

Utfordringer knyttet til overvåkning av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften

Knut Marius Myrvold, Ola Ugedal & Gunnbjørn Bremset



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.

Utfordringer knyttet til overvåkning av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften

Knut Marius Myrvold
Ola Ugedal
Gunnbjørn Bremset

Myrvold, K.M., Ugedal, O. & Bremset, G. 2018. Utfordringer knyttet til overvåkning av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften. NINA Rapport 1534. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, januar 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3272-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ingebrigt Uglem

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Jon Museth

OPPDRAUGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1392|2019

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Nausta i Sogn og Fjordane. © Gunnbjørn Bremset

NØKKELOD

- Vannforskriften
- EUs rammedirektiv for vannforvaltning
- Tilstandsklassifisering
- Naturovervåkning
- Metodikk
- Nausta
- Laksefisk
- Ungfisk
- Elektrisk fiske
- Tetthet

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

Myrvold, K.M., Ugedal, O. & Bremset, G. 2018. Økologisk tilstandsklassifisering i henhold til vannforskriften. utfordringer knyttet til bestandsovervåking av fisk. NINA Rapport 1534. Norsk institutt for naturforskning.

Kravene i vannforskriften har ført til en intensivert overvåking av vannforekomster i Norge der målet er å beskrive den økologiske tilstanden basert på et sett indikatorer. Et viktig, men samtidig utfordrende tillegg til tidligere overvåkningsmetodikk er bruken av biologiske kvalitetselementer. Informasjon om tilstedeværelse og antall danner grunnlaget for klassegrensene etter vannforskriften, og disse dataene brukes til beregning av indeksverdien for kvalitetselementet på en fempunktsskala. Mobile organismer som fisk er klumpvis fordelt innad i vassdrag, bruker visse områder til ulike tider av året, og bestandsstørrelsen varierer ofte fra år til år. Derfor er det mange potensielle feilkilder ved bruk av fisk som et biologisk kvalitetselement, og dette setter krav til hvor stor innsats som legges i innsamlingen av grunnlagsmaterialet slik at dette er representativt for vannforekomsten.

Hensikten med denne rapporten var å kvantifisere variasjonen i tetthet av laksunger i tid og rom, vurdere konsekvensen for tilstandsklassifiseringen, og å undersøke i hvilken grad en gitt innsats gir et representativt bilde av tilstanden i elver. Som grunnlag brukte vi tetthetsdata for eldre laksunger fra elektrisk fiske i Nausta i Sogn og Fjordane. Elva har blitt undersøkt årlig siden 2003 på opptil 29 stasjoner, og resultatene gir dermed et godt bilde av variasjon i tid og rom. Dataene blir brukt kun for å belyse hvordan en bestand kan variere i tid og rom, og hensikten med denne rapporten er derfor ikke å tilstandsklassifisere Nausta. Videre valgte vi å bruke tetthetene av eldre laksunger (og ikke årsyngel) for å forenkle analysene. Av all variasjonen i tetthet av eldre laksunger kunne 21 % tilskrives systematisk mellomårsvariasjon, 31 % systematisk romlig variasjon innad i vassdraget, og 48 % tilfeldig variasjon som ikke kan forklares av de to andre nivåene. Den gjennomsnittlige økologiske tilstanden til vassdraget basert på disse tetthetene varierte fra *dårlig* (tilstandsklasse 2) til *god* (tilstandsklasse 4) i perioden 2003-2017, med betydelig systematisk variasjon mellom stasjonene (gjennomsnittlige tilstandsklasser per stasjon fra 1 til 5). Vi gjør oppmerksom på at tilstanden hadde blitt klassifisert høyere (altså bedre økologisk tilstand) dersom vi også hadde tatt med årsyngel på stasjonene.

Overvåkningsinnsatsen, i form av antall stasjoner man el-fiske i et gitt år, hadde stor betydning for hvor presist elvas gjennomsnittlige tilstand ble representert. Sannsynligheten for å finne å finne et utvalg stasjoner som er representative for årsgjennomsnittet i elva som helhet økte med antall stasjoner, men hvordan de blir plukket ut hadde relativt stor innvirkning. Ved å fordele innsatsen (i form av undersøkte stasjoner) jevnt utover elva fanger man opp langt mer av variasjonen i tetthet (og dermed økologisk tilstandsklasse) enn ved helt tilfeldig plassering av stasjonene (dvs. uten noen form for romlig stratifisering) for det samme antall stasjoner. Dette kan gjøres ved å dele elva inn i like lange segmenter, og velge én stasjon i hvert segment. Sannsynligheten for å representere årsgjennomsnittet i elva mer presist øker med antall segmenter. Alternativt kan det i elver med lange tidsserier brukes en korrelasjonstilnærming, der man ser etter hvilke stasjoner som gir et god sammenheng med elvas gjennomsnitt, og bruke overvåkningsdata fra disse i sanntid for å vurdere tilstand og eventuelt antall stasjoner som bør undersøkes i det aktuelle året.

Konklusjonene vi kan trekke fra denne analysen er avhengig av hvilket nivå vi ser på:

Isolert sett er konklusjonen i denne rapporten at det er betydelig risiko for feilklassifisering av økologisk tilstand i vannforekomster på grunn av naturlig dynamikk og romlig variasjon, men at denne risikoen kan reduseres betraktelig ved å øke antall stasjoner innenfor et vassdrag. Mye av årsaken til usikkerheten er relativt snevre klassegrenser i den nåværende klassifiseringsmetodikken som kan gi store utslag i tilstandsklasse. Det er derfor viktig å erkjenne hvilke

begrensninger som ligger i bruken av klassegrenser som er utviklet på grunnlag av et lavt antall elver med begrenset økologisk variasjonsbredde.

Samlet sett er konklusjonen i rapporten at det fremdeles ligger stor verdi i data fra elver med få stasjoner fordi de bidrar til videreutviklingen av klassifiseringssystemet. Selv om det finnes betydelige utfordringer knyttet til tilstandsklassifisering av elver for kvalitetselement fisk betyr det ikke at en mindre intensiv innsats ikke er verdifull: en av de viktigste årsakene til at vi har utfordringer med klassifiseringssystemet er nettopp mangel på data. Større overvåkningsprogrammer med god geografisk dekning danner derfor et viktig grunnlag for det videre arbeidet med klassegrenser. Slik basisovervåkning er svært viktig for å fange opp de store endringene i naturen, særlig i kombinasjon med intensiv overvåkning i et mindre utvalg vassdrag.

Knut Marius Myrvold, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer.

Ola Ugedal & Gunnbjørn Bremset, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

E-post: knut.myrvold@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Materiale og metode.....	9
2.1 Økologisk tilstandsklassifisering	9
2.2 Datagrunnlag	9
2.3 Analyser av data	12
3 Resultater og diskusjon.....	16
3.1 Variasjon i tetthet i tid og rom	16
3.2 Økologisk tilstandsklassifisering	19
3.3 Hvor mange stasjoner bør vi bruke i overvåkingen?.....	21
3.3.1 Tilfeldig utvalg	21
3.3.2 Stratifisert tilfeldig utvalg.....	23
3.3.3 Tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor tre segmenter	25
3.3.4 Sammenligning av ulike utvalgsmetoder.....	28
3.3.5 Analytisk løsning	30
3.4 Prediksjon basert på data fra noen få stasjoner.....	33
4 Diskusjon.....	34
5 Referanser	37

Forord

I denne rapporten har vi brukt data fra kvantitativt elektrisk fiske fra de årlige undersøkelser i Nausta i perioden 2003-2017, som er finansiert av Miljødirektoratet, stiftelsen Nausta – ei framtid for villaksen, og NINA. Rapporten er en del-leveranse i prosjektet Fisk i elver – metodeutvikling, som er finansiert av Miljødirektoratet.

Vi takker Jan Gunnar Jensås og mange andre kolleger ved NINA samt flere lokalt frivillige fra Naustdal for bistand til feltarbeidet i Nausta. Torbjørn Forseth er prosjektansvarlig for NINA sine undersøkelser i Nausta. En stor takk rettes også til Sarah Jacobs ved University of Idaho / University of California – Los Angeles for hjelp til simuleringsstudiet og visuell fremstilling av resultatene.

Lillehammer og Trondheim 17. januar 2019,

Knut Marius Myrvold

1 Innledning

EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet) ble vedtatt i 2000 og regulerer bruken av vann innen EUs økonomiske sone. Gjennom EØS-avtalen forplikter også Norge seg til vanndirektivet. Norge har implementert direktivet gjennom forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften). Vannforskriften trådte i kraft i 2007, og er plassert under vannressursloven. Formålet er «å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene» (vannforskriften §1). Målet er at alle vannforekomster (elver, bekker, innsjøer, kystvann og grunnvann) skal ha *god* eller *svært god* kjemisk og økologisk tilstand.

Kravene i vannforskriften har ført til en intensivert overvåking av ferskvann i Norge. I de senere årene har Miljødirektoratet initiert flere store prosjekter og overvåkingsprogrammer, som *Økostor* i innsjøer, og *Overvåkning av referanseelver* i rennende vann. Disse overvåkingsprosjektene inkluderer flere biologiske kvalitetselementer som planteplankton, vannplanter, krepsdyr, bunn-dyr og fisk. Gjennom overvåkingen er målet å kunne fange opp de store endringene som skjer over tid og over store områder. Data som samles inn fra vannforekomstene gir grunnlag for å kvantifisere både mangfoldet og utbredelsen av arter og tettheten av hver art.

For lettere å kunne vurdere den økologiske tilstanden til en vannforekomst på et gitt tidspunkt konverteres verdiene for mangfold og tetthet for de ulike kvalitetselementene til sammenlignbare verdier på en fempunktsskala. Tallverdien til et biologisk kvalitetselement gir derfor en enkel framstilling av tilstanden for det aktuelle kvalitetselementet i en gitt vannforekomst, og det er utviklet metoder og prinsipper for beregning av samlet økologisk tilstand basert på flere kvalitetselementer (Anonym 2015).

I den praktiske overvåkingen dukker to sentrale metodespørsmål umiddelbart opp. Er utvalget av data representativt for den faktiske økologiske tilstanden i vannforekomsten, og hvor godt reflekterer indeksen for økologisk tilstand den faktiske tilstanden i vannforekomsten? Dette er viktige spørsmål som vil være styrende for hvordan et overvåkingsprogram utvikles, og det er naturlig at metodikken tilpasses livshistorien og habitatbruken til organismene som utgjør de ulike kvalitetselementene. For eksempel vil det være nødvendig med hyppig prøvetaking for kortlevde planktoniske organismer (planteplankton) enn for langlevde og forankrede organismer som elvemose.

Fisk er relativt langlevde, men mobile, og dette gjør at overvåkingen av fiskebestander er utfordrende. Matressurser, habitattyper, og fiskearter er heterogent fordelt over en elveprofil, og er dynamiske over tid. Fiskearter i elver har derfor en romlig og temporær fordeling som reflekterer ulike behov til ulike tider av året sett i lys av konkurranse med andre arter om matressurser og habitat. Videre endrer behovet seg over artens livsløp. Dette betyr at tettheten av en gitt aldersgruppe kan ha en klumpvis fordeling på et gitt tidspunkt. Fiskebestander kan også variere i størrelse fra år til år. I elver med betydelige naturlige forstyrrelser (isforhold om vinteren, flommer, vanntemperatur etc.) kan bestandene utvise stor årsklassevariasjon som følge av høy dødelighet i elva. For anadrom fisk kan dødelighet i havet føre til variasjon i hvor mange gytefisk som returnerer, uavhengig av forholdene i elva. Det er med andre ord mange faktorer som påvirker fordelingen og antallet av en art.

I elver skjer overvåkingen i hovedsak i form av besøk til etablerte stasjoner som er spredt over elvas lengdeprofil. Antall besøk per sesong varierer med hvert kvalitetselement, og for fisk er det som regel ett besøk per sesong i august-september. Videre varierer antall stasjoner per elv. Det er flere problemstillinger som kan knyttes til denne formen for overvåking; 1) Hvor sannsynlig er det at vi velger stasjoner som er representative for elva dersom vi bare velger noen få stasjoner? 2) I hvor stor grad vil variasjon i tetthet ved en gitt stasjon skyldes årsklassevariasjon? 3) I hvor stor grad vil resultatene fra en stasjon eller et stasjonsnett kunne påvirkes av tilfeldigheter som varierende grad av klumpvis fordeling?

Formålet med denne rapporten er å belyse variasjon i tetthet i tid og rom i en naturlig bestand, og å undersøke hvilke konsekvenser naturlig dynamikk kan ha på den økologiske tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften ved varierende grad av overvåkning. Vi tar utgangspunkt i data fra Nausta i Sogn og Fjordane. Vassdraget er overvåket årlig siden 2003 på opptil 29 stasjoner (eks. Ugedal mfl. 2013), og gir dermed en god anledning til å vurdere bestandsdynamikken innad i elva på en relativt detaljert målestokk. Elvene var i hovedsak artsfattige lavlandselver med sjøvandrende laksefisk på Vestlandet og i Trøndelag, og er derfor enkle i den forstand at samfunnsdynamikk ikke stor grad påvirker den enkelte bestand. Samlet sett gjør dette Nausta til en egnet lokalitet for å belyse noen grunnleggende forhold som kan påvirke – og i noen grad styre – den økologiske tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften.

For å synliggjøre hvordan variasjonen i tetthet av fisk kan påvirke den økologiske tilstandsklassifiseringen vil vi i denne rapporten fokusere på eldre laksunger. Andre årsklasser av laks er til stede, og det er i tillegg ørret i vassdraget, men for enkelthets skyld vil vi se bort fra disse. Rapporten har fire deler:

1. Vi visualiserer først variasjonen i tettheten av eldre laksunger i tid og rom, og fordeler variasjonen i tetthet kvantitativt ut fra de ulike nivåene i datasettet (tid, rom og tilfeldig variasjon).
2. Deretter undersøker vi hvilke utslag den naturlige dynamikken har for den økologiske tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften.
3. Vi vurderer i hvilken grad ulik feltinnsats representerer den faktiske dynamikken i elva som helhet gjennom simuleringer og en analytisk løsning.
4. Til slutt ser vi etter sterke korrelasjoner mellom tetthetene i enkelte stasjoner og årsgjennomsnittet for elva for å lage en enkel indikasjon på gjennomsnittstettheten i et gitt år.

2 Materiale og metode

2.1 Økologisk tilstandsklassifisering

Formålet med overvåkning av fiskebestander er i flere tilfeller å bruke fisk som indikator på vannforekomstens økologiske tilstand. Det som definerer den økologiske tilstanden til en vannforekomst er avviket fra naturtilstanden, det vil si den økologiske tilstanden uten menneskelig påvirkning. Generelt er vurderingen av avvik fra naturtilstanden lokalitetsspesifikk, der man bruker ulike datakilder til å bestemme hvor stort dette avviket er. For noen typer vannforekomster, innsamlingsmetoder og fiskesamfunn er det imidlertid utarbeidet indekser der økologisk tilstand kan bestemmes ut fra verdier definert av klassegrenser. En etter hvert mye brukt indeks er basert på tettheter av ung laksefisk i små lavlandselver, estimert ved elektrisk fiske. Hvilke indekser som benyttes varierer altså i forhold til fangstmetode, type vannforekomst og innholdet i data-materialet. Bruken av slike indekser er relativt ny i Norge, og må derfor anses som et første utkast som vil kunne raffineres og videreutvikles med testing mot feltdata fra nye områder (Bækkelie mfl. 2018).

Sandlund m.fl. (2013) utarbeidet en indeks som bruker kvantitative elfiskedata for laksefisk til å beregne økologisk tilstand. Indeksen ble i stor grad brukt i klassifiseringsveilederen for vann (Anonym 2015), med noen små endringer. Flere forhold er av betydning for klassegrensene i denne indeksen, blant annet om bestanden er allopatrisk (eneste art) eller sympatrisk (flerarts-samfunn), og om bestanden er anadrom (vokser opp og reproduserer i ferskvann men foretar næringsvandring til havet) eller stasjonær (lever hele livet i ferskvann). Klassegrensene er gjen-gitt i Error! Reference source not found. nedenfor. I denne rapporten fokuserte vi illustrativt på den første raden, altså «anadrom allopatrisk, habitat ikke beskrevet». Dette reflekterer ikke den faktiske situasjonen i Nausta da vi ignorerer årsyngel av laks og at det også finnes sjørret i vassdraget, men det gjør presentasjonen av poengene langt tydeligere.

