mellom 1+ og 2+ (Shepherd  $R^2=0.43$ , Hockey-Stick  $R^2=0.38$ ). Årstallene i figurene angir gyteårsklasse.

Elveseksjonen nedenfor kraftverksutløpet viser en mye svakere SR-sammenheng mellom ungfiskstadiene enn lenger opp i vassdraget (**Figur 9**), noe som kan indikere en større miljøvariasjon som både kan påvirke realiserte tettheter (påvirker overlevelse) og tetthetsestimatene (ugunstige forhold under sampling). Fra 0+ til 1+ (**Figur 9a**) har vi en stor variasjon rundt kurven, med en ansamling gyteårganger ned mot origo. For 0+ var gyteårgangen 2006 (sammen med 2009, 2011, 2012 og 2021) et av de dårlige årene med sannsynligvis underestimert 0+ tetthet, siden tettheten av 1+ etterfølgende år var større enn 0+ tettheten fra samme kohort. For 1+ kan ugunstige forhold under elfisket (høy vannføring) ha påvirket estimert tetthet for gyteårene 2005, 2008, 2010, 2011 og 2020, alle disse årene har lave verdier. Fra 1+ til 2+ (**Figur 9b**) har vi noen år med tilsynelatende svært lav overlevelse (gyteår 2006-2008), noe som gir en dårlig SR-sammenheng. I den nedre elveseksjonen har også den eldre ungfisken (2+) muligheten til å oppholde seg i deler av elva som har dypere vann og dermed ikke være fangbare under elfisket, spesielt i år med høy vannføring, noe som vil gi en underestimert av årsklassestyrke. I tillegg kan noen ungfisk også smoltifisere som 2-åringer og vandre ut før de blir registrert som 2+ (Ola Ugedal, pers.med).



**Figur 9.** Bestand-rekrutteringssammenheng mellom ungfiskstadier for elveseksjonen nedenfor kraftverksutløpet ("Nede"). Venstre panel (a) viser sammenhengen mellom 0+ og 1+ (Shepherd  $R^2= 0.22$ , Hockey-Stick  $R^2=0.20$ ), høyre panel (b) mellom 1+ og 2+ hvor de to modellene er identiske (Shepherd  $R^2= 0.26$ , Hockey-Stick  $R^2=0.26$ ). Årstallene i figurene angir gyteårsklasse.

### Bestand-rekrutteringsmodell med miljøvariabel

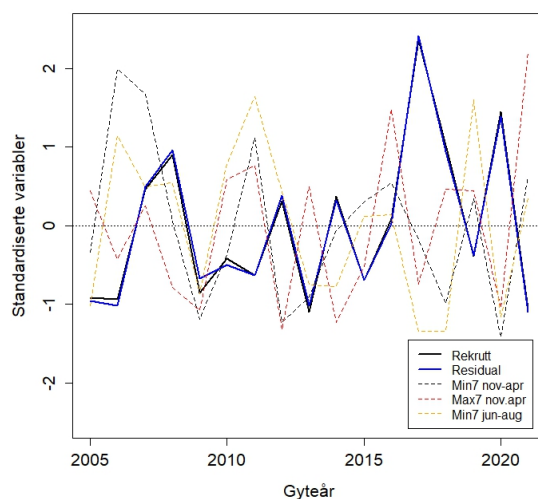
Residualene fra en klassisk SR-modell vil i en viss grad være avhengige av varierende miljøforhold innen og mellom år (vannføring, vanntemperatur, næringstilgang osv.) som kan påvirke eggdeponering og ungfiskoverlevelse under kritiske perioder i livssyklusen (såkalte flaskehals). Spesielt interessante i dette arbeidet er variabler som kan koples til vannføringsregime og NVE sin innstilling for Bævra (se oppdragsbestillingen). Vi vil derfor inkludere vannføringsrelaterte forklaringsvariabler under SR-modelltilpasningen, som forsøk på å forklare variasjonen i rekruttering fra et gitt bestandsnivå.