Indeksen ble utviklet med bakgrunn i data fra vassdrag med nedbørsfelt mindre enn 10 km² (Bergan mfl. 2011, Pulg mfl. 2011). Nausta er en betydelig større elv med et nedbørsfeltareal som er langt større. Det er derfor ikke en egnet skala for sammenligning, men i mangel på et alternativ for større elver med kvantitative klassegrenser valgte vi å bruke denne indeksen. Vi ønsket primært å belyse noen viktige tema rundt klassifisering av dynamiske bestander med statiske vurderingskriterier, og denne indeksen er den mest egnede. Analysene er ikke en kritikk av indeksen, men er heller ment som et bidrag i den videre utviklingen av egnede metoder for økologisk tilstandsklassifisering i henhold til vannforskriften.

2.2 Datagrunnlag

Som eksempel i denne rapporten bruker vi data fra elva Nausta i Naustdal i Sogn og Fjordane. Nausta er en moderat stor, uregulert elv med gjennomsnittsbredde på 44 meter og medianvannføring 13,5 m³s⁻¹ (Teichert mfl. 2013) som har utløp i midtre deler av Førdefjorden. Det er få menneskeskapte negative faktorer i vassdraget, og vassdraget har gode betingelser for lakseproduksjon (Ugedal mfl. 2013). Nausta er et nasjonalt laksevassdrag og Førdefjorden er en nasjonal laksefjord. Elva er godt undersøkt og det har blitt foretatt ungfiskundersøkelser på høsten på opptil 29 stasjoner årlig siden 2003. Stasjonene reflekterer variasjonen i elvas fysiske habitat (Borsanyi mfl. 2004) og er i hovedsak plassert langs breddene (på grunn av elvas størrelse). Antallet av de ulike aldersklassene ble estimert med bakgrunn i fangstsannsynligheten ved flere gangers overfiske (Teichert mfl. 2013), og tettheten ble beregnet som antall laks-onger per 100m².

Illustrativt i denne rapporten fokuserer vi på eldre laksunger og ignorerer årsyngel av laks og andre arter (

Figur 1). I tilstandsklassifiseringen bruker man imidlertid samlet tetthet av laks, ørret og røye, for både eldre unger og årsyngel (0+). Vår fremgangsmåte er derfor ikke korrekt med hensyn til

en reell tilstandsklassifisering av Nausta. Vi ønsker imidlertid å bruke et enklest mulig datasett i denne rapporten. Dette tydeliggjør poengene vi ønsker å gi med hensyn til rapportens formål, nemlig å belyse en fiskebestands variasjon i tid og rom og hvordan denne variasjonen kan ha konsekvenser for overvåkingen. Vi nevner også at det er betydelig samvariasjon mellom tettheten av eldre laksunger og samlet tetthet (eldre og 0+). Derfor ville vi sett det samme mønsteret ved å bruke samlet tetthet som for eldre laksunger (

Figur 1). Yngel og eldre laksunger benytter imidlertid forskjellige typer habitat, og derfor ville vi kanskje ikke sett den samme romlige variasjonen som vi ønsker å illustrere her dersom vi hadde brukt samlet tetthet.

Tabell 1. Klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk etter Anonym (2015), som igjen er basert på Sandlund mfl. (2013). Verdiene er oppgitt i antall ungfisk per 100m². For eksempel, dersom tettheten er 46 laksunger per 100m² på en stasjon i en elv hvor laks er den eneste arten og der habitatet ikke er beskrevet, oppnår stasjonen økologisk tilstand «moderat».

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	Bruk
Anadrom allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18	✓
Anadrom allopatrisk, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12	
Anadrom allopatrisk, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20	
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5	
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 2		≥ 5	≤ 4			
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6	
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15	
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 1	>34	34-26	25-17	9-16	<8	
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14	
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17	
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3	
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 2		≥ 2	< 2			
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4	



Figur 1. Tetthetsfordeling (a) og aldersfordeling (b) av laksunger som er fanget under elektrisk fiske i Nausta i perioden 2003-2017. Det er samvariasjon, med noe treghet, mellom aldersklassene i tetthet (øverst), som gir utslag i aldersfordelingen i et gitt år (nederst). I denne analysen valgte vi å fokusere kun på eldre laksunger for enkelhets skyld. Dette er imidlertid ikke korrekt i forhold til tilstandsklassifiseringen av Nausta, og vi diskuterer dette i teksten.

2.3 Analyser av data

Fordeling av varians i tetthetsdata

Det er viktig å kvantifisere hvor variansen i tettheten av eldre laksunger kommer fra. Vi har ett tetthetsestimert per år per stasjon. Variasjonen kan skyldes systematisk variasjon mellom stasjonene uavhengig av tid, systematisk variasjon over tid uavhengig av forskjellene mellom stasjonene, eller vilkårlig variasjon som ikke kan tilskrives enten tid eller rom. Det er derfor tre nivåer i datasettet: stasjon, år og residualvariasjon. Dette er en toveis kryss-klassifiseringsmodell på flere nivåer (*two-way cross-classification multilevel model* på engelsk) fordi vi ikke nester år innen stasjon eller stasjon innen år. For å separere de ulike kildene til variasjon i tettheten av eldre laksunger kan vi skrive

$$tetthet_{ijk} = \gamma_{000} + v_{00k} + u_{0j0} + r_{ijk},$$

der γ_{000} er hovedgjennomsnittet, dvs. den gjennomsnittlige tettheten i alle stasjoner alle år; v_{00k} er den tilfeldige effekten av stasjon, dvs. avviket til stasjon k sitt gjennomsnitt fra hovedgjennomsnittet; u_{0j0} er den tilfeldige effekten av tid, dvs. avviket til år j sitt gjennomsnitt fra hovedgjennomsnittet, og r_{ijk} er residualvariasjonen, dvs. variasjonen til tetthet i i år j og stasjon k fra hovedgjennomsnittstettheten. «Tilfeldig effekt» (*random effects* på engelsk) i denne sammenheng kommer fra den statistiske litteraturen som omhandler hierarkiske lineære modeller, også kjent som blandede modeller (eller *mixed effects models* på engelsk). Formelt betyr det at gruppegjennomsnittet (enten for år eller stasjon) er informert til en viss grad av hovedgjennomsnittet (dvs. for alle år og alle stasjoner). Vi forutsetter her at stasjonene ble vilkårlig valgt ut fra et større antall potensielle stasjoner og de årene stasjonene ble undersøkt er et vilkårlig utvalg av mange potensielle år, og at bestanden av laks kan benytte hele elva fritt. Derfor kan vi anta at $v_{00k} \sim N(0, \tau_v)$, $u_{0j0} \sim N(0, \tau_u)$ og $r_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$.

Tilstandsklassifisering: ordinal- eller intervalldata?

Det finnes tre hovedklasser av data, og dette bestemmer hvordan de kan analyseres. *Nominaldata* er kategoriske data uten noen form for rangering, for eksempel farge eller bilmerker. *Ordinaldata* er kategoriske data med en intern rangering, men der klassebredden er ujevn og ikke har noen verdi. *Intervalldata* er kontinuerlige data, med lik klassebredde og lik avstand mellom hver klasse. For eksempel er temperatur på intervallskalaen fordi forskjellen mellom 20 og 30 grader er den samme som forskjellen mellom 30 og 40 grader. Intervalldata kan analyseres med parametriske metoder, mens nominal- og ordinaldata må analyseres med ikke-parametriske metoder.

Det er noe usikkerhet knyttet til om data på en fempunktsskala kan analyseres med parametriske metoder. Parametriske metoder kan benyttes dersom data er kvantitative og har en verdi, jf. diskusjonen ovenfor. I dette tilfellet bygger tilstandsklassifiseringen på kvantitative data (tettheter av eldre laksunger), klassebredden er tilnærmet lik, og avstanden mellom klassene er like. Derfor kan vi analysere tilstandsklassene parametrisk, dvs. det er meningsfullt å vurdere gjennomsnitt og standardavvik i tetthets- og tilstandsklassedataene.

Hvor mange – og hvilke – stasjoner må undersøkes?

Et viktig spørsmål for forvaltningen er avveiningen mellom hvor mange stasjoner man bør ha innenfor en elv for å fange opp trender i bestanden og hvor mange elver man faktisk har mulighet til å overvåke med en gitt innsats. Ideelt sett skulle man gjerne overvåket alle elver grundig, men dette er umulig med begrensede ressurser. Vi belyser her den første komponenten i avveiningen ved bruk av et simuleringsstudie om den romlige fordelingen av et varierende antall stasjoner, og en analytisk løsning for et fullstendig tilfeldig utvalg stasjoner.

Vi tar utgangspunkt i at gjennomsnittstettheten μ innen ett år er «den sanne» tettheten av eldre laksunger det året. Dette er naturligvis ikke helt sant, fordi vi ikke har en fullstendig oversikt over all fisken i hele Nausta, men med 29 stasjoner er det allikevel et veldig godt estimat for gjennomsnittstettheten det året fordi effekten av tilfeldig variasjon og stasjonsvis systematisk variasjon vil bli maskert av det relativt store antallet stasjoner. Spørsmålet er derfor hvor mange stasjoner vi

må fiske i et gitt år for å nærme oss årsgjennomsnittstettheten basert på de 29 stasjonene, og hvor disse bør plasseres.

Det kan kanskje synes kunstig å «velge ut» stasjoner i etterkant, når dataene allerede er samlet inn. Nettopp dette er imidlertid styrken i denne analysen: fordi vi har data fra et stort antall stasjoner og dermed kjenner gjennomsnittet og variansen kan vi «teste ut» hvor godt et utvalg passer til det allerede kjente gjennomsnittet. Vi reduserer med andre ord usikkerheten rundt det virkelige årsgjennomsnittet.

Simuleringer

Vi foretok tre typer simuleringer for å undersøke hvordan den romlige fordelingen av stasjoner påvirker presisjonen til utvalgsgjennomsnittet. Først undersøkte vi effekten av å øke antallet stasjoner ukritisk, dvs. uten hensyn til hvor i elva stasjonene ligger (et fullstendig tilfeldig utvalg). Deretter undersøkte vi effekten av å øke antall segmenter i elva (dvs. på en systematisk måte) og velge én tilfeldig stasjon innen hvert segment (også kjent som et stratifisert tilfeldig utvalg). Til slutt undersøkte vi effekten av å øke antall stasjoner innen et gitt antall segmenter.

For det fullstendig tilfeldige utvalget undersøkte vi effekten av antall stasjoner på utvalgsgjennomsnittet ved å ta 100 tilfeldige utvalg av $k = 3, 6, 9$ og 12 stasjoner per år, beregne gjennomsnittet av disse (dvs. av henholdsvis $3, 6, 9$ og 12 vilkårlig valgte stasjoner), og sammenligne disse gjennomsnittene med det kjente årsgjennomsnittet som var basert på alle 29 stasjoner. Med andre ord testet vi hvor godt utvalgsgjennomsnittet \bar{x} representerte årsgjennomsnittet μ for et gitt år for k ulike utvalgsstørrelser. (Vi bruker her uttrykket utvalgsgjennomsnitt framfor stikkprøvegjennomsnitt) For det stratifiserte tilfeldige utvalget ble elva delt inn i $k = 3, 6, 9$ og 12 segmenter, og én stasjon ble tilfeldig valgt ut innen hvert segment. Vi testet altså effekten av å øke antallet segmenter på en systematisk måte som dekker hele elvelengden. Til slutt undersøkte vi effekten av å ta én, to, tre eller fire tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor hvert av tre segmenter. Hvert segment består her av en tredjedel av alle stasjonene. Fordelingen av segmenter under de ulike inndelingene er gitt i **Tabell 2**.

I alle analysene valgte vi å bruke 100 tilfeldige utvalg fordi dette viser variasjonsbredden i utvalgsgjennomsnittene tydelig nok, samtidig som at figuren er tydelig. Dette er fordi hvert enkelt datapunkt i simuleringen er et gjennomsnitt av det tilfeldige utvalget stasjoner for den omgangen. Ved å holde antallet utvalg nede på 100 kan vi se hvert enkelt punkt, men ved å øke dette for eksempel til 100.000 vil det se ut som en strek. Analysene ble gjort i R (R Core Team 2018). Det kan også nevnes at hovedtyngden av utvalgsgjennomsnittene av de tilfeldige utvalgene vil nærme seg hovedgjennomsnittet på grunn av sentralgrenseteoremet.

Analytisk løsning

Det kan være nyttig å undersøke analytisk hvor mange stasjoner som må fiskes for å kunne representere den økologiske tilstanden i elva i et gitt år med en viss sikkerhet, dvs. at vi er 90% eller 95% sikre på at tilstanden i et tilfeldig utvalg stasjoner er det samme som gjennomsnittstilstanden til elva. Vi skal se at den beregnede tilstanden kan variere mellom år, og vi bruker derfor årsgjennomsnittet som populasjonsgjennomsnittet i denne øvelsen. Videre skal vi se at variansen varierer med årsgjennomsnittet (vises i **Figur 5**). Vi presenterer derfor antall stasjoner som må fiskes som funksjon av årstettheten. For enkelhets skyld bruker vi kun et fullstendig tilfeldig utvalg her.

For hvert år beregnet vi standardavviket til gjennomsnittstettheten. Vi antar at denne angir det kjente standardavviket til populasjonen (σ) hvert år, og ikke standardavviket til utvalget (s) ettersom utvalgsstørrelsen ikke er kjent. Siden vi skal si noe om hvor godt et utvalg stasjoner representerer elva det året (statistisk sett hele populasjonen av stasjoner det året, μ) kan bruke formelen for å beregne et konfidensintervall rundt utvalget. Konfidensintervallet sier noe om hvor sikre vi er at utvalgsgjennomsnittet \bar{x} representerer populasjonens gjennomsnitt μ , og er uttrykt ved

$$\bar{x} \pm z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}},$$

der z angir den kritiske verdien i normalfordelingen for en gitt sikkerhet og n angir utvalgsstørrelsen. Z -verdien for 90% sikkerhet er 1,65 og for 95% er den 1,96. Et konfidensintervall rundt et utvalg skrives som [nedre grense, øvre grense], eller

$$\left[\bar{x} - z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \bar{x} + z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right]$$

Klassebreddene i indeksen vi har brukt (dvs. for en anadrom allopatrisk bestand der habitatklassen ikke er definert) er 17, 17, 18 og 16 fisk per 100m² (**Tabell 1**). Disse korresponderer altså med trinnene i de økologiske tilstandsklassene. For enkelhets skyld antar vi at bredden er konstant 17 fisk per 100m² mellom alle trinnene, og at dette er presisjonen vi må holde oss innenfor når vi ønsker å korrekt representere tilstanden til elva med et tilfeldig utvalg stasjoner. Vi kan derfor si at $[\emptyset]-[N]=17$. Vi er her interessert i å finne n , altså hvor mange stasjoner vi må undersøke for å representere tilstanden til populasjonsgjennomsnittet med en viss sikkerhet:

$$\emptyset - N = \left(\bar{x} + z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) - \left(\bar{x} - z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) = 2z \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$$

For å finne n i et 95% konfidensintervall kan vi skrive

$$2 \times 1,96 \times \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \text{ dvs. } n \geq \left(\frac{2 \times 1,96 \times \sigma}{\emptyset - N} \right)^2,$$

og tilsvarende vil z -verdien i et 90% konfidensintervall være 1,65.

Prediksjon basert på data fra noen få stasjoner

Noen stasjoner kan følge årsgjennomsnittet for elva nærmere enn andre stasjoner. Vi undersøkte sammenhengen mellom tettheten i hver enkelt stasjon og årsgjennomsnittet for elva for å identifisere de stasjonene som dermed kan benyttes som en indikasjon på årsgjennomsnittet. Vi analyserte sammenhengene med enkel lineær regresjon i SAS 9.4 (SAS Institute, Cary, North Carolina, USA), og rangerte dem ved korrelasjonskoeffisienten (r^2). Vi presenterer den stasjonen med best sammenheng innen hver av tre segmenter (nedre, midtre og øvre) i elva.

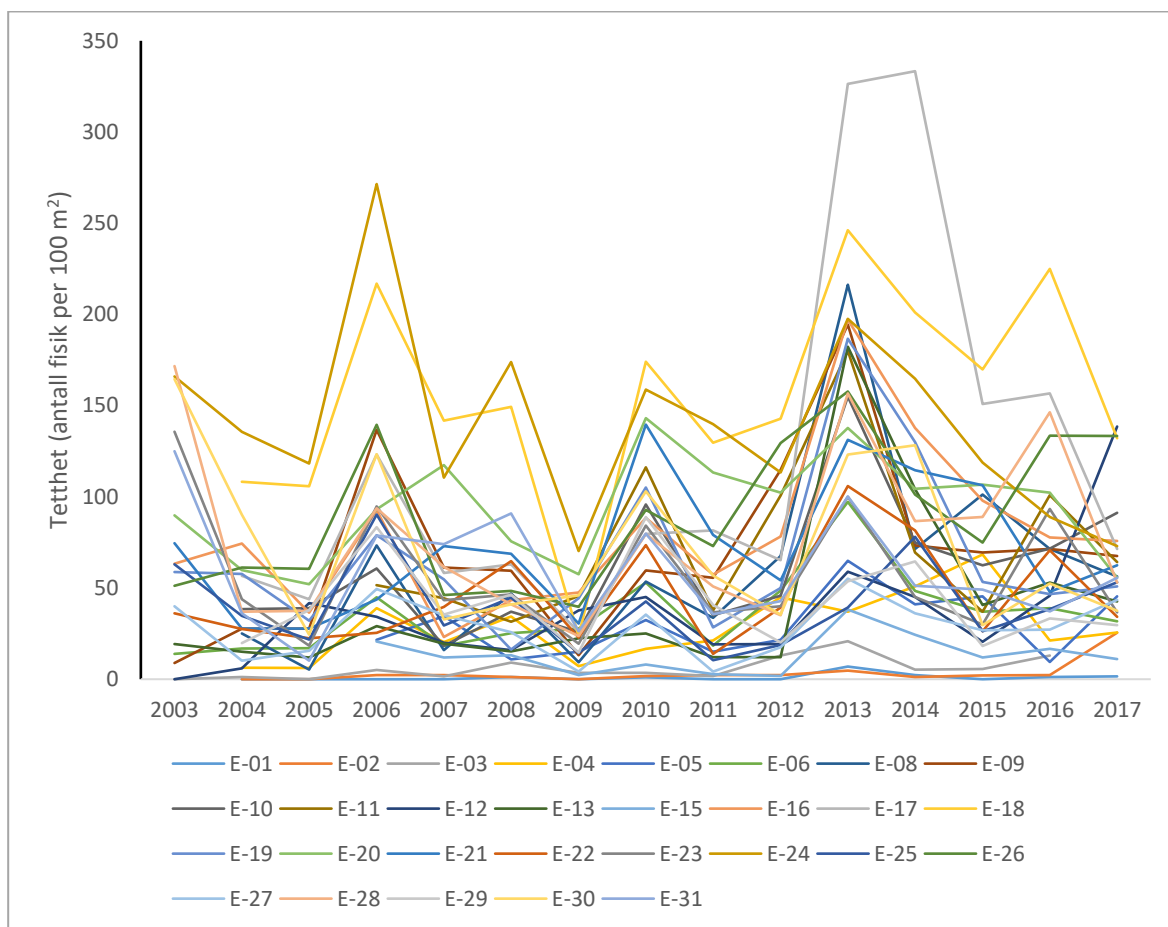
Tabell 2. Fordeling av stasjoner innenfor et varierende antall segmenter i Nausta. Fargekodingen gjelder for henholdsvis tre, seks, ni og tolv segmenter.

Tre segmenter	Seks segmenter	Ni segmenter	Tolv segmenter
E-01	E-01	E-01	E-01
E-02	E-02	E-02	E-02
E-03	E-03	E-03	E-03
E-04	E-04	E-04	E-04
E-05	E-05	E-05	E-05
E-06	E-06	E-06	E-06
E-08	E-08	E-08	E-08
E-09	E-09	E-09	E-09
E-10	E-10	E-10	E-10
E-11	E-11	E-11	E-11
E-12	E-12	E-12	E-12
E-13	E-13	E-13	E-13
E-15	E-15	E-15	E-15
E-16	E-16	E-16	E-16
E-17	E-17	E-17	E-17
E-18	E-18	E-18	E-18
E-19	E-19	E-19	E-19
E-20	E-20	E-20	E-20
E-21	E-21	E-21	E-21
E-22	E-22	E-22	E-22
E-23	E-23	E-23	E-23
E-24	E-24	E-24	E-24
E-25	E-25	E-25	E-25
E-26	E-26	E-26	E-26
E-27	E-27	E-27	E-27
E-28	E-28	E-28	E-28
E-29	E-29	E-29	E-29
E-30	E-30	E-30	E-30
E-31	E-31	E-31	E-31

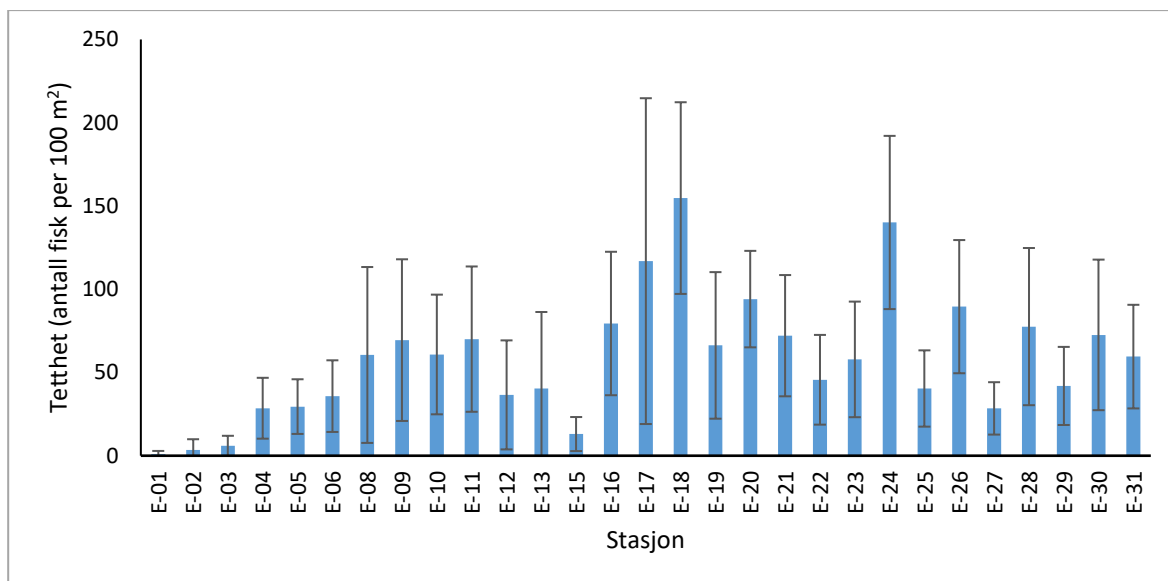
3 Resultater og diskusjon

3.1 Variasjon i tetthet i tid og rom

Tettheten av eldre laksunger varierte betydelig både mellom ulike stasjoner i elva og fra år til år (**Figur 2**). Figuren viser at det er betydelig variasjon innad i en stasjon over tid, og blant stasjoner over tid. Noe av denne variasjonen skyldes systematiske forskjeller mellom stasjonene (**Figur 3**). For eksempel var gjennomsnittstettheten ved stasjon E-01 én eldre laksunge per 100 m² i perioden 2003-2017, mens gjennomsnittstettheten i stasjon E-17 i den samme perioden var 98 laksunger per 100 m². Årsaken til dette mønsteret kan være ulik bæreevne blant stasjonene som følge av varierende tilgang til mat, territorier eller skjul i substratet, interaksjoner med andre arter (konkurranse og predasjon), ulik grad av kolonisering (som følge av avstand fra gyteområdene), eller ulik alder ved utvandring fra de forskjellige delene av elva.

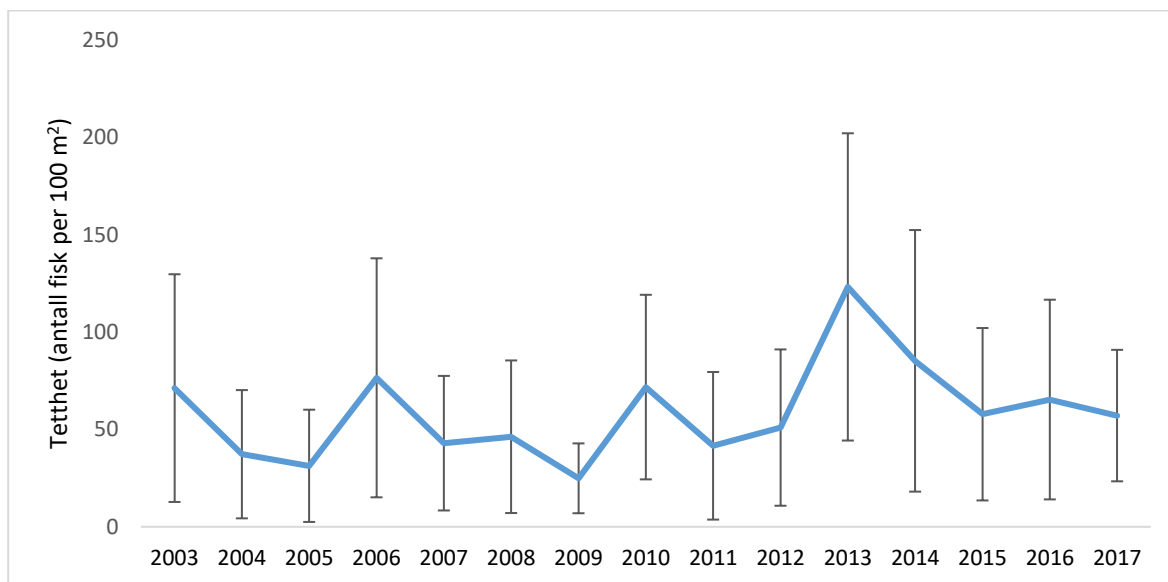


Figur 2. Tetthetsestimater (antall eldre laksunger per 100m², punktestimat) for alle stasjoner (29) alle år (2003-2017) i Nausta. Noen stasjoner mangler estimater i visse år. Det totale antallet tetthetsestimater er 420.



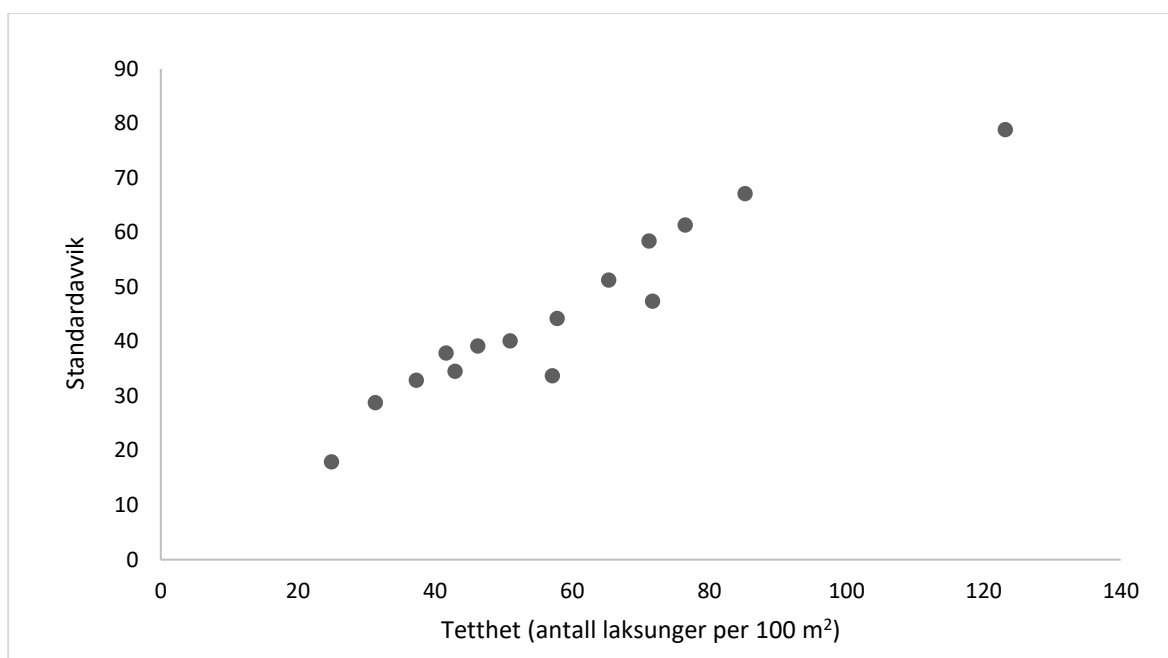
Figur 3. Gjennomsnittstettheter av eldre laksunger per stasjon for perioden 2003-2017. Standardavviket for perioden vises for hver stasjon. Figuren viser hvordan det er systematiske forskjeller mellom stasjoner som ikke skyldes systematiske årsvariasjoner eller tilfeldig variasjon.

Noe av variasjonen skyldes også større trender i bestanden over tid som påvirker alle stasjonene noenlunde likt (**Figur 4**). Gjennomsnittstettheten varierte fra 25 laksunger per 100 m² i 2009 til 123 laksunger per 100 m² i 2013, dvs. fire ganger høyere. Disse trendene skyldes i stor grad variasjon i årsklassestyrke, som igjen kan være et resultat av variasjon i antall gytefisk og overlevelsen til årsyngel og parr i foregående år.



Figur 4. Gjennomsnittstettheter av eldre laksunger per år for alle stasjonene samlet. Standardavviket for stasjonene er oppgitt for hvert år. Figuren viser hvordan det er systematiske forskjeller mellom år som ikke skyldes systematisk variasjon mellom stasjoner eller tilfeldig variasjon.

Standardavviket var større i år med høy gjennomsnittstetthet i vassdraget (**figur 4**). Dette skyldes trolig at forskjellene i tetthet mellom stasjoner øker. **Figur 5** viser sammenhengen mellom årsgjennomsnittstettheten og den tilhørende spredningen (standardavviket) blant stasjonene.



Figur 5. Standardavvik (spredning) som funksjon av gjennomsnittstetthet per år. Figuren viser at standardavviket øker når gjennomsnittstettheten i vassdraget øker.

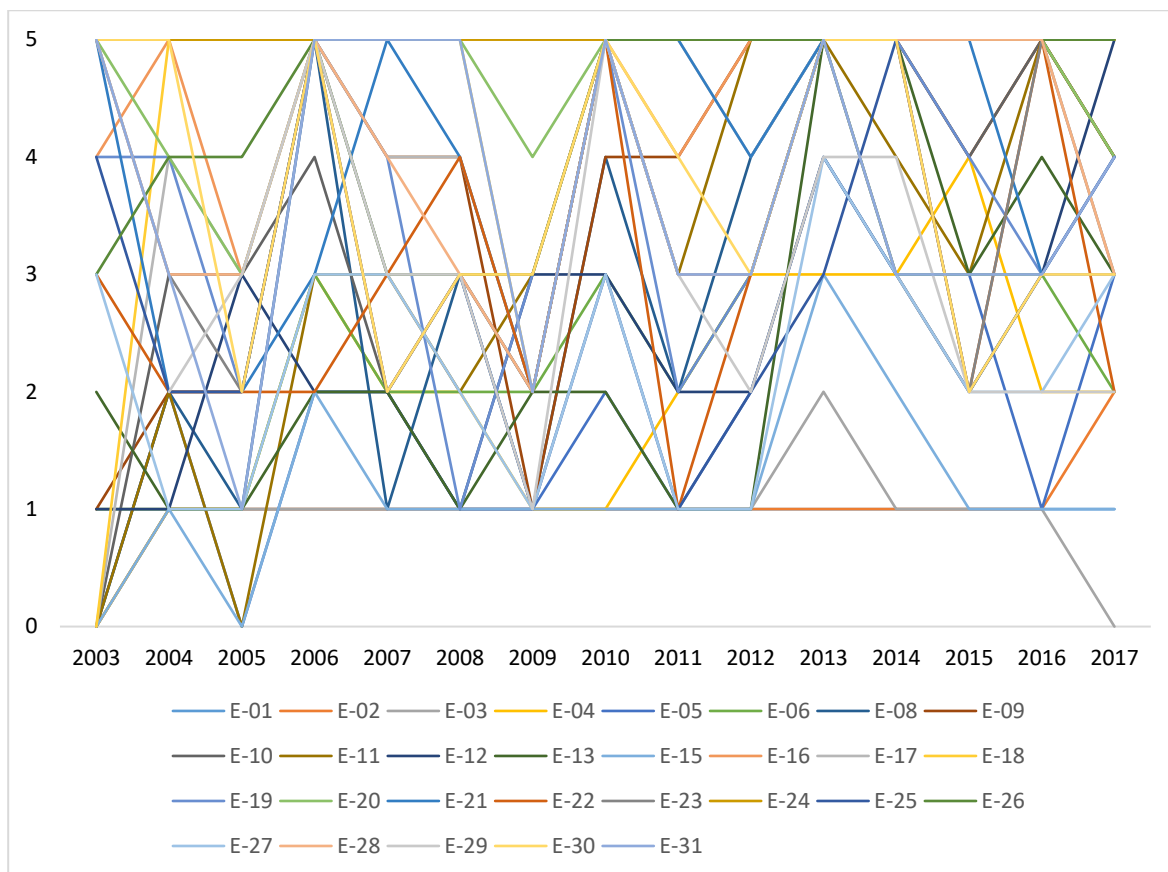
Denne variasjonen kan kvantifiseres mellom de ulike nivåene i datasettet. **Tabell 3** viser fordelingen av varians i tettheten av eldre laksunger mellom år, stasjon og vilkårlig variasjon (dvs. residualvariasjon som ikke kan forklares av de to andre nivåene). Vi ser at mesteparten av variansen skyldes residualvariasjonen, men at systematisk variasjon mellom stasjoner og år begge er relativt store kilder til varians i datasettet.