Spørsmålet blir da hvilke aktuelle forklaringsvariabler vi har som kan assosieres med overgangen fra gytefisktelling (eggdeponering) til 0+, eller mellom seinere livsstadier, og som kan utledes fra modellerte tidsserier for vannføring eller vanddekket areal (når det er tilgjengelig). Finnes det for eksempel flaskehals om vinteren, mellom drivtellingene og klekking, forårsaket av flommer som kan "skure" gytegroper, eller turrlegging eller innfrysing av gytegroper under strenge vintere? En slik begrensning i overlevelse og rekruttering fra gyting til 0+ vil kunne ha en annen forklaring (annen miljøvariabel) enn det som påvirker overlevelsen fra 0+ til eldre ungfiskstadier, så vi vil forsøke å modellere disse to overgangene separat. Samme argumentasjon kan føres for periodene fra gyting til klekking og fra klekking til 0+, men disse to må modelleres samlet siden vi ikke har noen observasjoner mellom gytefisktelling og elfiske etter 0+. Hvis vi kan anta at gytegropeoverlevelsen er tetthetsuavhengig (for eksempel at gytegroper lagt under høye tettheter av gytefisk ikke er mer utsatte for innfrysing eller turrlegging) kan den muligens sorteres ut i modelleringen ved å inkludere minimumsvannføring eller temperatur i løpet av vinteren.

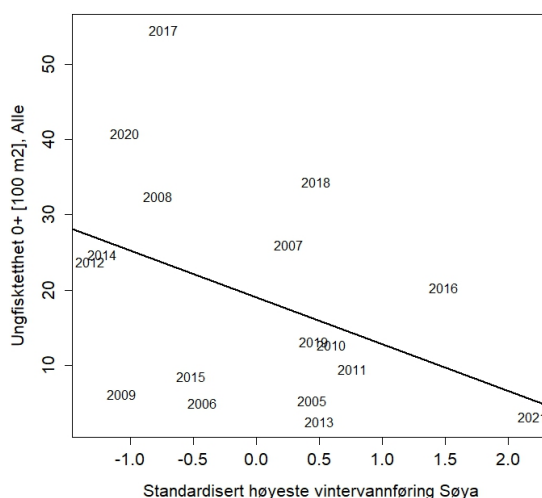
Vi starter med å modellere fra egg til 0+ for alle stasjoner samlet, siden fordeling av gytere til elveseksjoner introduserer en ekstra usikkerhetskomponent, og selv om en gytefisk er observert innen en viss strekning er det ikke gitt at den gyter på samme strekning. I tillegg vil deteksjons-sannsynligheten ved gytefisktellingene kunne variere mellom seksjoner på grunn av bruk av forskjellige metoder (drivtelling vs. lysfiske) og variasjon i sikt. Aktuelle forklaringsvariabler er ekstreme ukemiddel for vannføring over vinteren etter drivtelling, enten minimumsnivå som kan gi inntørking eller innfrysing av gytegroper (*vinter.min*) eller maksimumsnivå som kan

indikere større flommer som kan skure gytegrøpene (*vinter.max*) og minimums ukemiddel for vannføring over sommeren etter klekking som kan forklare ressursbegrensning for yngelen (*sommer.min*). Som argumentert tidligere benyttes vannføringsdata fra Søya som proxy for variasjonen i vannføring i Bævra.

**Figur 10** viser de forskjellige standardiserte variablene plottet langs tidslinja, for å se om det er tegn til samvariasjon. Standardiseringen innebærer at vi har trukket fra gjennomsnittet og delt på standardavviket for at skalaene skal være sammenlignbare. Merk spesielt at de to heltrukne linjene (rekrutteringen og residualene til SR-modellen fra **Figur 5**) er nesten identiske, ikke overraskende siden denne SR-modellen hovedsakelig er en rett linje for intervallet med S-verdier. Eggdeponeringen forklarer tilnærmet ikke noe av variasjonen i 0+ rekruttering, så vi kan videre modellere på 0+-tettheten direkte. For perioden fra gytefisktelling til 0+ finner vi at *vinter.max* har en signifikant, negativ sammenheng med 0+ rekrutteringen ( $p=0.03$ ), det vil si at etter en høyere maksimal vintervannføring forventer vi en lavere rekruttering (**Figur 11**). En tolkning av dette resultatet kan være at store vinterflommer kan påvirke eggoverlevelsen i gytegrøpene negativt.

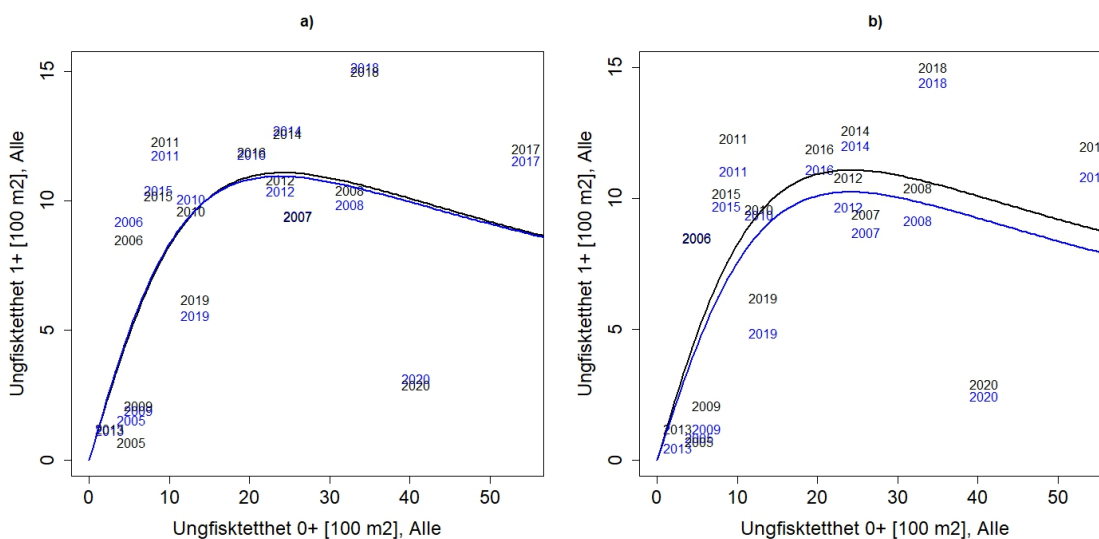


**Figur 10.** Tidsplott for standardisert 0+ rekruttering og residualer for SR-modellen fra egg til 0+ for alle stasjonene nedenfor utløpet av Litjbævra, sammen med standardiserte vannføringsvariabler.



**Figur 11.** Modellert sammenheng mellom 0+ tetthet i Bævra og standardisert høyeste årlige vintervannføring (Søya). Årstallene i figuren angir gyteårsklasse.

For modelleringen mellom ungfiskstadiene (fra 0+ til 1+ og fra 1+ til 2+) er aktuelle vannføringsvariabler *vinter.min* (gyteår + 1 eller 2 år) og *sommer.min* (gyteår + 2 eller 3 år). Vi ser på alle stasjonene samlet først, før vi modellerer de tre elveseksjonene. For alle stasjonene samlet finner vi ingen signifikante sammenhenger mellom ungfiskrekruttering og vannføringsvariablene *vinter.min* og *sommer.min*, etter at bidraget fra utgangsbestanden er tatt hensyn til. Til tross for en ikke-signifikant sammenheng ønsker vi å illustrere hvordan vi kan undersøke om det å inkludere en miljøvariabel (*vinter.min*) kan forbedre en bestand-rekrutteringsmodell (**Figur 12**). De svarte årstallene og kurven i **Figur 12** viser SR-modellen uten miljøvariabel (se også **Figur 6a**), mens de blå årstallene og kurven viser SR-modellen tilpasset med *vinter.min* som miljøvariabel og hvor miljøvariabelen er standardisert til periodegjennomsnittet (**Figur 12a**). Hvis *vinter.min* hadde forklart mye av residualvariasjonen ville de blå årstallene ligget mye nærmere kurven etter at vi hadde «korrigert for» effekten av variasjon i høyeste vintervannføring mellom år. Her ser vi at korrigeringen i liten grad flytter på observasjonen, for flere gyteårsklasser ligger det blå årstallet faktisk lenger unna kurven, noe som indikerer at *vinter.min* ikke evner å forklare residualvariasjonen for denne bestand-rekrutteringsmodellen. I **Figur 12b** har vi gått et steg videre og satt miljøvariabelen til å være 50% høyere enn gjennomsnittet, for å illustrere hvordan vi kunne ha predikert effekten av en endring i miljøvariabelen på rekrutteringen. Vi ser her kun en liten justering av datapunktene og bestand-rekrutteringskurven, selv med en så stor endring som 50% i gjennomsnittlig høyeste vintervannføring. Vi kan ikke kople endringen i vannføring (her *vinter.min*) direkte til NVE sine foreslåtte minstevannføringer siden vi har brukt variasjonen i vannføringstidsseriene fra Søya som proxy for vannføringsvariasjonen i Bævra..



**Figur 12.** SR-modell for 0+ til 1+ for alle stasjoner (“Alle”) tilpasset uten miljøvariabel, vist med svarte årstall (gyteårsklasser) og kurver i begge figurene. SR-modell tilpasset med *vinter.min* som vannføringsvariabel vist med blå årstall og kurver hvor a) *vinter.min* er satt til periodegjennomsnittet for alle år eller b) *vinter.min* er satt til 50 % økning av årlig gjennomsnittet.