Tabell 3. Variansfordeling i tettheter av eldre laksunger mellom de ulike nivåene i datasettet fra Nausta.

Varianskomponent	Varians	Andel (%)
Residual σ^2	1306,1	48,3
År τ_v	572,01	21,1
Stasjon τ_k	827,81	30,6
Sum varians	2705,92	100

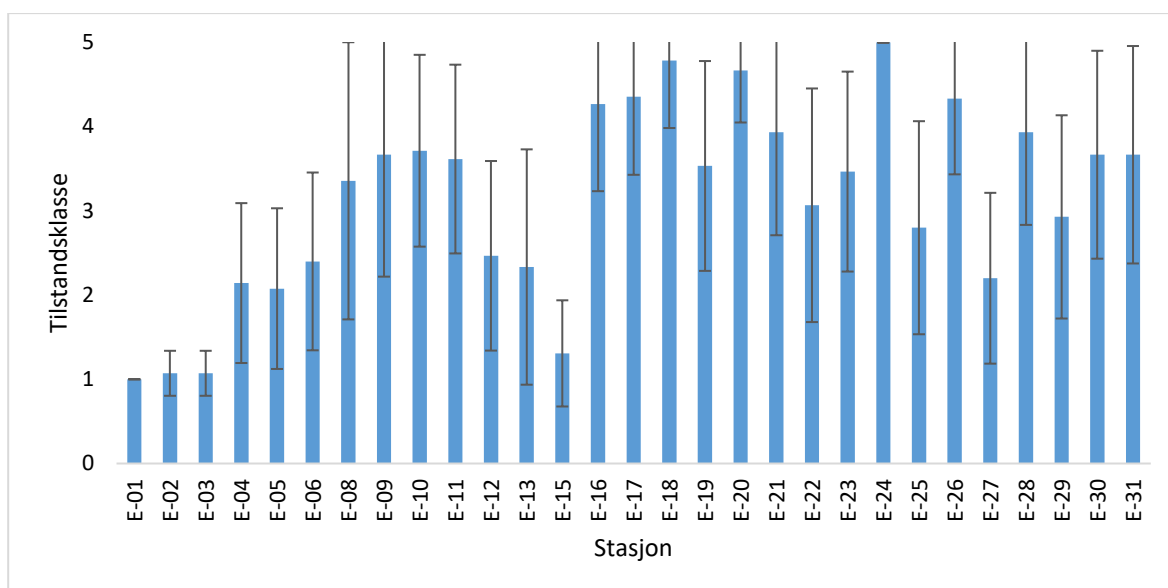
3.2 Økologisk tilstandsklassifisering

Variasjonen i tetthet av eldre laksunger mellom stasjonene og over tid gir direkte utslag i tilstandsklassifiseringen. Klassegrensene er definert av Sandlund mfl. (2013) og er gitt på en skala fra 1 (svært dårlig) til 5 (svært god). Hver stasjon får en tilstand basert på tettheten, og denne tilstanden brukes til å beregne tilstanden til vassdraget som helhet. Tilstanden for alle stasjonene i perioden 2003-2017 varierte betydelig med ingen klare mønster (**figur 6**).

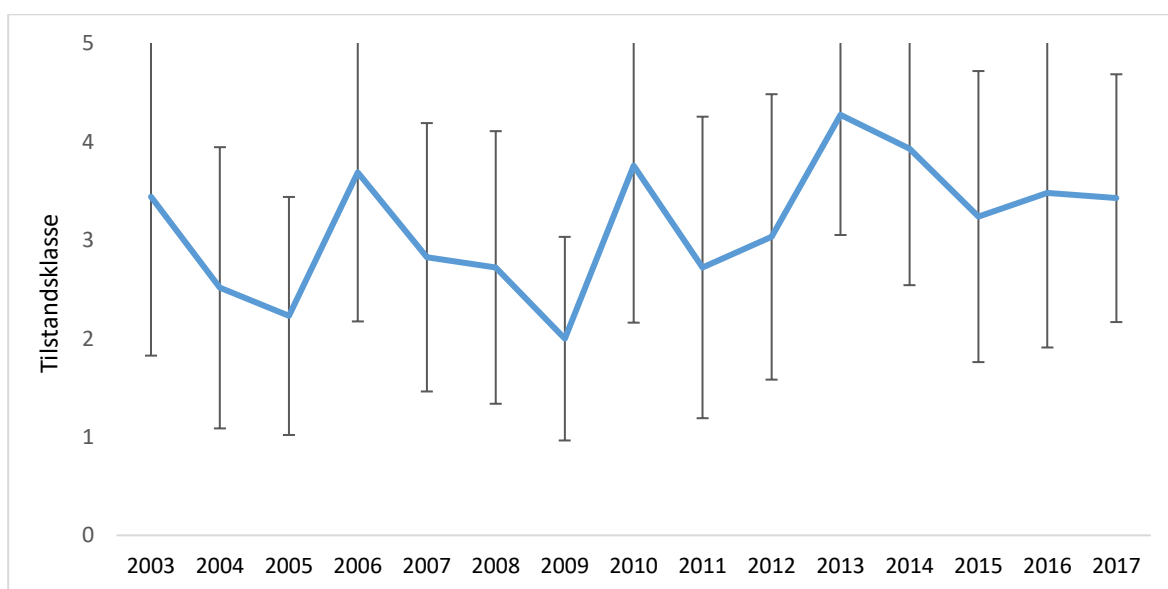


Figur 6. Økologisk tilstandsklassifisering basert på tetthetsdata for eldre laksunger på 29 stasjoner i Nausta fra 2003 til 2017. Tilstandsklassene korresponderer med tetthetene som definert i Sandlund mfl. (2013) og Anonym (2015), og varierer fra 1 (svært dårlig) til 5 (svært god). Tilstandsklasse 0 (null) indikerer at tetthetsdata mangler for den aktuelle stasjonen det året. Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

Som for tetthetsdataene er det systematiske forskjeller i tilstanden mellom stasjoner (**Figur 7**) og mellom år (**Figur 8**). De nederste stasjonene E-01 til E-03 oppnådde i gjennomsnitt svært dårlig tilstand, mens flere av stasjonene mellom E-16 og E-24 oppnådde god og svært god økologisk tilstand i gjennomsnitt. I perioden 2004-2005 og i 2009 var det jevnt over dårlig tilstand, mens det i 2006, 2010 og 2013-2014 var god eller svært god økologisk tilstand.

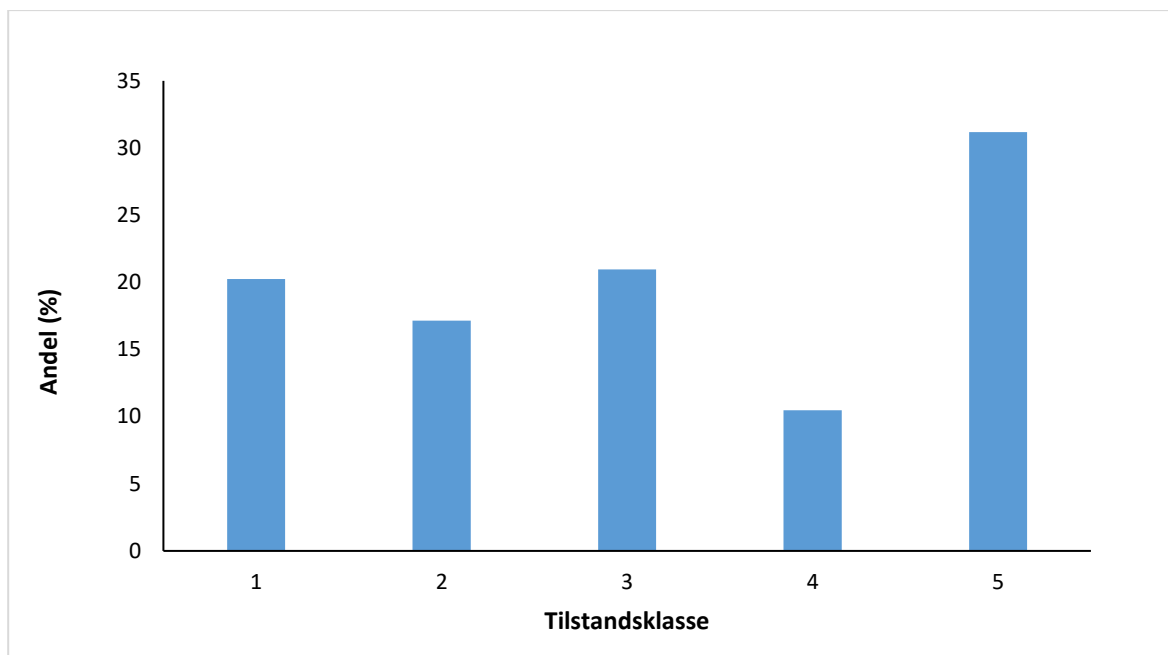


Figur 7. Gjennomsnittlig tilstandsklasse for hver stasjon i perioden 2003 til 2017. Standardavviket for perioden vises for hver stasjon. Figuren viser hvordan det er systematiske forskjeller mellom stasjoner som ikke skyldes systematiske årsvariasjoner eller tilfeldig variasjon.



Figur 8. Gjennomsnittlig tilstandsklasse for Nausta hvert år i perioden 2003-2017 basert på alle stasjonene. Standardavviket for stasjonene vises for hvert år. Figuren viser hvordan det er systematiske forskjeller mellom år som ikke skyldes systematisk variasjon mellom stasjoner eller tilfeldig variasjon. Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

Dersom vi ser på alle stasjonene over hele perioden kan vi sette opp en frekvensfordeling over tilstandsklassene. **Figur 9** viser fordelingen mellom de ulike tilstandsklassene prosentvis.



Figur 9. Prosentvis frekvensfordeling av tilstandsklasser basert på alle undersøkelsesår og alle stasjoner i Nausta som har vært undersøkt med elektrisk fiske i perioden 2003-2017 (N=420). Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

3.3 Hvor mange stasjoner bør vi bruke i overvåkningen?

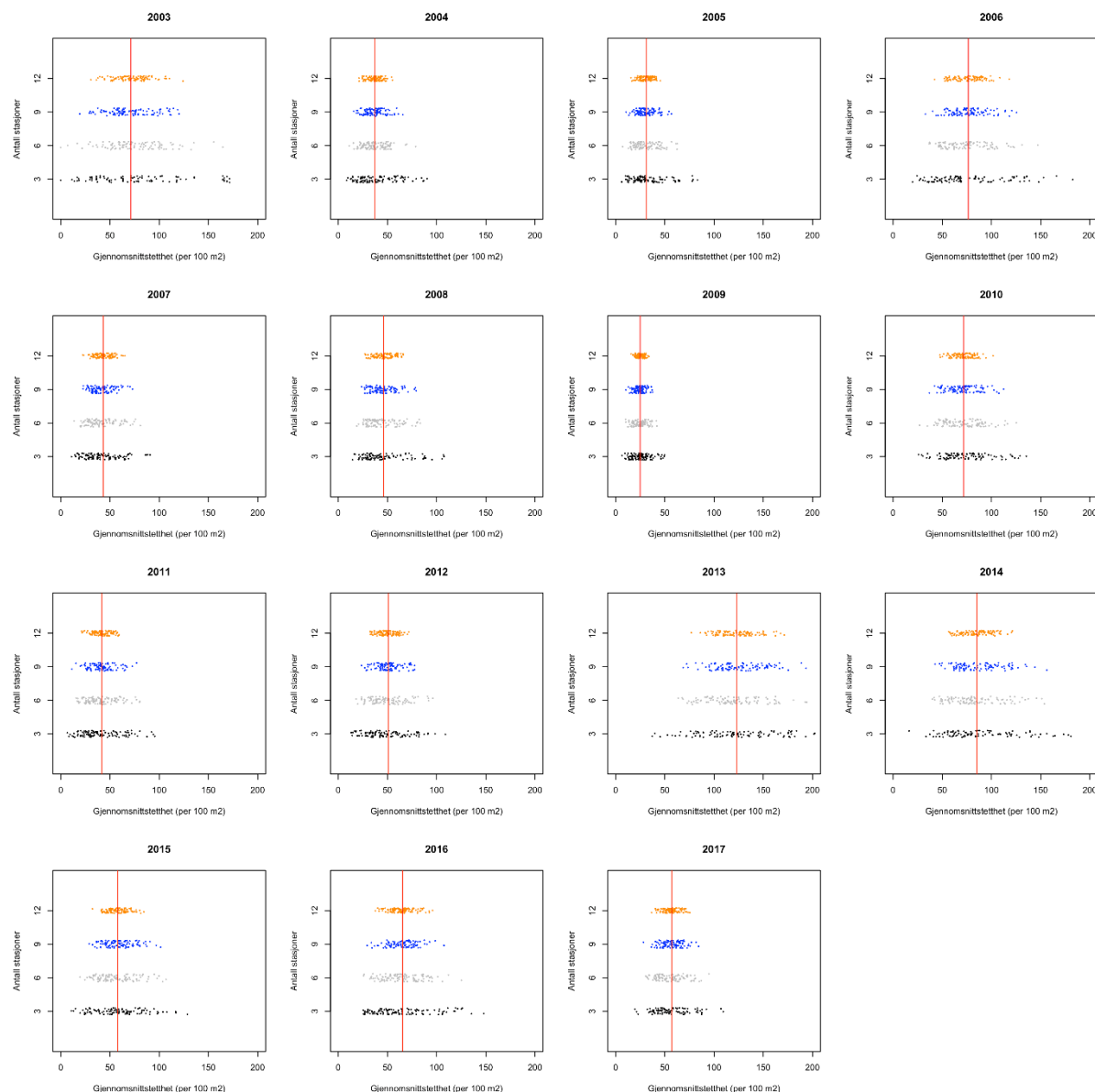
3.3.1 Tilfeldig utvalg

Vi undersøkte effekten av å øke antallet stasjoner i et gitt år (tilfeldig utvalg) på hvor godt gjennomsnittet av disse stasjonene representerte årsgjennomsnittet det aktuelle året, både for tetthet og tilstandsklasse. Ikke uventet var det en negativ sammenheng mellom spredningen i utvalgsgjennomsnittene (dvs. av tilfeldig valgte stasjoner) og utvalgsstørrelsen (antall stasjoner; **Figur 10**). Det andre hovedfunnet var en negativ sammenheng mellom spredningen i utvalgsgjennomsnittene og årsgjennomsnittet.