For SR-modellene fra 1+ til 2+ for alle stasjonene (“Alle”) fant vi ingen signifikante forbedringer av modellen ved å inkludere vannføringsvariabler. Inkludering av vannføringsvariabler i SR-modellene hjalp heller ikke når vi tilpasset modellene for elveseksjonene “Nede”, “Midt” og “Midtbest”; vi fant ingen signifikante forbedringer av SR-modellene fra 0+ til 1+, eller fra 1+ til 2+.

## 4 Diskusjon

Bævra er et dynamisk system med stor naturlig miljøvariasjon hvor det er utfordrende å måle fysiske og biologiske variabler på en standardisert måte og med tilstrekkelig presisjon. Det vil derfor også være utfordrende å identifisere eventuelle sammenhenger mellom variasjoner i vannføring eller vanndekt areal og ungfiskproduksjon.

For å modellere vanndekt areal og ungfiskproduksjon er vi avhengige av vannføringsstidsserier for samme periode som de fiskebiologiske undersøkelsene. En av de største utfordringene i dette prosjektet var den ujevne og usikre kvaliteten på de hydrologiske dataene fra Salsteinen målestasjon. Den store usikkerheten gjorde at vi så oss nødt til å se bort fra målestasjonen og i stedet bruke tidsserien fra Søya til å beregne variabler som beskriver variasjonen i vannføring innen og mellom år. Det å benytte data fra et sammenligningsfelt vil naturlig nok også introdusere en viss usikkerhet.

Vannføring er den viktigste koblingen mellom vannkraftproduksjon og miljøpåvirkning. Merverdien av biologiske undersøkelser som elfiske og gytefisktellinger vil øke betraktelig om de kan kobles opp mot en mer pålitelig tidsserie for vannføring. Eksempler på tiltak som kan øke påliteligheten til vannføringsmålingene kan være at:

- Kalibrering av vannstand-vannføringskurven gjøres over en kortere tidsperiode (< 1 år).
- Vannstand-vannføringskurven kalibreres også for høye vannføringer (>> 16 m<sup>3</sup>/s).
- Målestasjonen og tverrprofilene inspiseres rutinemessig flere ganger årlig, særlig i etterkant av flommer som kan ha ført til stor massetransport.
- Det gjennomføres kontrollmålinger av vannføring årlig med oppstart av en ny kalibreringsrunde for vannstand-vannføringskurven dersom avviket er over toleransenivået.
- Islegging overvåkes og det korrigeres for isoppstuvning i tidsserien.
- Det revurderes om Salsteinen er det mest hensiktsmessige stedet for en målestasjon.

Når målt vannføring er beheftet med såpass mye usikkerhet, er det da mulig å si noe om forventet smoltproduksjon i Bævra under et visst vannføringsregime? En alternativ tilnærming er å beskrive systemet fra «bunnen opp» ved å se på grunnleggende mekanistiske sammenhenger. Dette er arbeid NINA har en viss erfaring med, men det krever en vesentlig mye større jobb som innebærer 1) beskrivelse av fysiske habitatvariabler, 2) beskrivelse av en realistisk vannførings- og vanntemperaturserie for de ulike delene av Bævra, 3) utvikling og kalibrering av en hydraulisk modell og 4) beskrivelse av grunnleggende økofysiologiske egenskaper hos Bævra-laksen. Punkt 1-4 kan da kombineres som inndata til den individbaserte modellen inSTREAM (Railsback mfl., 2023). Modellen simulerer populasjonsutvikling *in silico*, deriblant smoltproduksjon per år, under de gitte forutsetningene.

Modell for vanndekket areal er etablert for de vannføringene og fotoseriene vi har tillit til, men med gode vannføringsmålinger (både høye og lave) sammen med arealestimater basert på samtidige fotoserier kan denne kurven relativt enkelt standardiseres og kalibreres for hele vannføringsintervallet, slik at vi kan lese av relative endringer i vanndekt areal som funksjon av vannføring. For modelleringen av ungfiskproduksjonen er det ikke nødvendigvis noe problem at vi ikke har komplette, modellerte tidsserier for vanndekket areal. Vi har også tilpasset generalisert additive modeller (GAM) som tillater ikke-lineære transformasjoner av forklaringsvariablene så hvis det er vanndekket areal som er mest relevant for miljøpåvirkningen på ungfiskproduksjon vil den ikke-lineære transformasjonen likne på areal-vannføringskurven.