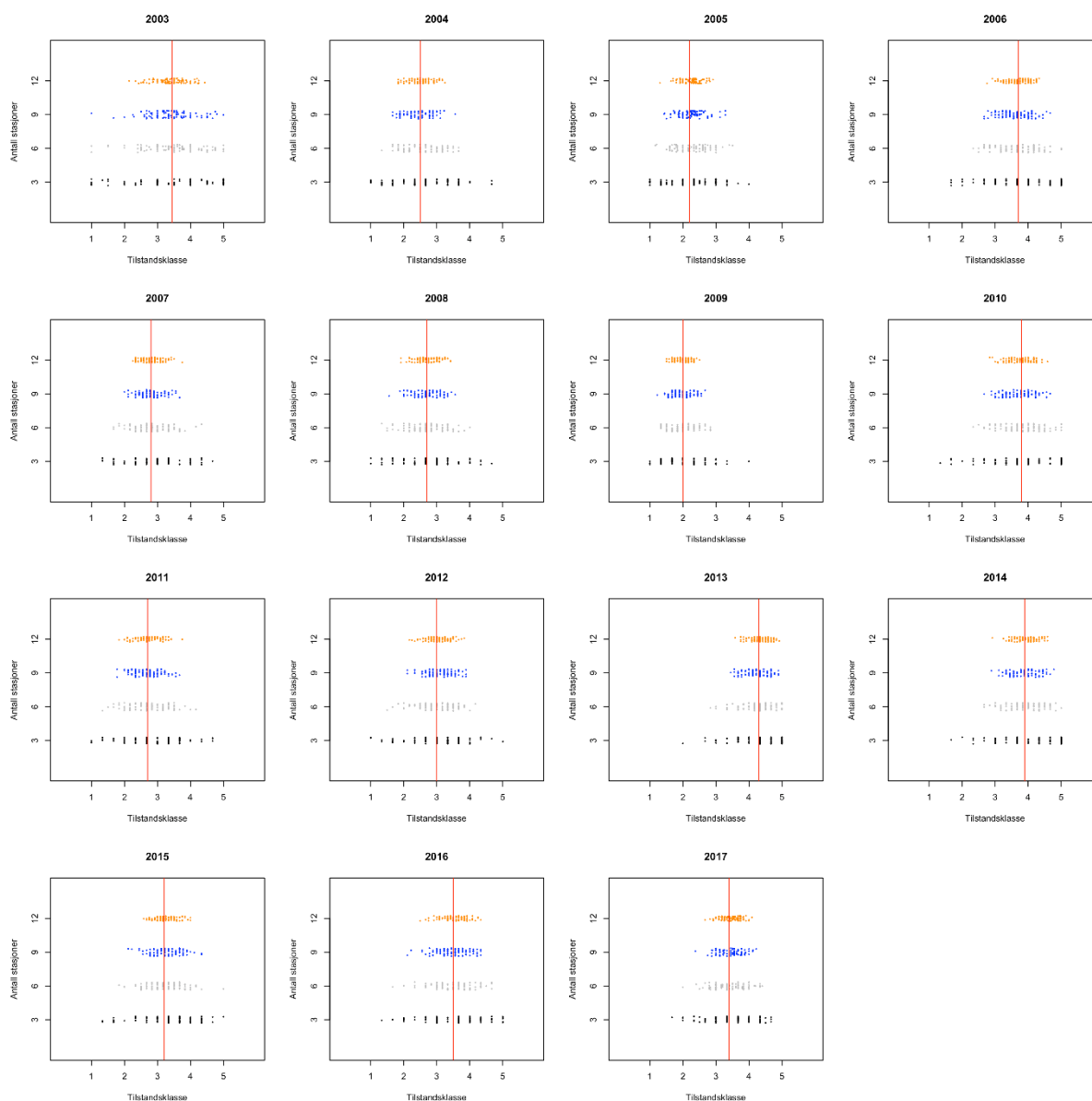
Når man tar et tilfeldig utvalg stasjoner av de 29 potensielle stasjonene vil utvalgsgjennomsnittet sannsynligvis være nærmere årsgjennomsnittet om det er basert på et stort antall stasjoner enn et lite antall stasjoner. Det vil si at sannsynligheten for å representere det sanne årsgjennomsnittet i elva øker med utvalgsstørrelsen. Dette framgår tydelig ved mindre horisontal spredning i utvalgsgjennomsnittene når utvalgsstørrelsen øker fra tre til tolv (**Figur 10**).

Det er også naturlig at spredningen i tettheter er større i år med høy gjennomsnittstetthet fordi stasjonene med lave tettheter alltid har lave tettheter, mens stasjonene med generelt høye tettheter kan oppnå langt høyere tettheter i disse årene. Dette gir utslag i standardavvikene fra år til år ved standardavviket er større i et år med høy gjennomsnittstetthet. Dette fører til en langt større spredning i utvalgsgjennomsnittene i år med høy gjennomsnittstetthet enn i år med lav gjennomsnittstetthet, som er synlig i form av større horisontal spredning for alle utvalgsstørrelsene (**Figur 10**). Med andre ord er sannsynligheten for å mer korrekt representere årsgjennomsnittet med et tilfeldig utvalg stasjoner generelt høyere i år med lav gjennomsnittstetthet, og denne sannsynligheten minker med økende gjennomsnittstetthet.

Tilsvarende gjorde vi en simulering for tilstandsklasse. Mønstrene er i stor grad det samme som for tetthetsdataene, men viser tydelig hvordan utvalgsstørrelsen påvirker hvor godt et vilkårlig utvalg stasjoner representerer årsgjennomsnittstettheten for elva (**Figur 11**).



Figur 10. Effekten av antall stasjoner på utvalgsgjennomsnittet for tettheten av eldre laksunger, og hvordan disse samsvarer med årsgjennomsnittet for hele elva (markert med rød vertikal strek). Hvert punkt er et gjennomsnitt av et sett tilfeldig utvalgte stasjoner fra hele elva, og det er foretatt 100 tilfeldige utvalg for hver utvalgsstørrelse (tre, seks, ni og tolv stasjoner). Figuren illustrerer konsekvensen av et tilfeldig utvalg stasjoner innen en gitt utvalgsstørrelse, og hvordan utvalgsstørrelsen påvirker spredningen i horisontalplanet. Den vertikale spredningen er kun for å illustrere at det kan være flere like verdier for tetthet for en gitt utvalgsstørrelse.

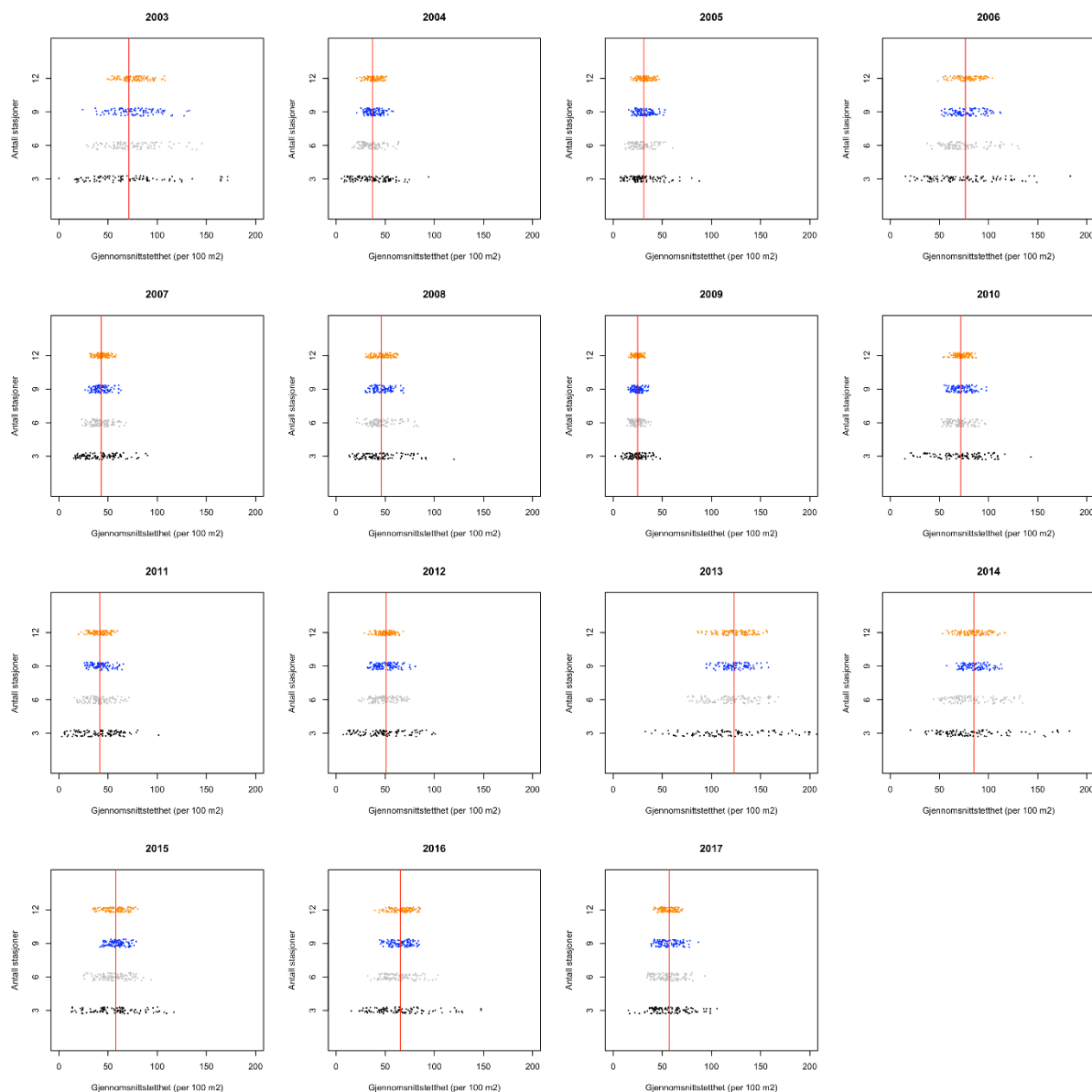


Figur 11. Effekten av antall stasjoner på utvalgsgjennomsnittet for tilstandsklassifiseringen, og hvordan disse samsvarer med årsgjennomsnittet for hele elva. Hvert punkt er et gjennomsnitt av et sett tilfeldig utvalgte stasjoner, og det er foretatt 100 tilfeldige valg for hver utvalgsstørrelse (tre, seks, ni og tolv stasjoner). Figuren illustrerer konsekvensen av et tilfeldig utvalg stasjoner med en gitt utvalgsstørrelse, og hvordan utvalgsstørrelsen påvirker spredningen i horisontalplanet. Den vertikale spredningen er kun for å illustrere at det kan være flere like verdier for tetthet for en gitt utvalgsstørrelse. Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

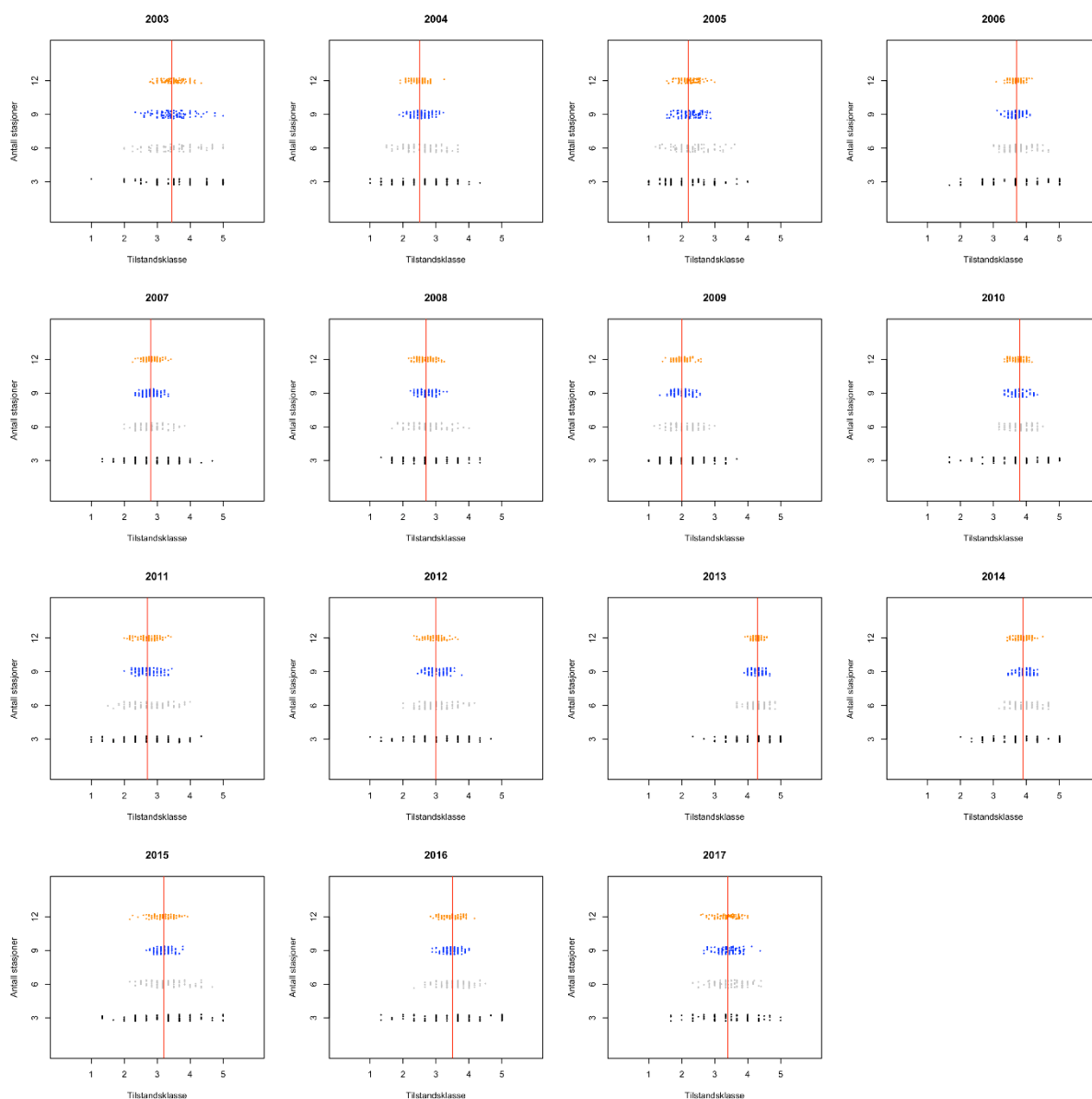
3.3.2 Stratifisert tilfeldig utvalg

Vi undersøkte effekten av å systematisk øke antallet segmenter i elva – og ta én tilfeldig utvalgt stasjon innen hvert segment – på hvor godt gjennomsnittet av disse stasjonene representerte årsgjennomsnittet det aktuelle året. Vi gjorde dette både for tetthet og økologisk tilstandsklasse. Her var segmentene jevnt fordelt over elvestrekningen og stasjonene jevnt fordelt mellom segmentene.

Spredningen i utvalgsgjennomsnittene minket med antall segmenter og nærmet seg hovedgjennomsnittet (**Figur 12**). Ved å øke antallet segmenter økte den totale utvalgsstørrelsen. Samtidig økte det romlige omfanget, som førte til at mer av den systematiske romlige variasjonen ble balansert i utvalgsgjennomsnittet enn ved det rent tilfeldige utvalget (a). Variasjonsbredden ble derfor mindre enn ved den vilkårlige utvalgsmetoden. Det samme mønsteret var synlig for tilstandsklassifiseringen (**Figur 13**). Som for den tilfeldige utvalgsmetoden var det mindre variasjon rundt hovedgjennomsnittet i år med generelt lave tettheter, for eksempel 2009. Dette henger sammen med **Figur 5**.



Figur 12. Effekten av å systematisk øke antallet segmenter i elva – og ta én tilfeldig utvalgt stasjon innenfor hvert segment – på spredningen i utvalgsgjennomsnittet i tettheten av eldre laksunger per 100 m².

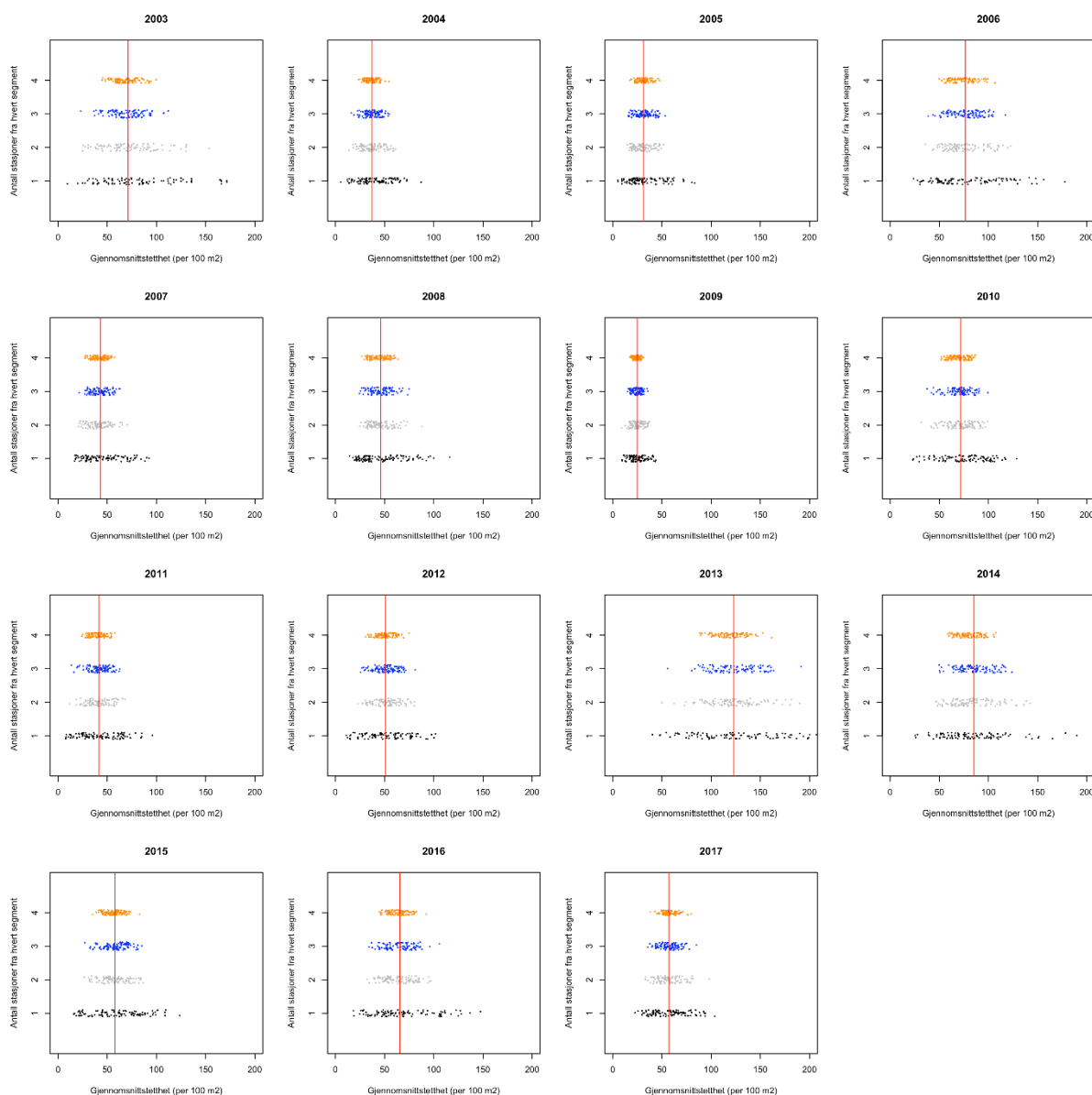


Figur 13. Effekten av å systematisk øke antallet segmenter i elva – og ta én tilfeldig utvalgt stasjon innen hvert segment – på utvalgsgjennomsnittet i tilstandsklassifiseringen i Nausta. Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

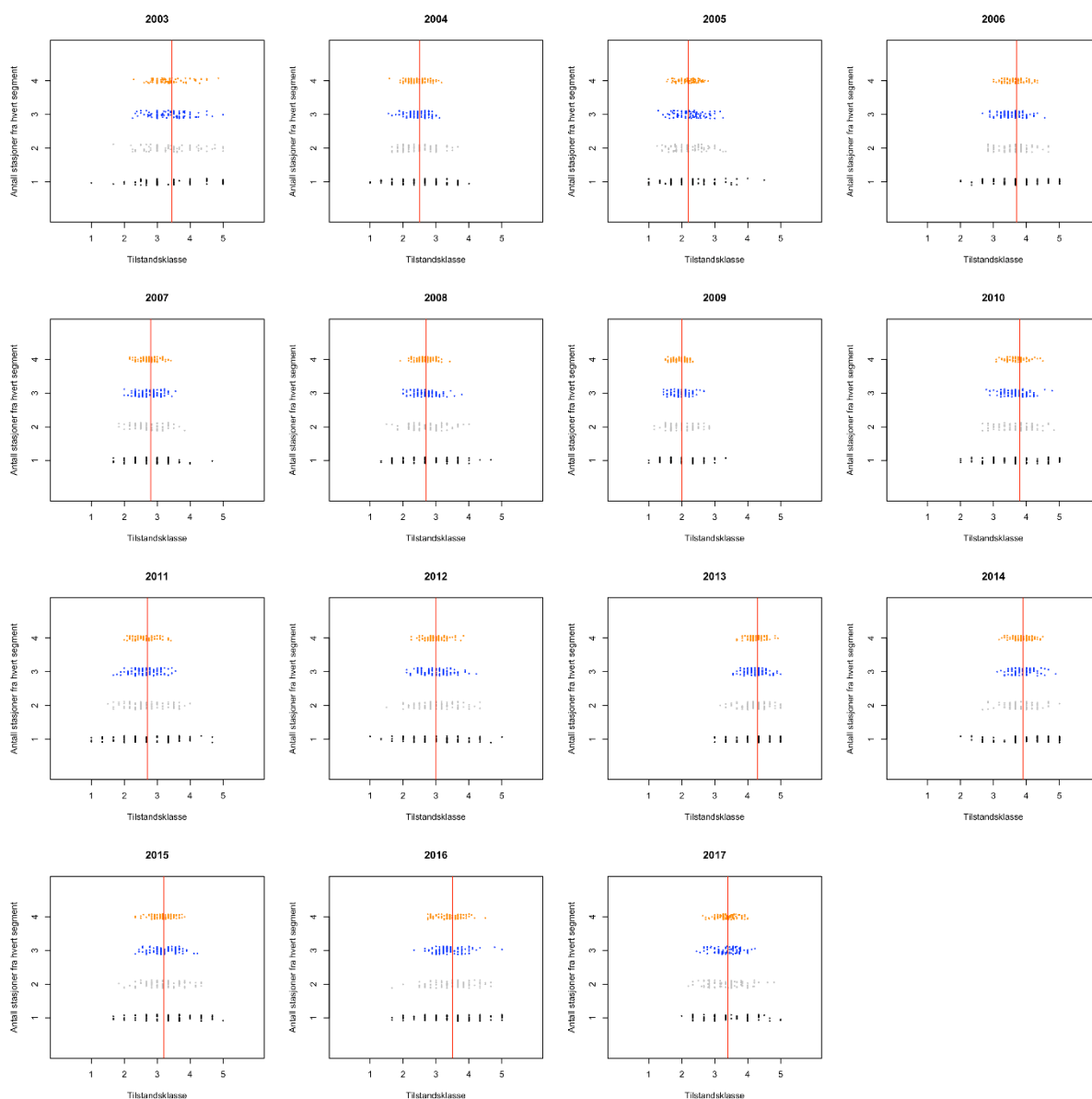
3.3.3 Tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor tre segmenter

Til slutt delte vi elva inn i tre like segmenter (nedre, midtre, og øvre) og undersøkte effekten av å variere antallet tilfeldig valgte stasjoner innenfor hvert segment fra én stasjon til tre stasjoner. For tilfellet med tre tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor hvert segment var altså utvalgsstørrelsen ni stasjoner (tre ganger tre). Som forventet minket spredningen i utvalgsgjennomsnittene med antall stasjoner per segment (**Figur 14**), og spredningen var mindre enn for et helt tilfeldig utvalg (**avsnitt 3.3.1**) Ved å øke antallet stasjoner per segment økte den totale utvalgsstørrelsen, men fordi utvalget var stratifisert i henhold til segmentene ble mer av den systematiske romlige variasjonen balansert i utvalgsgjennomsnittet. Det var i alle år lavere tettheter i de nederste stasjonene og høyere tettheter i stasjoner i de midtre og øvre segmentene. Det er et tilsvarende mønster for den økologiske tilstandsklassifiseringen: spredningen i utvalgsgjennomsnittene minket

med antall stasjoner per segment (**Figur 15**), og spredningen var mindre enn hva som er tilfelle for et helt tilfeldig utvalg (**avsnitt 3.3.1**). Det var en sammenlignbar spredning i utvalgsgjennomsnittene mellom helt tilfeldig utvalg og stratifiser tilfeldig utvalg. Antallet stasjoner i datagrunnlagene varierte imidlertid, slik at resultatene ikke kan sammenlignes direkte.



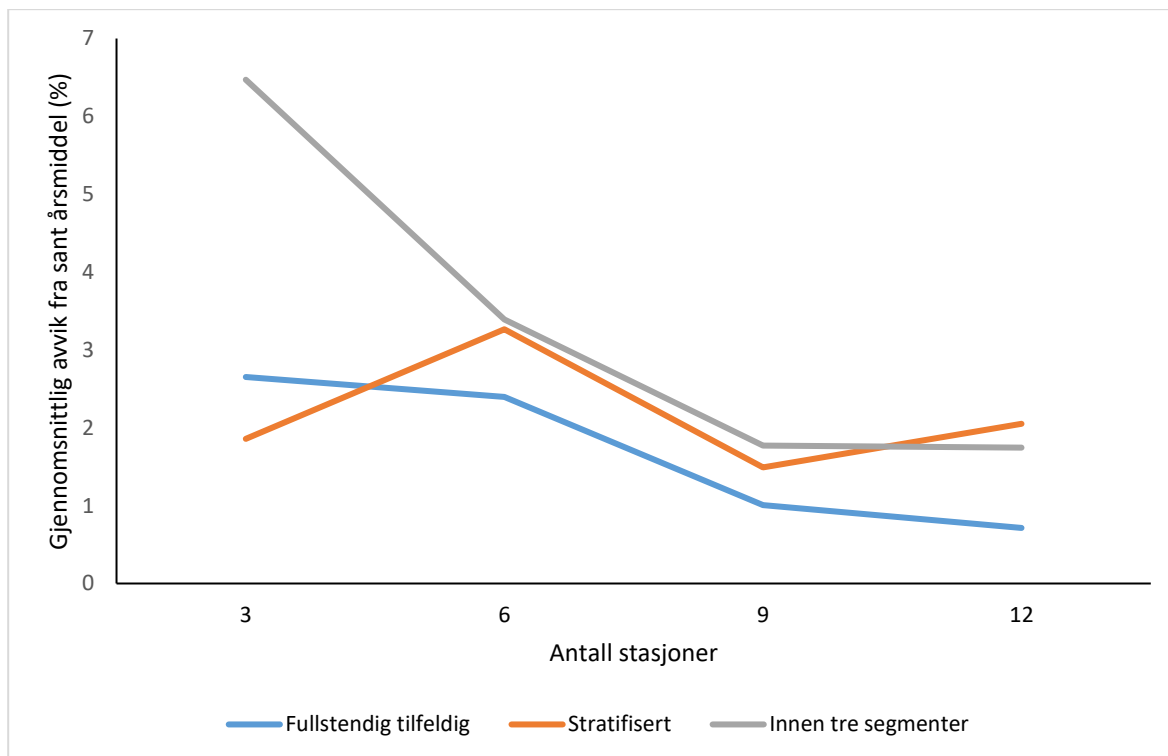
Figur 14. Effekt av å variere utvalgsstørrelsen fra én stasjon til fire stasjoner innenfor hvert av tre segmenter i elva på spredningen i utvalgsgjennomsnittet i tetthet (antall eldre laksunger per 100 m²).



Figur 15. Effekt av å variere utvalgsstørrelsen fra én stasjon til fire stasjoner innenfor hvert av tre segmenter i Nausta på spredningen i utvalgsgjennomsnittet i tilstandsklasse. Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta.

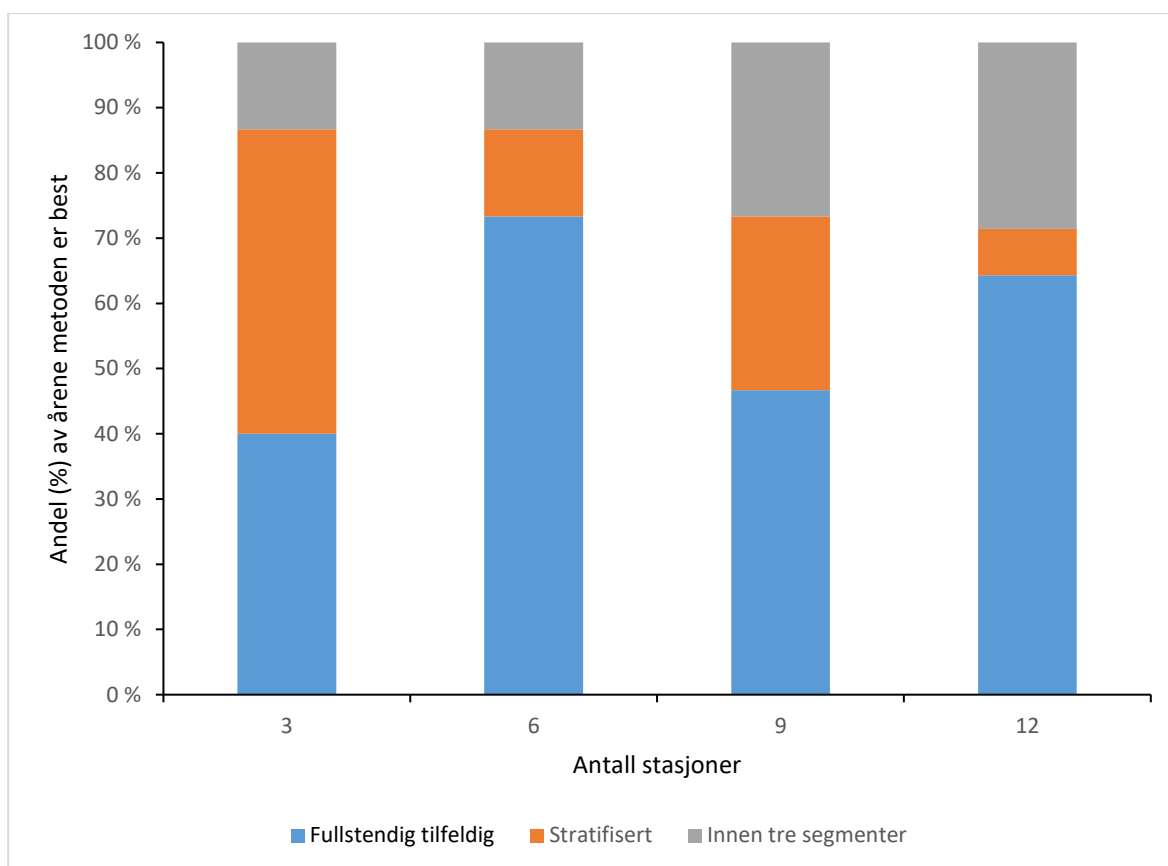
3.3.4 Sammenligning av ulike utvalgsmetoder

Vi sammenlignet spredningen i utvalgsgjennomsnittene fra de ulike utvalgsmetodene med det «sanne» årsgjennomsnittet for hele elva for henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner. Utvalgsstørrelsen var fremdeles 100 stasjoner, som i de foregående analysene. Vi sammenlignet først hvor stort det prosentvise avviket var mellom utvalgsgjennomsnittene og gjennomsnittet for hele elva. Her er avviket beregnet som forskjellen mellom årsgjennomsnittet for hele elva og utvalgsgjennomsnittet for hvert år. Deretter beregnet vi gjennomsnittet av disse årsavvikene for perioden 2003 til 2017 for hver av de tre utvalgsmetodene for de ulike antallene stasjoner (**Figur 16**). I gjennomsnitt minket avviket for alle utvalgsmetodene ved økt antall stasjoner i utvalget. Den fullstendig tilfeldige utvalgsmetoden hadde minst avvik fra elvas gjennomsnitt.



Figur 16. Gjennomsnittlig avvik i tetthet mellom årsgjennomsnittet for hele elva og utvalgsgjennomsnittene for tre ulike utvalgsmetoder for henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner. Tetthetene er oppgitt som antall eldre laksunger per 100 m².

Videre undersøkte vi frekvensfordelingen av hvilken utvalgsmetodikk som best tilnærmet årsgjennomsnittlig tetthet for hele elva. Her rangerte vi avvikene for hver utvalgsmetode for hvert år og summerte opp antall ganger én metode var bedre enn de to andre (**Figur 17**). Den fullstendig tilfeldige metoden var den beste i over 40 % av tilfellene for alle antall stasjoner.

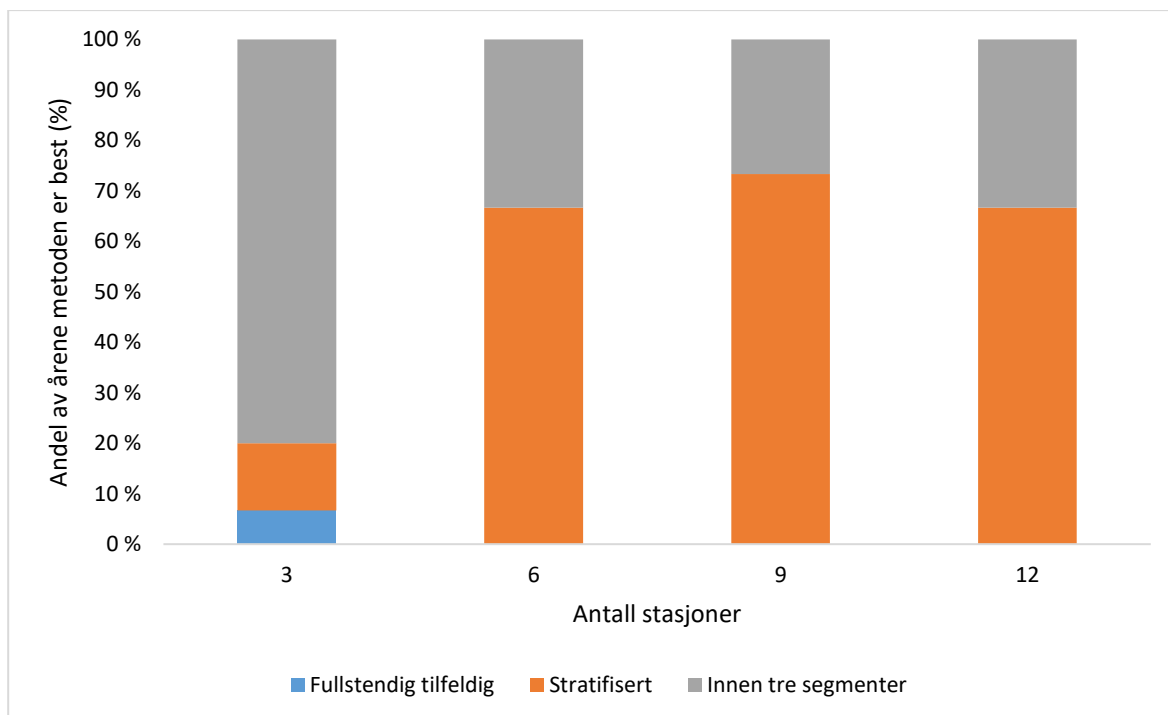


Figur 17. Andel av årene de ulike utvalgsmetodene ga best tilnærming av årsgjennomsnittet for Nausta for henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner. Dette er basert på 100 simuleringer og vil kunne variere noe.

Selv om den fullstendig tilfeldige utvalgsmetoden oftest tilnærmet årsgjennomsnittet til elva best må det tas i betraktning hvilken spredning det er i utvalgene ved denne metoden. Variasjonskoeffisienten (CV) er et mål på hvor stor andel av gjennomsnittet standardavviket (SD) til et utvalg (\bar{x}) utgjør:

$$CV = 100 \times \frac{SD}{\bar{x}}$$

Dette gir altså et mål på spredningen rundt et gjennomsnitt på en skala som er sammenlignbart mellom ulike utvalg. Vi sammenlignet variasjonskoeffisienten til de ulike utvalgsmetodene med hverandre innenfor hvert år og summerte opp hvilken utvalgsmetode som hadde lavest variasjonskoeffisient for hvert år (**Figur 18**). Vi ser at et tilfeldig utvalg innenfor tre segmenter gir lavest variasjonskoeffisient (og dermed sannsynligvis bedre representasjon av elvas gjennomsnittstetthet) de fleste årene ved et utvalg på tre stasjoner. For seks, ni og tolv stasjoner var den stratifiserte utvalgsmetoden best i to tredjedeler av alle år.



Figur 18. Fordeling av antall år i perioden 2003-2017 at en gitt utvalgsmetode for stasjoner med elektrisk fiske i Nausta gir lavest variasjonskoeffisient. Dette er basert på 100 simuleringer og vil kunne variere noe.

Samlet sett virker det derfor som at et stratifisert utvalg er den mest hensiktsmessige metoden. Her betyr en økning i antall stasjoner at man garantert tar et utvalg fra en større utstrekning av elva. Med unntak av ved utvalg fra 3 stasjoner hadde denne metoden lavest variasjonskoeffisient, som betyr at sannsynligheten for at et vilkårlig utvalgsgjennomsnitt er nærmere elvas gjennomsnitt enn det de andre metodene vil kunne gi.

3.3.5 Analytisk løsning

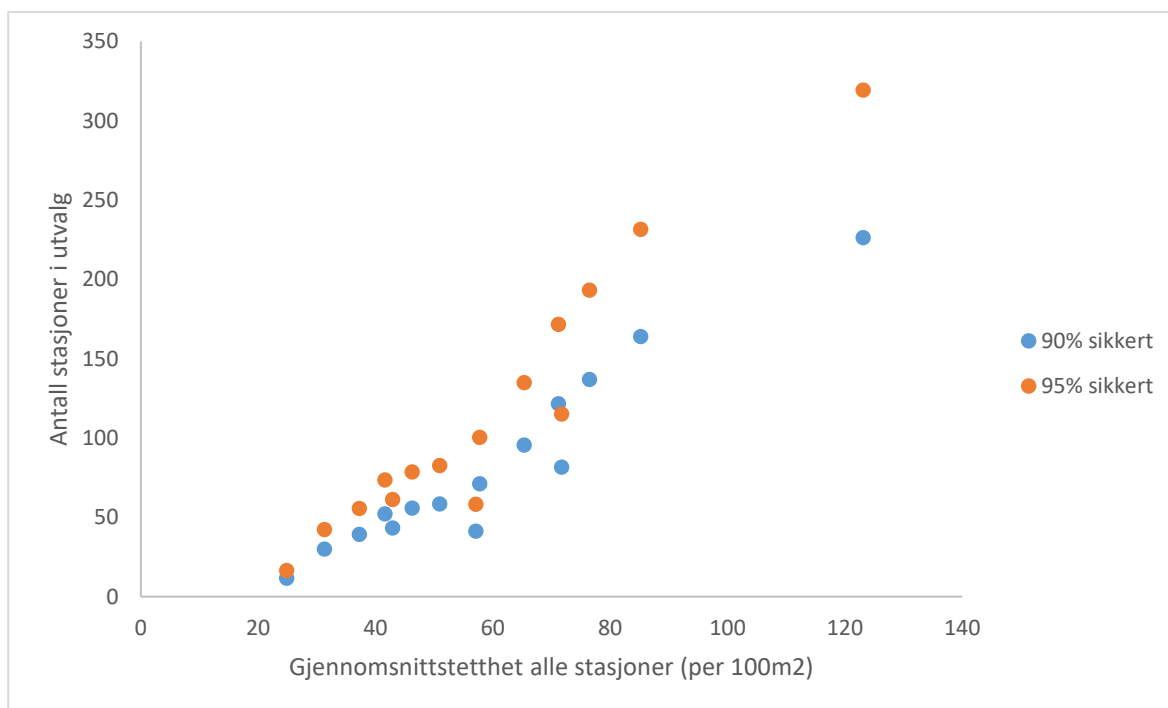
Vi undersøke analytisk hvor mange tilfeldig utvalgte stasjoner som må fiskes for å kunne representere den økologiske tilstanden i elva i et gitt år med en viss sikkerhet. Antall stasjoner som er nødvendig å undersøke vil variere i forhold til standardavviket til tettheten hvert år, og dette er illustrert nedenfor (**Figur 19** og **Figur 20**). Vi ser at i de fleste år kreves det flere stasjoner i utvalget enn det vi har i populasjonen (dvs. 29 stasjoner). Dette virker både lite intuitivt og upraktisk ved første øyekast, men årsaken er den store spredningen i tetthet mellom hvert år. Variansen varierer med årsgjennomsnittet fordi stasjonene med lav tetthet alltid har lav tetthet, mens stasjonene med høy tetthet kan variere betraktelig mellom år. Dette fører derfor til et større spenn mellom stasjoner med lav og høy tetthet i år med høy tetthet (**Figur 20**).

Med hensyn til den praktiske overvåkingen har derfor spredningen i tetthetene betydning for hvor mange stasjoner man bør fiske for å representere den økologiske tilstanden til vannforekomsten. I år med generelt lav tetthet og relativt mindre forskjeller mellom stasjoner med lav og høy tetthet trenger man ikke fiske like mange stasjoner. Motsatt, i år med store forskjeller vil det være nødvendig med et høyt antall stasjoner.

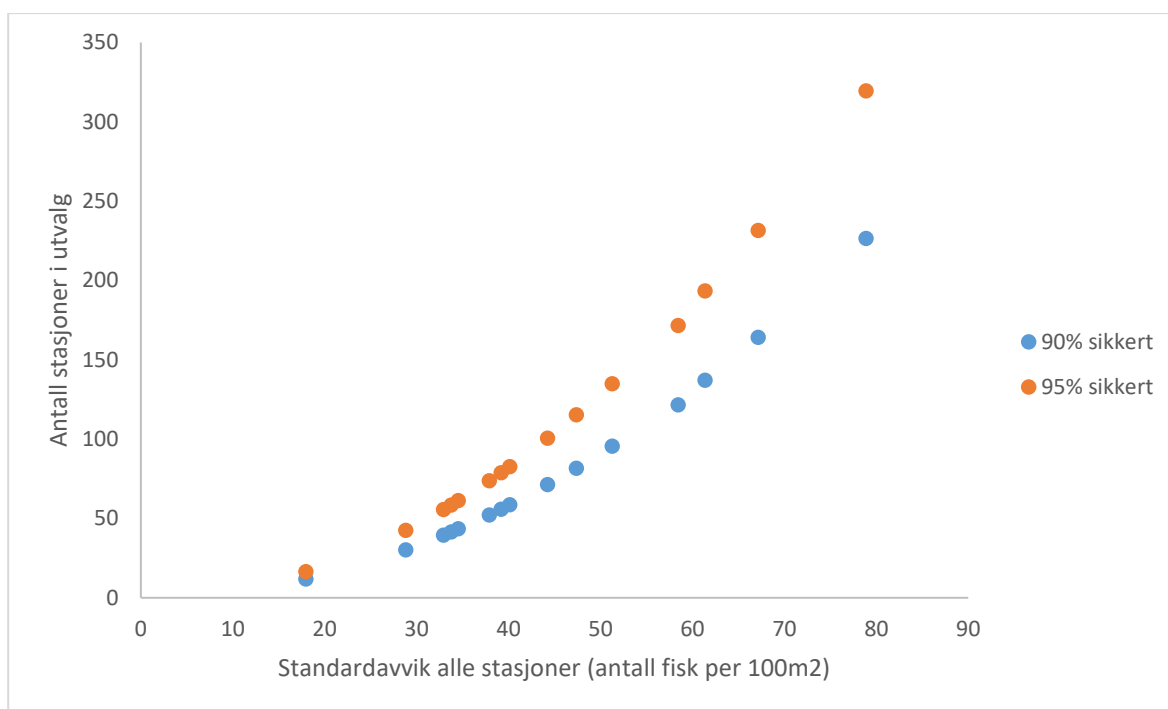
Det er allikevel ikke mulig å fiske flere stasjoner enn det som finnes. I dette eksemplet vil 29 stasjoner være et øvre tak. Det som er interessant er at det i kun ett år var mulig å beskrive gjennomsnittstilstanden med 95% sikkerhet. Årsaken er den store romlige variasjon i tetthet, og

det er en utfordrende oppgave å foreslå konkrete metoder for å beskrive økologisk tilstand basert på slike dynamiske og variable data. Vi diskuterer dette videre nedenfor i kapittel 4.

For enkelhets skyld har vi kun vurdert metoden med fullstendig vilkårlig utvalg. Som vist ovenfor var det langt større spredning i utvalgsgjennomsnittet ved denne utvalgsmetodikken, som skyldes at man kan ende opp med kombinasjoner av stasjoner med kun lav tetthet til kun høy tetthet, og derfor et stort spenn mellom verdiene. Fordi en stratifisert utvalgsmetodikk ikke er fullstendig vilkårlig kan vi ikke benytte den samme fremgangsmåten til å vurdere nødvendig utvalgsstørrelse ved de stratifiserte metodene. Vi kan imidlertid kvalitativt si at antallet stasjoner som er nødvendig vil være lavere for de stratifiserte utvalgene enn for den fullstendig tilfeldige metoden vist i denne analysen, men hvor mye lavere er ikke undersøkt.



Figur 19. Antall stasjoner nødvendig for å representere den økologiske tilstanden i et gitt år med henholdsvis 90% og 95% sikkerhet med et utvalg stasjoner. Korrekt representasjon i utvalget betyr her at utvalgsgjennomsnittet må ligge innenfor 17 fisk per 100m² av årsgjennomsnittet, da dette utgjør én tilstandsklasse.



Figur 20. Forholdet mellom spredningen i tetthetene av fisk mellom stasjoner i et gitt år (2003-2017) og antall stasjoner som må undersøkes for å være henholdsvis 90% og 95% sikker på at den økologiske tilstanden i utvalget er det samme som gjennomsnittet for elva.

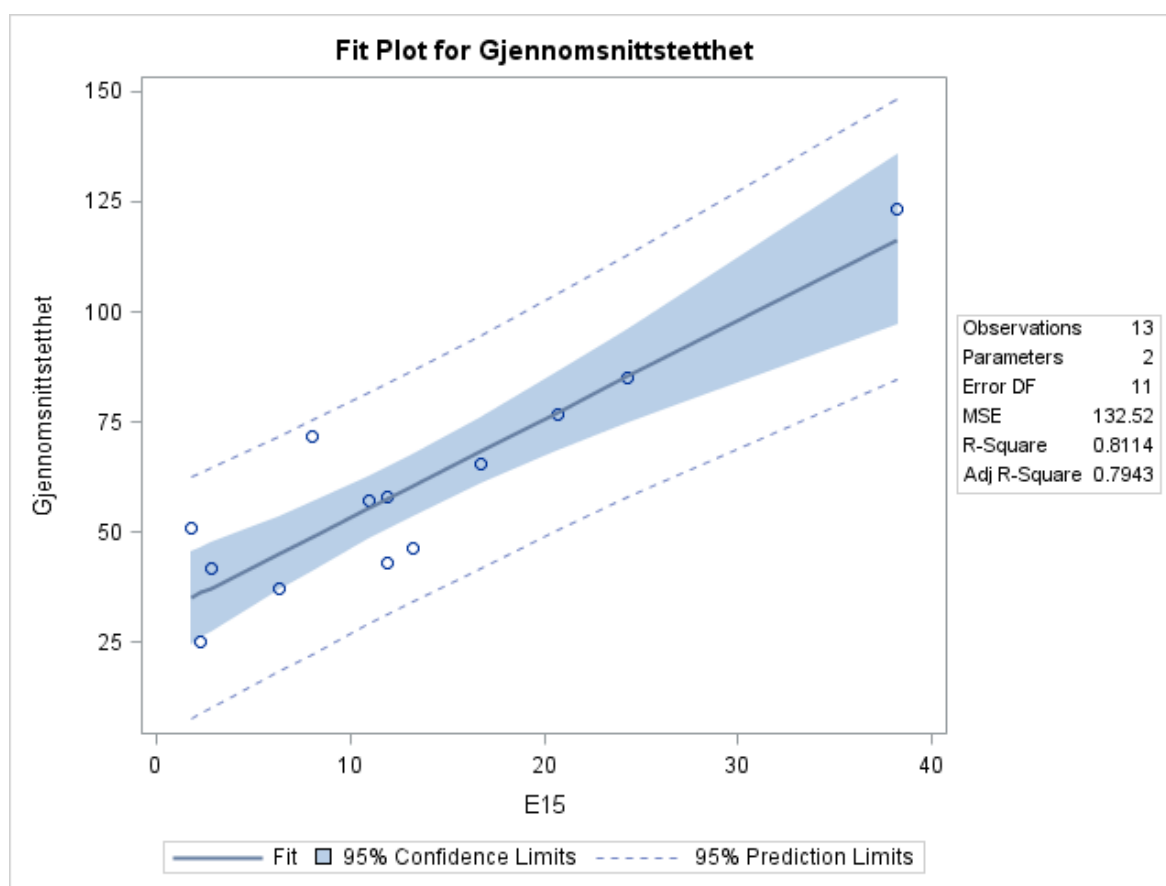
3.4 Prediksjon basert på data fra noen få stasjoner

Til slutt vurderte om vi kan beregne årsgjennomsnittstettheten basert på tettheten i noen utvalgte stasjoner (**Tabell 4**). Vi fokuserte på å trekke ut den beste stasjonen innen hvert av tre segmenter (nedre, midtre og øvre deler). De nedre og midtre segmentene hadde gode sammenhenger mellom stasjonstettheten og gjennomsnittstettheten i Nausta som helhet (**Figur 2**). For eksempel kan vi visuelt beregne tettheten i Nausta basert på tettheten i E-15 ved å se på prediksjonsgrensene. Det er 95% sannsynlig at gjennomsnittstettheten i Nausta ligger mellom 45 og 100 eldre laksunger når tettheten i stasjon E-15 er 20 eldre laksunger per 100 m².

Tabell 4. Sammenheng mellom tettheten i en stasjon og gjennomsnittstettheten i Nausta. Tabellen viser informasjon for den stasjonen som hadde best sammenheng med gjennomsnittstettheten for hvert segment. SE står for standardfeilen til parameterestimatet.

Segment	Stasjon	R^2	F-verdi	Krysning (SE)	Stigning (SE)
Nedre	E-8	0,81	51,1*	31,6 (4,8)*	0,436 (0,061)*
Midtre	E-15	0,81	47,3*	31,0 (5,3)*	2,23 (0,32)*
Øvre	E-27	0,67	26,5**	22,1 (8,1)**	1,29 (0,25)**

* $P < 0.0001$; ** $P < 0.05$



Figur 21. Sammenhengen mellom tettheten i stasjon E-15 og årsgjennomsnittstettheten i Nausta. På grunn av den gode sammenhengen kan informasjon om tettheten i stasjon E-15 brukes til å estimere gjennomsnittstettheten i elva det samme året, men usikkerheten er betraktelig (vide prediksjonsgrenser).

4 Diskusjon

Tetthetene av eldre laksunger i Nausta varierte både i tid og rom. Denne variasjonen kunne tilskrives systematisk mellomårsvariasjon (21 % av den totale variansen), systematisk romlig variasjon innad i vassdraget (31 %), og tilfeldig variasjon på stasjonsnivå (48%) som ikke kan forklares av de to andre nivåene. Hensikten med denne rapporten var å illustrere kildene til variasjon i tetthetene, hvilke utslag denne naturlige variasjonen gir for den økologiske tilstandsklassifiseringen av vassdraget, og i hvilken grad man kan klarer å fange opp denne variasjonen med et lite utvalg stasjoner i overvåkingen.

Vi gjør oppmerksom på at analysen er basert på et begrenset utvalg data til illustrasjonsformål og dermed ikke reflekterer den virkelige tilstanden i Nausta. Hadde vi tatt med årsyngel ville tetthetene vært høyere og jevnere over år, og økologisk tilstand ville følgelig vært bedre. Når vi diskuterer resultatene er det derfor ikke den reelle situasjonen i Nausta vi beskriver, men utvalgte data fra Nausta i illustrasjonssammenheng. Videre skal det nevnes at klassegrensene vi har sammenlignet disse dataene med er tilpasset mindre vassdrag med nedbørsfeltareal < 10 km². Nausta er et betydelig større vassdrag, men det finnes ingen indekser basert på tettheter av ungfisk som er utviklet for store elver ennå. Det er derfor i mangel på alternative indekser vi benytter klassegrensene for små vassdrag i denne analysen. Temaene vi belyser i denne rapporten er imidlertid relevante i enhver sammenheng hvor en fluktuerende bestand sammenlignes med et statistisk kriteriesett.

Basert på data fra 2003 til 2017 var det en viss systematisk variasjon i tetthet mellom stasjonene. Av de 29 stasjonene var tetthetene lavest i de nederste tre stasjonene og høyest i de midtre stasjonene (E-16 til E-18). De midtre stasjonene hadde også størst mellomårsvariasjon som er synlig i form av store standardavvik (**Figur 3**). Videre var variasjonen i tettheter størst i år med høy gjennomsnittstetthet og minst i år med lav gjennomsnittstetthet. Årsaken til dette er at stasjoner med lav tetthet «alltid» har lav tetthet og dermed alltid drar ned gjennomsnittet, mens det er stasjonene med gjennomgående høy tetthet som dermed påvirker variasjonen i årsgjennomsnittet mest. Sagt på en annen måte fordeler laksungene seg klumpvis i elva som følge av ulik habitatkvalitet, overlevelse og bæreevne, og denne fordelingen er relativt konsistent fra år til år.

Den naturlige variasjonen i tetthet i tid og rom har direkte innvirkning på tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften. Med den benyttede klassifiseringsmetodikken er økologisk tilstand direkte avhengig av tettheten av laksefisk, og variasjonen i den økologiske tilstandsklassifiseringen av stasjonene i Nausta fulgte derfor variasjonen i tetthet av eldre laksunger. Gjennomsnittstilstanden for Nausta (basert på alle stasjoner) varierte fra *dårlig* (2) til *god* (4) i perioden. De nederste stasjonen hadde alltid *svært dårlig* tilstand (1), mens stasjonene med generelt høy tetthet oppnådde *god* (4) og *svært god* (5) tilstand.

I overvåkingen av fiskebestandene ligger utfordringen i å korrekt representere den sanne tilstanden. I vassdrag med både stor systematisk og tilfeldig variasjon er det mange kilder til usikkerhet. Simuleringsstudiet viste, som forventet, at representativiteten økte med antall stasjoner, men at utvalgsmetodikken er viktig for spredningen i utvalgsgjennomsnittet. Spredningen i utvalgsgjennomsnittene var mindre ved de stratifiserte metodene enn ved det tilfeldige utvalget, eller sagt med andre ord, sannsynligheten for å korrekt representere årsgjennomsnittet var høyere ved å stratifisere utvalget geografisk enn ved å velge ut stasjoner helt tilfeldig, noe som skyldes den systematiske romlige variasjonen i tetthetsfordelingen. I overvåkningssammenheng er det derfor viktig å sørge for at stasjonene dekker den geografiske utstrekningen til elva dersom man ønsker en overvåkning av den gjennomsnittlige tilstanden i vassdraget som helhet.

Forskjellene i tetthet mellom stasjoner var større i år med høy tetthet, og det er i slike år det er viktig med flere stasjoner for å beregne et utvalgsgjennomsnitt. Man kan imidlertid ikke vite på forhånd hvorvidt det er et år med høy gjennomsnittstetthet – og dermed hvor mange stasjoner man bør undersøke for å representere årsgjennomsnittet – med mindre man har en stasjon som gir en god indikasjon på årsgjennomsnittet, eller som tidvis oppnår høye tettheter sammenlignet

med andre stasjoner. Vi fant flere stasjoner som fulgte gjennomsnittstettheten nært. Disse kan brukes som en indikasjon på gjennomsnittstettheten i elva, og kan følgelig gi en pekepinn på hvor mange stasjoner som bør fiskes i det aktuelle året. Denne metodikken fungerer bare i vassdrag med lengre tidsserier og med god dekning av stasjoner. Dette sørger for at samvariasjonen testes over et vidt spekter av tettheter og over lang nok tid (mange datapunkter). Med få datapunkter er risikoen høy for at sammenhengen er upresis eller tilfeldig, og dette reflekteres i vide prediksjonsintervaller.

Selv om denne rapporten fokuserte på utvalgsmetodikk er det viktig å spørre seg hvordan denne informasjonen skal brukes. Vi kan anta at de 29 stasjonene gir et representativt bilde av tettheten av eldre laksunger i vassdraget, og det var relativt stor variasjon fra år til år, noe som er naturlig. Når metoden for økologisk tilstandsklassifisering er basert på tettheter av fisk gir dette seg utslag i økologisk tilstand. Er den reelle økologiske tilstanden virkelig så variabel, eller skyldes variasjonen i tetthet at klassifiseringsmetoden ikke er egnet til å fange opp dynamiske endringer i bestander fordi klassegrensene er statiske? Dersom vi for et øyeblikk antar at tetthetsvariasjonen i Nausta kun skyldes naturlig dynamikk, uten menneskelige påvirkninger, skulle den økologiske tilstanden strengt tatt være *svært god* i hele perioden 2003-2017 fordi den da ville representert naturtilstanden. Bestander fluktuerer naturlig over generasjoner. Når kan vi da være sikre på at en beregnet indeksverdi gir et riktig uttrykk av reell økologisk tilstand når vi ikke kjenner til om bestanden er inne i en høy eller lav fase? Dette er en sentral problemstilling som illustrerer at en god basisovervåkning er avgjørende for å kunne vurdere om en nedgang i tetthet (og dermed økologisk tilstand) skyldes naturlig variasjon eller andre faktorer som fordrer forvaltningstiltak. Med overvåkningsdata fra en elv vil man kunne tallfeste et spenn av tettheter som vil kunne hjelpe med å skille naturlige svingninger i elva fra andre (menneskelige) påvirkninger.

Den andre viktige komponenten er hvilket sammenligningsgrunnlag vi bruker når vi vurderer data fra en elv opp mot en nasjonal standard. Vurderingsgrunnlaget i denne rapporten var basert på klassegrenser for tetthet fra klassifiseringsveilederen (Anonym 2015). Klassegrensene bygger på data fra et begrenset utvalg vassdrag på Vestlandet og i Midt-Norge. Sandlund mfl. (2013) advarer mot å bruke disse klassegrensene ukritisk nettopp på grunn av naturlig variasjon i tettheter, og fordi metoden er utviklet med grunnlag i et begrenset geografisk område. Sandlund mfl. anbefaler derfor at det brukes data fra mange stasjoner og flere år når den økologiske tilstanden til en elv skal defineres, og at geografi og produksjonsforhold tas i betraktning når elva sammenlignes med vurderingsgrunnlaget. Foreløpig er det ikke gjort noen formelle evalueringer av når, hvor og i hvilken grad denne klassifiseringsmetodikken er egnet, annet enn at den er best egnet for små vassdrag på kysten. Det gjenstår derfor en del arbeid for å kunne evaluere hvor godt egnet klassegrensene er under et mangfold av naturgitte produksjonspotensialer.

For å komme et steg videre i arbeidet med økologisk tilstandsklassifisering av vassdrag basert på tettheter av fisk må vi altså kunne skille naturlige svingninger fra faktisk forventet tilstand for vassdraget. Førstnevnte punkt er relativt enkelt - man trenger en egnet basisovervåkning for å kunne tallfeste et spenn av tettheter for å skille naturlige svingninger fra andre påvirkninger. Som vist i denne rapporten er antallet stasjoner innad i et vassdrag og deres geografiske spredning utslagsgivende. Et lavt antall stasjoner vil med høy sannsynlighet feilklassifisere vassdragets tilstand uansett hvilken geografisk stratifisering man bruker, og ved økende antall stasjoner vil det mest effektive designet være et som sikrer geografisk representativitet. Det neste punktet er mer krevende. For å raffinere klassegrensene bør vi bruke kvantitative og mekanistiske tilnærminger til forventede produksjonsforhold i vassdragene med ulike produksjonspotensialer over et videre spenn av økologiske forhold. For eksempel var det i det nasjonale overvåkningsprogrammet for referanseelver en høy andel elver som oppnådde *moderat* eller dårligere tilstand til tross for forventningen om *god* eller bedre tilstand (Bækkeli mfl. 2018). Dette var for så vidt ikke overraskende da mange av elvene befant seg i områder med lavere produksjonspotensial enn i de vassdragene der klassegrensene ble utviklet, for eksempel høyere til fjells og lengre nord. Dersom man ønsker en nasjonal indeks basert på tetthet må det geografiske, fysiske og økologiske spennet i datagrunnlaget økes tilsvarende.

En tilstandsklassifisering basert på tettheter alene vil ignorere tetthetsavhengige faktorer. Bestander er begrenset av miljøbetingelsene i sitt habitat (som virker uavhengig av tetthet), og regulert av tetthetsavhengige faktorer. Tetthetsavhengig bestandsvekst skjer når bestandsstørrelsen påvirker vekstraten til bestanden gjennom endringer i demografiske rater som dødelighet og tilvekst (Hixon mfl. 2002). Dødeligheten virker direkte på antallet individer i bestanden, mens tilveksten gjerne er styrt av kondisjonen til individene, og dermed hvor mange avkom de får senere i livet (Rose mfl. 2001). Laks er en anadrom art med gode beiteforhold i havet sammenlignet med i ferskvann, og det er derfor mindre forskjeller i fekunditet når kjønnsmoden alder er nådd i havet. Tetthetsavhengigheten vil nok gi seg utslag hovedsakelig i vekst, overlevelse og utvandringstidspunkt for laksungene (Einum mfl. 2006). Ved lave tettheter i elva vil individuell tilgang til mat og skjul være bedre enn ved høye tettheter, og dette kan gi seg utslag i bedre kondisjon og bedre overlevelse i havet (Ward & Slaney 1988). Det skjer med andre ord en kompensasjon i form av bedre overlevelse for hvert individ ved lavere tettheter i elva, og motsatt, lavere overlevelse ved høyere tetthet i elva. Dette kan til en viss grad utligne forskjellene i hvor mange smolt en elv produserer ved ulike tettheter av yngel. I hvilken grad er imidlertid usikkert, og dette vil variere ut fra hvor stor årsklassen av ungfisk er i forhold til bæreevnen i elva. Vi har per i dag ingen tilleggsparametere for tetthetsavhengighet i tilstandsklassifiseringen. Ved å bruke informasjon om individuell kondisjon kan vi imidlertid få et bedre innblikk i bestandens størrelse i forhold til elvas bæreevne, og dermed om bestanden er inne i en høy eller lav fase.

Selv om man øker antallet elver som grunnlag i den videre utviklingen av klassegrenser for tettheter av fisk kan man ikke forvente at enhver elv som faller under gitte geografiske og fysiske forhold vil ha tettheter som definert av klassegrensene, ei heller at en stikkprøve kan diagnostisere faktisk økologisk tilstand med særlig høy grad av sikkerhet. Det vil være betydelig variasjon i produksjonspotensialet mellom elver som tilsynelatende ser ganske like ut grunnet ulike økologiske forhold, for eksempel konkurranse med andre arter, og dette vil gi seg utslag i brede klasser og manglende overensstemmelse mellom klassifisert tilstand og faktisk tilstand. Dynamiske og stokastiske systemer lar seg sjelden definere på enkle måter, og dette fordrer at man skaffer robuste overvåkningsdata og etablerer et økologisk realistisk klassifiseringssystem basert på datadrevne analyser. Det samles i dag mye data fra elfiske i norske elver med sikte på klassifisering av økologisk tilstand. Elfiskedata og tilhørende miljøparametere bør tas i bruk som en del av grunnlaget for en revisjon og videreutvikling av klassifiseringssystemet. Selv om dette kanskje virker omfattende vil kostnaden utgjøre en brøkdel av hva implementeringen av vannforskriften allerede har kostet det norske samfunnet. For å oppfylle kravene i vannforskriften må vi ha en faglig forsvarlig tilnærming til oppgaven. I korte trekk kan vi sammenfatte behovene for videre arbeid som følger (Tabell 5).

Tabell 5. Problemer, potensielle løsninger og relativt behov for videre utvikling av kunnskap på flere nivåer i arbeidet med tilstandsklassifisering av elver basert på tettheter av laksefisk.

Nivå	Problem	Løsning	Behov
Individ	Klassifisering basert kun på tettheter ignorerer tetthetsavhengige faktorer	Bruke tilleggsinformasjon som individuell vekst, kondisjon og helse	Middels
Stasjon	Tiltro til tetthetsestimatene	Tregangers overfiske eller merking-gjengfangst som tillater kvantifisering av usikkerhet	Mindre
Elv	Skille naturlig variasjon fra menneskelige påvirkninger	Overvåkning av geografisk representative stasjoner over flere år	Middels
Klassifiseringssystem	Etablere klassegrenser som reflekterer stedegne produksjonspotensialer	Gradientanalyser av vassdrag av ulik størrelse med vidt geografisk og økologisk spenn	Større

5 Referanser

Anonym 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem for vann i henhold til vannforskriften. Veileder 02:2013 for Vanndirektivet (revidert i 2015).

Bergan, M.A., Nost, T. & Berger, H.M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanndirektivet. NIVA rapport L. NR. 6224-2011. 52 s.

Borsanyi, P., Alfredsen, K., Harby, A. Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. *Hydroécologie Applique* 14: 119-138.

Bækkeli, K.A.E., Myrvold, K.M., & Olstad, K. 2018. Overvåking av referanseelver 2017. Vedleggsrapport for kvalitetselement fisk. Miljødirektoratet Rapport M-1019. Miljødirektoratet.

Einum, S., Sundt-Hansen, L. & Nislow, K. 2006. The partitioning of density-dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. *Oikos* 113:489–496.

Hixon, M.A., Pacala, S.W., & Sandin S.A. 2002. Population regulation: historical context and contemporary challenges of open vs. closed systems. *Ecology* 83:1490–1508.

Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011. Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen.
www.miljo.uni.no/?page_id=1063.

R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien, Østerrike.

Rose, K. A., Cowan Jr, J.H., Winemiller, K.O., Myers, R.A. & Hilborn R. 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries* 2:293–327.

Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halteraker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem, Miljødirektoratet Rapport M22-2013. Miljødirektoratet.

Teichert, M.A.K., Einum, S., Finstad, A.G., Ugedal, O. & Forseth, T. 2013. Ontogenetic timing of density dependence: location-specific patterns reflect distribution of a limiting resource. *Population Ecology* 55: 575-583.

Ugedal, O., Forseth, T. & Fiske, P. 2013. Biologisk delplan for Nausta. NINA Rapport 923. Norsk institutt for naturforskning.

Ward, B.R. & Slaney P.A. 1988. Life history and smolt-to-adult survival of Keogh River steelhead trout (*Salmo gairdneri*) and the relationship to smolt size. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1110–1122.

*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.*

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3272-2

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