Vi fant ingen signifikante sammenhenger mellom de vannføringsvariablene vi vurderte som aktuelle (laveste ukemiddel for vannføring om vinteren og om sommeren, eller høyeste vannføring om vinteren) og ungfiskrekruttering. Unntaket var en negativ effekt av høyeste vintervannføring på 0+ tetthet etterfølgende høst. I all modellering av ungfiskrekruttering var bidraget fra variasjonen i tidligere bestandstetthet først tatt hensyn til. Bestand-rekrutteringsmodelleringen uten vannføringsvariabler ga resultater som forventet for et vassdrag som Bævra men med større residualvariasjon enn vanlig, sannsynligvis forårsaket av en kombinasjon av stor usikkerhet i

grunnlagsdata og stor naturlig miljøvariasjon. Det at vi ikke fant noen signifikant sammenheng mellom lave vannføringer og ungfiskrekruttering betyr at vi ikke har grunnlag for å predikere effekten av minstevannføringene i NVE sin innstilling på smoltproduksjonen i Bævra. Men et ikke-signifikant resultat betyr ikke nødvendigvis at det ikke er noen sammenheng mellom vannføring eller vanddekt areal og ungfiskproduksjon, bare at vi ikke har klart å vise sammenhengen med tilstrekkelig presisjon. Jo større naturlig miljøvariasjon og usikkerhet i grunnlagsdata, desto mer føre-var må miljøforvaltningen være (jf. Naturmangfoldloven) i eventuelle pålegg for å unngå kritisk lave bestandsnivå. Dette gjelder både for valg av høstingsstrategier, som fastsettelse av gytebestandsmål og fiskereguleringer, og tiltak som kan påvirke parameterne i en SR-modell (tetthetsuavhengig overlevelse, bærekapasitet, styrken på tetthetsreguleringen).

Selv om usikkerhetene og den naturlige variasjonen her var for store til at vi kunne konkludere om effekten av vannføring og vanddekt areal på ungfiskproduksjon vil metodikken og modellen som har blitt presentert kunne «gjenbrukes» hvis datagrunnlaget forbedres slik at vi får resultater som det kan festes mer lit til. Noen utfordringer som i så fall må håndteres er eventuell ikke-stasjonaritet i tidsseriene som kan føre til at SR-sammenhengen endres underveis i perioden, at det kan være mange ulike hendelser eller miljøfaktorer som påvirker ungfiskoverlevelsen slik at det blir vanskelig å kvantifisere noen få enkeltvariabler som skal fange opp all miljøpåvirkning og potensielle flaskehals, og at vi er begrenset til de vannføringsvariablene vi har observert eller modellerte tidsserier for med tilstrekkelig god kvalitet.



## 5 Referanser

- Barrowman, N.J. & Myers, R.A. 2000. Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 665-676.
- Diserud, O.H. & Gjelland, K.Ø. 2022. Estimering av smoltproduksjon ved forskjellige minstevannføringsscenarier i Skjoma. NINA Prosjektnotat 382. Norsk institutt for naturforskning.
- NVE. 2022. Veileder for flomberegninger. NVE. [https://publikasjoner.nve.no/veileder/2022/veileder2022\\_01.pdf](https://publikasjoner.nve.no/veileder/2022/veileder2022_01.pdf)
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL. <https://www.R-project.org/>
- Railsback, S. F., Harvey, S. C., & Ayllón, D. 2023. InSTREAM 7 user manual: Model description, software guide, and application guide (PSW-GTR-266; s. PSW-GTR-266). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-276>
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries and construction of sustainable yield curves. *J. Cons. int. Explor. Mer* 40:65-75.
- Statkraft. U.d. Vedlegg 1. Reviderte hydrologiske beregninger. Tilgjengelig fra: <https://webfileservice.nve.no/API/PublishedFiles/Download/200905410/2108758>
- Ugedal, O., Berg, M., Jensås, J.G. & Karlsson, S., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Bremset, G. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævra. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1030. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Hagen, I.J., Berg, M., Bremset, G., Jensås, J.G., Karlsson, S. & Kvingedal, E. 2021. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævra. Sluttrapport for perioden 2016-2020. NINA Rapport 1996. Norsk institutt for naturforskning.
- Walters, C. og Korman, J. 2001. Analysis of stock-recruitment data for deriving escapement reference points. Kapittel 2 i: Chaput, G. og Prevost, E. 2001. Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon. Paris, INRA.





*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: 978-82-426-5135-8

## 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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger