

# Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter sikringstiltak og restaurering

- Sluttrapport for bunndyr, fisk, planteliv og fugl i perioden 2016-2019

Morten André Bergan, Magni Olsen Kyrkjeide, Anne Catriona Mehlihoop & Jan Ove Gjershaug



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

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

### **Annen publisering**

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

# Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter sikringstiltak og restaurering

- Sluttrapport for bunndyr, fisk, planteliv og fugl i perioden 2016-2019

Morten André Bergan  
Magni Olsen Kyrkjeeide  
Anne Catriona Mehlhoop  
Jan Ove Gjershaug

Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Mehlhoop, A. C. & Gjershaug, J. O. 2021.  
Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørddal, etter sikringstiltak og restaurering – Sluttrapport for bunndyr, fisk, planteliv og fugl i perioden 2016-2019 - NINA Rapport 1804. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mai 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3004-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Morten André Bergan

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund, Terje Bongard (bunndyr, planteliv og fugl)

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jøranlid

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

FoU-prosjekt 80130 «Tid før biologisk mangfold reetableres etter sikring»

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Arne Jørgen Kjøsnes

FORSIDEBILDE

Stort bilde: Foto fra parti i fullrestaurert strekning av Hofstadelva den 26 september 2019. Innfelt bilde øverst til venstre : Sjørørret i Hofstadelva. Hannfisk på ca 2,5 kilo, høsten 2019. Innfelt bilde øverst til venstre: Døgnflua *Ephemera danica* fra restaurert strekning i Hofstadelva. Foto: Morten A. Bergan, NINA

NØKKEWORD

- Stjørddal, Nord-Trøndelag
- Hofstadelva
- restaurering
- overvåking
- biologisk mangfold
- fugl
- laksefisk
- sjørørret
- bunndyr
- botanikk

KEY WORDS

- Hofstadelva, Norway, restoration, monitoring, biodiversity, birds, botany, salmonids, seatrout, macroinvertebrates

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 5  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Mehlhoop, A. C. & Gjershaug, J. O. 2021. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter sikringstiltak og restaurering – Sluttrapport fra perioden 2016-2019 - NINA Rapport 1804. Norsk institutt for naturforskning.

Denne sluttrapporten presenterer resultater og vurderinger fra biologiske mangfoldundersøkelser utført i årene 2017, 2018 (kun fisk) og 2019 i Hofstadelva. Resultater, vurderinger og erfaringer fra første overvåkingsår i 2016 er allerede publisert i en NINA-rapport i 2017, men data fra 2016 er med i denne rapporten i tillegg. Undersøkelsene er konsentrert til deltemaene bunndyr, fisk, fugl og planteliv, og er knyttet til gjennomførte ras- og erosjonssikringstiltak i og ved vassdraget i løpet av årene 2014/15. Resultatene fra undersøkelsesperioden er sammenlignet med resultater fra en før-undersøkelse i 2011, før sikringstiltaket, innenfor hvert deltema.

### Deltema Bunndyr

Resultatene i perioden 2016-2019 viser at bunndyrfaunaen har rekolonisert i tiltaksområdet av Hofstadelva i løpet av denne tiden. Reetableringen skjedde relativt hurtig. I løpet av det/de første år(ene) etter tiltaket var de vanligste bunndyrgruppene og artene reetablert i antall og mangfold. Bunndyr har hovedsakelig reetablert gjennom naturlig drift fra «artsbanker» ovenfor restaurert strekning, og funnet egnede levesteder som følge av naturhermende restaurering. Sannsynligvis har bunndyrfaunaen i Hofstadelva også rekolonisert gjennom nedstrøms og oppstrøms sverming og egglegging av voksne insekter, og ved at bunndyr beveger seg oppstrøms langs elvebunnen. Sistnevnte har skjedd både fra artsbanker i Gråelva og fra Hofstadelva ovenfor tiltaksstrekningen. Resultatene viser en klar tendens til økt bunndyrproduksjon og økt biologisk mangfold av døgn-, stein, og vårfluer i tiltaksområdet av Hofstadelva etter tiltaket sammenlignet med før. Med unntak av en art vårflue, påvises i større eller mindre grad alle nøkkelarter av døgn-, stein- og vårfluer som ble registrert og framhevet i før-undersøkelsen i Hofstadelva. Nøkkelarter med spesielle habitat- eller livsykluskrav, som døgnflua *Ephemera danica*, steinflua *Isoperla difformis* og arter av husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae, synes reetablert. Andre bunndyrgrupper, som for eksempel elvebiller og klobiller, er ikke fullstendig reetablert i tiltaksområdet. Årsaken til variasjonen i reetablering av bunndyr er trolig at enkelte bunndyrgrupper bruker lengre tid enn andre på denne prosessen, noe som kan knyttes til at de naturlig er mindre forekommende i nedstrøms drift, har spesielle habitatkrav og/eller krav til velutviklet kantvegetasjon, samt andre ukjente aspekter knyttet til livshistoriestrategi/-syklus hos disse artene eller gruppene. Siden elveløpet er naturhermende restaurert, og har fått tilbake alle vesentlige, opprinnelige vassdragskvaliteter etter tiltaket, vil reetableringen etter hvert sannsynligvis skje for alle bunndyrartene som var tilstede i Hofstadelva før erosjonssikringen. Tidsaspektet avhenger av tiden det vil ta for etablering av god og velutviklet kantvegetasjon, samt at elveløpet har stabilisert seg og fått tilført naturlige steinstørrelser/-grus som fortsatt er i underskudd. Naturlige hydromorfologiske prosesser som flom, isgang og erosjon vil derfor virke gunstig på reetableringsprosessen i restaurert strekning over tid. Dette er prosesser som tar lengre tid enn den fire-årsperioden vi har undersøkt etter tiltaket. Samtidig har Hofstadelva utfordringer knyttet til påvirkning fra landbruk og husdyrhold, som kan gi eutrofieringseffekter i restaurert strekning, gjennom næringsaltanrikning, organisk belastning og partikkelforurensning, som over tid gir økt nedslamming. Dette er faktorer som har negativ innvirkning på restaureringstiltaket.

### Deltema Fisk - ungfisk av laks og ørret

Ungfistellingene i Hofstadelva gjennom perioden 2016 -2019 viser samlet sett en positiv utvikling for ungfiskbestanden i vassdraget, spesielt knyttet til tiltaksområdet i elva, som også er det området undersøkelsen ønsket å belyse. Responsen etter tiltak kom raskt, og allerede første år var tettheter av årsyngel av laks og ørret på et høyt nivå, langt over tetthetene vi har å sammenligne med før tiltaket. Tetthetene av ungfisk på restaurert strekning varierer samlet sett gjennom perioden 2016-2019, men ligger i øvre sjikt for hele Hofstadelva i undersøkelsesperioden, også sammenlignet med andre lignende vassdrag i området og regionen. Ørret har vært dominerende

art i ungfiskbestanden i perioden 2016-2019 sett under ett, men det var en tendens til at andelen laksunger økte i løpet av undersøkelsesårene.

Et elveparti i Gråelva like ved samløp med Hofstadelva er også undersøkt i for ungfisk av laks og ørret i perioden 2016-2019. Utviklingen i ungfisktetthetene på dette partiet viser variasjon gjennom årene 2016-2019, men med en kraftig økning i årsyngel og ungfisk av både laks og ørret mot slutten av undersøkelsesperioden. Vi knytter denne positive trenden i ungfiskbestanden i Gråelva til effekter av vellykket restaurering av Hofstadelva. Økt ungfiskproduksjon i tiltaksområdet i Hofstadelva fører til økt nedslipp og utvandring av årsyngel og eldre ungfisk av både laks og ørret fra Hofstadelva og ut i Gråelva. Dette kan indikere at ungfisktettheten enkelte år i Hofstadelva er høy og nær bæreevnen til vassdraget, slik at overtallig ungfisk vandrer ut i Gråelva, der ungfisken finner egnede levesteder og ledige habitater.

Årsaken til en såvidt rask reetablering av sjøvandrende laksefisk kan først og fremst knyttes til at Hofstadelva hadde livskraftige gytefiskbestander av sjøørret og laks før tiltaket, samtidig som restaureringen har vært vellykket, med stor grad av naturherming. Vandringsveien fra Gråelva til Hofstadelva har blitt vesentlig lettere gjennom endringer i en kulvert under traktorvei, og det er utført vellykket reetablering av egnede gyte- og oppvekstvilkår i tiltaksområdet. Graden av måloppnåelse knyttes direkte til at faglige råd og innspill som ble gitt i forundersøkelsene er etterfulgt, og at restaureringsarbeidet synes å være utført på en særdeles vellykket måte.

Det ferdig restaurerte elveløpet har svært naturlig utforming. Det er anvendt egnet substrat (naturlig elvestein) for gyting langs hele gradienten i tiltaksområdet. Videre følger elveløpet i tiltaksområdet naturlig vannvei, og er utformet svært naturligt, med god fordeling av kulper, dypområder og strykstrekninger. I tillegg til at det er anvendt naturlig, stedegen storstein, er det lagt ut og forankret en stor andel stedegne røtter, trestammer og annet dødt trevirke for å gi variasjon i elveløpet. Dette er naturhermende tiltak som har gitt optimal skjulkapasitet og svært gode oppvekstvilkår for ungfisk på restaurert strekning.

Gytefiskregistreringer har ikke vært en del av undersøkelsene i perioden, men kvalitative registreringer av gytegroper og observasjoner av gytefisk er likevel gjort i forbindelse med bunndyrinnsamlingen senhøsten hvert år. Restaurert strekning har hatt vellykket gyting i stort omfang allerede fra første høst etter avsluttet anleggsarbeid, og det er observert mange gytegroper i tiltaksområdet hvert år i perioden 2016-2019. Siste år (2019) var det stor gyteaktivitet og mye gytefisk av sjøørret i tiltaksområdet av Hofstadelva. Ut fra en visuell bedømming var omtrent alle egnede gyteområder i tiltaksområdet tatt i bruk til gyting. Denne informasjonen, samt resultatene fra ungfisktellingsene, viser at hele det restaurerte tiltaksområdet av Hofstadelva har blitt et foretrukket gyteområde for laks og sjøørret, slik status også var før tiltaket.

For både bunndyr og laksefisk er det avdekket flere risikofaktorer som kan redusere mulighetene for å oppnå et optimalt resultat over tid for vassdraget. Hovedpunktene her er erosjonsproblematikk langs og nært elvebredden som følge av kvegtråkk, som kan få konsekvenser for reetablering av en fungerende kantvegetasjon, og gir kraftig økt partikkelforurensning, nedslamming og begroingsproblematikk i elva (eutrofieringseffekter). Samlet belastning øker som følge av intensivt drevet landbruk nær elva, og økt tilførsel av næringssalter og organisk belastning utgjør dermed en økt risiko for vannmiljøtilstanden. Selv om en veikrysning ble utbedret høsten 2016, er det fortsatt identifisert risiko for oppvandringsproblemer for sjøvandrende laksefisk ved ytterligere en veikrysning i nedre del før samløp med Gråelva. To underdimensjonerte rør i elveløpet gir økt fare for gjentetting av røtter og trevirke, som erfaringsmessig kan løsne etter restaureringen. Dersom dette punktet ikke ettersees og ryddes med jevne mellomrom i årene som kommer, kan kulvertene tettes og skape problemer for gytefiskoppgang fra Gråelva. Optimalt sett bør kulvertene byttes til en løsning med bevart elvebunn, med bredde som ikke avviker fra naturlig elvebredde for Hofstadelva.

## Deltema Planteliv

Formålet med undersøkelsene av vegetasjonen langs Hofstadelva var å dokumentere etablering av planter i tiltaksområdet. Arter og vegetasjonsdekning ble registrert i segmenter langs elva over tre feltesonger, for å fange opp artsmangfold og endring i vegetasjonen over tid. Resultatene viser at dekkningen av karplanter har økt kraftig fra 2016 til 2019. Vegetasjonsdekning og artsmangfold er generelt høyere der det ble lagt ut toppmasser sammenlignet med der det var mye leire. Utsetting av vegetasjonstuer med gråor ser ut til å være et godt tiltak. Det ble registrert fire arter i kategorien svært høy risiko (SE) på fremmedartslista langs elva i 2016 og 2017, mens det ble registrert tre arter i 2019. Den sjeldne arten oremose ble gjenfunnet i 2019 på tidligere funnsted oppstrøms tiltaket.

## Deltema Fugl

En viktig del av undersøkelsen var å sammenligne resultatene våre i årene 2016, 2017 og 2019 med resultatene som framkom i før-undersøkelsen i 2010/-11, for å belyse effektene av erosjons- og rassikring på fuglefaunaen langs Hofstadelva. Det ble benyttet samme studieområde og takseringsmetodikk i de to studiene. Resultatene viste at fugletettheten langs tiltaksområdet i Hofstadelva var lav sammenlignet med det som normalt er registrert i velutviklede kantskoger av gråor med tilgrensende dyrkamark. I snitt er det registrert en tetthet på 3626 territorier, og opptil hele 4440 territorier omregnet til per km<sup>2</sup> i slike skoger (Thingstad 1984). Best sammenlignbart er et taksert felt ved Stjørdalselva, der det i 1968 ble registrert en tetthet på 2307 terr./km<sup>2</sup> (Moksnnes 1974). I gråorskog ved Gaula ble det påvist ekstreme tettheter i størrelsesorden 4000 terr./km<sup>2</sup> (Sæther 1980). Disse feltene hadde imidlertid en utstrekning på bare 0,035 km<sup>2</sup>, og var følgelig utsatt for store kantpåvirkninger og store utslag av de vurderte individuelle avgrensningene av territorier (Thingstad 2011). Vi hadde forventet å finne et lavere antall territorier i tiltaksområdet sammenlignet med 2011, da det var fjernet en god del oreskog langs elva. Dette var ikke tilfelle. Dette må enten skyldes at territoriene ble pakket tettere sammen, eller at det gjenspeiler ulik faglig vurdering fra observatørene som foretok takseringene i 2011 sammenlignet med observatøren i 2016, 2017 og 2019. Det er ikke å komme bort fra at det er en stor grad av subjektivitet i vurderingen av om en syngende fugl, som ikke blir sett i tett skog, sitter innenfor eller rett utenfor takseringsfeltet. Uansett er resultatene så like mellom de ulike årene at det ligger innenfor det som kan regnes som naturlig mellomårsvariasjon i fuglebestandene. Resultatene fra vår undersøkelse sammenlignet med de funn som ble gjort i før-undersøkelsen indikerer at sikringsarbeidet av Hofstadelva ikke har hatt noen merkbare negative effekter på fuglelivet i området.

Morten André Bergan, NINA ([morten.bergan@nina.no](mailto:morten.bergan@nina.no))  
Magni Kyrkjeeide Olsen, NINA ([magni.kyrkjeeide@nina.no](mailto:magni.kyrkjeeide@nina.no))  
Anne Catriona Mehlhoop, NINA ([anne.mehlhoop@nina.no](mailto:anne.mehlhoop@nina.no))  
Jan Ove Gjershaug, NINA ([jan.gjershaug@nina.no](mailto:jan.gjershaug@nina.no))

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Materiale og metoder</b> .....	<b>8</b>
1.1 Deltema Bunndyr.....	8
1.1.1 Metodikk for vurdering av resultater.....	9
<b>2 Innledning</b> .....	<b>10</b>
2.1.1 ASPT-indeks og BMWP- indeks.....	10
2.1.2 Døgn- stein- og vårfluer (EPT).....	11
2.2 Deltema Fisk.....	12
2.3 Deltema Planteliv.....	15
2.3.1 Inndeling av berørt elvestrekning i segmenter.....	15
2.4 Deltema Fugl.....	17
2.4.1 Fugletakseringer i Hofstadelva.....	17
<b>3 Resultater og diskusjon</b> .....	<b>19</b>
3.1 Deltema bunndyr.....	19
3.1.1 Resultater i 2017.....	19
3.1.2 Resultater i 2019.....	23
3.1.3 Utvikling i bunndyrsamfunnet i undersøkelsesperioden.....	28
3.1.4 Reetablering av nøkkeltaksa i bunndyrsamfunnet.....	34
3.1.5 Diskusjon og konklusjon.....	42
3.2 Deltema Ungfisk.....	44
3.2.1 Antall og artsfordeling.....	44
3.2.2 Ungfisktetthet.....	50
3.2.3 Ungfiskbestanden i Hofstadelva i perioden 2011- 2019.....	58
3.2.4 Gråelva nært samløp Hofstadelva i perioden 2016- 2019.....	62
3.2.5 Strekninger i Hofstadelva og Gråelva i perioden 2016- 2019.....	65
3.2.6 Diskusjon av resultater.....	69
3.2.6.1 Vandringsveier som en årsak til variasjon i ungfisktetthet.....	69
3.2.6.2 Kvalitative observasjoner av gytefisk og registrering av gytegroper... ..	75
3.3 Årsaker til vellykket restaurering.....	78
3.3.1 Fokusområder for Hofstadelva i årene som kommer.....	83
3.3.1.1 Erosjon, vannkvalitet og begynnende eutrofiering.....	83
3.3.1.1 Vandringsveier i Hofstadelva.....	88
3.3.1.2 Påfyll/etterfyll av substrat og avbøting av sår i elva.....	88
3.4 Deltema Planteliv.....	89
3.4.1 Resultater, vurderinger og diskusjon.....	89
3.5 Deltema Fugl.....	99
3.5.1 Resultater per takseringsår.....	99
3.5.2 Diskusjon og konklusjon.....	104
<b>4 Referanser</b> .....	<b>105</b>
<b>5 Vedlegg</b> .....	<b>108</b>



## Forord

I forbindelse med avsluttede ras- og erosjonssikringstiltak har Norsk institutt for naturforskning (NINA) gjennomført biologiske mangfoldundersøkelser i og langs Hofstadelva, Stjørdal, i perioden 2016-2019. Undersøkelsene har vært et overvåkingsprosjekt med hensikt å kartlegge og overvåke reetablering av bunndyr og fisk, planteliv og fugl. Rapporten er en sluttrapportering av resultater, vurderinger og erfaringer som ble gjort i løpet av undersøkelsesperioden. Resultater, vurderinger og erfaringer fra første overvåkingsår i 2016 er allerede publisert i en NINA-rapport i 2017: *Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Gjershaug, J. O. & Solem, Ø. 2017. Biologiske mangfoldundersøkelser etter erosjonssikring og restaurering av Hofstadelva, Stjørdal – Resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016 - NINA Rapport 1320. Norsk institutt for naturforskning.* Følgende personer ved NINA har hatt hovedansvaret for de ulike deltemaene som er undersøkt og rapportert: Morten Andre Bergan (fisk og bunndyr), Magni Kyrkjeeide Olsen (planteliv) og Jan Ove Gjershaug (fugl).

Vi takker oppdragsgiver Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ved Arne Jørgen Kjøsnes for godt samarbeid og dialog i løpet av prosjektperioden.

Trondheim, mai 2021

*Morten André Bergan*

.....  
Morten André Bergan, Prosjektleder ved NINA i Trondheim



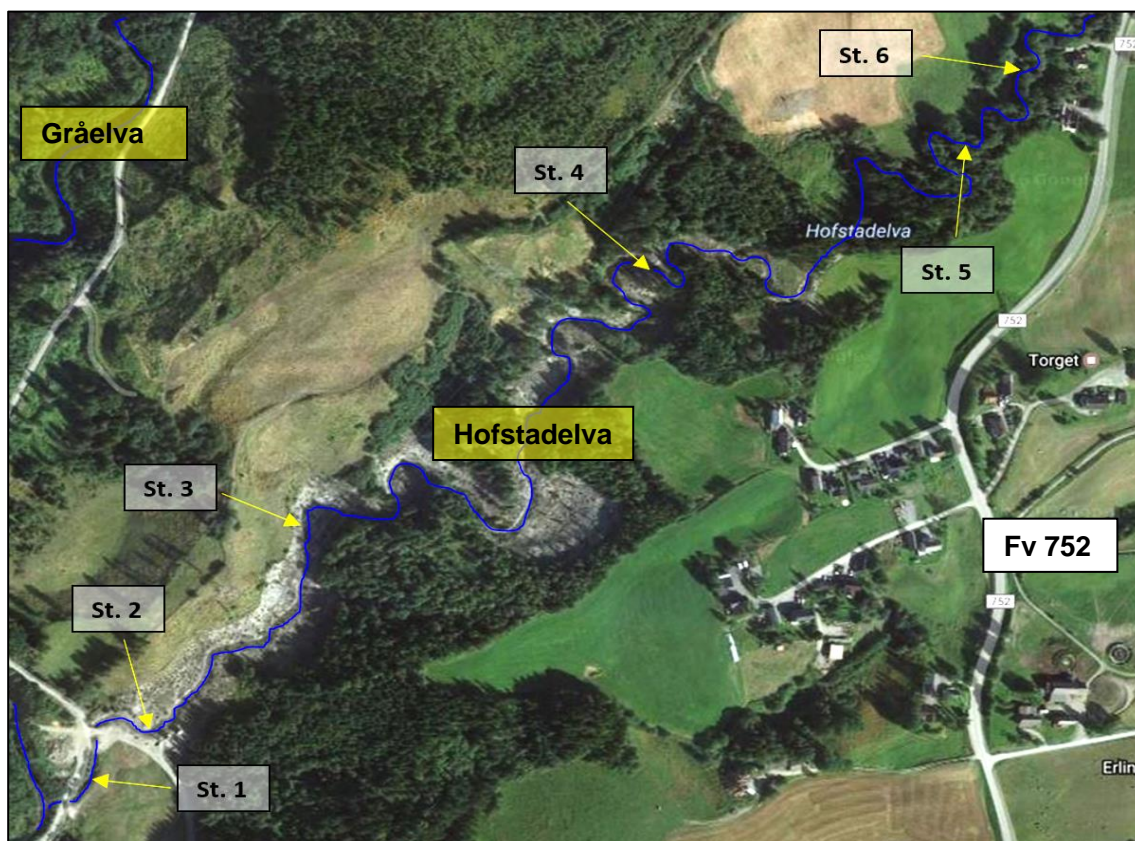
**Foto:** Status før (2011) og etter (2015-) tiltak i et restaurert strykparti i nedre del av Hofstadelva. Foto: Morten André Bergan, NINA.

# 1 Materiale og metoder

Dette kapittelet gir en kortfattet beskrivelse av de ulike metodiske tilnærmingene innenfor hvert av de enkelt deltemaene bunndyr, fisk, planteliv og fugl.

## 1.1 Deltema Bunndyr

Til sammen seks stasjoner for undersøkelser av bunndyrsamfunn ble etablert i Hofstadelva (**tabell 1, figur 1**).



**Figur 1.** Oversiktsflyfoto (2015) med lokalisering av bunndyrstasjoner i Hofstadelva. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

**Tabell 1.** Kartreferanser og stasjoner for bunndyrundersøkelser i Hofstadelva. Skraverte stasjonsnavn (st. 2 -4) er lokalisert i fullrestaurert strekning av elva.

St. nr.	Lokalisering	Kartreferanse (UTM 32 V)
1	Mellom kulverter. Tilført elvestein etter restaurering	7042282 N, 604511 E
2	Ved rasteplass, stryk. Restaurert	7042306 N, 604554 E
3	Ved første større kulp, stryk. Restaurert	7042497 N, 604673 E
4	N/ Kjøsnesøya, stryk. Restaurert	7042669 N, 604901 E
5	I lite berørt strekning, men nylig steinsatte svinger.	7042838 N, 605201 E
6	Urørt elvestrekning. Ingen nye endringer i elveløp/-sider.	7042888 N, 605237 E

Samtlige stasjoner er undersøkt i 2016, 2017 og 2019 (**tabell 2**). For alle undersøkelsesårene er det gjennomført to undersøkelsesperioder (vår- og høstprøver).

**Tabell 2.** Undersøkelsestidspunkt for bunndyrundersøkelser i Hofstadelva i perioden 2016-2019.

År	Undersøkelsesdatoer vår	Undersøkelsesdatoer høst
2016	25 og 26 mai	20. september
2017	31. mai	25. oktober
2019	15. april	08. oktober

Alle undersøkte stasjoner befinner seg på elvepartier nedstrøms Fv 752 (**figur 1**). Stasjon 2, 3 og 4 er lokalisert på elvestrekninger av Hofstadelva som har gjennomgått full ras- og erosjons-sikring, med påfølgende fullskala vassdragsrestaurering (heretter kalt tiltaksstrekning). Stasjon 1 er lokalisert på strekninger nedstrøms tiltaksstrekningen, og er dermed ikke direkte berørt, men har likevel mottatt tilførsel av elvestein, -grus og trevirke fra restaurert strekning (etter anleggsarbeid, flom og isgang). Stasjon 5 og 6 er lokalisert ovenfor tiltaksstrekningen.

Innsamling av bunndyrmaterialet er gjort i henhold til gjeldende klassifiseringsveileder (Anonym 2013, 2009). Innsamlingsmetoden er den såkalte «sparkemetoden» (Frost et al. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene på elvebunnen blir virvlet opp i vannsøylen og ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS 4719 og NS-ISO 7828).

Det er tatt tre prøver á ett minutt ( $R-1 * 3 = R-3$ ) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen omlag 9 meters lengde. Det er valgt ut stasjoner med habitat karakterisert av moderat til hurtigrennende vann. Kulper og utposninger med finere substrat (finere grus/sand/mudd) er underrepresentert i det undersøkte arealet per stasjon, men er likevel undersøkt kvalitativt i felt. For hvert minutt med sparking er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av bunndyrmateriale fra håven. Hver bunndyrprøve er fiksert med etanol (96 %, med fortykning til ca 70 % per prøve) i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier i Trondheim. Bunndyrprøvene er gjennomgått i sin helhet for å avdekke ulike arter i prøvene, samt at det er foretatt en sub-sampling (iht. standard intern prosedyre) for å komme fram til et antall individer av ulike taksa og totalt antall bunndyr per prøve.

### 1.1.1 Metodikk for vurdering av resultater

Det er benyttet ulike miljøbedømmingsindekser på bunndyrresultatene, for sammenligninger mellom år og perioder. ASPT klassifiseringsmetodikk for klassifisering av økologisk tilstand, BMWP-indeks og EPT-indeks er anvendt på artsliste-datamaterialet.

Videre er resultatene diskutert i forhold til det eksisterende referansematerialet fra 2011 (Kjærstad mfl 2011), reetablering av framhevede nøkkeltaksa i Hofstadelva og/eller andre aspekter knyttet til restaurering og rekolonisering av bunndyrfaunaen.

## 2 Innledning

Hofstadelva (Vannforekomstnr 124-156-R) er en liten sideelv til Gråelva i Stjørdal. Gråelva er en av de største og viktigste tilløpselvene til Stjørdalselva. Innenfor nedbørsfeltet til Gråelva og Hofstadelva fins flere områder med faregrad «høy» mht. kvikkleire ([www.skrednett.no](http://www.skrednett.no)). I store deler av hovedvassdraget Gråelva har det vært gjennomført sikringstiltak, der effekten av dette er relativt grundig overvåket og kartlagt (Berger et al, 1994, Berger et al. 1997, Berger et al. 2001, Einum et al. 2005.) Som et ledd i sikringstiltakene i Gråelvvassdraget gjennomførte NVE ras- og erosjonssikring i Hofstadelva i 2014/2015. Hele elveprofilen til Hofstadelva, fra samløp med Gråelva og ca. 1,9 kilometer oppover i vassdraget (elvepartier lokalisert nedstrøms Fv 752), har fått ny utforming med samfengt sprengstein, der elvestein og –grus er fylt på som topplag. Elvepartier opp mot Fv 752 og ovenfor veien er ikke berørt av tiltaket. Det er hentet sprengstein og fyllmasser (jord/leire) fra nærområdet, ca. 300-400 m fra Hofstadelva. Vassdragets elveløp og tilgrensende vegetasjon i tiltaksområdet er fullstendig endret, idet selve elva er hevet og reetablert, men opprinnelig elvetrase (inkludert opprinnelige meandreringer) er forsøkt fulgt langs sikret strekning. Vegetasjon ble fjernet før erosjonssikringen langs Hofstadelva startet. Det er derfor en korridor fri for trær langs hele strekningen etter tiltaket. Korridoren varierer mellom 15-70 m i bredde. Elvebreddene er påført stedegne vekstmasser etter sikringsarbeidet, og langs elva ble det satt ut tuer med trær og stubber hentet fra naturlig vegetasjon på begge sider av elva.

En biologisk og vannkjemisk forundersøkelse, som inkluderte deltemaene botaniske verdier/planteliv, ornitologi/fugl, vannkvalitet, bunndyr, elvemusling og fisk ble gjennomført i 2011 (Kjærstad et al. 2011). I denne studien ble vassdragets vann- og naturverdier synliggjort, med forslag til anvendte, naturhermende restaureringsprinsipper, som på best mulig måte kunne ivareta og sikre at viktige natur-/vassdragsverdier og biologisk mangfold/nøkkelarter reetableres etter endt tiltaksperiode.

Sluttrapporten som følger oppsummerer hovedresultater, -vurderinger og -erfaringer knyttet til prosjektperioden 2016-2019, innenfor deltemaene planteliv, fugl, bunndyr og fisk, med sammenligninger med før-situasjonen og det gjennomførte sikringstiltaket, og i sammenheng med uttalte miljømål, forventninger og veien videre for Hofstadelva som et viktig sidevassdrag til Gråelva og Stjørdalselva.

For grundige beskrivelser av Hofstadelva og dets nedbørsfelt, vassdragets før-situasjon for de ulike deltemaene, uttalte miljømål og forventninger til vassdraget etter endt sikringstiltak og restaurering, vises det til Kjærstad mfl. (2011).

### 2.1.1 ASPT-indeks og BMWP- indeks

I tråd med vannforskriften ble ASPT indeks (Average Score per Taxon) anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i Hofstadelva (Armitage et al. 1983, Anonym 2015). Indeksen regner ut en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, i henhold til deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrprøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 for bunndyrfaunaen i elver. **Tabell 3** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

**Tabell 3.** Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfaunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. Tabell hentet fra Anonym (2015).

Bunnfauna i elver, ASPT og økologiske tilstandsklasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	<4,4

\*interkalibrerte klassegrenser

BMWP-indeksverdi er beregnet ut fra bunndyrdataene, og er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien for bunndyrsamfunnet (Armitage et al. 1983). Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som i undersøkelser relateres til graden av påvirkning. For Hofstadelvas del kan vi anvende indeksen i forbindelse med en sammenligning med tidligere data, og vurdering av graden av reetablering/rekolonisering av bunndyrsamfunnet. Elver med god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002), noe som også ser ut til å gjelde for midtnorske vassdrag på Hofstadelvas størrelse (Bergan 2010a, 2020b, 2012, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020).

## 2.1.2 Døgn- stein- og vårfluer (EPT )

### Diversitet og antall EPT i bunndyrsamfunnet

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Evnen til reetablering etter restaurering kan også variere mye, både i tid og rom, avhengig av arter og bunndyrformer, status før tiltak og grad av naturherming for tiltaket. I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer) på habitater med stein- og grusbunn. Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og det er liten forskyving av dominansforhold mot forurensningstolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. fåbørstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor næringssaltanrikning og annen vannkjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger. For Hofstadelva vil forventningen til bunndyrsamfunnet i stor grad ta utgangspunkt i før-data fra vassdraget (Kjørstad mfl. 2011)

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er EPT, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturtilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. For Hofstadelva anvendes EPT-indeksen til enkle sammenligninger med før-data og mangfoldet av EPT som ble registrert før tiltaket, i tillegg til beskrivelser av eventuelle endringer, påvirkninger og belastningstyper i vassdraget som evt. reduserer eller påvirker reetableringen av tidligere eller nye arter. Forekomsten av spesielle nøkkelarter innenfor døgn-, stein- og vårfluefaunaen i Hofstadelva, som det ved restaureringen var ansett som viktige å ta hensyn til, ble synliggjort i Kjørstad et al. (2011). Disse er vektlagt ved vurderingen av bunndyrmaterialet.

## 2.2 Deltema Fisk

Ungfisktellingerne i Hofstadelva ble gjennomført ved elektrisk fiske med bærbart elektrisk fiskeapparat («elfiske») av Paulsen-type. Beregning av tetthet er gjort ved hjelp av den såkalte utfangstmetoden (Zippin 1958; Bohlin et al. 1989). Det ble bestemt en metodisk tilnærming som muliggjør mest mulig spredning av stasjoner, med begrensning i stasjonsareal til fordel for størst mulig dekning av tiltaksstrekningen. Dette kan fange opp flekkvise forskjeller langs gradienten i elva, nærhet til gyteområder og/eller avgrensede bekkepartier med variasjon i tilslag hos årsklasser, dominansforhold og forekomst av arter (laks/ørret). Som følge av denne tilnærmingen, ble også tre gangers overfiske kun gjennomført unntaksvis. Mesteparten av stasjonene ble derfor overfisket kun én gang i undersøkelsesperioden, der tetthet er estimert ut fra en erfaringsbasert, fastsatt fangbarhet i elva. Denne er fastsatt ut fra fangbarhet etter utfangstmetoden og tre ganger overfiske på et utvalg stasjoner i 2016 (Bergan mfl. 2017). Fangbarheten er i tillegg justert noe ut fra rådende og tidvis vekslende vannmiljøforhold, og variasjoner i vannføring/sikt eller begroing i det enkelte undersøkelsesår.

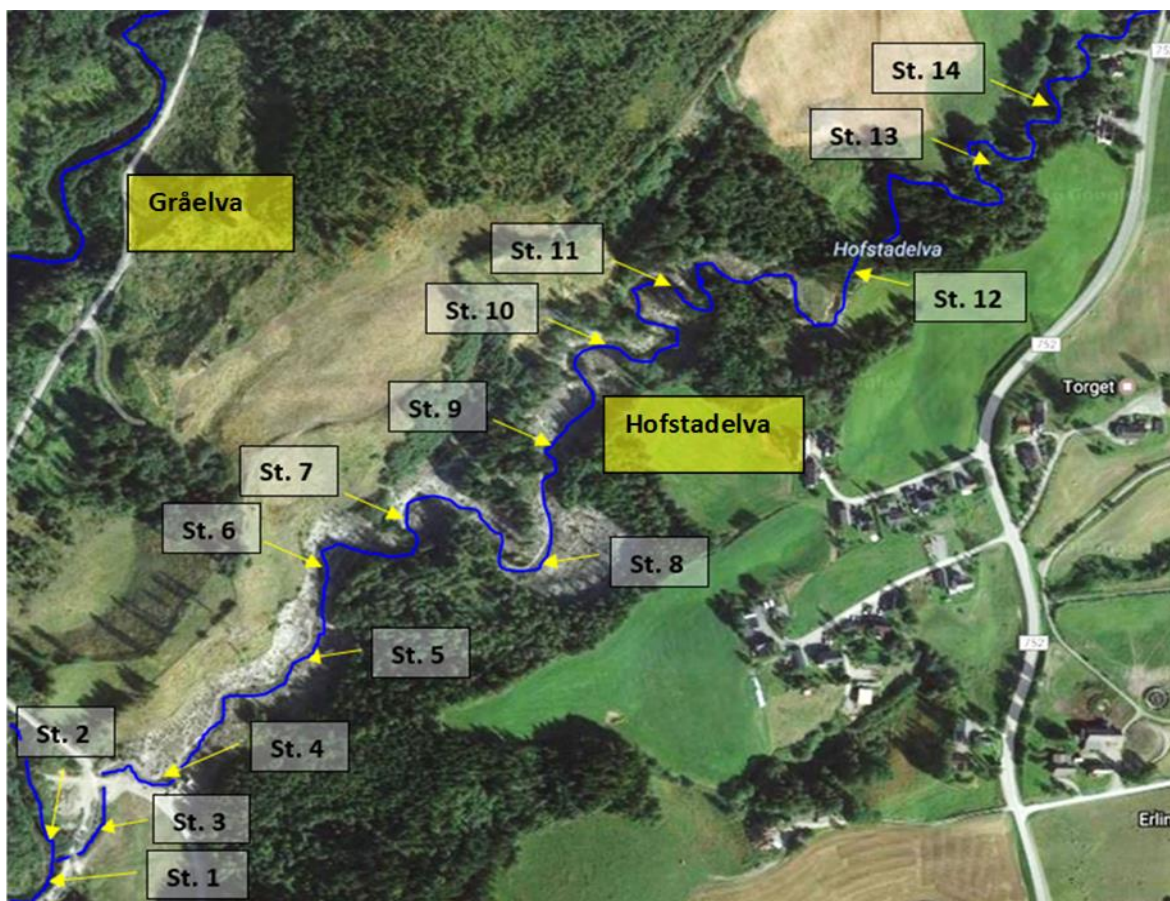
Lengdefordeling i materialet og tidligere aldersbestemmelser ga grunnlaget for aldersklasse-tilhørighet, som i denne rapporten er inndeling i to aldersklasser, hhv. årsyngel (0+) og eldre fisk ( $\geq 1+$ ).

All ungfisk av laks og ørret har blitt plassert i bøtter med rent, friskt vann for oppvåkning etter bedøving med Aqui-S og håndtering, og deretter sluppet levende tilbake til vassdraget i det stasjonsområdet som fisken ble fanget i.

Undersøkelser av ungfiskbestanden fra en høstsituasjon (september måned) i Hofstadelva er gjennomført på til sammen 16 stasjoner i undersøkelsesperioden 2016-2019, hvorav to stasjoner i Græelva og 14 stasjoner i Hofstadelva (**figur 2, tabell 4**). Utvalg av undersøkte stasjonsområder hvert år, og størrelsen ( $m^2$ ) på stasjonene i det enkelte år, har variert i undersøkelsesperioden (**tabell 5**), ut fra miljøforhold og erfaringer som ble gjort underveis i feltarbeidet i årene 2016-2019.

Vann- og miljøforholdene under feltarbeidet har vært innenfor det akseptable for denne typen ungfisktellinger i undersøkelsesperioden, med lav/middels vannføring og vanntemperaturer innenfor retningslinjer i NS (Norsk Standard) i alle år.

Kortvarige perioder med uventet, uforklarlig høy turbiditet og blakket vann har imidlertid gitt redusert sikt under feltarbeidet i enkelte perioder og år. Dette er episoder som har hatt rundt en times varighet under gjennomføring av ungfisktellingerne, og har ikke vært knyttet til lokalt nedbør eller klimatiske forhold utfra rådende vær før og under feltarbeidet. Vi har ikke funnet årsaken til den støtvide og kraftige blakkingen av vannet i Hofstadelva, men antar dette kan knyttes til landbruksvirksomhet ovenfor undersøkelsesområdet (som f.eks. plutselig aktivitet og tråkk av kveg i elva, gravearbeider, spyling/vask av landbruksmaskiner eller lignende). Slike forhold gjør ungfisktellinger vanskelige og mer utfordrende enn under stabile og like forhold, og gir redusert fangbarhet, med større usikkerhet i tetthetsestimater fra elfiske. Fangbarheten er justert noe ned på de stasjoner og/eller perioder der blakking av vannet har oppstått under gjennomføringen av feltarbeidet.



**Figur 2.** Oversiktsflyfoto (2015) med lokalisering av stasjoner for ungfisktelling i Hofstadelva i 2016. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

To stasjoner ble etablert i Gråelva, like nedstrøms (st. 1) og like oppstrøms (st. 2) samløpet mellom Hofstadelva og Gråelva. Stasjon 3 ble anlagt i nedre del av Hofstadelva, på partier som ikke er direkte berørt av sikringstiltaket. Stasjonen er likevel indirekte berørt gjennom masse-transport og lignende fra tiltaksområdet oppstrøms. Videre ble 9 stasjoner (st. 4 -12 ) anlagt i en gradient oppover Hofstadelva i tiltaksstrekningen (dvs. på fullskala restaurert elvestrekning). Avslutningsvis ble det etablert to stasjoner (st. 13 og 14) på elvestrekninger oppstrøms som er uberørt av sikringstiltaket (referanse). Alle stasjoner i det faste stasjonsnettet, inkludert referansestasjonene, ble lokalisert nedstrøms Fv 752.

For å utvide kunnskapsgrunnlaget for ungfiskbestanden i vassdraget, ble det i tillegg undersøkt to stasjoner ovenfor Fv 752 i ett enkeltår (2018). En stasjon (st. 15) ble anlagt i øvre anadrom strekning, på det som er et elveløp i naturtilstand nedstrøms Ulstaddammen (127 moh). Videre ble en stasjon (st. 16) undersøkt ovenfor denne demningen (ferskvannstasjonær strekning), på elvepartier som kalles Ulstadelva. Dette for å få et bilde av ungfiskbestanden helt opp mot dagens grense på anadrom strekning, og kjennskap til bestandstatus for elvelevende ørret i Hofstadelva/Ulstadelva på dette elvepartiet ovenfor demningen.

**Tabell 4.** Oversikt og kartreferanser for alle elfiskestasjoner i Gråelva og Hofstadelva i undersøkellesperioden. Skraverte stasjonsnavn er lokalisert i tiltaksområdet (fullskala restaurert strekning).

Vassdrag	Lokalisering	Kartreferanse (UTM 32 V)	St. nr.
Gråelva	N/ samløp Hofstadelva	7042227 N, 604469 E	1
Gråelva	O/ samløp Hofstadelva	7042250 N, 604468 E	2
Hofstadelva	Mellom kulverter	7042282 N, 604511 E	3
Hofstadelva	Ved rasteplass	7042306 N, 604554 E	4
Hofstadelva	O/ høyspentledning	7042402 N, 604658 E	5
Hofstadelva	Ved første større kulp	7042485 N, 604678 E	6
Hofstadelva	I utposning av elva	7042534 N, 604735 E	7
Hofstadelva	Deler av stryk og liten kulp	7042492 N, 604835 E	8
Hofstadelva	N/ kulp,	7042605 N, 604856 E	9
Hofstadelva	N/ Kjøsnesøya	7042676 N, 604890 E	10
Hofstadelva	O/ Kjøsnesøya	7042720 N, 604924 E	11
Hofstadelva	Øvre tiltaksområde. Rett før urørt elveløp	7042745 N, 605077 E	12
Hofstadelva	Ovenfor tiltak. Urørt elveløp	7042804 N, 605105 E	13
Hofstadelva	Ovenfor tiltak. Urørt elveløp	7042803 N, 605155 E	14
Hofstadelva	Ovenfor tiltak. Øvre strekning mot foss	7042917 N, 606262 E	15
Ulstadelva	Ferskvannstasjonær strekning	7042666 N, 606523 E	16

**Tabell 5.** Oversikt over hvilke elfiskestasjoner i Gråelva og Hofstadelva som er undersøkt i hvert enkelt år i undersøkellesperioden 2016-2019. Skraverte stasjoner lokalisert i restaurert, nyanlagt strekning eller er direkte berørt av dette.

Gråelva og Hofstadelva Stasjonsnummer	Undersøkellesår (dato)			
	2016(21-23/9)	2017(25/26-9)	2018 (10-11/9)	2019 (26-27/9)
1	x	x	x	x
2	x		x	
3	x	x	x	x
4	x	x	x	x
5	x	x		
6	x	x	x	x
7	x	x	x	x
8	x	x		x
9	x			
10	x	x	x	x
11	x	x	x	
12	x	x	x	x
13	x	x	x	x
14	x			
15			x	
16			x	

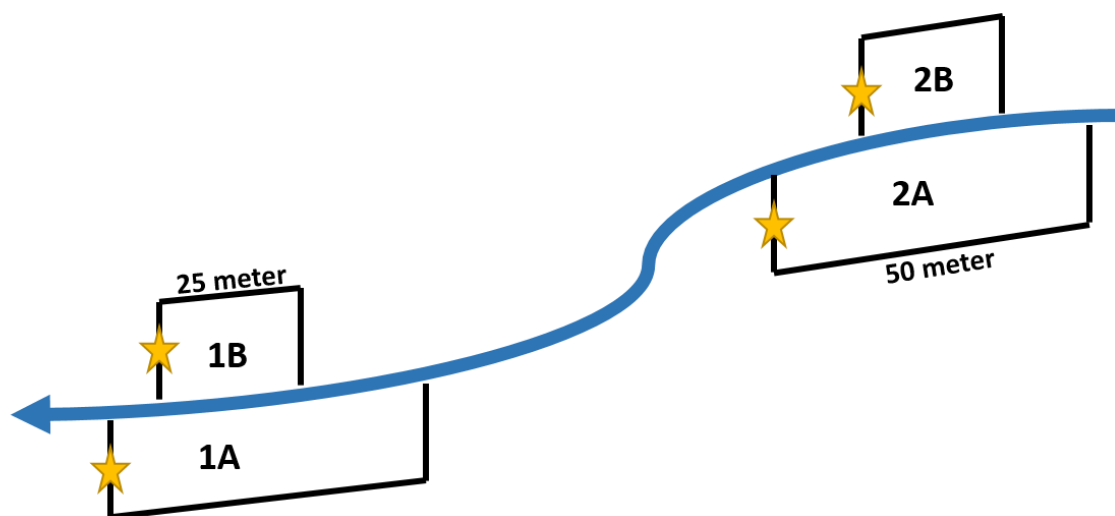


## 2.3 Deltema Planteliv

For deltema planteliv var målet for undersøkelsene å få dokumentert re-etablering av planter i tiltaksområdet langs Hofstadelva, gjennom å følge utvikling og endring over fire år. Resultatene er vurdert i forhold til hvordan selve tiltaket er gjennomført, herunder spesifikke effekter av tiltak som er gjort for å fremme vegetasjonsetablering. Disse tiltakene var fortrinnsvis å tilbakeføre toppmasser og å sette ut intakte vegetasjonstuer som var blitt tatt vare på før og under selve anleggsfasen for erosjonssikringen.

### 2.3.1 Inndeling av berørt elvestrekning i segmenter

I 2016 ble totalt 16 segmenter lagt ut i det berørt område langs Hofstadelva, åtte segmenter på hver side av elva. Hvert segment ble lagt med en avgrensning inn mot elva (**figur 3**). Bredden på hvert segment varierte noe som følge av ulik avstand fra elvekant til naturlig vegetasjon. Noen segmenter ble avgrenset av intakt vegetasjon, men der det var stor avstand mellom elva og intakt vegetasjon ble det satt en maksimumsbredde på 5 eller 10 meter. Segmentene på den ene siden av elva (A) var 50 meter lange, mens de på den andre siden (B) var 25 meter lange. I 2017 og 2019 ble segmentene på 50 meter delt i to, hver på 25 meter, og undersøkt hver for seg.



**Figur 3.** Det ble lagt ut segmenter langs begge sider av Hofstadelva. Segmentene grenser alltid mot elva, men har ulik bredde avhengig av avstand til naturlig vegetasjon fra elvebredden. Gul stjerne indikerer plassering ved fotografering av segmentet. I 2017 ble segmentene indikert med A delt i to segmenter hver på 25 meter.

Segmentene ble undersøkt over tre feltsesonger for å fange opp artsmangfold og endring i vegetasjonen over tid. Hver feltsesong ble vegetasjonsdekning registrert både for karplanter og moser. Antall tuer, trær og stubber ble registrert i første feltsesong, mens i andre feltsesong ble bare antall trær og stubber registrert. Høyden på gjenstående trær ble angitt i tredje feltsesong, samt høyden på nyetablert gråor *Alnus incana*.

Alle karplanter innen hvert segment ble registrert med mengdeangivelse (**tabell 6**) de to første feltsesongene. Det ble registrert svært mange arter de to første feltsesongene, men mange av

dem ble det funnet svært få individer av. Dette var svært arbeidskrevende og i siste feltsesong ble det brukt forenklet metodikk, der kun de mest dominerende artene ble registrert innenfor hvert segment. Gråor ble registrert i hvert segment også i 2019 uavhengig av om arten var dominant eller ikke, fordi denne arten var det dominerende treslaget i naturtypen som fantes langs Hofstadelva før inngrepet (Kjærstad mfl. 2011). I tillegg gjorde vi en total inventering av alle arter observert innenfor segmentene og alle artene fikk angitt en mengdeangivelse for hele området.

**Tabell 6.** Mengdeangivelse av karplanter i hvert segment.

Mengdeangivelse	Forklaring
1	Svært sjelden (1 til 5 individer)
2	Sjelden (6 - 10 individer)
3	Frekvent (10-50 individer)
4	Vanlig (mer enn 50 individer, men ikke dominerende)
5	Dominerende (dekker minst 25 % av arealet)

For å analysere endringer mellom første og siste undersøkelsesår, ble lineær regresjon brukt for å sammenligne dekning av leire i 2016 og dekning av karplanter i 2019. Videre ble paret t-test anvendt for å undersøke forskjeller i karplantedekning mellom undersøkelsesår.

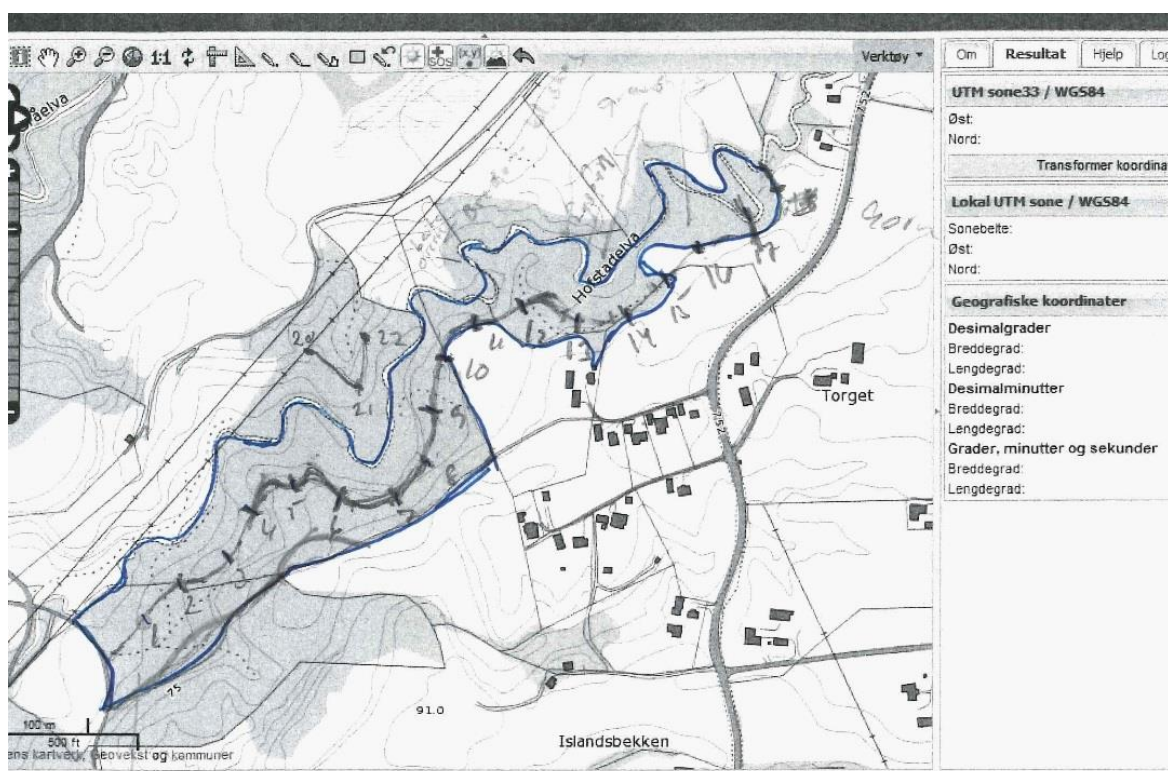
Langs Hofstadelva var det opprinnelig gråor-heggeskog (Kjærstad mfl. 2011) som tilsvarer NiN-type flommarksskog T30 (Halvorsen et al. 2016). I tillegg var det kulturpåvirket granskog og beitemark helt ned til elva. I gråor-heggeskog-utformingen ble det funnet lungenever (*Lobaria pulmonaria*) og skrubbnever (*Lobaria scrobiculata*) i 2010/11, før erosjonssikringen (Kjærstad mfl. 2011). Dette er arter som indikerer verdifulle utforminger av naturtypen. Disse ble forsøkt gjenfunnet i 2016. Før sikringstiltaket ble det også funnet oremose (*Bryhnia scabrida*) på et sted langs Hofstadelva. Denne arten er sjelden i Trøndelag. Arten ble spesifikt ettersøkt ved tidligere funnsted i 2019.

Tiltaksområdet ble undersøkt i tidsperioden 22.-25. august i 2016, 2017 og 2019. Segment 4A2 og 4B ble ikke gjenanalysert i 2019. Dette skyldes at segmentene blir brukt til beite av storfe. Arealene er derfor nedbeitet og utsatt for mye tråkk. Dekningen av vegetasjon innenfor disse segmentene var derfor ikke sammenlignbar med dekningen i de andre segmentene. Ytterligere fire segmenter er berørt av beitende dyr (3A1, 3A2, 4A1 og 2B), og vegetasjonsdekning ble kun angitt for de delene av segmentene som var utenfor inngjerdet sone for storfe, og dermed uberørt.

## 2.4 Deltema Fugl

### 2.4.1 Fugletakseringer i Hofstadelva

Fuglefaunaen langs Hofstadelva ble taksert etter standardisert metode (Bibby mfl. 1992). Metoden går i grove trekk ut på at taksereren går langs en oppmerket linje gjennom takseringsfeltet (**figur 4**), og merker av på kart så nøyaktig som mulig hvor de forskjellige syngende fuglene befinner seg. Dette er samme metode som Thingstad benyttet under takseringene samme sted i 2011 (Thingstad 2011).



**Figur 4.** Takseringsfeltet langs Hofstadelva som ble taksert i 2011 (Per Gustav Thingstad pers. medd. (Se Kjærstad mfl. 2011).

Det ble taksert i samme område som i 2011 (Kjørstad mfl. 2019), fra startpunktet like ovenfor veien som går langs Gråelva til endepunktet ved storsvingene i elva like nedenfor gårdene mot fylkesveien (**figur 4** og **5**). Lengden på den takserte strekningen var 900 meter og midtlinja i feltet fulgte elva og dens slynger i en avstand på ca. 50 meter til hver side. Da det ligger tilgrensende dyrkamark på deler av strekningen var det ikke mulig å takserer full bredde på 50 meter hele veien, og det takserte feltet hadde derfor et areal på 0,075 km<sup>2</sup>. Det ble taksert et felt så likt som mulig feltet fra 2011, selv om det ser veldig forskjellig ut der i dag (**figur 5**). Takseringen fra 2011 er derfor referansmateriale når effekten av elforbygningen av Hofstadelva skal vurderes.



**Figur 5.** Hofstadelva og takseringsfeltet slik det så ut etter at skog ble fjernet langs elva. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>.

Det ble gjennomført ni takseringer i begynnelsen av juni 2016, 10 takseringer både i perioden 31. mai-8. juni i 2017 og i perioden 22. mai-12. juni i 2019. Resultatet fra takseringsrundene ble tolket etter standardisert metode, der minimum tre observasjoner av en art i et «cluster» ble tolket som et aktivt territorium (Bibby mfl.. 1992).

## 3 Resultater og diskusjon

### 3.1 Deltema bunndyr

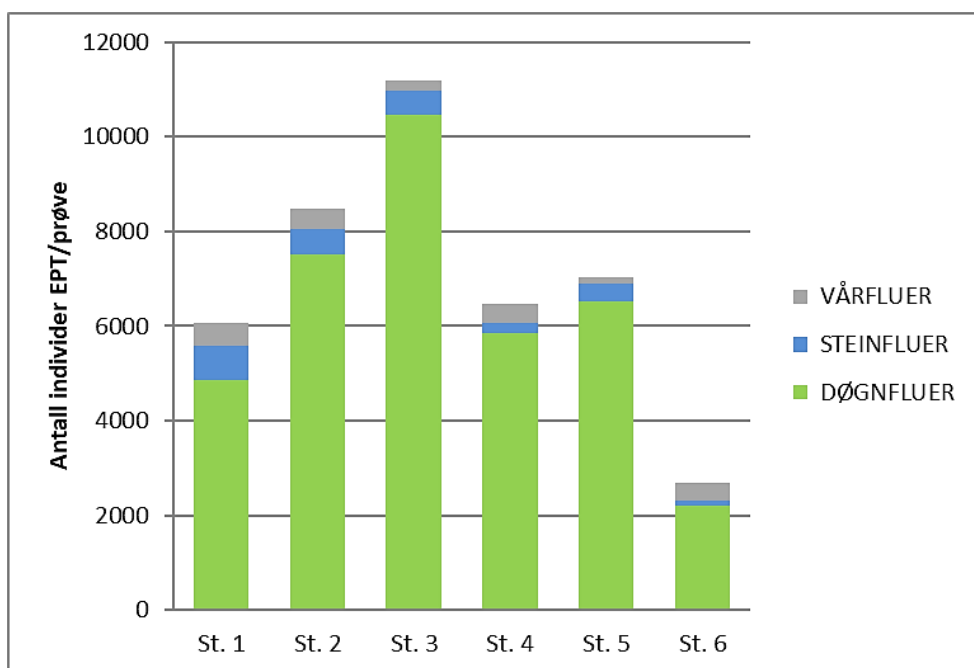
Dette kapitlet presenterer hovedresultater, vurderinger og erfaringer fra bunndyrundersøkelser i løpet av feltsesongene i 2017 og 2019. Bunndyrmaterialet fra 2016 er presentert, vurdert og diskutert i Bergan mfl. (2017), og utelates derfor i rapporteringen, men er inkludert i sammenligninger mellom år, perioder og elveområder (**avsnitt 3.1.3** og **3.1.4**). Komplette artslister for undersøkelsesårene 2016, 2017 og 2019, med begge undersøkelsesperioder (april/mai og september/oktober) er i **Vedlegg B**. Artslistene og vurderinger av resultater fra før tiltaksperioden finnes i Kjørstad mfl. (2011). Videre diskuteres bunndyrdatabene i en restaurerings- og reetableringskontekst, der resultatene også knyttes opp mot før-situasjonen for tiltaksområdet, mulighetene for å oppnå uttalte miljømål etter endt restaureringstiltak og reetablering av nøkkeltaksa i bunndyrsamfunnet.

#### 3.1.1 Resultater i 2017

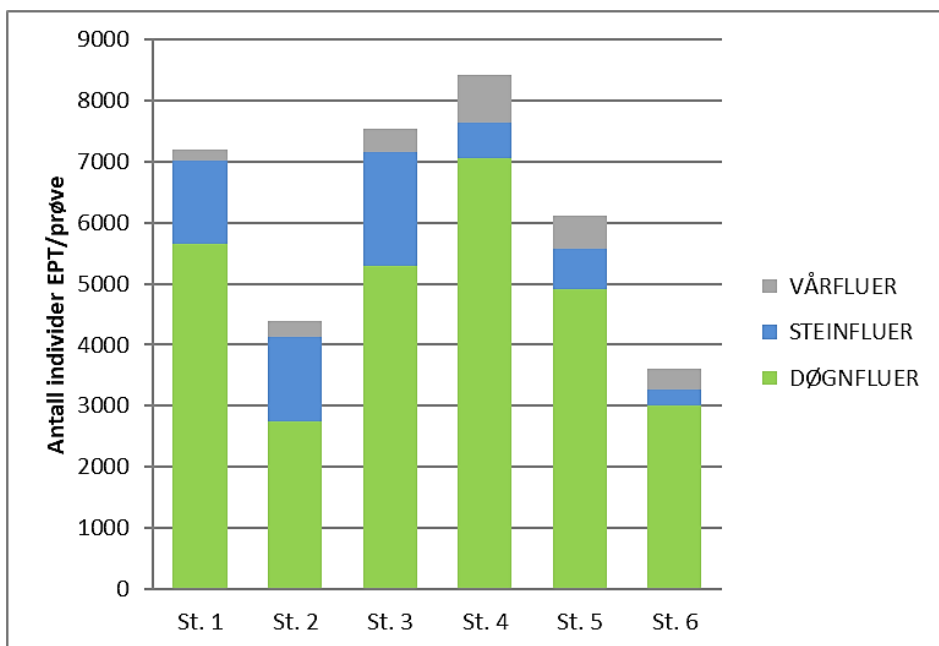
##### Antall EPT-individer

**Figur 6** og **7** viser stolpediagram over antall individer av døgn-, stein og vårfluer (EPT) per 3-minutts sparkeprøve i mai og september 2017.

I vårprøvene (mai) varierte antallet EPT-individer mellom 2672 (st. 6) og 11194 (st. 3), mens øvrige stasjoner varierte mindre, og lå mellom 6051 (st. 1) og 8470 (st.2) individer EPT per prøve (**figur 6**). I høstprøvene (september) ble det registrert mellom 3606 (st. 6) og 8432 (st. 4) EPT-individer. Høyeste antall individer av EPT ble registrert på stasjon 4 og 3 i restaurert strekning, med henholdsvis 8432 og 7534 individer per prøve (**figur 7**).



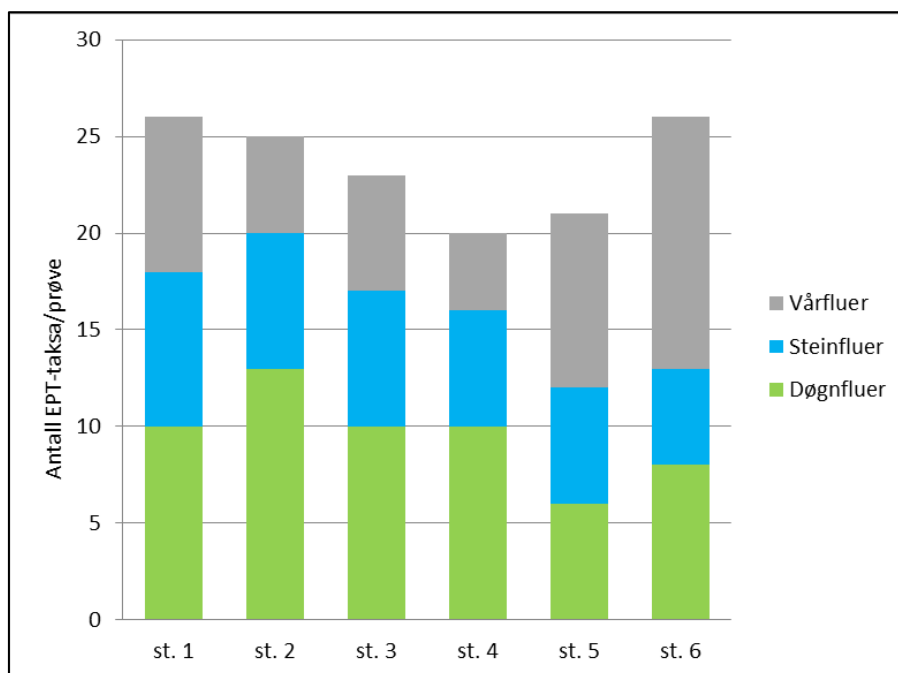
**Figur 6.** Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i mai 2017.



**Figur 7.** Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2017.

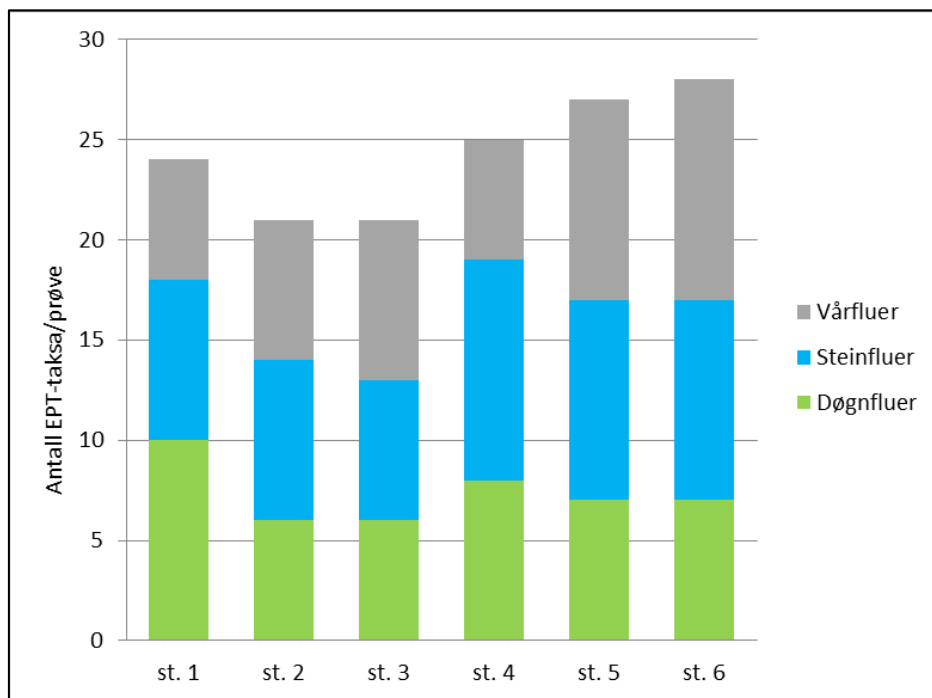
### **Biologisk mangfold av døgn-, stein og vårfluer (EPT)**

Biologisk mangfold (antall ulike taksa i bunndyrprøven) av EPT varierte mellom 20 (st. 4) og 26 (st. 1 og st. 6) i bunndyrprøvene fra mai 2017 (**figur 8**). Laveste mangfold ble registrert på stasjon 4, som ligger i øvre del av restaurert strekning av Hofstadelva, mens høyeste mangfold ble påvist på stasjon 1 nærmest Gråelva og referansestasjonen (st. 6) ovenfor tiltaksområdet.



**Figur 8.** Antall ulike taksa/arter av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i mai 2017.

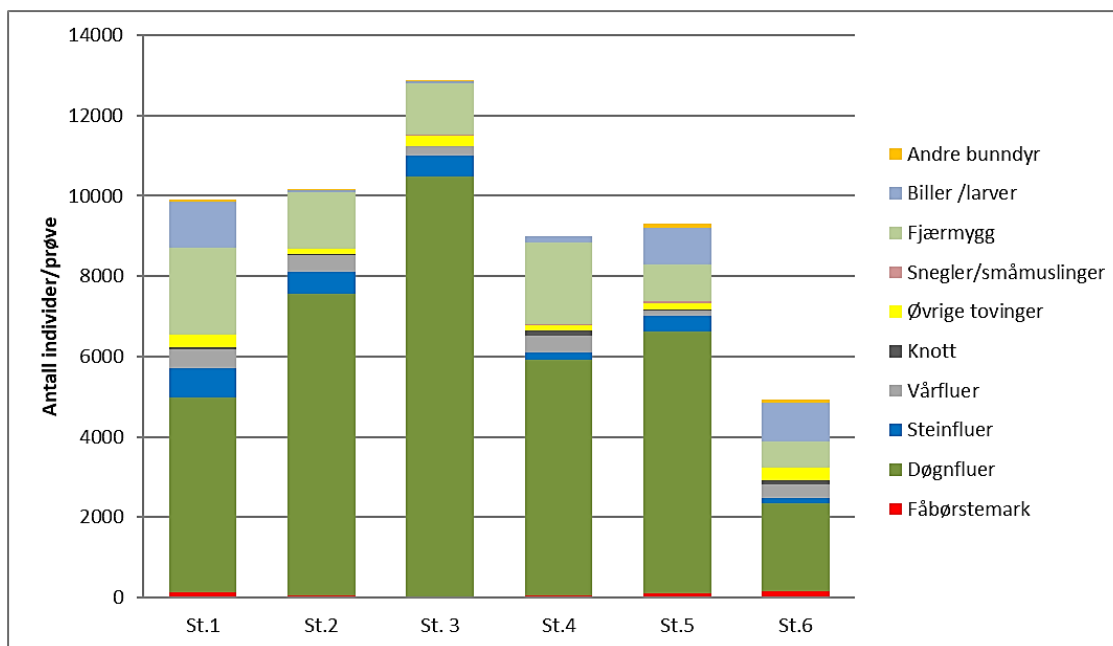
I høstprøvene varierte antall ulike EPT-taksa mellom 21 og 28 på den enkelte stasjon. Her oppnådde referansestasjonene ovenfor tiltaksområdet (st. 5 og 6) det høyeste antallet EPT-taksa, med hhv. 27 og 29. Stasjon 2 og 3 i nedre restaurert strekning oppnådde laveste mangfold, med 21 ulike EPT-taksa for begge stasjoner (**figur 9**).



**Figur 9.** Antall ulike taksa/arter av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2017.

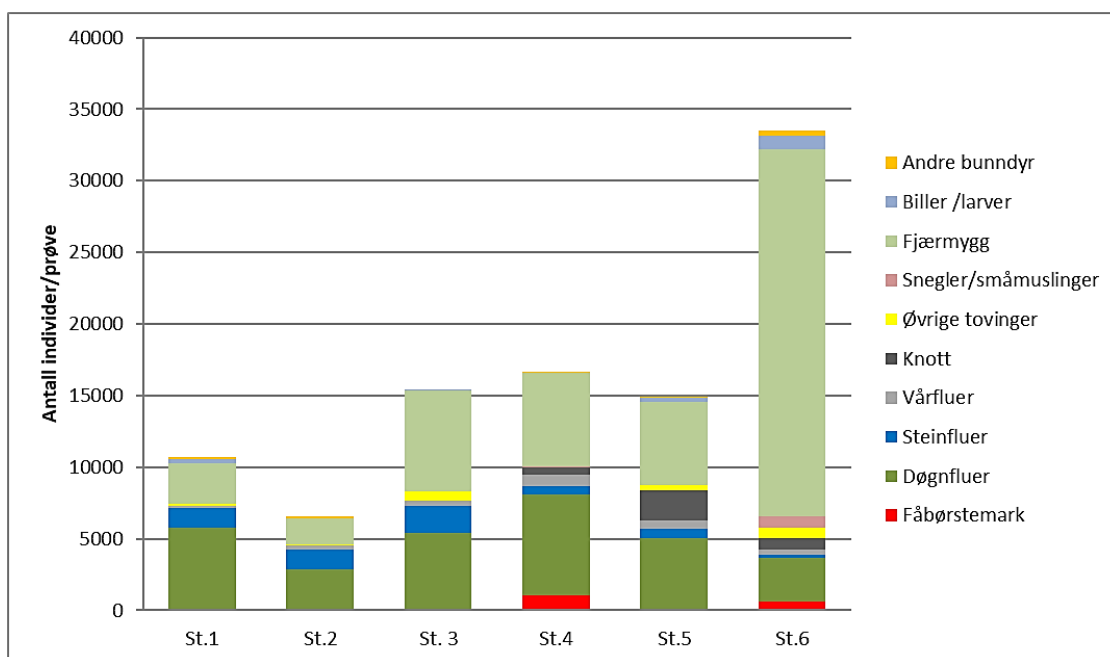
### **Bunndyrproduksjon (antall bunndyr per prøve)**

Det totale antall bunndyr per prøve fra mai-prøvene (**figur 10**) varierte fra 4936 (st. 6) til 12858 (st. 3) individer per tre minutters prøve (R-3). Øvrige stasjoner hadde mindre variasjon i antall bunndyr i denne perioden, og lå mellom 9006-9899 bunndyr per prøve. På alle stasjoner var dominerende bunndyrgruppe døgnfluer. Fjærmygg var sub-dominerende bunndyrgruppe på alle stasjoner unntatt stasjon 6, der elvebiller/-larver var mer tallrik enn resten av bunndyrgruppene i bunndyrprøven.



**Figur 10.** Bunndyrfaunaens sammensetning, dominansforhold og antall bunndyr per prøve på stasjon 1-6 i mai 2017.

I høstprøvene varierte det totale bunndyrantallet mye mellom stasjonene (**figur 11**), og lå mellom 6544 (st. 2) og 33519 (st. 6). Øvrige stasjoner hadde et bunndyrantall fra 10676 (st. 1) til 16659 (st. 4) individer per prøve. Bunndyrgruppen døgnfluer og fjærmygg hadde relativt likt dominansforhold på fem av seks stasjoner i denne perioden. Unntaket var ved stasjon 6 (referansestasjon), hvor det ble registrert en kraftig oppblomstring av fjærmygg. Her utgjorde denne bunndyrgruppen hele 25600 individer av 33519 bunndyr totalt (dvs. mer enn 76 % av bunndyrfaunaen).



**Figur 11.** Bunndyrfaunaens sammensetning, dominansforhold og antall bunndyr per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2017.



## Tilstandsklassifisering og miljøbedømming

**Tabell 7 og 8** viser en oversikt over anvendte miljøbedømningsindekser på bunndyrfaunaen.

Fem av seks stasjoner oppnådde indeksverdier tilsvarende «Svært god» økologisk tilstand i mai 2017 (**tabell 7**), med ASPT-indeksverdier over 6,8. Referansestasjon st. 5 oppnådde «God» økologisk tilstand, med kun små avvik fra grensenivået 6,8 for «Svært god» økologisk tilstand. BMWP-indeksen viste verdier godt over 100 for alle stasjoner, og varierte mellom 123 (st. 3) til 143 (st. 1 og 6).

**Tabell 7.** Samlet miljøtilstand i Hofstadelva på bakgrunn av bunnfaunaundersøkelser mai 2017. Oversikt over beregnede indekser og deres miljøtilstands-bedømming.

Hofstadelva, vårrunde 2017						
Dato: 31.05.2017	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
ASPT – Average Score Per Taxon	7,15	7,37	6,83	7,11	6,68	7,15
BMWP-indeks	143	140	123	128	127	143
EPT-indeks	26	25	23	20	21	26

I september oppnådde fire (st. 1, 2, 5 og 6) av seks stasjoner ASPT-indeksverdier tilsvarende «Svært god» økologisk tilstand (**tabell 8**). To stasjoner (st. 3 og 4) oppnådde «God» økologisk tilstand, nært opp mot grensenivået til «Svært god» økologisk tilstand. BMWP-indeksen viste også i denne perioden verdier godt over 100 for alle stasjoner, med variasjon fra 110 (st. 2) til 174 (st. 6).

**Tabell 8.** Samlet miljøtilstand i Hofstadelva på bakgrunn av bunnfaunaundersøkelser oktober 2017. Oversikt over beregnede indekser og deres miljøtilstands-bedømming.

Hofstadelva, høstrunde 2017						
Dato: 25.10.2017	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
ASPT – Average Score Per Taxon	7,0	6,88	6,68	6,61	7,09	6,96
BMWP-indeks	133	110	127	119	156	174
EPT-indeks	24	21	21	25	27	28

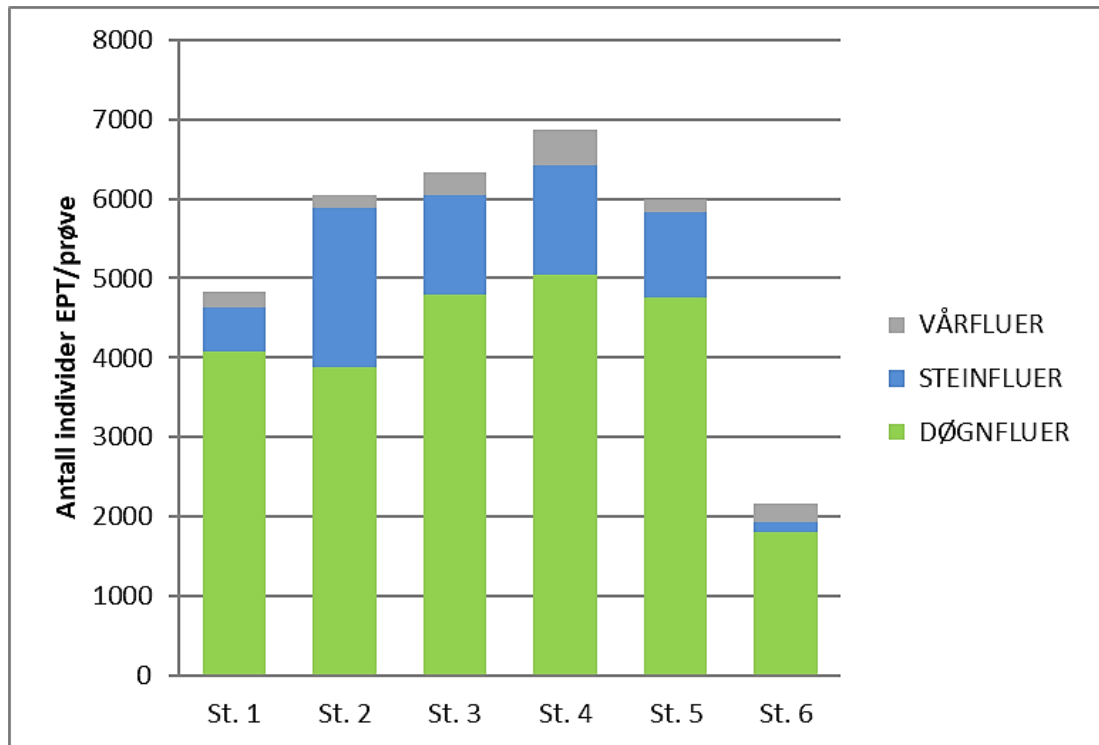
### 3.1.2 Resultater i 2019

#### Antall EPT-individer

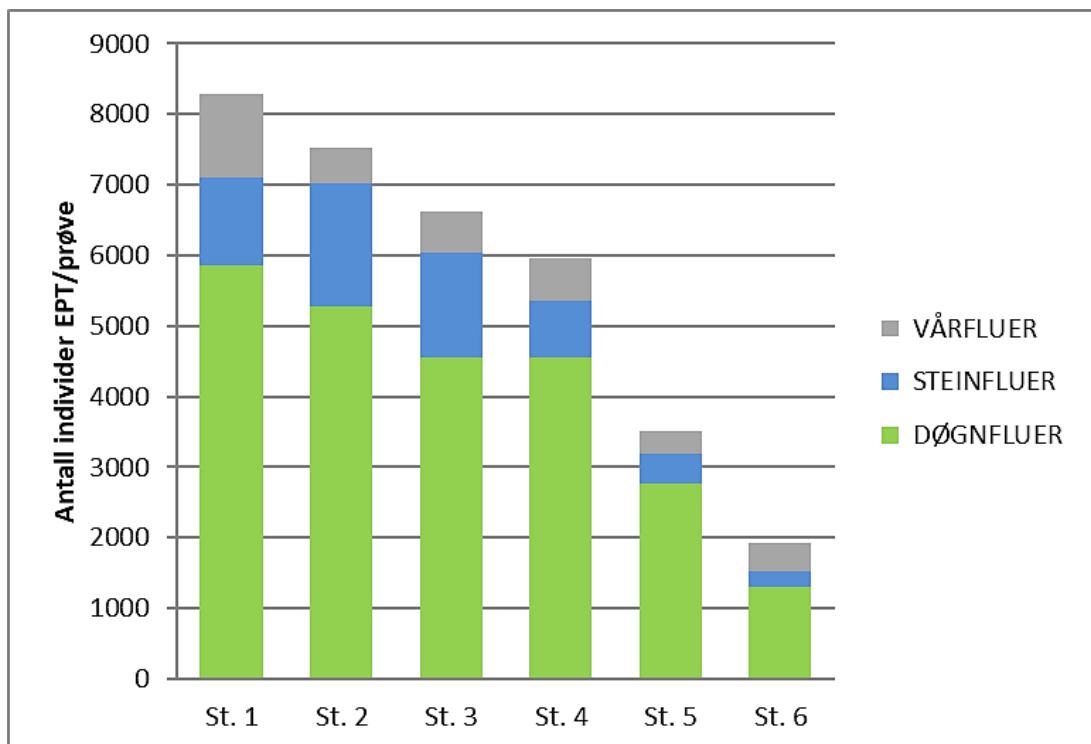
**Figur 12 og 13** viser stolpediagram over antall individer av døgn-, stein og vårflyer (EPT) per 3-minutts sparkeprøve i april og oktober 2019.

I april 2019 ble laveste antall av EPT-individer funnet ved stasjon 6 (2170 individer) (**figur 12**). Stasjon 6 skilte seg her ut, med et markant lavere antall EPT-individer sammenlignet med øvrige stasjoner, som varierte mellom 4823 (st.1) og 6865 (st. 4) individer.

I høstprøvene (oktober) 2019 ble det registrert 1913 EPT-individer ved stasjon 6, som var det laveste i denne perioden. Antallet individer av EPT øker deretter gradvis på stasjoner langs gradienten ned mot samløp med Gråelva, der det høyeste antall individer av EPT ble registrert på stasjon 1 nærmest samløpet, med 8288 individer per prøve (**figur 13**).



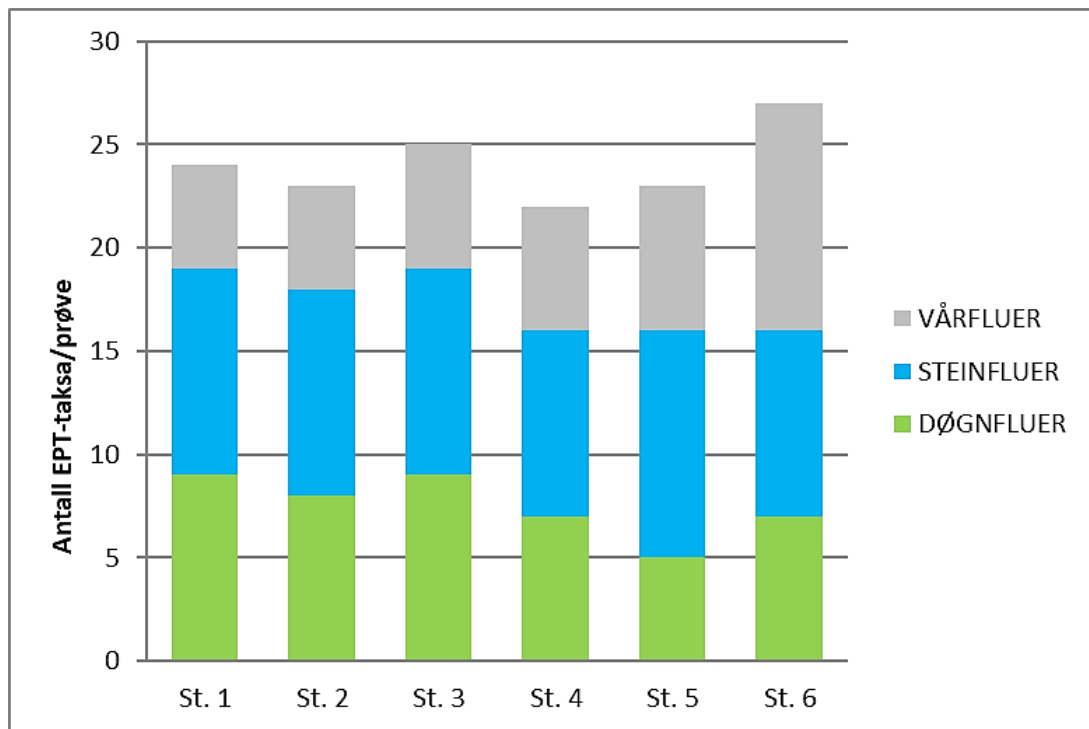
**Figur 12.** Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i april 2019.



**Figur 13.** Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2019.

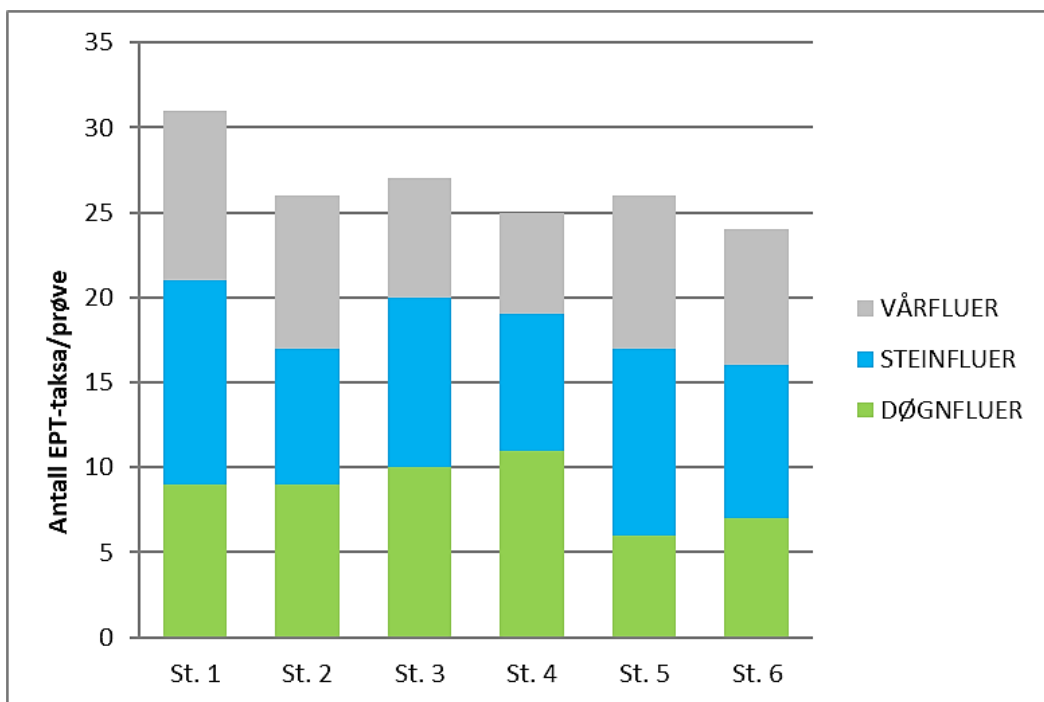
### **Biologisk mangfold av døgn-, stein og vårfluer (EPT)**

Antall ulike taksa av EPT varierte mellom 22 og 27 i bunndyrprøvene fra april 2019 (**figur 14**). Laveste mangfold ble registrert på stasjon 4, mens høyeste mangfold ble påvist på stasjon 6 i restaurert strekning.



**Figur 14.** Antall ulike taksa/arter av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i april 2019.

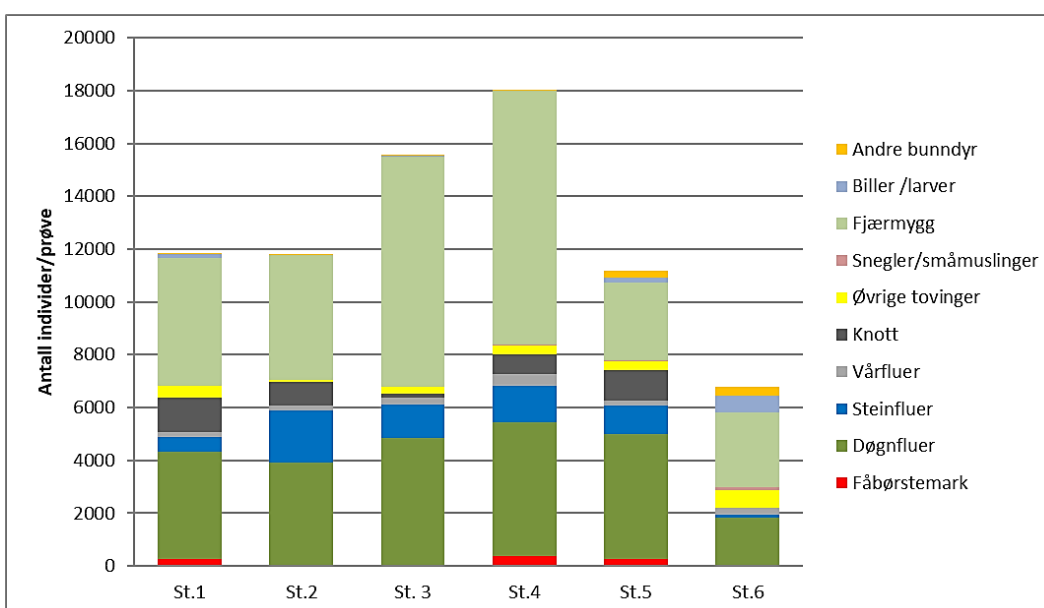
I høstprøvene varierte diversiteten av EPT mellom 24 og 31 på den enkelte stasjon. Her oppnådde stasjon 1 nå det høyeste mangfold av EPT i løpet av årene 2016-2019, med 31 ulike EPT-taksa. Øvrige stasjoner varierte mindre i antall EPT-taksa, fra 24 (st. 6) til 27 (st. 3) (**figur 15**).



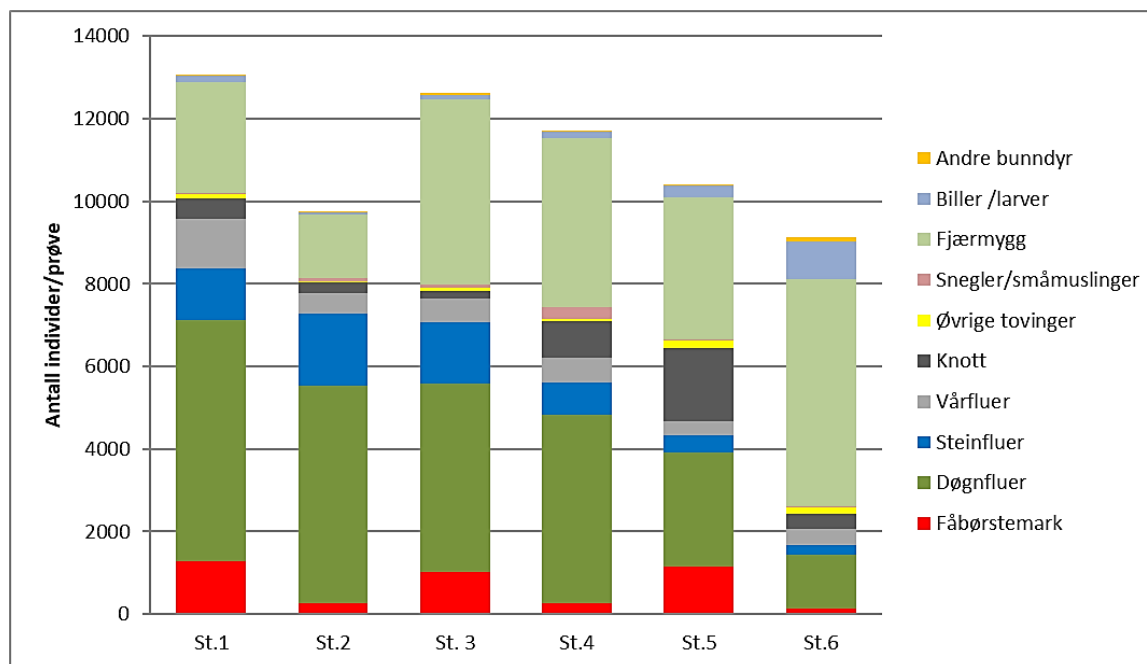
**Figur 15.** Antall ulike taksa/arter av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2019.

### **Bunndyrproduksjon (antall bunndyr per prøve)**

Det totale antall bunndyr per prøve (**figur 16**) varierte fra 6769 (st. 6) til 18017 (st. 4) individer i april 2019. Øvrige stasjoner hadde totalt antall bunndyr mellom 11174 og 15538 per prøve. Fjærmygg var dominerende bunndyrgruppe foran døgnfluer på fem av seks stasjoner. Ved stasjon 5 var dominansforholdet endret, og døgnfluer dominerte foran fjærmygg.



**Figur 16.** Bunndyrfaunaens sammensetning, dominansforhold og antall bunndyr per prøve på stasjon 1-6 i april 2019.



**Figur 17.** Bunndyrfaunaens sammensetning, dominansforhold og antall bunndyr per prøve på stasjon 1-6 i oktober 2019.

I høstprøvene varierte det totale bunndyrantallet mellom 9119 (st. 6) og 13048 (st. 1) (figur 17). Øvrige stasjoner varierte mellom 9736 (st. 2) og 12618 (st. 3) bunndyr per prøve. Døgnfluer var dominerende bunndyrgruppe ved stasjon 1 og 2. Ved stasjon 3 og 4 var dominansforholdet mellom døgnfluer og fjærmygg omtrent likt, mens ved st. 5 var fjærmygg mer tallrik enn døgnfluer. Ved stasjon 6 var fjærmygg klart mer tallrik enn døgnfluer.

### Tilstandsklassifisering og miljøbedømming

Tabell 9 og 10 viser en oversikt over anvendte miljøbedømningsindekser på bunndyrfaunaen i 2019.

To (st. 1 og st. 3) av seks stasjoner oppnådde ASPT- indeksverdier tilsvarende «Svært god økologisk tilstand» i april 2019 (tabell 9). Øvrige stasjoner oppnådde indeksverdier mellom 6,22 og 6,74, tilsvarende «God» økologisk tilstand. BMWP-indeksen viste verdier fra 106 (st.5) til 155 (st.6), der stasjoner i tiltaksområdet oppnådde en indeksverdi mellom 106-136.

**Tabell 9.** Samlet miljøtilstand i Hofstadelva på bakgrunn av bunnfaunaundersøkelser april 2019. Oversikt over beregnede indekser og deres miljøtilstands-bedømming.

Hofstadelva, vårrunde 2019						
Dato: 15.04.2019	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
ASPT – Average Score Per Taxon	6,81	6,63	6,8	6,44	6,24	6,74
BMWP-indeks	143	126	136	116	106	155
EPT-indeks	24	23	25	22	23	27

I oktober 2019 oppnådde en (st. 3) av seks stasjoner ASPT-indeksverdier tilsvarende «Svært god» økologisk tilstand (tabell 10). Øvrige stasjoner oppnådde «God» økologisk tilstand, med

verdier mellom 6,36 (st. 4) og 6,73 (st. 5). BMWP-indeksen var svært høy i perioden for alle stasjoner, og viste verdier fra 163 (st.1) til 134 (st.6).

**Tabell 10.** Samlet miljøtilstand i Hofstadelva på bakgrunn av bunnfaunaundersøkelser i oktober 2019. Oversikt over beregnede indekser og deres miljøtilstands-bedømming.

Hofstadelva, høstrunde 2019						
Dato: 08.10.2019	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
ASPT – Average Score Per Taxon	6,52	6,52	6,96	6,36	6,73	6,7
BMWP-indeks	163	150	160	140	148	134
EPT-indeks	31	26	27	25	26	24

### 3.1.3 Utvikling i bunndyrsamfunnet i undersøkelsesperioden

I dette avsnittet sammenlignes diversiteten av EPT (som mål på biologisk mangfold), antall bunndyr per prøve (som mål på bunndyrproduksjon) og de ulike miljøbedømming-indeksenenes utvikling i tid, for bunndyrfaunaen i Hofstadelva, der også før-data fra 2011 (Kjærstad mfl. 2011) er inkludert i denne kvalitative sammenligningen.

Det er valgt å slå sammen stasjonsområder innenfor ulike vassdragsavsnitt, ved å dele avsnittene inn i tre soner, avhengig av graden av endringer sonen har hatt i tilknytning til det gjennomførte sikrings- og restaureringstiltaket.

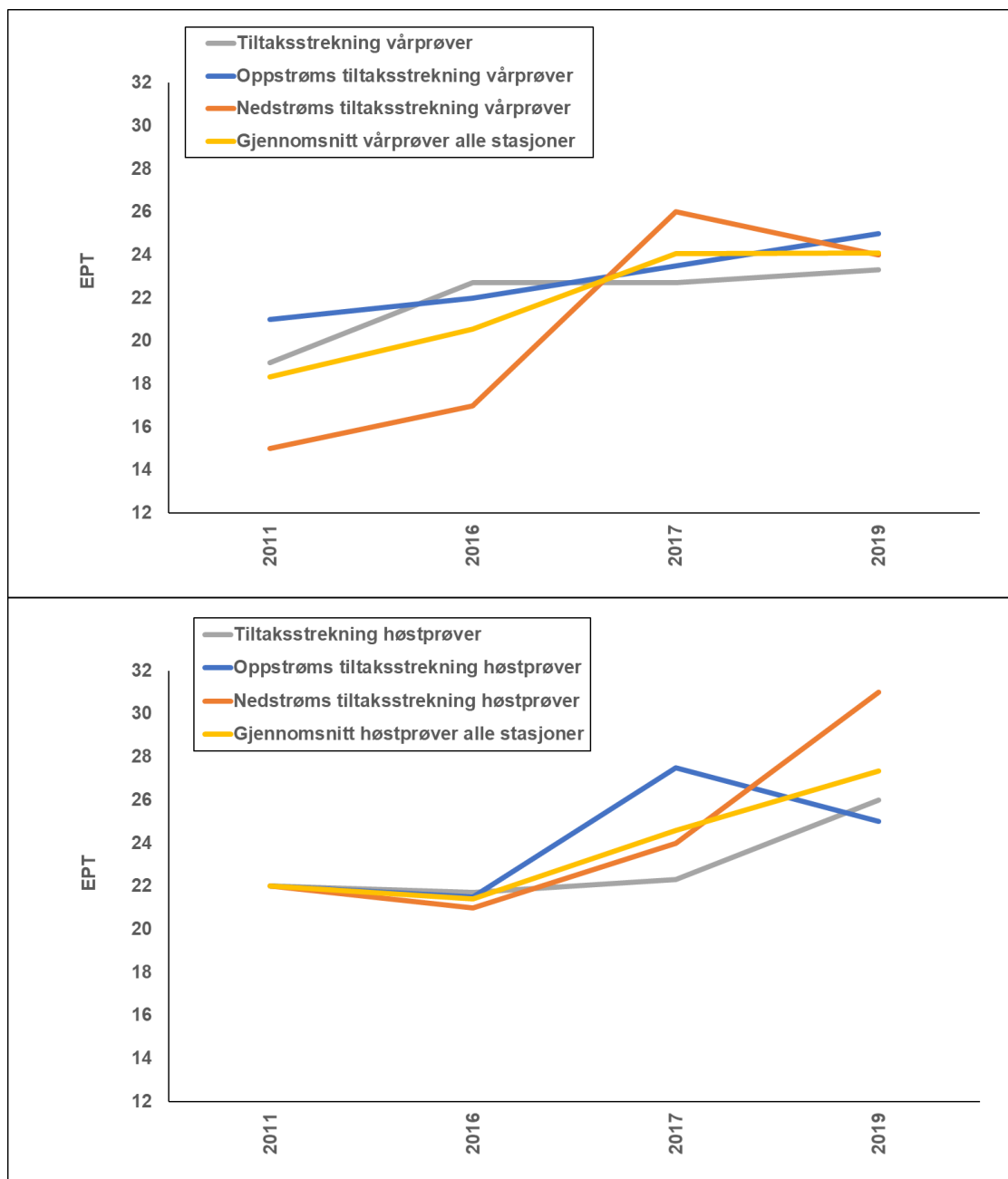
1. Sone «nedstrøms tiltaksstrekning». Denne sonen utgjør vassdragsavsnitt før samløp med Gråelva, og som ikke er direkte berørt av tiltaket, men som likevel mottar påvirkninger som følge av økt avrenning (fra tiltaksområdet) og økt masse-/sediment-transport etter tiltaket. Sonen omfatter stasjon 1 i 2011 (Kjærstad mfl. 2011) og er også kalt stasjon 1 i denne undersøkelsen).
2. Sone «tiltaksstrekning». Denne sonen er innenfor tiltaksområdet i elva, og elveavsnittet er derfor direkte berørt, ved at hele elveløpet og nærliggende vegetasjonsbelte er fullstendig endret og fullrestaurert. Det er valgt å anvende data fra stasjon 2 i før-undersøkelsen i 2011 (Kjærstad mfl. 2011), som er mest nærliggende for denne sonen. Stasjoner 2, 3 og 4 er lokalisert innenfor denne sonen. Her er bunndyrdata oppgitt som midlere verdier i sammenligningsgrunnlaget fra disse tre stasjonene sammenslått.
3. Sone «oppstrøms tiltaksstrekning». Denne sonen er lokalisert ovenfor tiltaksområdet. Vi har valgt å benytte stasjonsområde 3 fra 2011 (Kjærstad mfl. 2011). Denne stasjonen ligger like oppstrøms Fv 752. For perioden 2016-2019 anvendes bunndyrdata fra stasjon 5 og 6. Noen partier ved stasjon 5 er nylig sikret i yttersvinger, mens stasjon 6 er urørt i nyere tid. Vi anser disse to stasjonene å være representative for elvepartier som ikke ble berørt av sikrings- og restaureringstiltakene i Hofstadelva.

**Figur 18- 22** viser samlefigurer over utviklingen i bunndyrsamfunn innenfor i de forskjellige sonene i Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak i 2011. **Vedlegg B-E** viser figurer med de samme data fra de ulike sonene og vår-/høstundersøkelsene presentert i enkeltfigurer.

#### **Biologisk mangfold av døgn-, stein og vårfluer (EPT)**

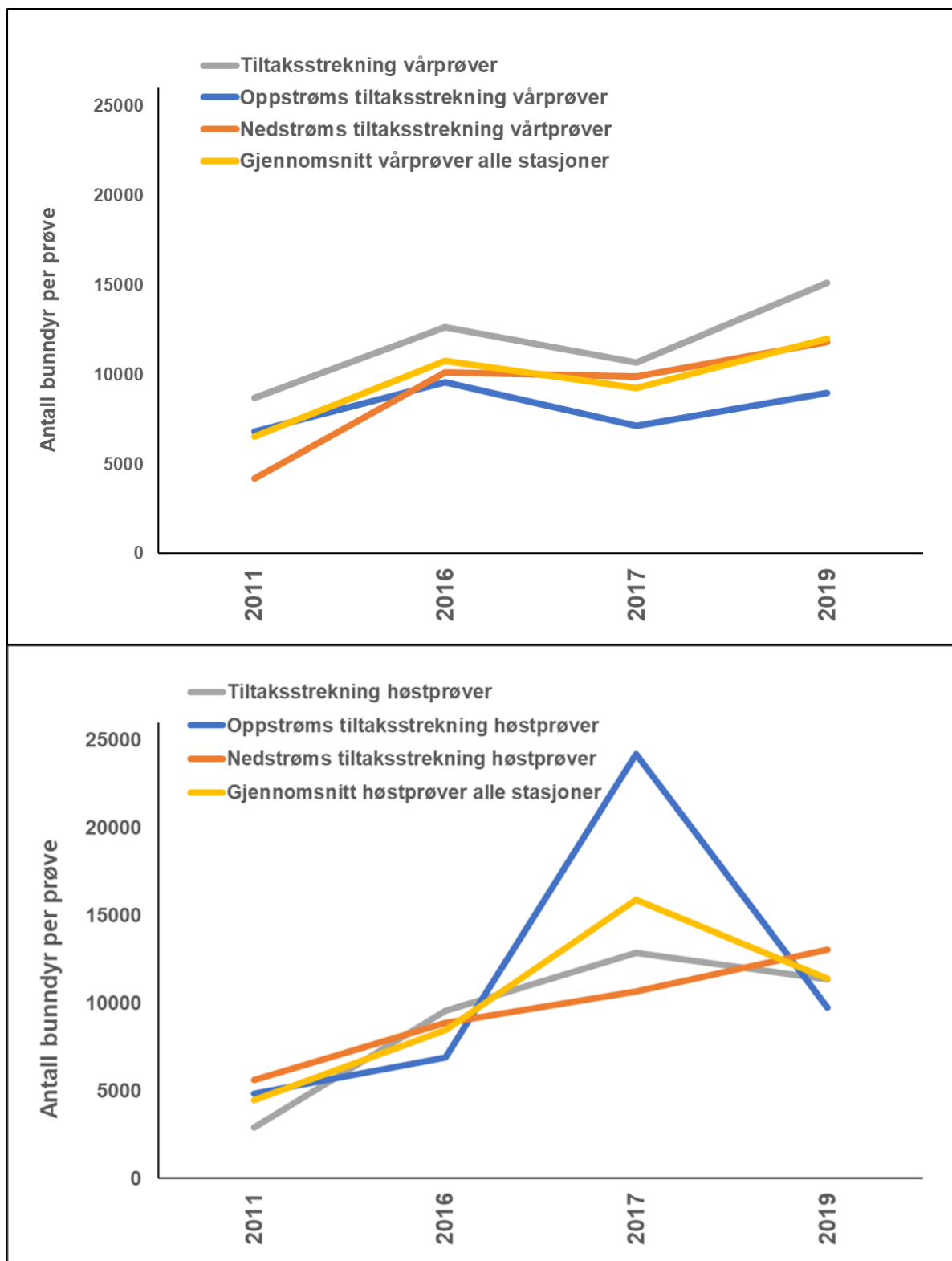
Utviklingen i den til enhver tid registrerte diversiteten av EPT på de forskjellige stasjonene og sonene viser en klar positiv tendens gjennom undersøkelsesperioden 2011-2019 (**figur 18, ved-**

**legg B).** I vårundersøkelser i Sone «tiltaksstrekning» økte mangfoldet gradvis gjennom hele perioden, fra 19 i 2011, til 22,3 i 2019 (**figur 18, vedlegg B**). Tendensen var lik for denne sonen også i høstprøvene, med økning fra 22 i 2011 til 26 i 2019 (**figur 18, vedlegg B**). Samme tendens ble observert i de øvrige sonene i vårundersøkelsene, men med noe mer variasjon i antall EPT, både mellom år og mellom perioder av året, for enkelte soner. Størst variasjon ble registrert i sone «nedstrøms tiltaksstrekning». Her ble det registrert hhv. 15 og 22 EPT i 2011 i vår- og høstundersøkelsene. Dette hadde økt til 24 og 31 i vår- og høstundersøkelsene i 2019. Sone «oppstrøms tiltaksstrekning» viste også variasjon i antall ulike EPT. Vårprøvene viste en stabil økning fra 21 EPT i 2011 til 25 EPT i 2019. Høstprøvene viste en svak nedgang fra 22 EPT i 2011 til 21,5 EPT i 2016, for deretter å øke til 25 EPT i 2019.



**Figur 18.** Utvikling i antall døgn-stein- og vårfluer (EPT-indeks) i Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak (2011). Øverst: Vårprøver. Nederst: Høstprøver.

**Bunndyrproduksjon (antall bunndyr per prøve)**



**Figur 19.** Utvikling i antall bunndyr i vårprøver for stasjoner i de ulike sonene i Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak (2011). Øverst: Vårprøver. Nederst: Høstprøver.



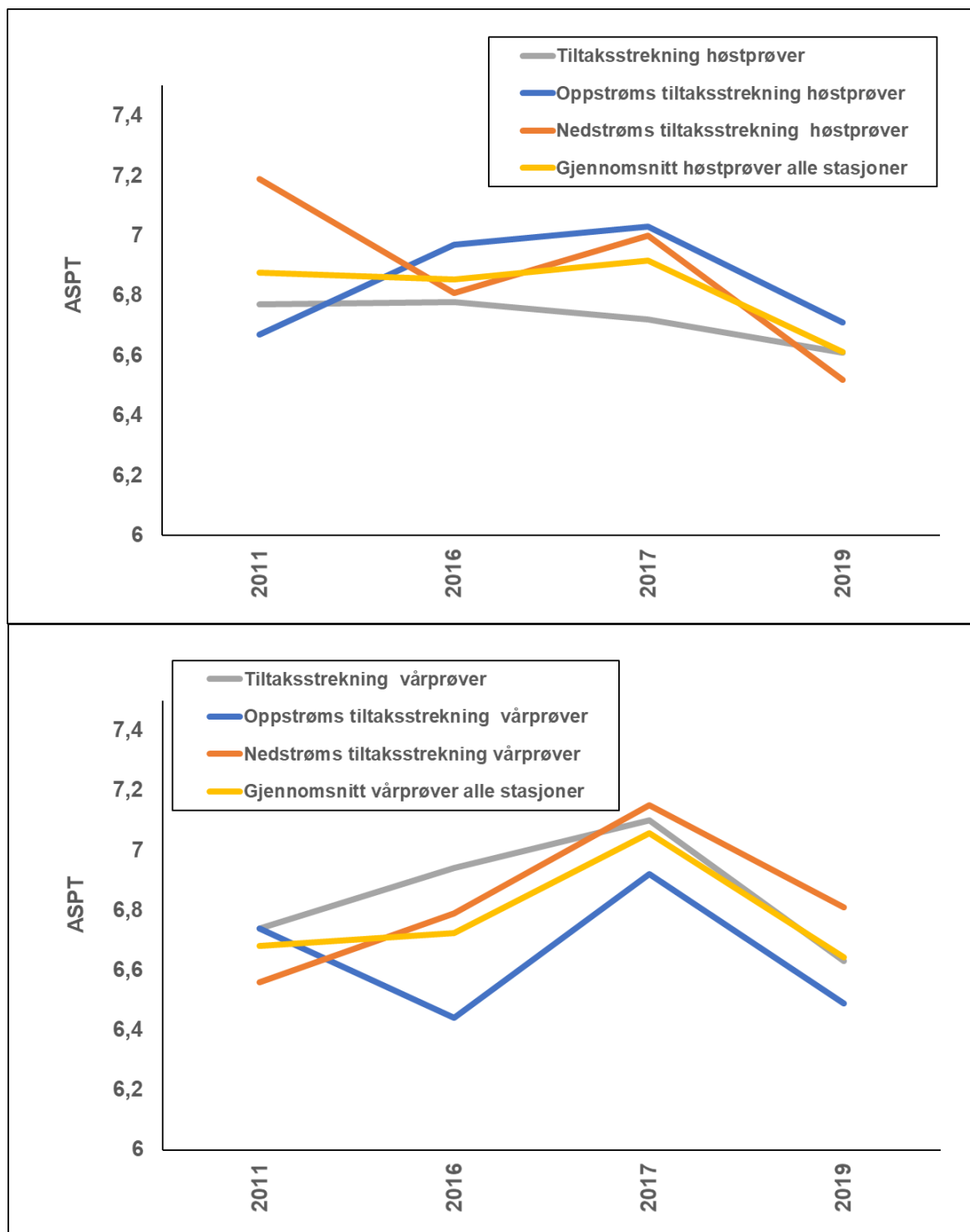
Bunndyrdata fra før tiltaket viser at Hofstadelva hadde en varierende bunndyrproduksjon vår og høst i 2011 (Kjærstad mfl. 2011), som samlet sett kan betegnes som god produksjon sammenlignet med andre tilsvarende undersøkelser i sammenlignbare vassdrag i Trøndelagsregionen (Bergan 2019, 2020). Sammenlignet med stasjoner i andre sidevassdrag til Gråelva, som f.eks. Råelva (bunndyrdata fra høsten 2016), så var bunndyrproduksjonen vesentlig høyere (Bergan 2016). Antall bunndyr per prøve varierte som forventet mye mellom vår og høst innenfor stasjoner og soner, og i mellom år og perioder på året (**figur 19, vedlegg C**) etter sikringstiltakene. Vi ser likevel en klar tendens til at det totale antall bunndyr per prøve økte i stasjoner/soner som er enten var direkte berørt (Sone «tiltaksstrekning») eller indirekte berørt (Sone «nedstrøms tiltaksstrekning») (**figur 19**) i Hofstadelva.

Høsten 2017 ble det registrert uvanlig høy bunndyrproduksjon på stasjon 6, ovenfor tiltaksstrekningen, med ett totalt antall bunndyr på mer enn 33.000 bunndyr per prøve (se artsliste **vedlegg a**, og figur i **vedlegg C**). Resultatet ga stort utslag på gjennomsnittsverdien (st. 5 og 6) for sone «oppstrøms tiltaksstrekning» i høstperioden dette året. Det uvanlige bunndyrtallet skyldes fortrinnsvis kraftig oppblomstring av tovinger i gruppen fjærmygg (Chironomidae) (se **figur 11** på side 19, og kommentarer knyttet til antall fjærmygg på stasjon 6). Bunndyrgruppen fjærmygg oppnår ofte svært høye tettheter ved for eksempel moderat til kraftig landbrukspåvirkning, organisk belastning og/eller næringsaltanrikning fra andre kilder (for eksempel sanitært avløp) til vassdrag.

### **ASPT- indeks (Average score per taxon) og økologisk tilstand**

Alle stasjoner i Hofstadelva, både vår og høst, plasserer seg med ASPT-indeksverdier som ligger godt over grensenivået 6,0 og «God» økologisk tilstand allerede fra første vårundersøkelse i perioden 2016-2019 (**figur 20, vedlegg D**). Dette tilsvarer tilstanden før tiltaket i 2011 (Kjærstad mfl. 2011).

Ved sammenligning av før-situasjonen i 2011 med perioden 2016-2019 etter tiltaket, så viste resultatene variasjoner mellom vår og høst innenfor stasjoner og soner, og i mellom år og perioder på året. Generelt sett ble det ikke observert store variasjoner eller endringer knyttet til ASPT-indeksverdier mellom 2011 og 2019 i bunndyrmaterialet (**figur 20**), utover det man normalt kan forvente av metodiske usikkerheter og tilfeldigheter knyttet til standard innsamlings- og bearbeidingsmetodikk ved slike bunndyrundersøkelser. Hvorvidt en svak tendens til nedgang i 2019-materialet (**figur 20**) indikerer begynnelsen på en vedvarende negativ utvikling på grunn av stadig økende grad av nedslamming og lavere vann-/habitatkvalitet i tiltaksområdet, kan vi ikke si noe om. Dette må eventuelle oppfølgende undersøkelser søke å avdekke.

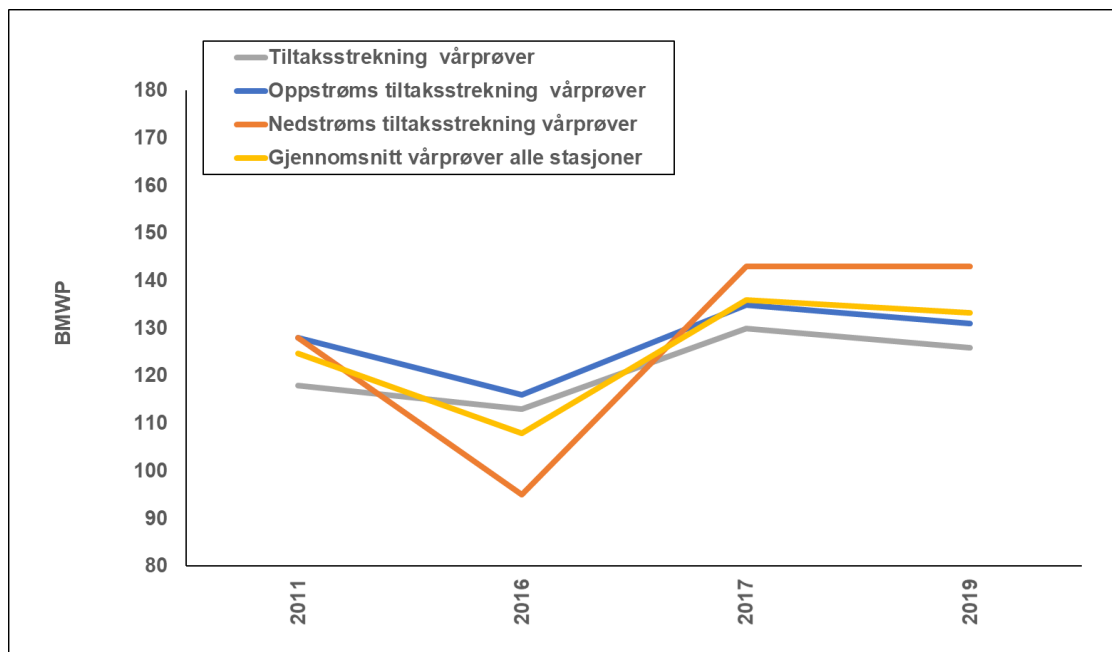


**Figur 20.** Utvikling i ASPT-indeksverdier for høst- og vårprøver i Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak (2011).

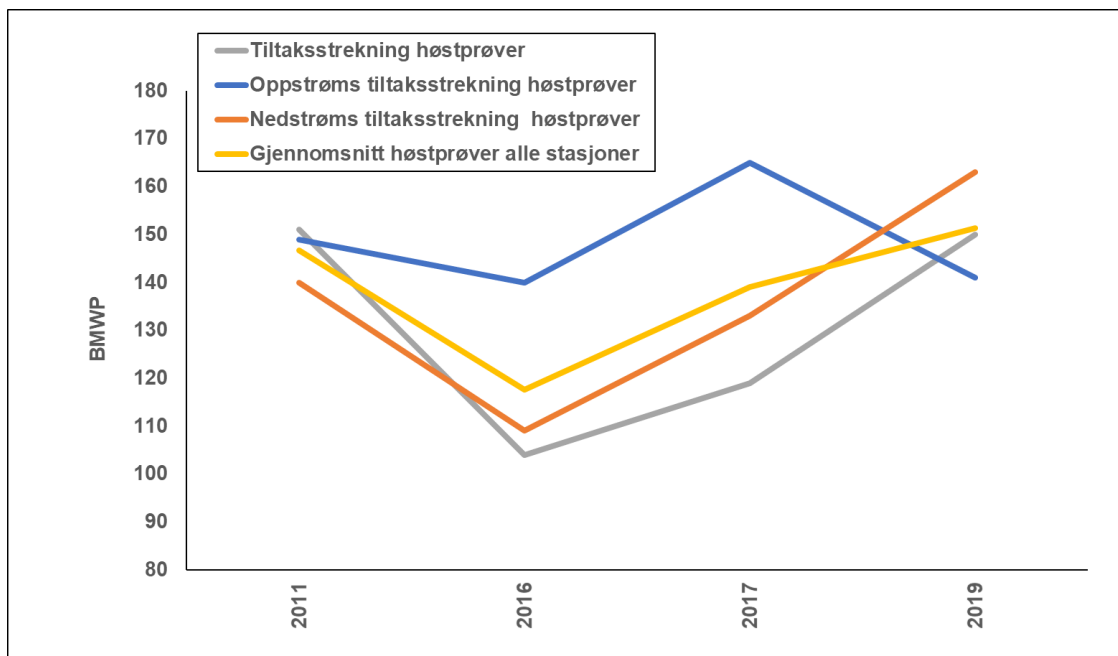
### **BMWP- indeks (Biological Monitoring Working Party)**

Hofstadelvas bunndyrsamfunn oppnådde høye BMWP-indeksverdier i begge undersøkelsesperioder før tiltaket (Kjærstad mfl. 2011, se **figur 21** og **22, vedlegg E**). Resultatene like etter restaurering viste en klar nedgang i BMWP-verdiene våren 2016 for alle soner, også ovenfor tiltaksområdet, før trenden i materialet igjen viste (varierende) stigning i BMWP-verdiene. Resultatet

er i tråd med forventningene etter fullrestaurering av vassdrag (Bergan 2010a, 2010b, 2021). Deretter viste det seg en positiv trend og økning i ASPT-verdiene. Sammenlignet med 2011-verdiene var det kun små forskjeller i BMWP-verdiene i siste undersøkelsesår i 2019. Dette gjelder for både vår og høstperiodene disse årene (**figur 21** og **22, vedlegg E**). Sone «tiltaksstrekning» oppnådde en midlere BMWP-verdi som var på nivå (vårperiode) eller høyere (høstperiode) i 2019 sammenlignet med før data fra begge perioder i 2011.



**Figur 21.** Utvikling i BMWP-indeksverdier i vårprøver fra ulike stasjoner i ulike soner av Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak (2011).



**Figur 22.** Utvikling i BMWP-indeksverdier i høstprøver fra ulike stasjoner i ulike soner av Hofstadelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 sammenlignet med før tiltak (2011).

### 3.1.4 Reetablering av nøkkeltaksa i bunndyrsmfunnet.

Begrensninger ved innsamlingsmetoden, omfang og innsats gjør at det er vanskelig å fange opp små endringer og andre forskjeller på mikronivå ved bunndyrfaunaen før og etter tiltaket i Hofstadelva. Store endringer, som bortfall av vanlig forekommende taksa og oppblomstring av ulike bunndyrgrupper, er det likevel mulig å synliggjøre med metodikken og det tilgjengelige datamaterialet. Videre er det mulig å foreta enkle sammenligninger av biologisk mangfold av døgn-, stein- og vårfluer før og etter tiltak.

Kjærstad mfl. (2011) identifiserte viktige nøkkeltaksa (arter, slekter eller familier) av døgn- stein og vårfluer i Hofstadelva før sikringstiltaket. Etter dette er også øvre del av Hofstadelv-vassdraget (Ulstadelva) undersøkt med en enkeltprøve av bunndyr på en stasjon høsten 2018 (Kjærstad mfl. 2019). Her ble det avdekket et høyt biologisk mangfold av EPT, med de fleste av nøkkelartene som også ble påvist i Kjærstad mfl. (2011).

De framhevede bunndyrartene i Kjærstad mfl. (2011) var viktige taksa å ta hensyn til for elva i forbindelse med restaureringen, da de har spesielle habitatkrav eller en viktig funksjon (næringsdyr for fisk) i elva. Disse artene ble framhevet som «nøkkeltaksa» i økosystemet i Hofstadelva, både i forhold til biologisk mangfold, næringstilbud for fisk og grad av måloppnåelse etter restaurering, noe som krever spesiell og naturlig restaurering for et suksessfullt sluttresultat.

Det bemerkes at naturtilstanden i Hofstadelva, og for Gråelva-systemet for øvrig, er ukjent. Vassdragene har stor grad av menneskeskapte belastninger og påvirkning i nedbørfeltet, som er uavhengig av sikringstiltaket. Dette betyr mye for hva man kan forvente å finne av arter av bunndyr og strukturell/funksjonell bunndyrfaunasammensetning, og er nærmere diskutert i Saksgård mfl. (2020) for Gråelva. Hva som er naturlig er derfor gjenstand for stor grad av faglig ekspertvurdering. Å sammenligne dagens situasjon for bunndyrfaunaen med naturtilstanden må derfor bygges på empiri og regional kunnskap om hvilket artsmangfold man kan forvente. Videre presiseres det også at måloppnåelsen for sikringstiltaket i Hofstadelva ikke nødvendigvis har naturtilstand som referanse, selv om dette alltid er et bakenforliggende miljømål knyttet til vannforskriften. Hovedmålet for tiltaksområdet i Hofstadelva er å oppnå minimum like god tilstand (mangfold av bunndyr, dominansforhold av bunndyrtaksa og bunndyrproduksjon) som før tiltaket ble igangsatt, samtidig som bunndyrfaunaens økologiske funksjon i vassdraget er ivaretatt (arters egenverdi, næringsdyr for andre organismer og rolle i økosystemet).

#### Døgnfluer

##### **Døgnfluefaunaen før tiltak**

Bunndyrgruppen døgnfluer skal være en svært viktig del av bunndyrfaunaen i Hofstadelva. Det ble funnet fra fem til åtte ulike døgnfluefluetaksa på den enkelte stasjon innenfor hver periode på året i 2011, og til sammen om lag ni ulike taksa eller mer ble registrert i løpet av de to periodene i 2011 før tiltak. Gruppen døgnfluer var sterkt dominert av arter og slekter i familien Baetidae i hele elva i 2011 før restaureringstiltaket (Kjærstad mfl. 2011). Familien var representert ved arten *Baetis rhodani* (Norges vanligste døgnflue), som var sterkt dominerende i antall. I tillegg var artene *Baetis muticus* og *Baetis niger* (*digitatus*) vanlige, med sporadisk innslag av arten *Centroptilum luteolum* i øvre del. Utover dette forekom fåtallige og sporadiske innslag av arter i familiene Heptageniidae (*Heptagenia sulphurea*), Ephemerellidae (*Ephemerella mucronata*) og Leptophlebiidae (*Paraleptophlebia* sp.). Døgnflua *Ephemerella danica* var vanlig i hele Hofstadelva før tiltaket. Denne arten ble framhevet som nøkkelart for vassdraget av Kjærstad mfl. 2011), både knyttet til artens viktige funksjon som byttedyr for fisk, men også relativt strenge krav til (spesielle) habitat. Disse kravene må etterlignes ved en restaurering, da arten ville blitt kraftig redusert i forekomst ved bruk av tradisjonelle sikringstiltak utformet med storstein og ensartet hydromorfologi.

### Døgnfluefaunaen etter tiltak

Allerede ved første undersøkelsestidspunkt våren 2016 var alle tidligere påviste taksa reetablert i restaurert strekning av Hofstadelva (**figur 23**). Spesielt arter i familien Baetidae var allerede da svært tallrike. Dette er arter som er hyppig forekommende i naturlig, drift i vannstrømmen nedover vassdrag (Bergan & Nystad 2003), eksempelvis fra artsbanker ovenfor tiltaksstrekningen.



**Figur 23.** Store mengder Baetider, dominert av arten *Baetis rhodani*, i prøvetakingsbakken fra restaurert strekning i Hofstadelva høsten 2016. Denne gruppen av døgnfluer er å anse som pionér-arter ved restaurering av hurtigrennende vassdrag, og er samtidig en svært viktig matkilde for laks- og ørretunger. Foto: Morten André Bergan.

Videre ble den bløtbunnstilknyttede nøkkelarten *E. danica* registrert med et lavere antall på to av tre stasjoner i restaurert strekning, både høst og vår dette første året (2016) etter restaurering (**figur 24**).



**Figur 24.** Døgnflua *Ephemera danica* (midt i bildet) ble registrert allerede våren 2016 på to av tre stasjoner i restaurert strekning av Hofstadelva. Foto: Morten André Bergan, NINA.

I 2017 og 2019 var utviklingen fortsatt positiv for døgnfluefaunaen på restaurert strekning, med tallrike forekomster av alle forventede arter innen familien Baetidae, med en fortsatt sterk dominans av *B. rhodani*. Alle forventede arter ble registrert både i 2016, 2017 og 2019, men også innslag av arter som ikke ble påvist i 2011 (eksempelvis «sommerarten(-e)» *Baetis fusca-tus/scambus* (st.5, vår 2016), samt *Ameletus inopinatus* (st. 2, vår 2016), *Heptagenia dalecarlica* (mange stasjoner, alle år) og *Leptophlebia sp.* (st. 3, vår 2017, st. 1 vår 2017, st. 2 vår 2019).

Utviklingen for nøkkelarten *E. danica* etter restaurering vurderes som svært positiv på bakgrunn av våre data. Innslaget av arten varierte på restaurert strekning i perioden 2016-2019, men ble påtruffet på de fleste stasjoner. I høstundersøkelsen i 2019, som er siste prøvetakingsrunde så langt i overvåkingsprogrammet, ble *E. danica* registrert på alle seks stasjoner i Hofstadelva. Årsaken til så vidt suksessfull reetablering av arten er direkte knyttet til den naturhermende tilnærmingen til restaureringsarbeidet. Ved (tidligere) tradisjonell rassikring med grov skuttstein/blokk i et avsmalnet og ofte utrettet, ensartet elveløp, ville denne arten ikke hatt gode nok livsvilkår til å danne en livskraftig eller tallrik bestand. Som påpekt i Kjærstad mfl. (2011) og Bergan mfl. (2017) krever arten stor grad av naturlighet ved hydromorfologien i et vassdrag, med myk bunn dominert av mudder/finsubstrat og sakteflytende/stille elvepartier (loner). Dette var vassdragskvaliteter som karakteriserte deler av Hofstadelva før erosjonssikringen ble gjennomført. Slike elvehabitater er i stor grad forsøkt etterlignet og reetablert langs elvegradienten som er restaurert i dag, gjennom anlegging av flere større kulper, lonerpartier og dammer, ikke minst med «Kjøsnesdammen» (figur 25, men se også figur 63, avsnitt 3.3. ). Kjøsnesdammen anser vi som det beste og mest vellykkede eksempelet på denne typen habitater.



**Figur 25.** Den kunstige «Kjøsnesdammen», dominert av mudderbunnn med lav vannhastighet, er en viktig «hotspot» for døgnflua *Ephemera danica* i restaurert strekning av Hofstadelva. Foto fra april 2019. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Bergan mfl. (2017) viser også til at det i mai 2016 forsøksvis ble prøvetatt noen kvadratmeter av «Kjøsnesdammen» (figur 25). Dette for å kunne si noe om habitatet allerede da hadde produksjon av *E. danica*. Dammen har svært lav vannhastighet, og det var allerede etablert finpartikulær slam-/mudderbunnn som representerer denne nøkkelartens habitatkrav. I en kvalitativ ett minuttssparkeprøve tilpasset bløtbunnn ble det påvist en svært god forekomst av *E. danica*, med individer i ulike nymfestadier, der spesielt tidlige/unge stadier var tallrike i prøven. Dette ble tolket som en god indikasjon på at arten allerede da hadde etablert seg og reproduserte i dammen og på elveavsnittet (Bergan mfl. 2017).

## Steinfluer

### **Steinfluefaunaen før tiltak**

Steinfluefaunaen i Hofstadelva var middels mangfoldig før tiltaket, og besto av vanlig forekommende rentvannskrevende arter og slekter, men uten spesielt høye individtall per art eller slekt (Kjærstad mfl. 2011). Det ble funnet fra fire til 11 ulike steinfluetaksa på den enkelte stasjon i hver periode på året, og til sammen 13 ulike steinfluetaksa eller mer ble registrert i løpet av de to periodene i 2011. Innsamlingsmetodikken i 2011 inkluderte også håvslag etter voksne individer langs kantvegetasjonen, som den gang var tett, overhengende og velutviklet.

Dominerende steinflueslekt i antall individer var *Amphinemura* sp., fortrinnsvis med arten *Amphinemura borealis*. Utover dette var rentvannskrevende steinflueslekter godt representert, eksempelvis med arter i familien Taeniopterygidae (*Taeniopteryx nebulosa* og *Brachyptera risi*) *Leuctra* sp., Capniidae (*Capnia* sp. og *Capnopsis schilleri*). Slekten *Nemoura* sp., med arter som er noe mer tolerante overfor nedslamming eller forurensning, var også normalt forekommende, i tillegg til et lavere innslag av arten *Protonemura meyeri* i nedre del av elva. Blant rovformer av steinfluer var arter innen slekta *Isoperla* vanlig forekommende på alle stasjoner i Hofstadelva. Arten *Isoperla difformis* (figur 26) ble identifisert som karakterart av Kjærstad mfl. (2011), siden denne arten har noe strengere krav til habitat enn sine mer vanlige søsterarter *Isoperla grammatica* og *Isoperla obscura*, samt at hanner av *I. difformis* har reduserte vinger, noe som gjør dem til dårlige flyvere. *I. difformis* regnes for å være spesielt sårbar for økt vanntemperatur, og

betegnes som sjelden i bl.a. Finland i dag, som følge av menneskeskapte, hydromorfologiske inngrep og redusert vannkvalitet (Rassi et al. 1992, Vouri et al 1999).



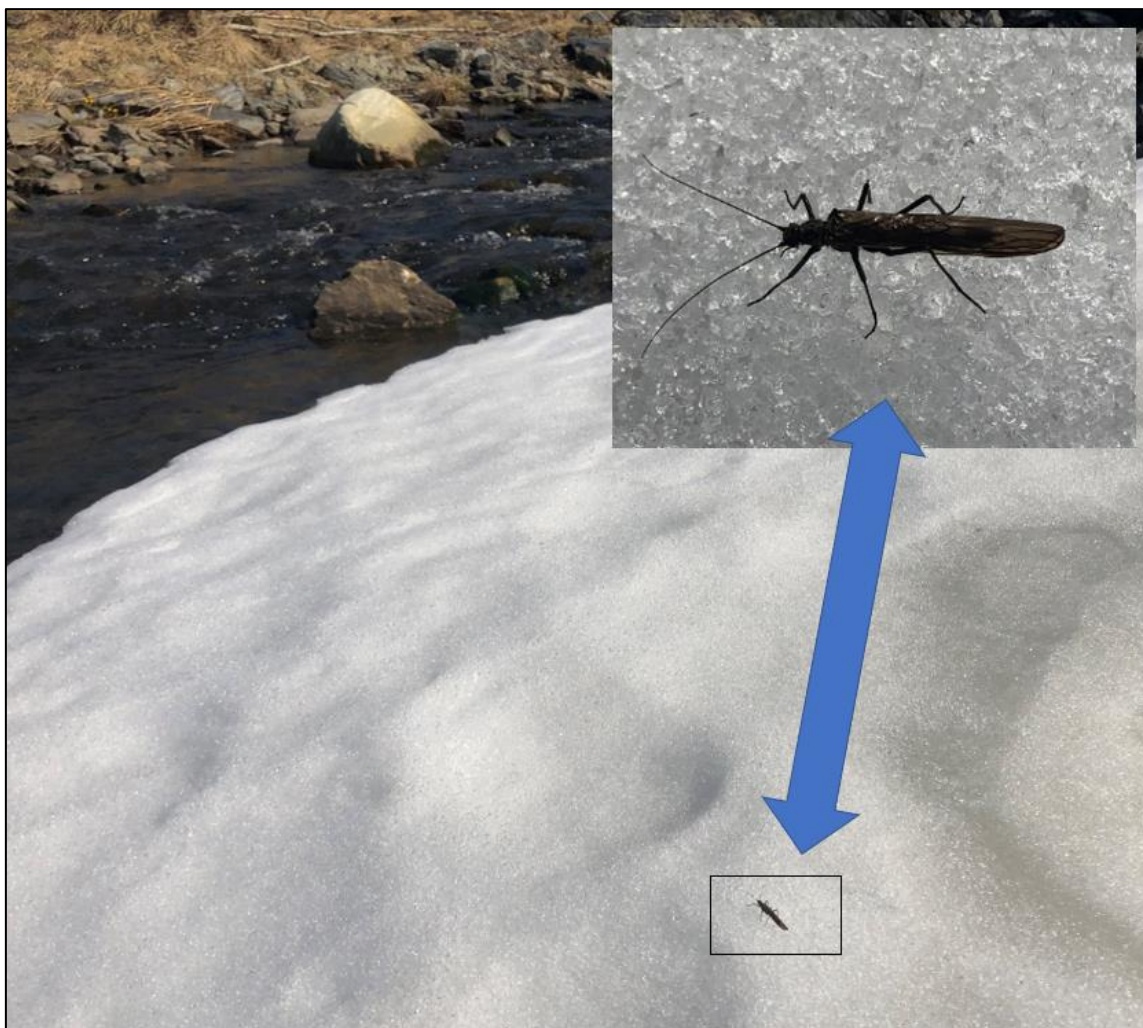
**Figur 26.** Voksne *Isoperla difformis* (hunn og hann) registrert før tiltak i 2011 (foto til venstre). Samme art (hann) registrert i det lille som fantes av kantvegetasjon nært elveløpet i tiltaksområdet i Hofstadelva våren 2017, etter tiltak. Foto: Morten André Bergan, NINA.

### Steinfluefaunaen etter tiltak

Reetableringen av steinfluer i Hofstadelva etter tiltaket skjedde umiddelbart, og fortrinnsvis gjennom naturlig drift fra strekninger ovenfor sikringstiltaket. Små stadier av de fleste steinflueartene i Hofstadelva forventes å være tallrike i naturlig drift i vannstrømmen (Bergan & Nystad 2003). Allerede det første året (2016) var alle tidligere arter og slekter som ble registrert i 2011 tilbake på vassdragstrekningen som var fullrestaurert, til tross for stor mangel på kantvegetasjon langs så godt som hele tiltaksstrekningen. *I. difformis* ble ikke registrert i vårprøvene 2016, noe som kan skyldes sen vårinnsamling dette året og at det ikke ble håvslått etter voksne insekter i kantvegetasjonen (som manglet). I høstprøvene 2016 ble arten registrert med god forekomst. Våren 2017 ble det gjort kvalitative håvslag i enkeltstående busker nært restaurert strekning, og voksne hanner ble påvist (**figur 26**). I tillegg ble det funnet nymfer på stasjoner i tiltaksområdet av elva.

I løpet av siste undersøkelsesår i 2019 ser steinfluefaunaen ut til å være fullstendig reetablert tilsvarende før tiltaket. Dominansforholdene i steinfluefaunaen ser heller ikke ut til å være særlig endret, der *Amphinemura* sp. (artene *A. borealis* og *A. sulcicolis*) dominerer, samtidig som øvrige taksa er tilstede med en tilfredsstillende, forventet tallrikhet. *Taeniopteryx nebulosa* ble ikke påvist som nymfer i vårprøvene fra 2019. Det samme gjaldt for våren 2011 (Kjærstad mfl. 2011). Dette skyldes mest sannsynlig at denne arten har tidlig klekking fra nymfe til voksen (ofte i mars og i april), og ikke fanges opp i bunndyrprøver på senere tidspunkt. I april 2019 ble mange individer av *T. nebulosa* registrert som voksen insekt, gående på is og snø langs elvekanten i restaurert strekning av Hofstadelva (**figur 27**). I høstprøvene i 2019 var arten vanlig forekommende og tallrik som nymfe.





**Figur 27.** Voksen *Taeniopteryx nebulosa* vandrer på snø langs fullrestaurert strekning av Hofstadelva i april 2019. Foto: Morten André Bergan, NINA.

### Vårfluer

Vårfluefaunens evne til rekolonisering i fullrestaurerte vassdrag kan være en god indikator på hvorvidt man har klart å gjøre restaureringen naturhermende og tilnærmet likt før-tilstanden. Mange vårfluearter har strenge krav til et naturligt habitat, velutviklet kantvegetasjon og dødt trevirke i elva, med arter som bygger hus av naturlig forekommende materialer i en urørt elv i larvestadiet (kvist og annet plantemateriale, sopp- og sandkorn). Dette er naturlige elementer og materiale, som finnes i rikt monn i urørte vassdrag, men som ofte kan være mangelfulle kort tid etter en fullrestaurering av hele vassdrag eller store vassdragsstrekninger. En velutviklet kantvegetasjon er foreløpig ikke reetablert og tilstede i Hofstadelva i løpet av perioden 2016-2019, og det vil nok ta enda flere år å få revegetert denne sonen. Nevnte naturlige materialer er komponenter som må bli tilført tiltaksområdet fra naturlige elvepartier oppstrøms eller erosjons/utgraving i elvesider, via naturlige prosesser, som flom og isgang. Dette vil også ta noe lengre tid enn vår undersøkelsesperiode fram til og med 2019. Videre synes mange arter i denne bunn-dyrgruppen naturlig mindre forekommende i naturlig drift i vannstrømmen nedover vassdrag (Bergan & Nystad 2003), og de bruker dermed lengre tid for å reetablere seg. Dette kan ofte kompenseres ved oppstrøms flyving og egglegging av voksne vårfluer, noe som igjen ofte avhenger av en velutviklet kantvegetasjon som voksne vårfluer kan oppholde seg i i forbindelse med sverming og egglegging.

### Vårfluefaunaen før og etter tiltak

Vårfluefaunaen før tiltaket var relativt mangfoldig og tallrik, med fra syv til 10 ulike vårfluetaksa på den enkelte stasjon i hver periode på året, og til sammen om lag 15 ulike vårfluetaksa eller mer registrert i løpet av de to periodene i 2011 før tiltak (antallet er inkludert håvslag langs kantvegetasjonen etter voksne individer).

Mest tallrike vårflueart før tiltaket var den frittlevende rovformen av Norges mest vanlige vårflueart, *Rhyacophila nubila*. *R. nubila* reetablerte også raskt på restaurert strekning, og ble registrert med størst tallrikhet på alle stasjoner i alle perioder og år, fram til og med siste undersøkelsestidspunkt høsten 2019. Videre var den frittlevende rovformen *Polycentropus flavomaculatus* vanlig før tiltaket. Arten ble også registrert tilbake i restaurert strekning våren 2016, og var da reetablert med god forekomst. De nettspinnende vårflueartene *Hydropsyche siltalai* og *Hydropsyche pellucidula* var vanlige i Hofstadelva før tiltaket. Artene er frittlevende rovformer, og spinner fangstnett i elva, som den fanger andre, drivende bunndyr i. *H. pellucidula* ble registrert på alle stasjoner i restaurert strekning allerede i begge perioder i 2016 og alle år etter dette, mens *H. siltalai* først ble funnet ved stasjon 2 i restaurert strekning våren 2019. Arten ble for øvrig ellers påvist ovenfor tiltaksområdet gjennom hele undersøkelsesperioden.

Flere husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae var normalt forekommende blant Hofstadelvas artsinventar i 2011. Allerede første undersøkelsesperiode våren 2016 ble de fleste artene innen familien Limnephilidae påvist med gode forekomster. Deretter gikk registreringene av arter i denne familien noe ned i både 2017 og 2019. Dette er vårfluearter som anvender dødt plantemateriale/kvist (**figur 28**) og/eller grus-/sandkorn (**figur 29**, øverst) som bestanddeler i huset.



**Figur 28.** Foto 31. mai 2016. Tallrike forekomster av husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae har reetablert restaurert strekning av Hofstadelva, og finner livsvilkår og levesteder langs lonerområder, bakevjer og innersvinger med naturetterliknet elvebredd i elva. Foto: Morten André Bergan, NINA.

De husbyggende vårflueartene *Sericostoma personatum* (Sericostomatidae) og *Silo pallipes* (Goeridae) var vanlig forekommende blant Hofstadelvas artsinventar før tiltaket. Både *S. personatum* og *S. pallipes* anvender utelukkende sandkorn og små gruspartikler som materiale til huset sitt. Ett enkeltindivid av *S. personatum* ble påvist første gang i restaurert strekning høsten 2016 (st. 2). Etter å ha variert litt i forekomst mellom stasjoner etter dette, ble arten registrert på alle stasjoner i restaurert strekning høsten 2017 og 2019 (**figur 29**, nederst). Dette kan indikere at denne arten er godt på vei reetablert på tiltaksstrekningene.

*S. pallipes* (**figur 29**, midten) var svært vanlig i Hofstadelva før tiltaket. Denne arten ble ikke registrert på noen stasjoner i restaurert strekning i perioden 2016-2019, samtidig som den påtreffes på stasjoner både ovenfor og nedenfor tiltaksområdet i samme periode. Årsaken til manglende reetablering av *S. pallipes* etter tiltak er ikke kjent, men kan skyldes flere årsaker, b.l.a. liten forekomst i drift, beskjeden sverming fra levested i elva eller habitatkrav (som påpekt tidligere i avsnittet). Siden arten bygger huset sitt av naturlig, finkornet elvegrusmateriale, og med ulike grus- og sandkornstørrelser, kan mangel på dette også være en potensiell begrensende faktor for rask reetablering på restaurert strekning. Det er derfor sannsynlig at *S. pallipes* behøver lengre rekoloniseringstid enn hva denne undersøkelsen omfatter (fire år), og vi vurderer det som svært sannsynlig at arten vil reetablere fullstendig etter hvert som naturlige prosesser går sin gang i elva, samt at en velutviklet kantvegetasjon reetableres.



**Figur 29.** Bunndyrprøvetakingen i siste undersøkelsesperiode høsten 2019 avdekket at nøkkelarter av husbyggende vårfluer igjen var i ferd med å rekolonisere tiltaksstrekningen. Kun *Silo pallipes* (midten) er foreløpig ikke registrert på stasjoner i restaurert strekning. Øverst: *Potamophylax cingulatus*, familien *Limnephilidae*. Midten: *Silo pallipes*, familien *Goeridae*. Nederst: *Sericostoma personatum*, familien *Sericostomatidae*. Foto: Morten André Bergan, NINA.

### 3.1.5 Diskusjon og konklusjon

I en naturtilstand skal Hofstadelva slik vi vurderer det ha et høyt biologisk mangfold av døgn-, stein- og vårfluer, i tillegg til en rekke andre bunndyrformer, som til sammen gir en høy bunndyrproduksjon. Forventningen er ikke ulikt det artsmangfoldet Saksgård mfl. (2020) mer detaljert beskriver i et teoretisk forventningsamfunn av bunndyr på bakgrunn av bunndyrundersøkelser i Gråelva og andre sidebekker i løpet av 2019. Bunndyrfaunaen i Hofstadelva er trolig et godt stykke unna naturtilstand, både før og etter tiltaket i elva, noe som kan knyttes til eksisterende belastninger og menneskelig aktivitet i nedbørfeltet. Selv om vannforskriftens miljømål setter naturtilstand som referanse, vil det for tiltaksområdet i Hofstadelva være miljømålet å oppnå minimum like god tilstand (mangfold av bunndyr, dominansforhold av bunndyrtaksa og bunndyrproduksjon) som før tiltaket ble igangsatt, samtidig som bunndyrfaunaens økologisk funksjon i vassdraget er ivaretatt (arters egenverdi, næringsdyr for andre organismer og rolle i økosystemet).

Stasjon 5 og 6 representerer det nærmeste man kommer en «referansesituasjon før restaurering» for Hofstadelva i de nedre partiene av elva, det vil si elvepartier etter krysning av Fv 752. Som nevnt tidligere må ikke dette forveksles med en «referansesituasjon for naturtilstand», da dette elvepartiet mottar relativt stor vannkjemisk og organisk belastning fra tilgrensende og ovenforliggende landbruksvirksomhet, inkludert kveg-/husdyrhold (Kjærstad mfl. 2011).

Før sikringstiltaket var Hofstadelva relativt artsrik (Kjærstad mfl. 2011), med godt innslag av rentvanskrevende bunndyrarter og -former, med middels til høy bunndyrproduksjon, i øvre sjikt målt opp mot andre, sammenlignbare vassdrag i området og i regionen (Bergan 2016, 2019, 2020, Saksgård mfl. 2020). En reduksjon i artsmangfold ut fra et forventningsamfunn til naturtilstand kunne i 2011 knyttes til negative effekter fra langvarig og intensivt landbruk og husdyrhold (kveg), samt spredt bosetting, som gir nedstammings- og eutrofieringseffekter i vassdrag.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene etter gjennomført tiltak viser rask reetablering av de fleste og vanligste bunndyrtaksa i Hofstadelva, og en klar positiv tendens mot fullstendig reetablering av bunndyrsamfunnet i tiltaksområdet. I løpet av en fireårsperiode (2016-2019) etter avsluttet tiltak, konkluderer vi derfor med at vassdraget har fått reetablert bunndyrsamfunnet til nærmet likt tilstanden før sikringstiltaket. Etter en forventet kortvarig degradering av artsmangfold og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet like etter tiltak, har antallet ulike taksa døgn-, stein og vårfluer (EPT) i Hofstadelva stabilisert seg et i et øvre sjikt sammenlignet med før-data (Kjærstad mfl. 2011), både sett under ett, innenfor perioder på året og innenfor stasjoner. Det biologiske mangfoldet av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) har økt fra 2016 til 2019, og er høyere enn før tiltak. Tilsvarende har bunndyrproduksjonen (antall bunndyr per prøve) også økt etter tiltak, og viser en varierende, men økende tendens, i årene 2016-2019.

Sammenlignet med f.eks. den nærliggende Råelva høsten 2016 (sideelv til Gråelva i samme vassdragsnettverk) (Bergan 2016), er eksempelvis antall ulike EPT-taksa omlag 50 % høyere i Hofstadelva. Denne artsrikheten kom også fram i Kjærstad mfl. (2019) sine undersøkelser i 2018, fra strekninger lengre oppe i vassdraget (Ulstadelva). Saksgård mfl. (2020) har i 2019 undersøkt bunndyrfaunaen i Gråelva med sidebekker i den øvre delen av Gråelv-vassdraget. Selv om innsamlings- og bearbeidingsmetodikken avviker noe fra vår metodikk (4 minutters innsamlingsinnsats, 500 µm håvnett og grovsortering/plukking av bunndyr i felt for artsbestemmelse), så viser denne undersøkelsen at Hofstadelva har et bunndyrsamfunn som er generelt sett mer tallrikt, har høyere biologisk mangfold og større innslag av rentvanskrevende bunndyrarter etter sikringstiltaket. Dette gjelder både dersom man sammenligner med hovedresipienten Gråelva og hver enkelt av de undersøkte sidebekkene i denne undersøkelsen (Saksgård mfl. 2020).

Ved sikringstiltak og fullrestaurering av et vassdrag er det svært viktig å ivareta identifiserte nøkkelarter i vassdraget, som enten har spesielle habitatkrav, viktige økologiske funksjoner eller av andre årsaker er å anse som karakterarter for vassdraget. Dette vil legge premisser og føringer

for restaureringen, og hvilke naturhermende teknikker som bør anvendes. For Hofstadelva ble bl.a. døgnflua *Ephemera danica* trukket fram som en slik karakterart for elva, både som følge av særskilte habitatkrav, men også fordi arten er et viktig næringsemne for ungfisk (Kjærstad mfl. 2011). Kjærstad mfl. (2011) og Bergan mfl. (2017) trekker her fram at denne arten vil kunne reduseres kraftig i antall og forekomst, og kanskje gå tapt fra tiltaksstrekningen av elva, dersom man ikke anvendte naturhermende restaurering. Arten krever bl.a. mudderbunn og moderatflytende loneområder for å fullføre livssyklus, noe som var et vanlig forekommende habitat før sikringstiltaket. En tradisjonell sikringsteknikk, med heving, avsmalning, utretting og utgrunning av bekkeløp, utstrakt bruk av grov skuttstein/blokk og dominans av ensartede stryktrekninger, hadde derfor vært svært uheldig for *E. danica*.

Resultatene gjennom fireårsperioden viser at de fleste nøkkelarter av både døgn-, stein- og vårfluer ser ut til å være reetablert i tiltaksområdet, med status tilsvarende før-situasjonen. Døgnflua *E. danica*, alle rentvannskrevende steinfluer og de fleste vårfluetaksa som ble påvist før tiltaket, er reetablert innen 2019. I tillegg påvises enkeltarter som ikke ble registrert før tiltaket. Det siste skyldes trolig økt undersøkelsesinnsats etter tiltaket, og kan ikke uten videre knyttes til effekter av tiltaket. Enkelte husbyggende vårfluearter som var svært vanlige før tiltaket, ser foreløpig ut til å være noe fåtallige, og ikke fullstendig reetablert per 2019. Flere husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae, samt arten *Sericostoma personatum* (Sericostomatidae), varierer mye i forekomst eller påtreffes kun med enkeltfunn i bunndyrprøvene fra tiltaksområdet av elva, men er trolig å anse som reetablert per 2019. Vårflua *Silo pallipes* (Goeridae) var normalt forekommende blant Hofstadelvas artsinventar i 2011, før tiltaket. Denne arten har ikke blitt gjenregistrert på stasjoner i tiltaksområdet fram til og med høsten 2019, men er fortsatt vanlig forekommende på strekninger som ikke er nylig restaurert ovenfor tiltaksområdet.

Det forventes at alle nevnte arter vil reetablere seg i tiltaksområdet av Hofstadelva innen få år, men at dette vil variere mellom arter og ta lengre tid for noen taksa. Dette kan mest sannsynlig knyttes til at disse artene har en livshistorie/atferd som gjør dem mindre tilbøyelige for nedstrøms drift og spredning i vannmassene, har lavere spredning ved sverming som voksne, er mer avhengige av en velutviklet kantvegetasjon eller har behov for naturlige byggekomponenter til hus (små plantematerialer, kvister, sand-/gruskorn, osv) som fortsatt er i underskudd i tiltaksområdet. Sistnevnte kan være viktige faktorer, som kan være begrensende i fullstendig restaurerte vassdrag, inntil kantvegetasjonen er velutviklet, og naturlige prosesser (flom, isgang) over tid har tilført disse komponentene fra urørt strekning til restaurert strekning, eller fra vassdragsbreidd til vassdragsbunn.

Miljøbedømmingsindeksen ASPT er per i dag et grunnlag for klassifisering av økologisk tilstand i norske vannforekomster (Anonym 2009, 2013). For hele Hofstadelva, inkludert tiltaksområder, oppnås ASPT-indeksverdier som ligger godt over grensenivået 6,0 og «God» økologisk tilstand både vår og høst, allerede fra første vårundersøkelse i perioden 2016-2019. Utviklingen viser avtagende indeksverdier i begge perioder, noe som trolig kan knyttes til at forurensningstolerante, normalt forekommende bunndyrformer reetablerer saktere enn mange rentvannskrevende bunndyrformer. Hofstadelva er samtidig belastet med avrenning av næringssalter, organisk stoff og partikler (slam) fra nærliggende landbruk og husdyrhold (kveg) (se **avsnitt 3.3.1.1**) Dermed ligger forholdene til rette for økt nedslamming eller begroing av nytt, tilført substrat etter hvert som årene går etter at tiltaket er avsluttet. Slike belastninger har innvirkning på miljøbedømmingsindekser, og er ikke relatert til effekter av sikringstiltaket og restaurering.

BMWP-indeksen sier noe om bunndyrfaunaens evne til reetablering, men uten å vektlegge nevnte belastninger like mye som ASPT-indeks. Indeksen er, slik vi ser det, bedre egnet til å synliggjøre en reetablering av bunndyrssamfunn etter restaurering. Etter en forventet nedgang for samtlige prøvetakingsområder i 2016 sammenlignet med 2011, viser trenden en økning i indeksverdiene fra stasjoner i tiltaksområdet i årene etter. I siste undersøkelsesperiode høsten 2019 ble det oppnådd BMWP-indeksverdier mellom 140 og 163 i Hofstadelva i tiltaksområdet ned mot samløp Gråelva, mot 134 fra referansestasjonen ovenfor tiltaksområdet. Dette resultatet er i tråd med en optimal forventning til restaureringsarbeidet, der før-status i 2011 er utgangspunktet vi

måler opp mot. Disse verdiene viser også at bunndyrfaunaen har reetablert en velutviklet, strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyr, tilsvarende før-situasjonen i 2011 og referansestasjoner oppstrøms. Dette må ikke forveksles med naturtilstanden for Hofstadelva, som refererer til en urørt før-historisk tilstand uten menneskelig aktivitet, og trolig lå på et høyere nivå i artsmangfold (Saksgård mfl. 2020), som vi ikke kjenner til.

## 3.2 Deltema Ungfisk

Resultater fra 2016 er nærmere vurdert og diskutert i Bergan mfl. (2017). Detaljresultater fra denne rapporten og undersøkelsesåret 2016 er derfor ikke tatt med her, men ungfiskdataene er med i sammenligningsgrunnlaget for Hofstadelva (**avsnitt 3.2.3- 3.2.5**) og diskusjon/konklusjon (**avsnitt 3.2.6 og 3.2.7**).

Under følger resultater fra ungdiskeundersøkelsene i 2017, 2018 og 2019.

### 3.2.1 Antall og artsfordeling

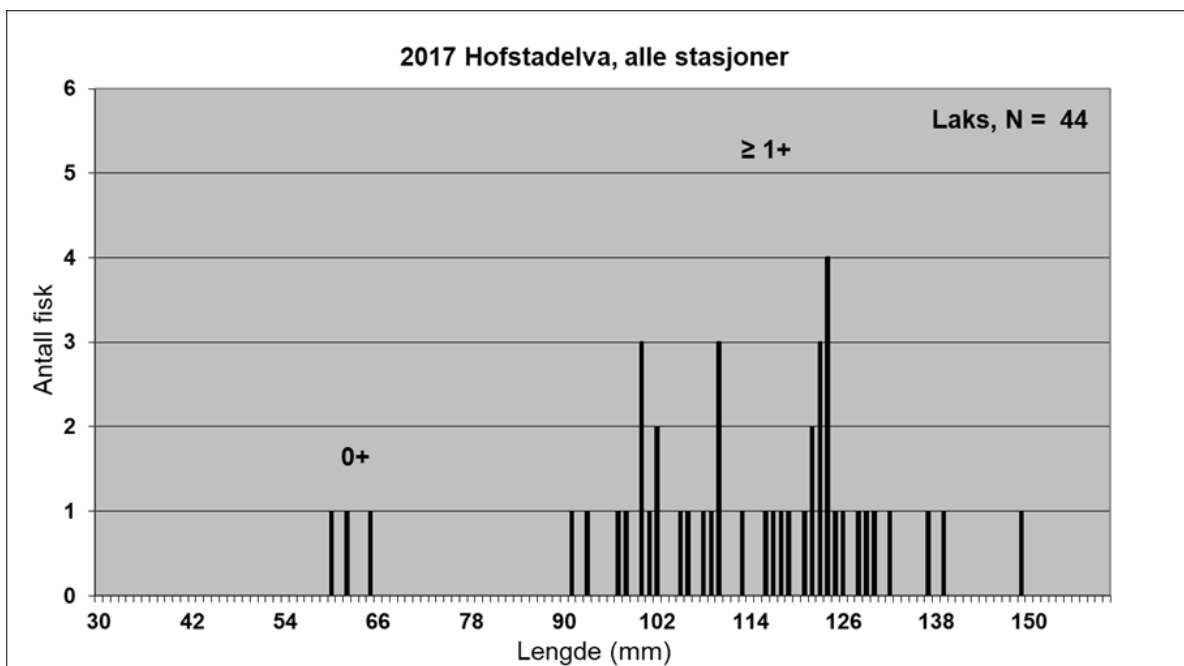
#### Undersøkelsesåret 2017

I 2017 ble tilsammen 499 m<sup>2</sup> laks- og sjørrettførende elveareal undersøkt og avfisket med en eller tre (kun st. 4 og st. 8) omganger. På dette arealet ble til sammen 599 ungfisk av laks og ørret fanget i Gråelva og Hofstadelva.

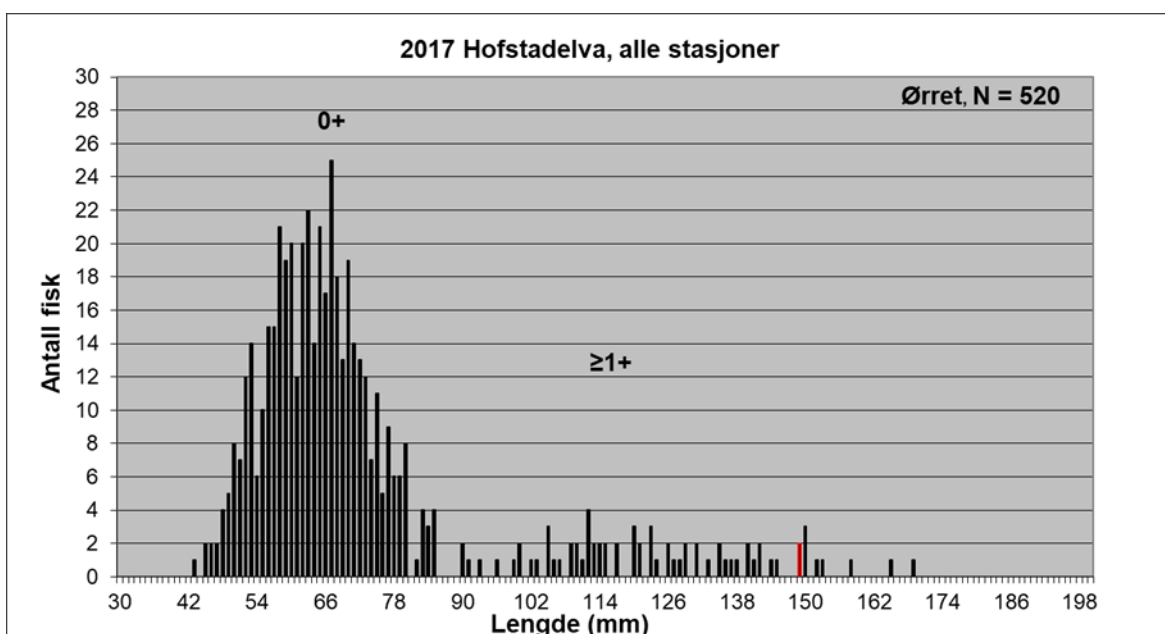
Det ble totalt fanget 35 ungfisk, fordelt på 10 laks og 25 ørret på stasjon 1 i Gråelva. Blant laksungene var det kun eldre laksunger med lengder mellom 105-139 mm (alder  $\geq 1+$ ), og ingen årsyngel (0+). Fangsten av ørretunger besto av 17 stk. 0+ (lengder: 53-77 mm) og åtte  $\geq 1+$  (lengder: 88-172 mm).

I Hofstadelvas anadrome strekning (st. 3- 12) ble det fanget 564 ungfisk av laks og ørret (**figur 30 og 31**). Av dette var det 44 laksunger, fordelt på tre antatt 0+, og 41 med antatt alder  $\geq 1+$  (**figur 30**). Det ble fanget til sammen 520 ørretunger, fordelt på 439 med alder 0+, og 81 med alder  $\geq 1+$  (**figur 31**).

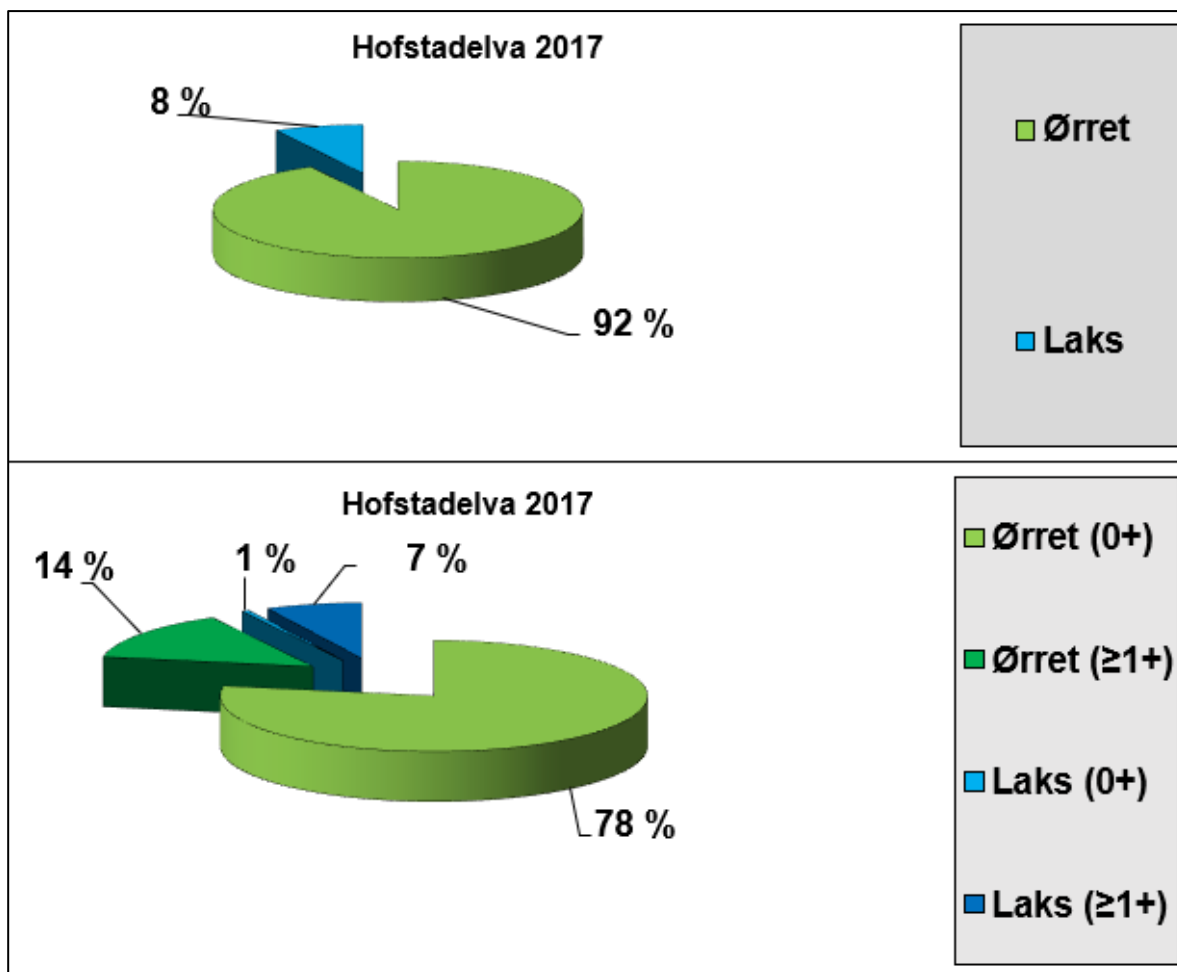
I 2017 utgjorde ørret 92 % i antall av ungfiskbestanden i Hofstadelva, hvorav årsyngel ørret (0+) utgjorde 78 % og eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ) 14 %. Laks utgjorde kun 8 % av ungfiskbestanden, hvorav årsyngel (0+) 1 % og eldre laksunger 7 % (**figur 32**).



**Figur 30.** Antall laksunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2017.



**Figur 31.** Antall ørretunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2017.



**Figur 32.** Prosentfordeling (avrundet) av ørret/laks og aldersklasser i Hofstadelva i 2017.

### Undersøkelsesåret 2018

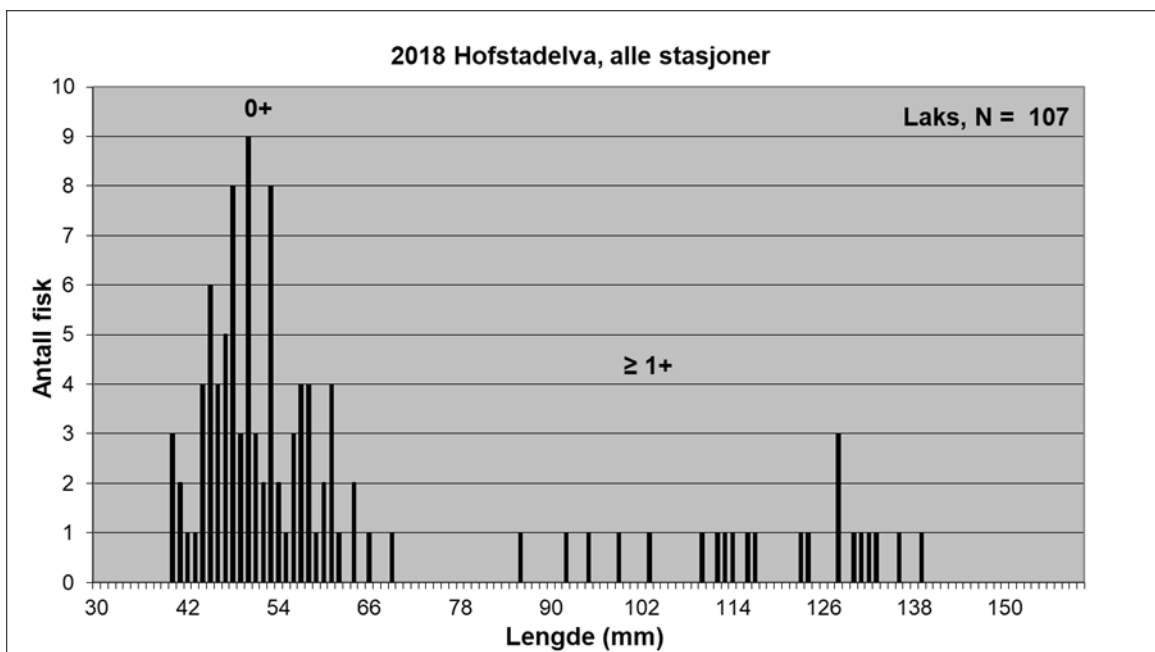
I 2018 ble tilsammen 375 m<sup>2</sup> laks og sjørøretførende elveareal undersøkt og avfisket med en omgangs overfiske. På dette arealet ble til sammen 484 ungfisk av laks og ørret fanget i Gråelva og Hofstadelva.

Av totalantallet ble 85 ungfisk, fordelt på henholdsvis tre laks- og 82 ørretunger, fanget på stasjon 1 og 2 i Gråelva. Blant laksungene i Gråelva ble det fanget to årsyngel (0+, begge 69 mm lange) og en eldre laksunge (alder ≥ 1+, lengde 147 mm). Fangsten av ørretunger besto av 59 0+ (lengder: 34-68 mm) og 23 ≥ 1+ (lengder: 90-192 mm).

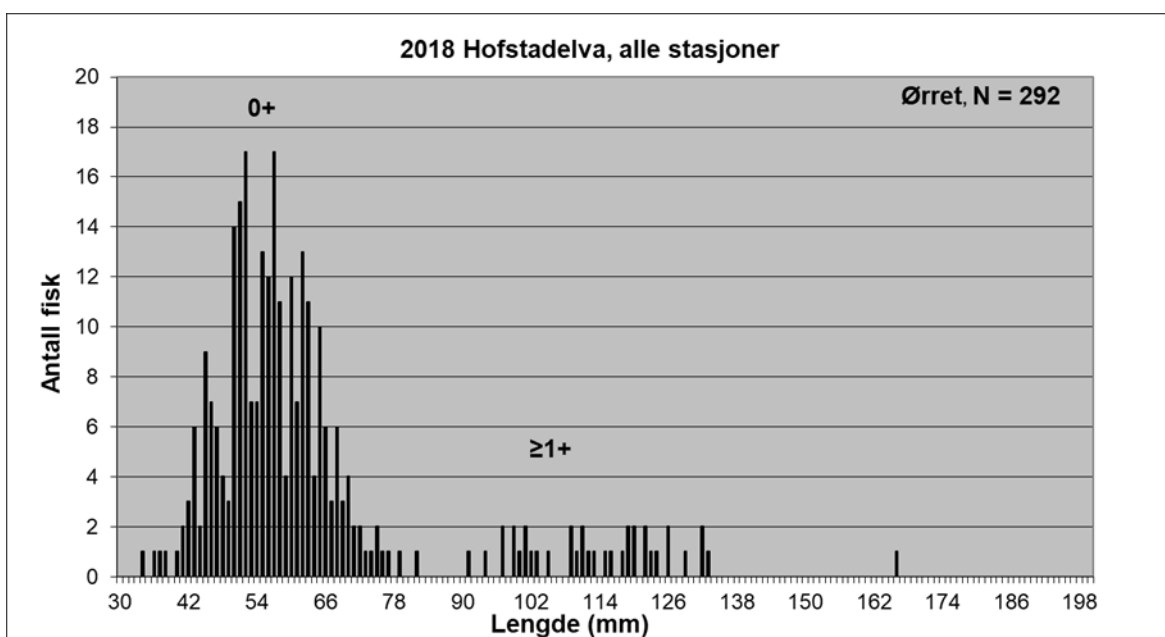
I Hofstadelvas anadrome strekning (st. 3- 15) ble det fanget 399 ungfisk av laks og ørret (**figur 33 og 34**). Av dette var 107 laksunger, fordelt på 85 antatt 0+, og 22 med antatt alder ≥1+ (**figur 33**). Til sammen 292 individer var ørret, fordelt på 255 individer med alder antatt 0+, og 37 antatt ≥1+ (**figur 34**).

I 2018 utgjorde ørret 73 % i antall av ungfiskbestanden i Hofstadelva, hvorav årsyngel ørret (0+) utgjorde 64 % og eldre ørretunger (≥ 1+) 9 %. Samlet sett utgjorde laks 27 % av ungfiskbestanden, hvorav årsyngel (0+) 21 % og eldre laksunger 6 % (**figur 35**).

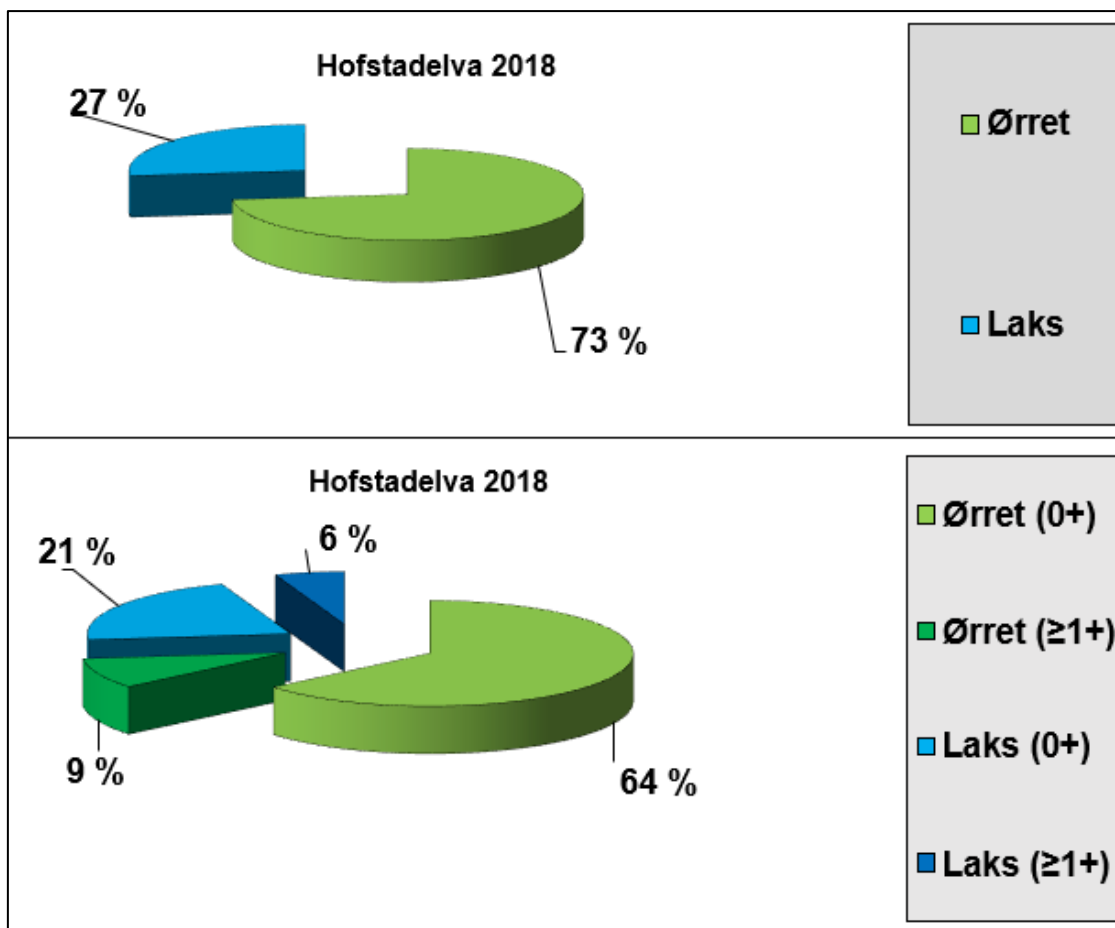




**Figur 33.** Antall laksunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2017.



**Figur 34.** Antall ørretunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2017.



**Figur 35.** Prosentfordeling (avrundet) av ørret/laks og antall fangede laks- og ørretunger i Hofstadelva i 2018.

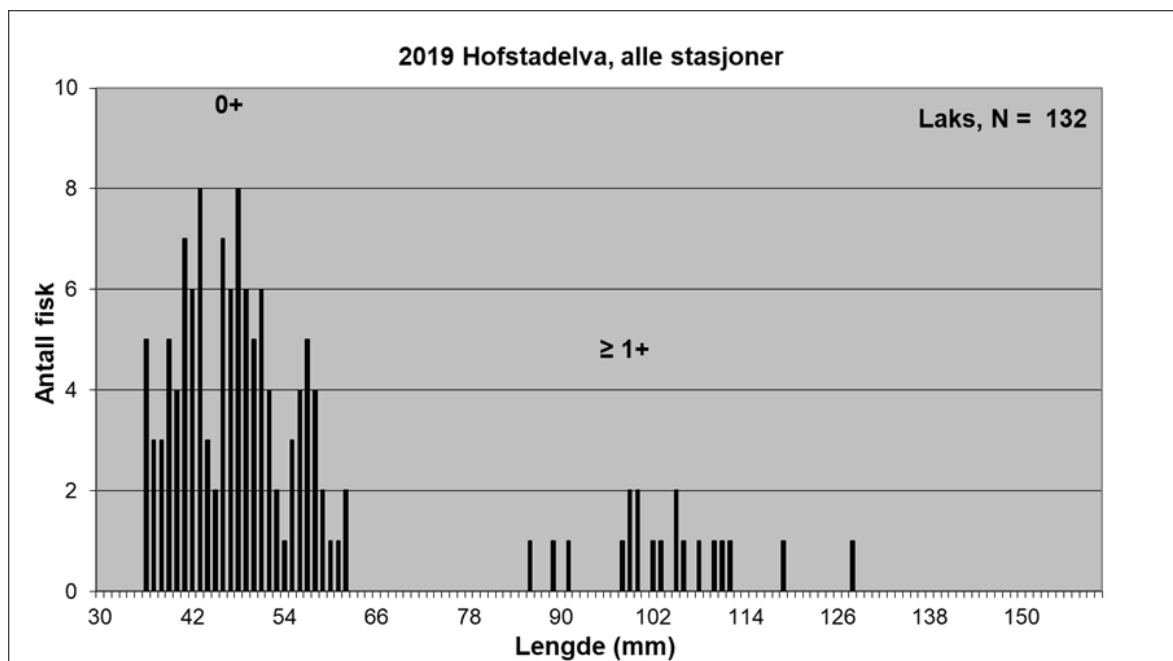
### Undersøkelsesåret 2019

I 2019 ble tilsammen 403 m<sup>2</sup> laks og sjørøretførende elveareal undersøkt og avfisket med en omgangs overfiske. På dette arealet i Gråelva og Hofstadelva ble det fanget til sammen 350 ungfisk av laks og ørret.

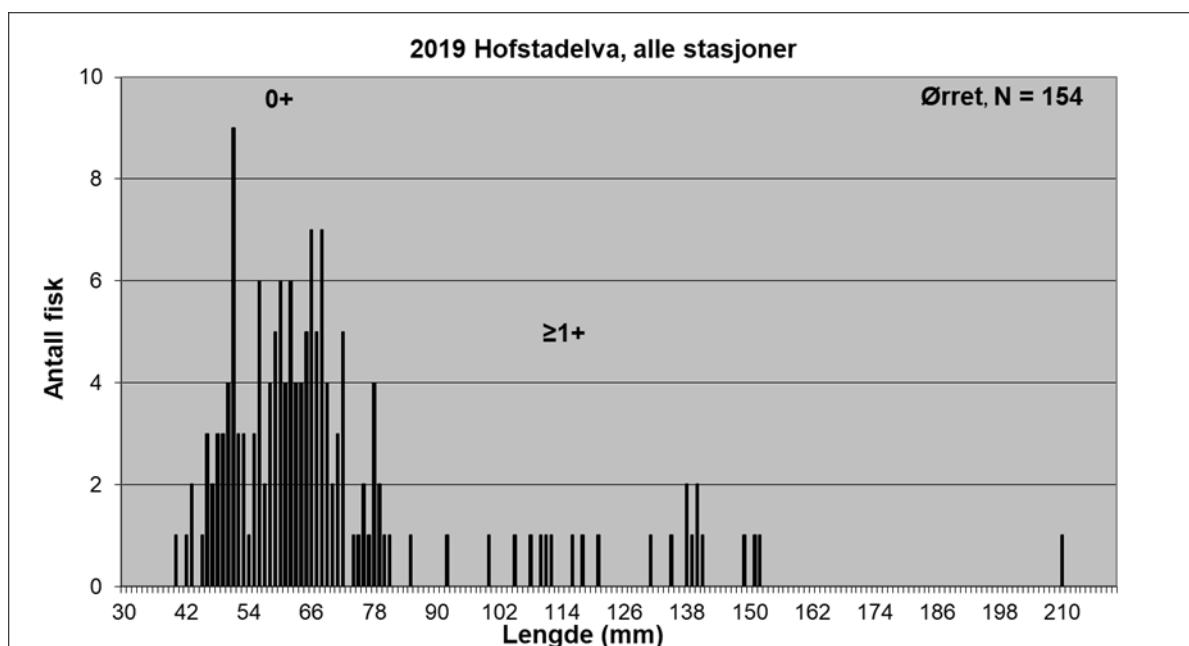
Av dette antallet ble 64 ungfisk, fordelt på henholdsvis 16 laks- og 48 ørretunger, fanget på stasjon 1 i Gråelva. Blant laksungene i Gråelva var det 15 årsyngel (0+, lengder: 40-64 mm) og en eldre laksunge (alder ≥ 1+, lengde 147 mm). Fangsten av ørretunger besto av 42 med alder 0+ (lengder: 42-76 mm) og seks fisk med alder ≥ 1+ (lengder: 82-158 mm).

Totalt 286 ungfisk av laks og ørret ble fanget i Hofstadelvas anadrome strekning (st. 3-13) (**figur 36** og **37**). Av dette var antall laksunger 132, fordelt på 113 med alder 0+, og 19 med alder ≥1+ (**figur 36**). Det var til sammen 154 ørretunger, fordelt på 131 med alder 0+, og 23 med alder ≥1+ (**figur 37**).

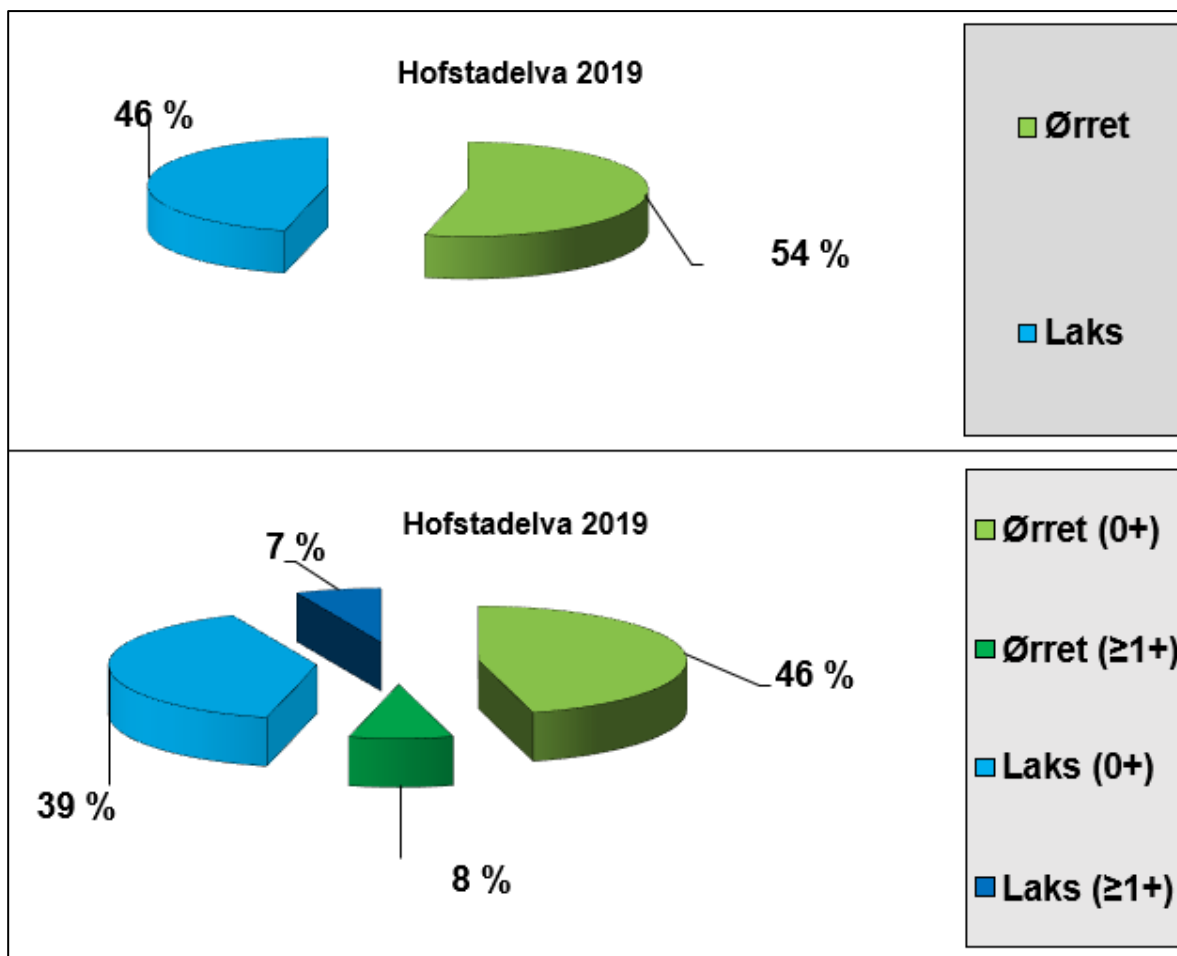
I 2019 utgjorde ørret 54 % i antall av ungfiskbestanden i Hofstadelva, hvorav årsyngel utgjorde 46 % og eldre ørretunger 8 %. Laks utgjorde 46 % av ungfiskbestanden, hvorav årsyngel 39 % og eldre laksunger 7 % (**figur 38**)



**Figur 36.** Antall laksunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2019.



**Figur 37.** Antall ørretunger, lengdeforedling og antatt alder fra stasjoner i Hofstadelva høsten 2019.



**Figur 38.** Fordeling av antall fangede laks- og ørretunger i Hofstadelva i 2019.

### 3.2.2 Ungfisktetthet

#### Samlet ungfisktetthet av laks og ørret i 2017

Samlet ungfisktetthet (både laks-/ørretunger og alle lengdegrupper/aldersklasser) på stasjoner i Gråelva og Hofstadelva varierte fra 84,1 (st.1) til 438,5 (st. 11) ungfisk per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 11**). På Hofstadelvas strekninger som er direkte berørt av tiltaket (st. 4 -12) varierte ungfisktettheten fra 201,5 til 438,5 individer per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 11.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2017. All ungfisk av laks og ørret sammenslått. Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

All ungfisk, Laks og ørret												
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	21.sep	80	35			35	35	84,1	0,52		
Hofstadelva	3	22.sep	41	28			28	28	131,3	0,52		
Hofstadelva	4	22.sep	35	37	22	7	66	73,96	211,3	0,52	10,75	30,7
Hofstadelva	5	22.sep	52	60			60	60	221,9	0,52		
Hofstadelva	6	22.sep	40	64			64	64	307,7	0,52		
Hofstadelva	7	22.sep	42	44			44	44	201,5	0,52		
Hofstadelva	8	22.sep	42	62	21	2	85	86,47	205,9	0,74	2,95	7
Hofstadelva	10	22.sep	49	57			57	57	223,7	0,52		
Hofstadelva	11	23.sep	25	57			57	57	438,5	0,52		
Hofstadelva	12	23.sep	33	48			48	48	279,7	0,52		
Hofstadelva	13	23.sep	60	55			55	55	176,3	0,52		

### Ørret

I Gråelva og Hofstadelva varierte tettheten av årsyngel ørret (0+) fra 42,5 (st.1) til 312 (st. 11) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 12). På tiltaksstrekninger i Hofstadelvas (st. 4 -12) varierte åryngeltettheten fra 157,1 (st. 7) til 312 (st. 11) fisk per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 12.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2017. Kun årsyngel av ørret (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Årsyngel												
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	21.sep	80	17			17	17	42,5	0,5		
Hofstadelva	3	22.sep	41	17			17	17	82,9	0,5		
Hofstadelva	4	22.sep	35	30	18	6	54	60,96	174,2	0,51	10,3	29,4
Hofstadelva	5	22.sep	52	51			51	51	196,2	0,5		
Hofstadelva	6	22.sep	40	57			57	57	285	0,5		
Hofstadelva	7	22.sep	42	33			33	33	157,1	0,5		
Hofstadelva	8	22.sep	42	52	19	2	73	74,54	177,5	0,73	3,11	7,4
Hofstadelva	10	22.sep	49	42			42	42	171,4	0,5		
Hofstadelva	11	23.sep	25	39			39	39	312	0,5		
Hofstadelva	12	23.sep	33	36			36	36	218,2	0,5		
Hofstadelva	13	23.sep	60	37			37	37	123,3	0,5		

I Gråelva og Hofstadelva varierte tettheten av ettåringer og eldre ørret (≥1+) fra 16,7 (st.1) til 40 (st. 11) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 13). På Hofstadelvas strekninger som er direkte berørt av tiltaket (st. 4 -12) varierte ungfisktettheten fra 19,1(st. 8) til 40 (st. 11) fisk per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 13.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2017. Kun ettåringer og eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Ettåringer og eldre ungfisk												
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	25.sep	80	8			8	8	16,7	0,6		
Hofstadelva	3	25.sep	41	8			8	8	32,2	0,6		
Hofstadelva	4	25.sep	35	5	3	1	9	10,16	29	0,51	4,21	12
Hofstadelva	5	25.sep	52	6			6	6	19,2	0,6		
Hofstadelva	6	25.sep	40	5			5	5	20,8	0,6		
Hofstadelva	7	25.sep	42	10			10	10	39,7	0,6		
Hofstadelva	8	25.sep	42	7	1	0	8	8,01	19,1	0,89	0,23	0,5
Hofstadelva	10	22.sep	49	11			11	11	37,4	0,6		
Hofstadelva	11	23.sep	25	6			6	6	40	0,6		
Hofstadelva	12	23.sep	33	4			4	4	20,2	0,6		
Hofstadelva	13	23.sep	60	14			14	14	38,9	0,6		

### Laks

I Gråelva ble det ikke påvist 0+ laks på den undersøkte stasjonen (**tabell 14**). Videre var stasjon 3-11 i Hofstadelva også uten fangst av 0+ laks. Aldersgruppen ble kun registrert på st. 12 (restaurant) og 13 (urørt), med henholdsvis 12,1 og 3,3 individer per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 14.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2017. Kun årsyngel laks (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Årsyngel												
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	21.sep	80	0			0	0	0			
Hofstadelva	3	22.sep	41	0			0	0	0			
Hofstadelva	4	22.sep	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hofstadelva	5	22.sep	52	0			0	0	0			
Hofstadelva	6	22.sep	40	0			0	0	0			
Hofstadelva	7	22.sep	42	0			0	0	0			
Hofstadelva	8	22.sep	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hofstadelva	10	22.sep	49	0			0	0	0			
Hofstadelva	11	23.sep	25	0			0	0	0			
Hofstadelva	12	23.sep	33	2			2	2	12,1			
Hofstadelva	13	23.sep	60	1			1	1	3,3			

I Gråelva og Hofstadelva varierte tettheten av ettåringer og eldre laksunger ( $\geq 1+$ ) fra 4,0 (st.7) til 30,3 (st. 12) fisk per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 15**). Ved stasjon 1 i Gråelva var tettheten 20,8  $\geq 1+$  laksunger per 100 m<sup>2</sup>. Tilsvarende for stasjon 13 ovenfor tiltaksområdet i Hofstadelva var 8,3 fisk per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 15.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2017. Kun ettåringer og eldre laksunger laks ( $\geq 1+$ ). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Ettåringer og eldre ungfisk												
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	Cl
Gråelva	1	21.sep	80	10			10	10	20,8	0,6		
Hofstadelva	3	22.sep	41	3			3	3	12,2	0,6		
Hofstadelva	4	22.sep	35	3	0	0	3	3	8,6	1	0	0
Hofstadelva	5	22.sep	52	3			3	3	9,6	0,6		
Hofstadelva	6	22.sep	40	2			2	2	8,3	0,6		
Hofstadelva	7	22.sep	42	1			1	1	4	0,6		
Hofstadelva	8	22.sep	42	3	1	0	4	4,04	9,6	0,78	0,48	1,1
Hofstadelva	10	22.sep	49	4			4	4	13,6	0,6		
Hofstadelva	11	23.sep	25	12			12	12	80	0,6		
Hofstadelva	12	23.sep	33	6			6	6	30,3	0,6		
Hofstadelva	13	23.sep	60	3			3	3	8,3	0,6		

#### **Samlet ungfisktetthet av laks og ørret i 2018**

Samlet ungfisktetthet (både laks-/ørretunger og alle lengdegrupper/aldersklasser) på stasjoner i anadrom strekning av Gråelva og Hofstadelva varierte fra 93,8 (st.10) til 339,5 (st. 11) ungfisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 16). På Hofstadelvas strekninger ovenfor tiltakene (st. 13) og opp mot anadrom grense (st. 15) varierte ungfisktettheten fra 166,7 til 177,8 individer per 100 m<sup>2</sup>. I Ulstadelva (Hofstadelvas ferskvannstasjonære strekning) (st. 16) var samlet ungfisktetthet (kun ørret) 55,6 individer per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 16.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2018. All ungfisk av laks og ørret sammenslått. Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

All ungfisk, ørret- og laksunger						
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	N	p
Gråelva	1	10.sep	52	46	147,4	0,6
Gråelva	2	10.sep	30	39	216,7	0,6
Hofstadelva	3	10.sep	35	53	252,4	0,6
Hofstadelva	4	10.sep	28	48	285,7	0,6
Hofstadelva	6	10.sep	27	55	339,5	0,6
Hofstadelva	7	10.sep	39	72	307,7	0,6
Hofstadelva	10	11.sep	32	18	93,8	0,6
Hofstadelva	11	11.sep	40	38	158,3	0,6
Hofstadelva	12	11.sep	32	53	276	0,6
Hofstadelva	13	11.sep	30	30	166,7	0,6
Hofstadelva	15	11.sep	30	32	177,8	0,6
Ulstadelva	16	11.sep	72	22	55,6	0,55

**Ørret**

Årsyngeltetthet av ørret i 2018 varierte fra 77,3 (st.11) til 247,1 (st. 7) ungfisk per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 17**). I Gråelva var tettheten av 0+ ørret på de to undersøkte stasjonene henholdsvis 97,9 (st. 1) og 187,9 (st.2) individer per 100 m<sup>2</sup>. På Hofstadelvas strekninger ovenfor tiltakene (st. 13) og opp mot anadrom grense (st. 15) var årsyngeltettheten av ørret hhv 133,3 og 163,3 individer per 100 m<sup>2</sup>. I Ulstadelva (Hofstadelvas ferskvannstasjonære strekning) (st. 16) var årsyngeltetthet av ørret 50,5 individer per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 17.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2018. Kun årsyngel av ørret (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Årsyngel						
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	N	p
Gråelva	1	10.sep	52	28	97,9	0,55
Gråelva	2	10.sep	30	31	187,9	0,55
Hofstadelva	3	10.sep	35	43	223,4	0,55
Hofstadelva	4	10.sep	28	36	233,8	0,55
Hofstadelva	6	10.sep	27	16	107,7	0,55
Hofstadelva	7	10.sep	39	53	247,1	0,55
Hofstadelva	10	11.sep	32	14	79,5	0,55
Hofstadelva	11	11.sep	40	17	77,3	0,55
Hofstadelva	12	11.sep	32	27	153,4	0,55
Hofstadelva	13	11.sep	30	22	133,3	0,55
Hofstadelva	15	11.sep	30	27	163,3	0,55
Ulstadelva	16	11.sep	72	20	50,5	0,55

Tettheten av ørret ≥1+ varierte fra ingen fisk (st. 6) til 44,4 (st. 1) individer per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 18**).

**Tabell 18.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2018. Kun ettåringer og eldre ørretunger (≥ 1+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Ettåringer og eldre ungfisk						
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	N	p
Gråelva	1	10.sep	52	15	44,4	0,65
Gråelva	2	10.sep	30	8	41	0,65
Hofstadelva	3	10.sep	35	6	26,4	0,65
Hofstadelva	4	10.sep	28	8	44	0,65
Hofstadelva	6	10.sep	27	0	0	0,65
Hofstadelva	7	10.sep	39	11	43,4	0,65
Hofstadelva	10	11.sep	32	1	4,8	0,65
Hofstadelva	11	11.sep	40	3	11,5	0,65
Hofstadelva	12	11.sep	32	1	4,8	0,65
Hofstadelva	13	11.sep	30	2	10,3	0,65
Hofstadelva	15	11.sep	30	5	25,6	0,65
Ulstadelva	16	11.sep	72	2	4,3	0,65



På Hofstadelvas strekninger ovenfor tiltakene (st. 13) og opp mot anadrom grense (st. 15) var tettheten av denne årsklassen ørretunger hhv. 10,3 (st. 13) og 25,6 (st.15) individer per 100 m<sup>2</sup>. I Ulstadelva (Hofstadelvas ferskvannstasjonære strekning) (st. 16) var tettheten av ørret  $\geq 1+$  4,3 individer per 100 m<sup>2</sup>.

### Laks

I Gråelva ble det ikke påvist 0+ laks på st. 2 oppstrøms samløp med Hofstadelva, mens tettheten ved st. 1 nedstrøms samløp var 7,0 per 100 m<sup>2</sup> (**tabell 19**). Videre varierte tettheten ved stasjon 4-12 i tiltaksområdet av Hofstadelva mellom 5,7 (st. 10) og 262,6 (st. 6) individer per 100 m<sup>2</sup>. På st. 13 ble aldersgruppen registrert med 30,2 individer per 100 m<sup>2</sup>, mens 0+ laks ikke ble funnet på st. 15 i øvre anadrom strekning av Hofstadelva. Stasjonen i Ulstadelva befinner seg ovenfor anadrom strekning og har derfor ikke laksunger.

**Tabell 19.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2018. Kun årsyngel laks (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Årsyngel						
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	N	p
Gråelva	1	10.sep	52	2	7	0,55
Gråelva	2	10.sep	30	0	0	0,55
Hofstadelva	3	10.sep	35	3	15,6	0,55
Hofstadelva	4	10.sep	28	4	26	0,55
Hofstadelva	6	10.sep	27	39	262,6	0,55
Hofstadelva	7	10.sep	39	7	32,6	0,55
Hofstadelva	10	11.sep	32	1	5,7	0,55
Hofstadelva	11	11.sep	40	4	18,2	0,55
Hofstadelva	12	11.sep	32	22	125	0,55
Hofstadelva	13	11.sep	30	5	30,2	0,55
Hofstadelva	15	11.sep	30	0	0	0,55
Ulstadelva	16	11.sep	72	0	0	0,55

I Gråelva (st.1) var tettheten av laks  $\geq 1+$  3,0 individer per 100 m<sup>2</sup>, mens aldersgruppen ikke ble påvist ved st. 2 (**tabell 20**). På stasjon 4-12 i tiltaksområdet av Hofstadelva varierte tettheten av denne aldersgruppen laksunger mellom 0 (st. 4 og 6) og 53,8 (st. 11) individer per 100 m<sup>2</sup>. Tilsvarende tetthet for urørt elvestrekning i Hofstadelva (st. 13) var på 5,1 individer per 100 m<sup>2</sup>, mens  $\geq 1+$  laks ikke ble funnet på st. 15. Stasjonen i Ulstadelva (st. 16) befinner seg ovenfor anadrom strekning og har derfor ikke eldre laksunger.

**Tabell 20.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2018. Kun ettåringer og eldre laksunger laks ( $\geq 1+$ ). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Ettåringer og eldre ungfisk						
Vassdrag	Stasjon	Dato	Areal	C1	N	p
Gråelva	1	10.sep	52	1	3	0,65
Gråelva	2	10.sep	30	0	0	0,65
Hofstadelva	3	10.sep	35	1	4,4	0,65
Hofstadelva	4	10.sep	28	0	0	0,65
Hofstadelva	6	10.sep	27	0	0	0,65
Hofstadelva	7	10.sep	39	1	3,9	0,65
Hofstadelva	10	11.sep	32	2	9,6	0,65
Hofstadelva	11	11.sep	40	14	53,8	0,65
Hofstadelva	12	11.sep	32	3	14,4	0,65
Hofstadelva	13	11.sep	30	1	5,1	0,65
Hofstadelva	16	11.sep	30	0	0	0,65
Ulstadelva	16	11.sep	72	0	0	0,65

### Samlet ungfisktetthet i 2019

Samlet ungfisktetthet (både laks-/ørretunger og alle lengdegrupper/aldersklasser) på stasjoner i Gråelva og Hofstadelva i 2019 varierte fra 103,8 (st. 13) til 365,7 (st.1) ungfisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 21). På Hofstadelvas strekninger i tiltaksområdet (st. 4 -12) varierte ungfisktettheten fra 150 til 300 individer per 100 m<sup>2</sup>. Den totale ungfisktettheten nedstrøms tiltaksområdet (st. 3) var 292,9 ungfisk per 100 m<sup>2</sup> dette året.

**Tabell 21.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2019. All ungfisk av laks og ørret sammenslått. Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

All ungfisk, Laks og ørret											
Vassdrag	St.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	25.sep	35	64				365,7	0,5		
Hofstadelva	3	26.sep	35	41				292,9	0,4		
Hofstadelva	4	26.sep	50	30				150	0,4		
Hofstadelva	6	26.sep	35	42				300	0,4		
Hofstadelva	7	26.sep	40	32				200	0,4		
Hofstadelva	8	26.sep	45	32				177,8	0,4		
Hofstadelva	10	26.sep	50	33				165	0,4		
Hofstadelva	12	26.sep	48	49				255,2	0,4		
Hofstadelva	13	25.sep	65	27				103,8	0,4		

### Ørret

Ørretunger med alder 0+ i 2019 varierte fra 42,3 (st.13) til 240 (st. 1) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 22). På stasjon 4-12 i tiltaksområdet av Hofstadelva varierte tettheten av denne aldersgruppen ørret mellom 44,4 (st. 8) og 142,9 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Årsyngeltettheten (0+) nedstrøms tiltaksområdet (st. 3) var 71,4 fisk per 100 m<sup>2</sup> dette året, og 42,3 fisk per 100 m<sup>2</sup> ovenfor tiltaksområdet (st.13).

**Tabell 22.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2019. Kun årsyngel av ørret (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Årsyngel											
Vassdrag	St.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y n	N	p	ci	Cl
Gråelva	1	25.sep	35	42				240	0,5		
Hofstadelva	3	26.sep	35	10				71,4	0,4		
Hofstadelva	4	26.sep	50	21				105	0,4		
Hofstadelva	6	26.sep	35	20				142,9	0,4		
Hofstadelva	7	26.sep	40	18				112,5	0,4		
Hofstadelva	8	26.sep	45	8				44,4	0,4		
Hofstadelva	10	26.sep	50	20				100	0,4		
Hofstadelva	12	26.sep	48	23				119,8	0,4		
Hofstadelva	13	25.sep	65	11				42,3	0,4		

Tettheten av ørret  $\geq 1+$  varierte fra 28,6 (st.1) til 4,2 (st. 12) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 23). På stasjon 4-12 i tiltaksområdet av Hofstadelva var høyeste tetthet av denne aldersgruppen ørret 30 (st. 6) individer per 100 m<sup>2</sup>. Tilsvarende for urørt elvestrekning i Hofstadelva (st. 13) var en tetthet på 6,2 individer per 100 m<sup>2</sup>, mens aldersgruppen hadde en tetthet på 11,4 fisk per 100 m<sup>2</sup> nedstrøms tiltaksområdet i Hofstadelva.

**Tabell 23.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2019. Kun ettåringer og eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Ørret, Ettåringer og eldre ungfisk											
Vassdrag	St.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y n	N	p	ci	Cl
Gråelva	1	25.sep	32	6				28,6	0,6		
Hofstadelva	3	26.sep	35	2				11,4	0,5		
Hofstadelva	4	26.sep	50	2				8	0,5		
Hofstadelva	6	26.sep	35	2				11,4	0,5		
Hofstadelva	7	26.sep	40	6				30	0,5		
Hofstadelva	8	26.sep	45	2				8,9	0,5		
Hofstadelva	10	26.sep	50	6				24	0,5		
Hofstadelva	12	26.sep	48	1				4,2	0,5		
Hofstadelva	13	25.sep	65	2				6,2	0,5		

### Laks

Tettheten av årsyngel laks varierte fra 20 (st. 4) til 171,4 (st. 3) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 24). I Gråelva ble det målt en tetthet på 85,7 per 100 m<sup>2</sup>. Høyeste tetthet ved stasjon 4-12 i tiltaksområdet av Hofstadelva var 122,2 individer (st. 8) per 100 m<sup>2</sup>. På st. 13 ble aldersgruppen registrert med 46,2 individer per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 24.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2019. Kun årsyngel laks (0+). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Årsyngel												
Vassdrag	St.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	25.sep	32	15					85,7	0,5		
Hofstadelva	3	26.sep	35	24					171,4	0,4		
Hofstadelva	4	26.sep	50	4					20	0,4		
Hofstadelva	6	26.sep	35	16					114,3	0,4		
Hofstadelva	7	26.sep	40	7					43,8	0,4		
Hofstadelva	8	26.sep	45	22					122,2	0,4		
Hofstadelva	10	26.sep	50	5					25	0,4		
Hofstadelva	12	26.sep	48	23					119,8	0,4		
Hofstadelva	13	25.sep	65	12					46,2	0,4		

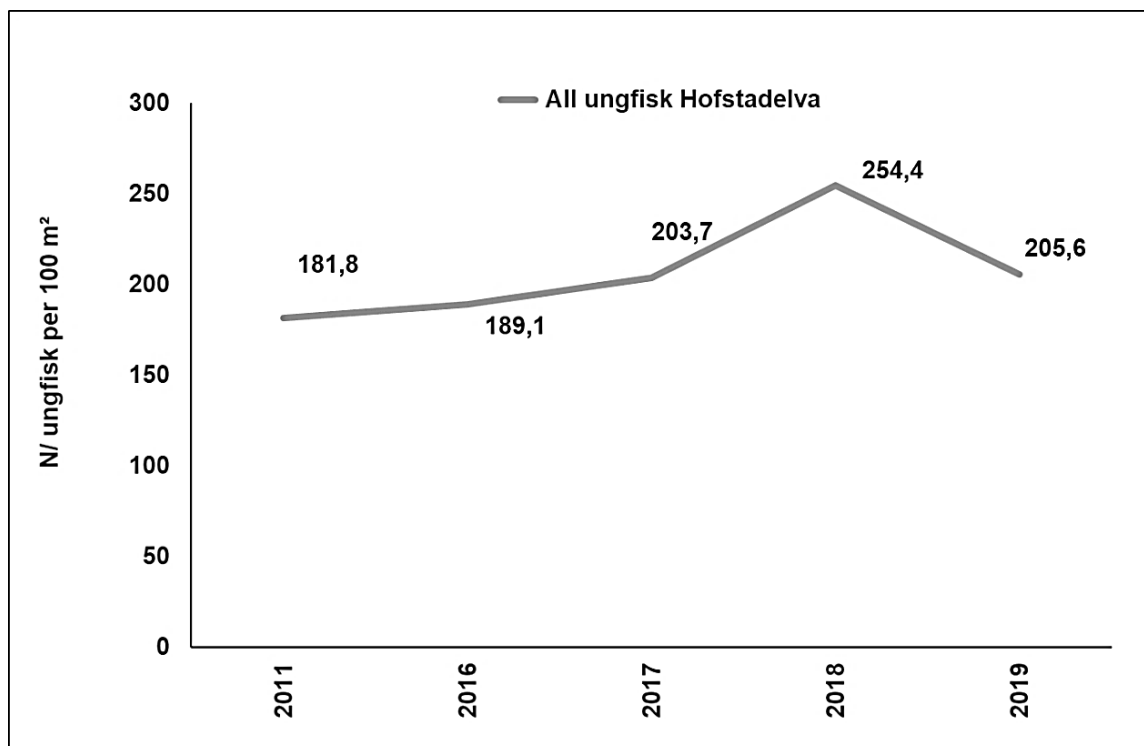
Tettheten av laksunger  $\geq 1+$  varierte fra ingen fisk (st.8) til 22,9 (st. 3) fisk per 100 m<sup>2</sup> (tabell 25). I Gråelva (st.1) ble det målt en tetthet på 4,8 fisk per 100 m<sup>2</sup>. På st. 13 ble aldersgruppen  $\geq 1+$  av laks registrert med 6,2 individer per 100 m<sup>2</sup>, mens st. 3 nedstrøms tiltaksområdet hadde en tetthet på 28,6 laksunger med alder  $\geq 1+$  per 100 m<sup>2</sup>.

**Tabell 25.** Detaljerte elfiskedata fra ungfisktellinger i Gråelva og Hofstadelva i september 2019. Kun ettåringer og eldre laksunger ( $\geq 1+$ ). Skraverte felt er stasjoner i tiltaksområdet av elva.

Laks, Ettåringer og eldre ungfisk												
Vassdrag	St.	Dato	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
Gråelva	1	25.sep	35	1					4,8	0,6		
Hofstadelva	3	26.sep	35	5					28,6	0,5		
Hofstadelva	4	26.sep	50	3					12	0,5		
Hofstadelva	6	26.sep	35	4					22,9	0,5		
Hofstadelva	7	26.sep	40	1					5	0,5		
Hofstadelva	8	26.sep	45	0					0	0		
Hofstadelva	10	26.sep	50	2					8	0,5		
Hofstadelva	12	26.sep	48	2					8,3	0,5		
Hofstadelva	13	25.sep	65	2					6,2	0,5		

### 3.2.3 Ungfiskbestanden i Hofstadelva i perioden 2011- 2019

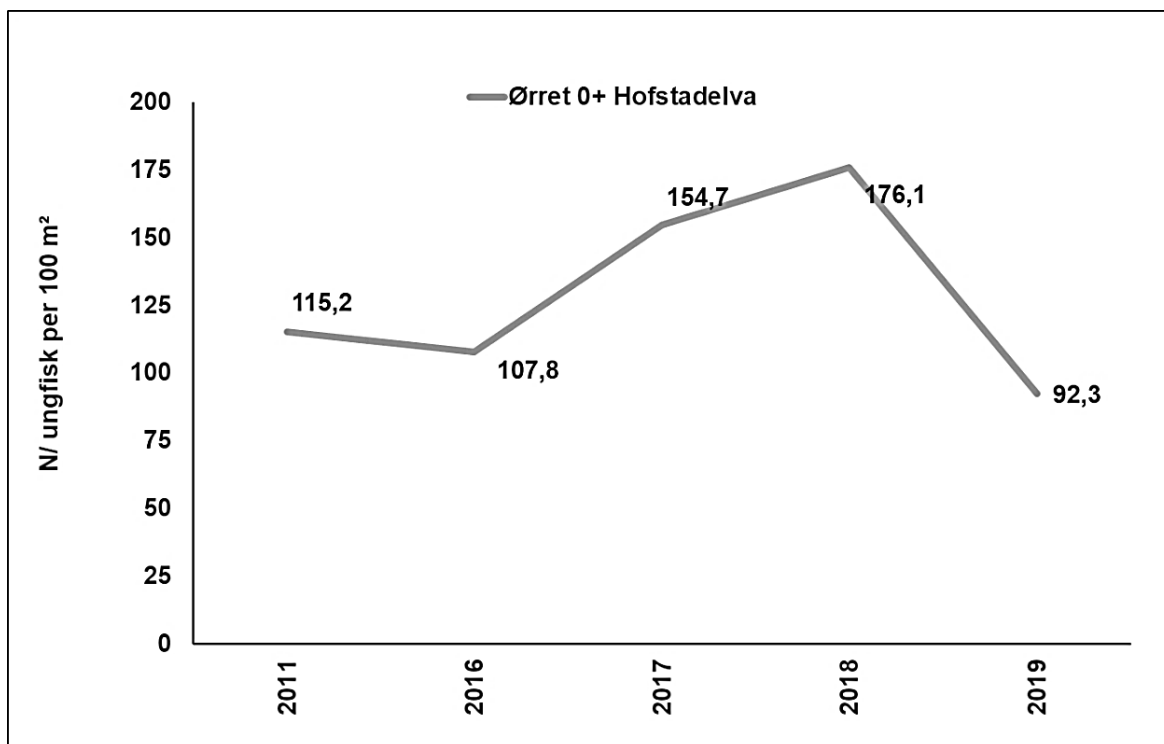
**Figur 39** viser midlere tetthet av all ungfisk (laks og ørret, alle aldersklasser) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Utviklingen viser en gradvis økning i samlet ungfisktetthet fra 2011 og fram til 2018, før tettheten går svakt ned i 2019. I alle årene i perioden 2016-2019 er tettheten likevel høyere enn før tiltaket (2011). Høyeste midlere samlet ungfisktetthet på 254,4 ungfisk per 100 m<sup>2</sup> ble registrert i 2018.



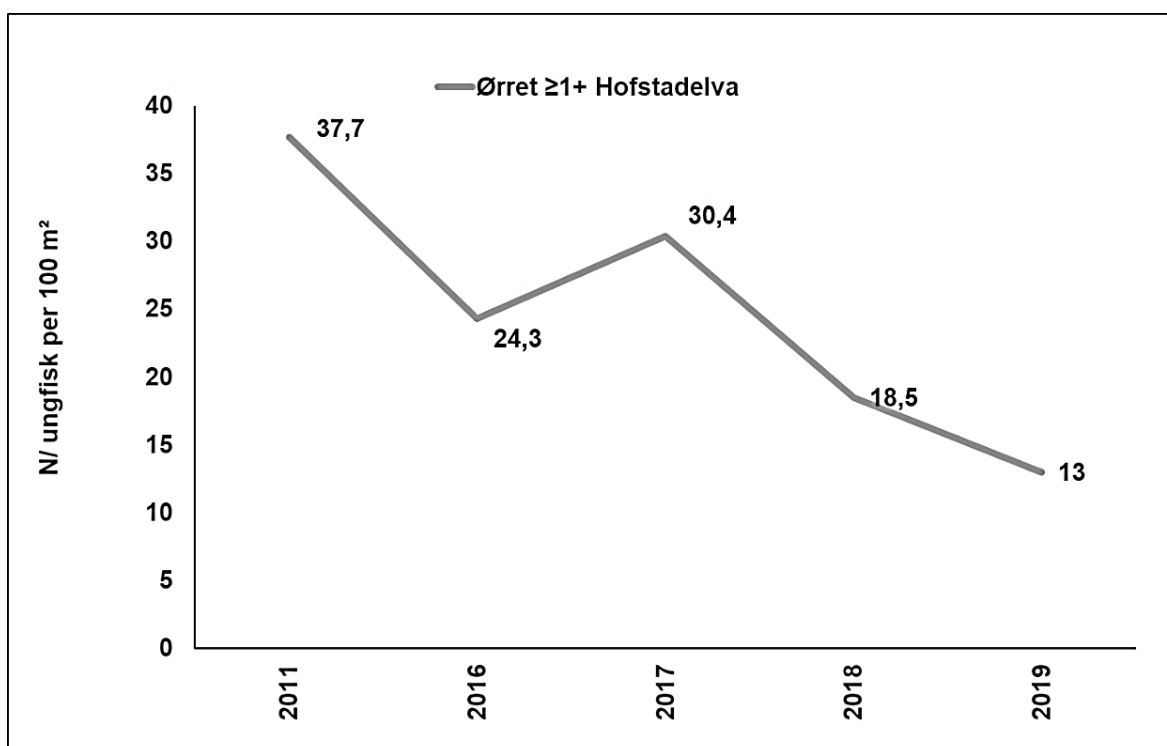
**Figur 39.** Midlere tetthet av all ungfisk (laks og ørret, alle aldersklasser) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tall fra 2011 er hentet fra Kjærstad mfl (2011).

**Figur 40** viser midlere tetthet av årsyngel ørret i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Utviklingen viser variasjon i tettheten av aldersklassen, med høyere tetthet i 2017 og 2018 sammenlignet med før tiltaket (2011). Etter høyeste tetthetsmåling i 2018 (176,1 årsyngel ørret per 100 m<sup>2</sup>), ble den laveste tettheten i undersøkelsesperioden registrert i 2019 (92,3 fisk per 100 m<sup>2</sup>), noe som også er lavere enn før-situasjonen i 2011.

**Figur 41** viser midlere tetthet av eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Utviklingen viser en tydelig nedgang i tettheten av aldersklassen i undersøkelsesperioden, fra høyeste tetthet i 2011 (37,7 fisk per 100 m<sup>2</sup>), til laveste tetthet i 2019 (13,0 fisk per 100 m<sup>2</sup>).

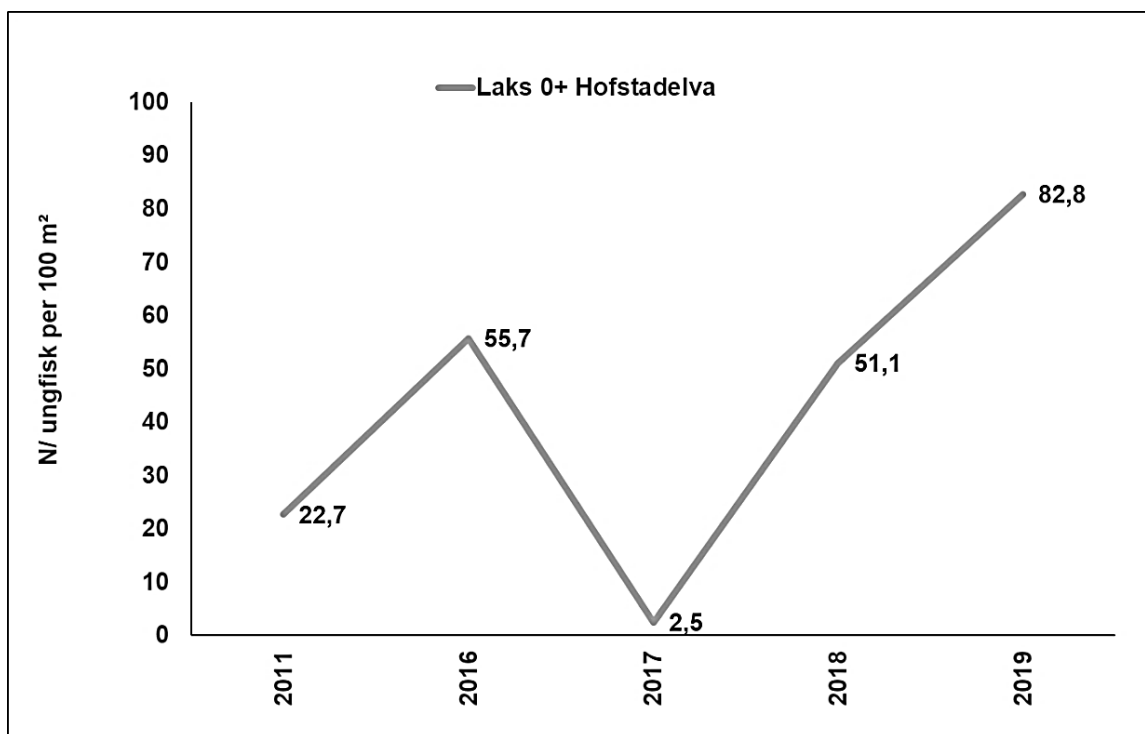


**Figur 40.** Midlere tetthet av årsyngel ørret (0+) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tall fra 2011 er hentet fra Kjærstad mfl (2011).



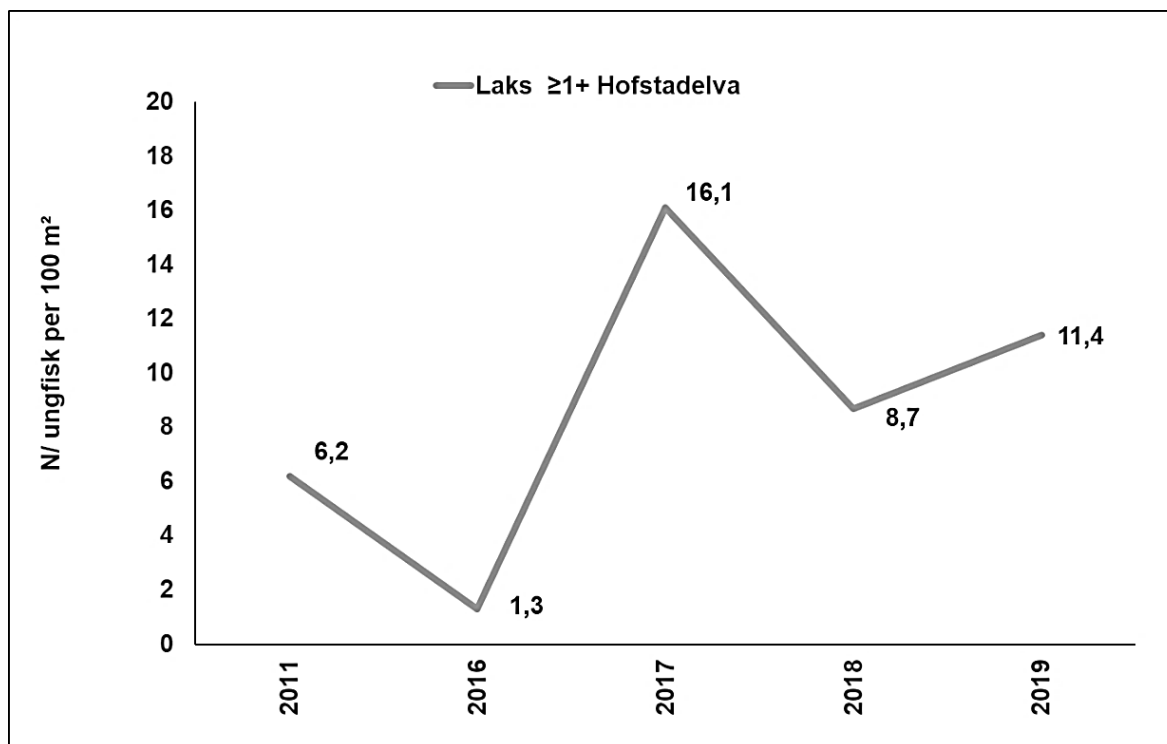
**Figur 41.** Midlere tetthet av eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tall fra 2011 er hentet fra Kjærstad mfl (2011).

**Figur 42** viser midlere tetthet av årsyngel laks (0+) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tettheten viser stor variasjon, fra 22,7 fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2011, til en kraftig nedgang i tettheten av aldersklassen i 2017 (2,5 fisk per 100 m<sup>2</sup>). I 2018 øker tettheten av aldersklassen igjen. Høyeste tetthet, 82,8 årsyngel laks per 100 m<sup>2</sup>, ble registrert i 2019.



**Figur 42.** Midlere tetthet av årsyngel laks (0+) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tall fra 2011 er hentet fra Kjærstad mfl (2011).

**Figur 43** viser midlere tetthet av eldre laksunger ( $\geq 1+$ ) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tettheten av denne aldersgruppen laksunger varierer stort, men innenfor lave tetthetsnivåer. Utviklingen viser en nedgang i det første undersøkelsesåret etter tiltak (2016), med en oppgang i årene 2017-2019 til et høyere nivå enn i 2011. Høyeste midlere tetthet ble registrert i 2017, med 16,1 fisk per 100 m<sup>2</sup>.



**Figur 43.** Midlere tetthet av eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ) i Hofstadelva i perioden 2011-2019. Tall fra 2011 er hentet fra Kjærstad mfl (2011).

### 3.2.4 Gråelva nært samløp Hofstadelva i perioden 2016- 2019

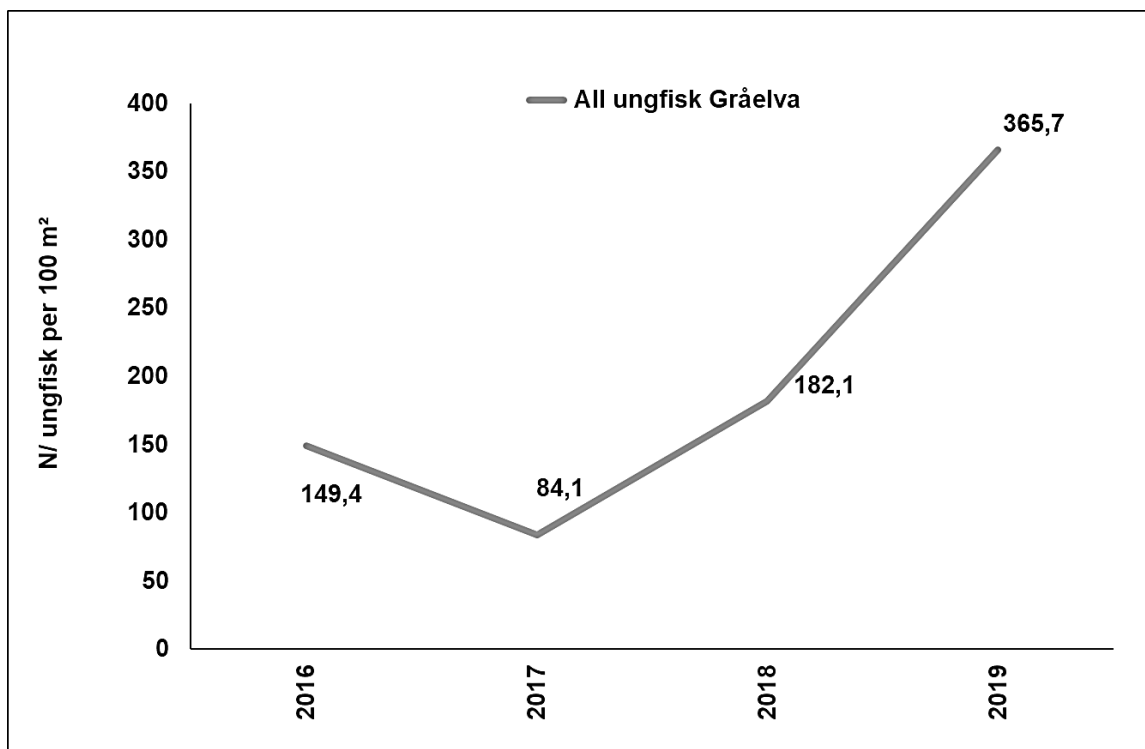
Gråelva nær samløpet med Hofstadelva mottar ungfisk (allerede fra alder 0+) som vandrer ned fra Hofstadelva. Tettheten av ungfisk i denne delen av Gråelva kan derfor være en indikasjon på effekten av restaureringen i Hofstadelva.

**Figur 44-48** viser midlere tetthet av all ungfisk (laks og ørret, alle aldersklasser) (**figur 44**), årsyngel ørret (**figur 45**), eldre ørret (**figur 46**), årsyngel laks (**figur 47**) og eldre laksunger (**figur 48**) i Gråelva på stasjoner nær samløp med Hofstadelva i perioden 2011-2019. For årene 2016 og 2018, med to stasjoner (st. 1 og 2) i sammenligningsgrunnlaget, presenteres midlere tetthetsverdi. I 2017 og 2019 ble kun stasjon 1 undersøkt, og er derfor tetthetsverdien fra denne stasjonen alene.

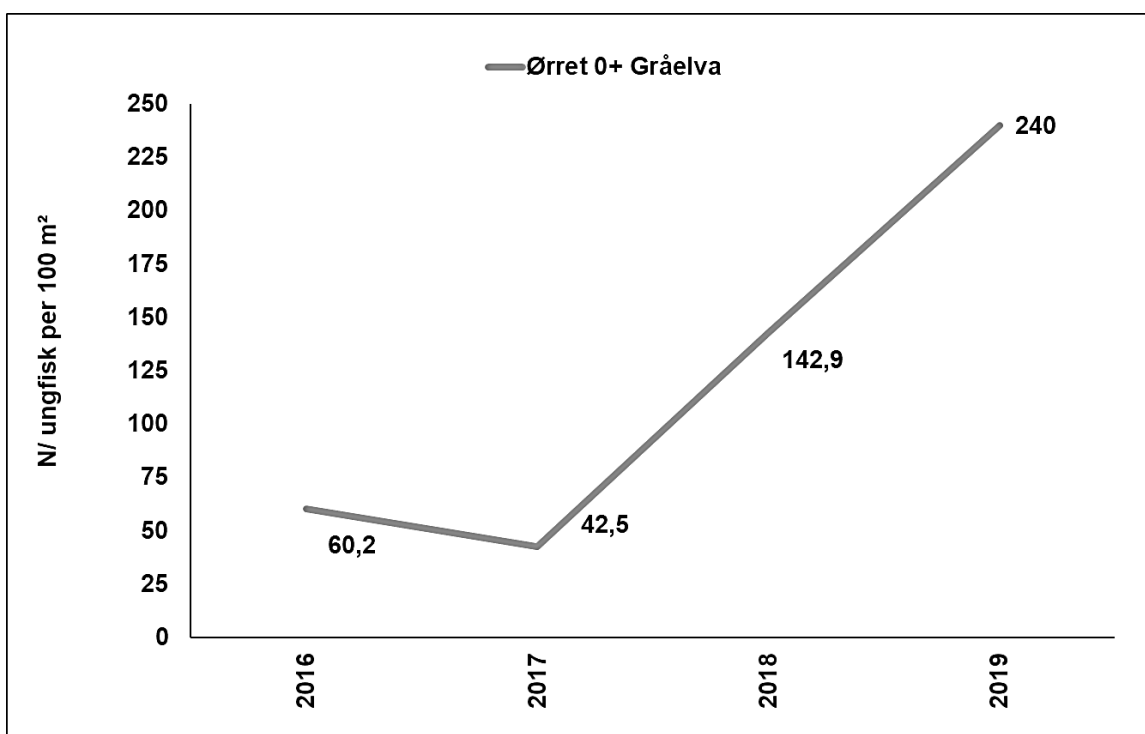
Tetthetstallene har vist en klar positiv trend mot høyere samlet ungfisktetthet i Gråelva i årene etter tiltak i Hofstadelva. Dette gjelder spesielt for samlet ungfisktetthet av laks og ørret i alle aldersklasser (**figur 44**) og årsyngel ørret (**figur 45**), som har økt fra hhv. 149,4 og 60,2 fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2016, til 365,7 og 240 fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2019. Med unntak av en svak nedgang i 2017, viste også tetthetene av eldre ørretunger ( $\geq 1+$ ) høyere tetthet i 2018 og 2019 sammenlignet med 2016 (**figur 46**).

Tetthetsverdiene for årsyngel laks viste stor variasjon i perioden 2016-2019 (**figur 47**). Fra en tetthet på 67,6 fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2016, viste resultatene ingen årsyngel og 3,5 årsyngel laks per 100 m<sup>2</sup> i 2017 og 2018. I 2019 viste den høyeste tettheten av årsyngel laks, med 85,7 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Tetthetsverdiene for eldre laksunger viste også stor variasjon i perioden 2016-2019, men innenfor vesentlig lavere tetthetstall enn årsyngel (**figur 48**). Høyeste tetthet på 20,8 fisk per 100 m<sup>2</sup> ble oppnådd i 2017, mens laveste tetthet ble målt året etter (1,5 fisk per 100 m<sup>2</sup>). I 2019 øker tettheten av eldre laksunger igjen noe, til 4,8 fisk per 100 m<sup>2</sup>.

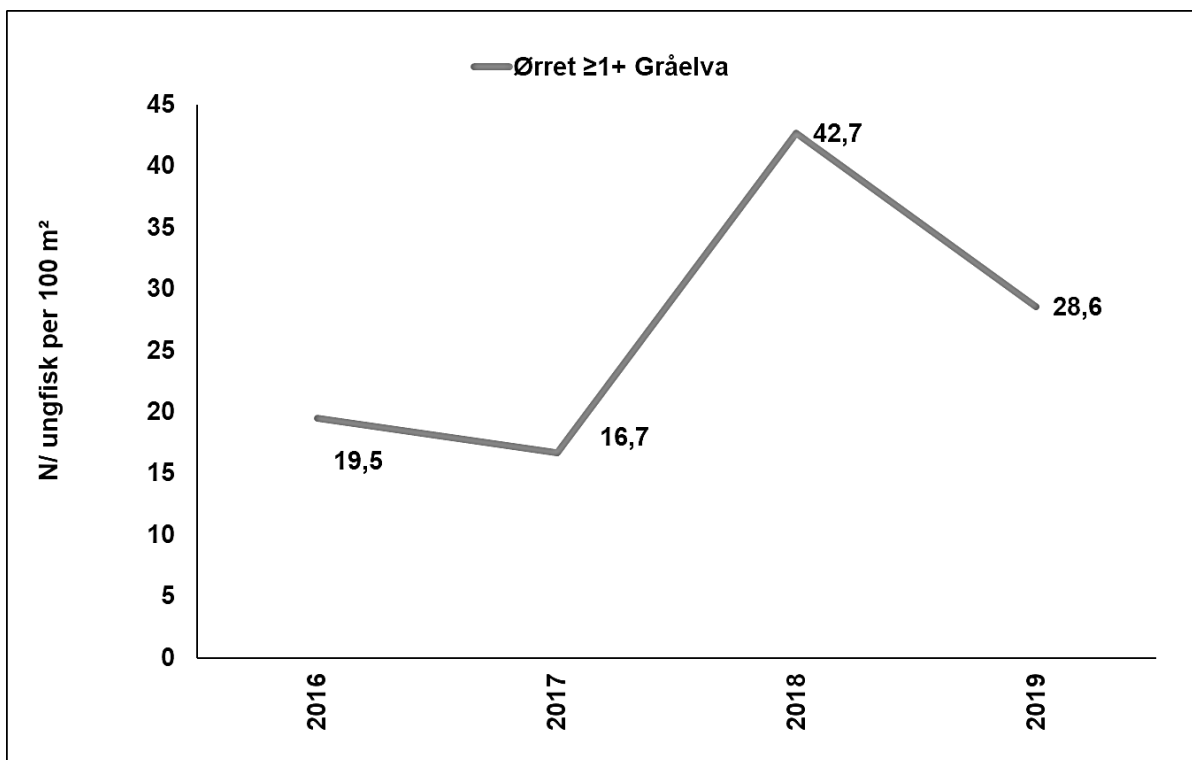




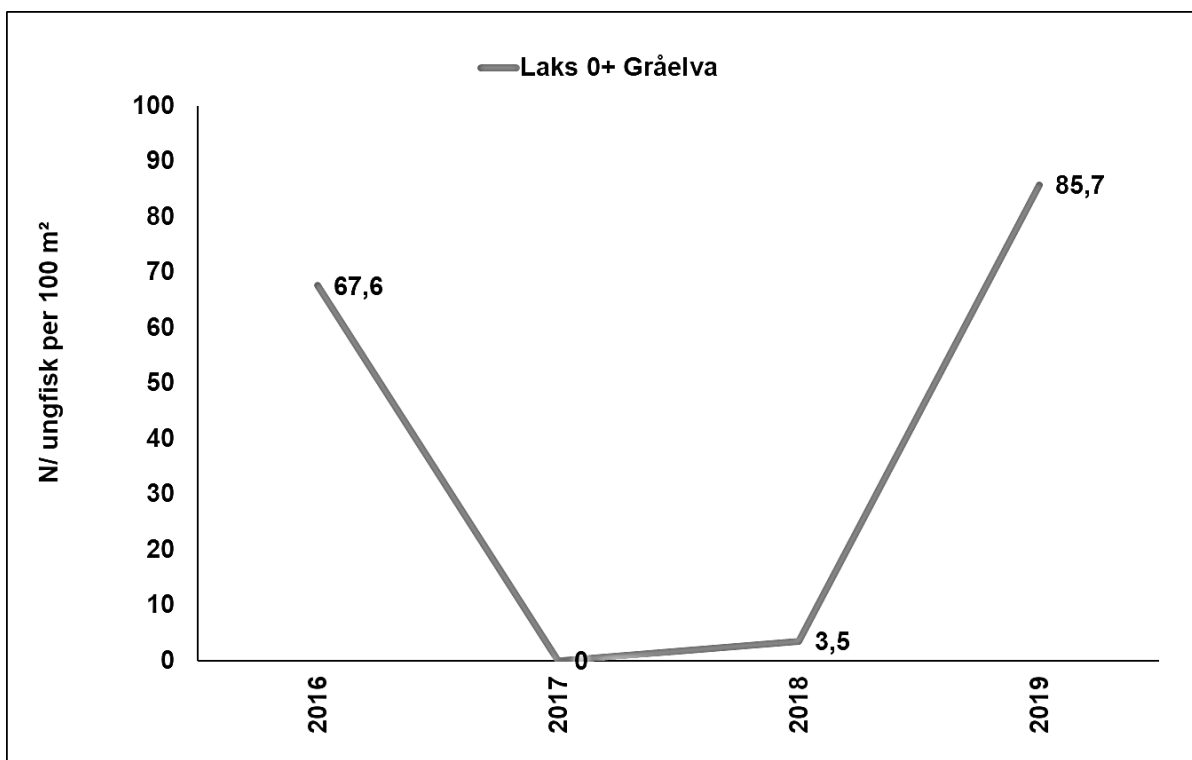
**Figur 44.** Midlere tetthet av all ungfisk (laks og ørret, alle aldersklasser) i Gråelva i perioden 2016-2019.



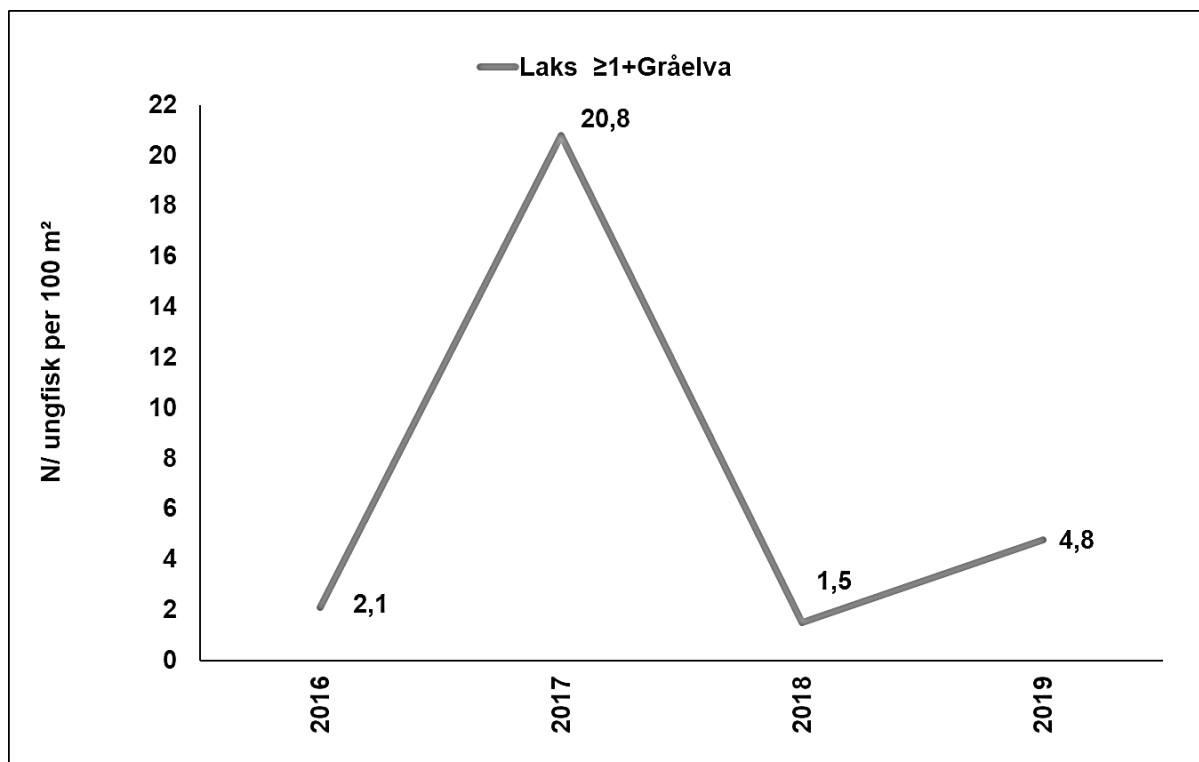
**Figur 45.** Midlere tetthet av årsyngel ørret (0+) i Gråelva i perioden 2016-2019.



**Figur 46.** Midlere tetthet av eldre ørret ( $\geq 1+$ ) i Gråelva i perioden 2016-2019.



**Figur 47.** Midlere tetthet av årsyngel laks (0+) i Gråelva i perioden 2016-2019.



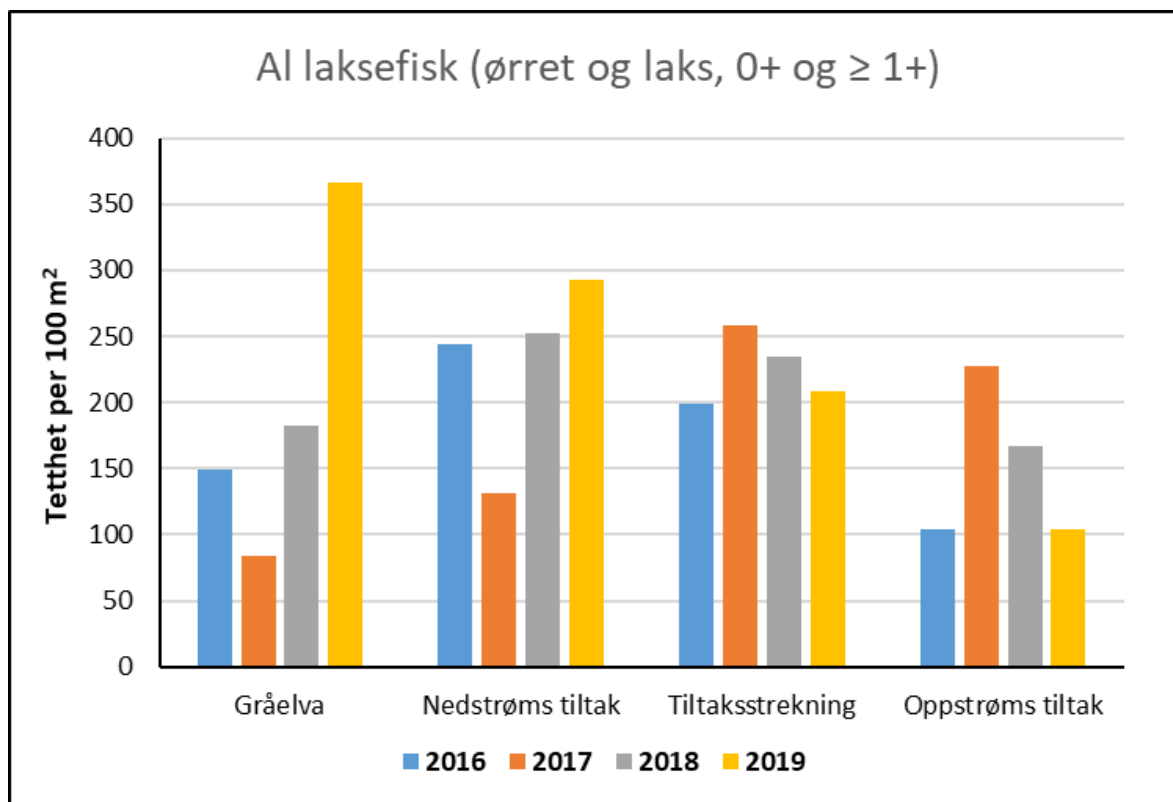
**Figur 48.** Midlere tetthet av eldre laksunger ( $\geq 1+$ ) i Gråelva i perioden 2016-2019.

### 3.2.5 Strekkninger i Hofstadelva og Gråelva i perioden 2016- 2019

Samlet sett varierer utviklingen i ungfiskbestandens tettheter, både innenfor aldersklasse, art og år, i de ulike strekkningene av Hofstadelva og Gråelva i undersøkelsesperioden 2016-2019 (**figur 49- 51**).

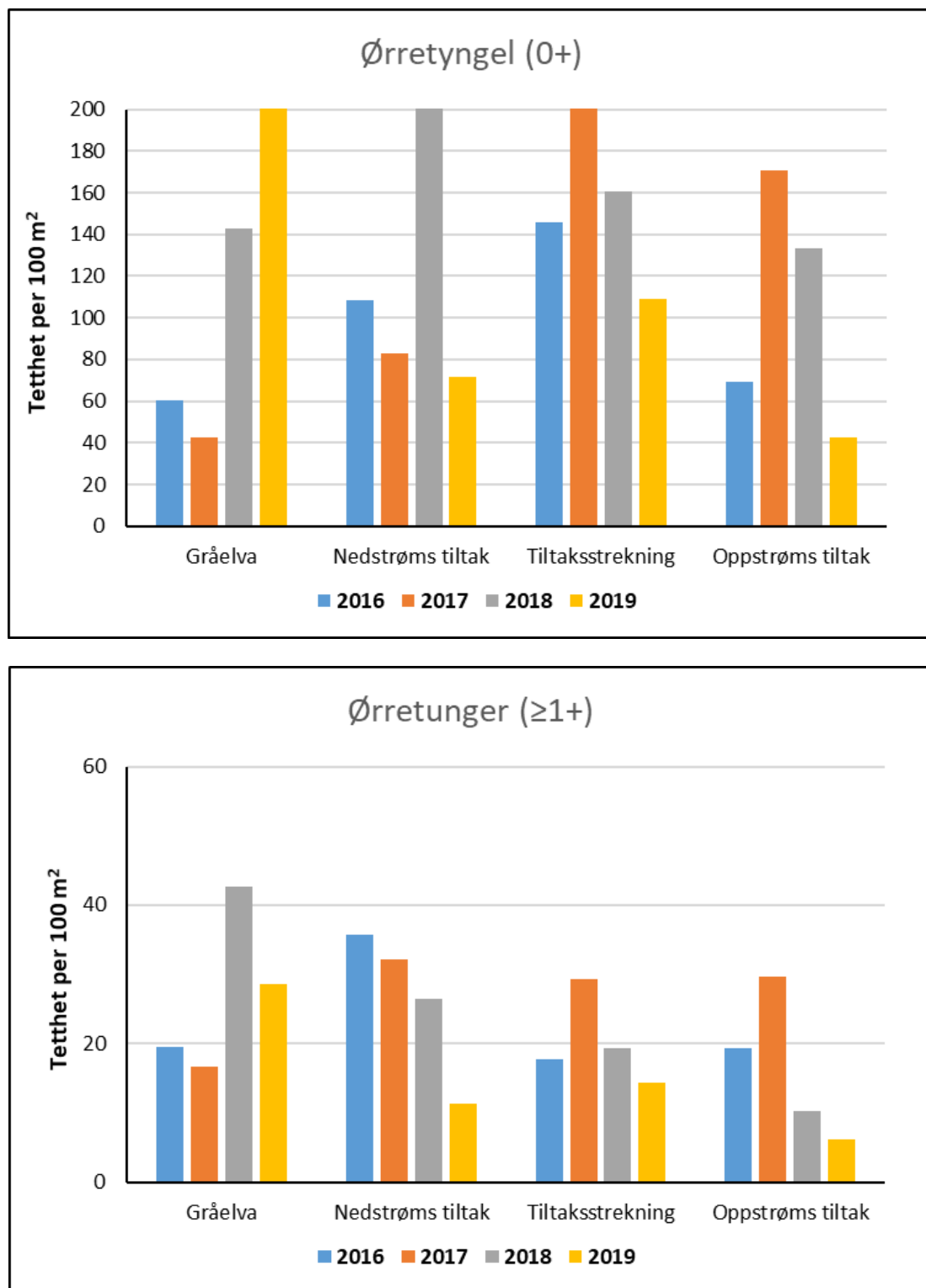
**Figur 49** viser utvikling i en samlet tetthet av alle aldersklasser (midlere verdier for stasjoner innenfor hver strekning) for ungfiskbestanden av både laks- og ørret i Gråelva og ulike vassdragspartier av Hofstadelva i perioden 2016- 2019. Etter en nedgang i samlet ungfisktetthet fra 2016 til 2017 i Gråelva, økte tettheten vesentlig i 2018 og fram til 2019 (**figur 49**). Lignende tendens viste seg også i ungfisktetthetene fra Hofstadelva nedstrøms tiltaksstrekningen.

For de to andre områdene, tiltaksstrekningen og oppstrøms tiltaksstrekningen, var utviklingen synkende fra 2017 til 2019, men fortsatt på nivå eller høyere sammenlignet med første undersøkelsesår i 2016. For tiltaksstrekningen i Hofstadelva varierte samlet ungfisktetthet fra 199,4 og 208,1 ungfisk fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2016 og 2019, til 258,6 ungfisk fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2017 og 234,3 ungfisk fisk per 100 m<sup>2</sup> i 2018. Tilsvarende midlere ungfisktetthet for Hofstadelva i 2011 var til sammenligning 167,3 ungfisk per 100 m<sup>2</sup> (Kjærstad mfl. 2011). Samme tendens sees for området oppstrøms tiltaksstrekningen, som hadde en større nedgang i 2019. Her var samlet ungfisktetthet tilnærmet lik i 2016 og 2019, med hhv. 103,7 og 103,8 ungfisk per 100 m<sup>2</sup>, med høyere tettheter i 2017 (228,0) og 2018 (166,7). Bortsett fra året 2017, så viste resultatene en nedgang i ungfisktetthet ovenfor tiltaksstrekningen sammenlignet med før-situasjonen, som hadde midlere tetthet på 202,5 ungfisk per 100 m<sup>2</sup> i 2011 (Kjærstad mfl. 2011).

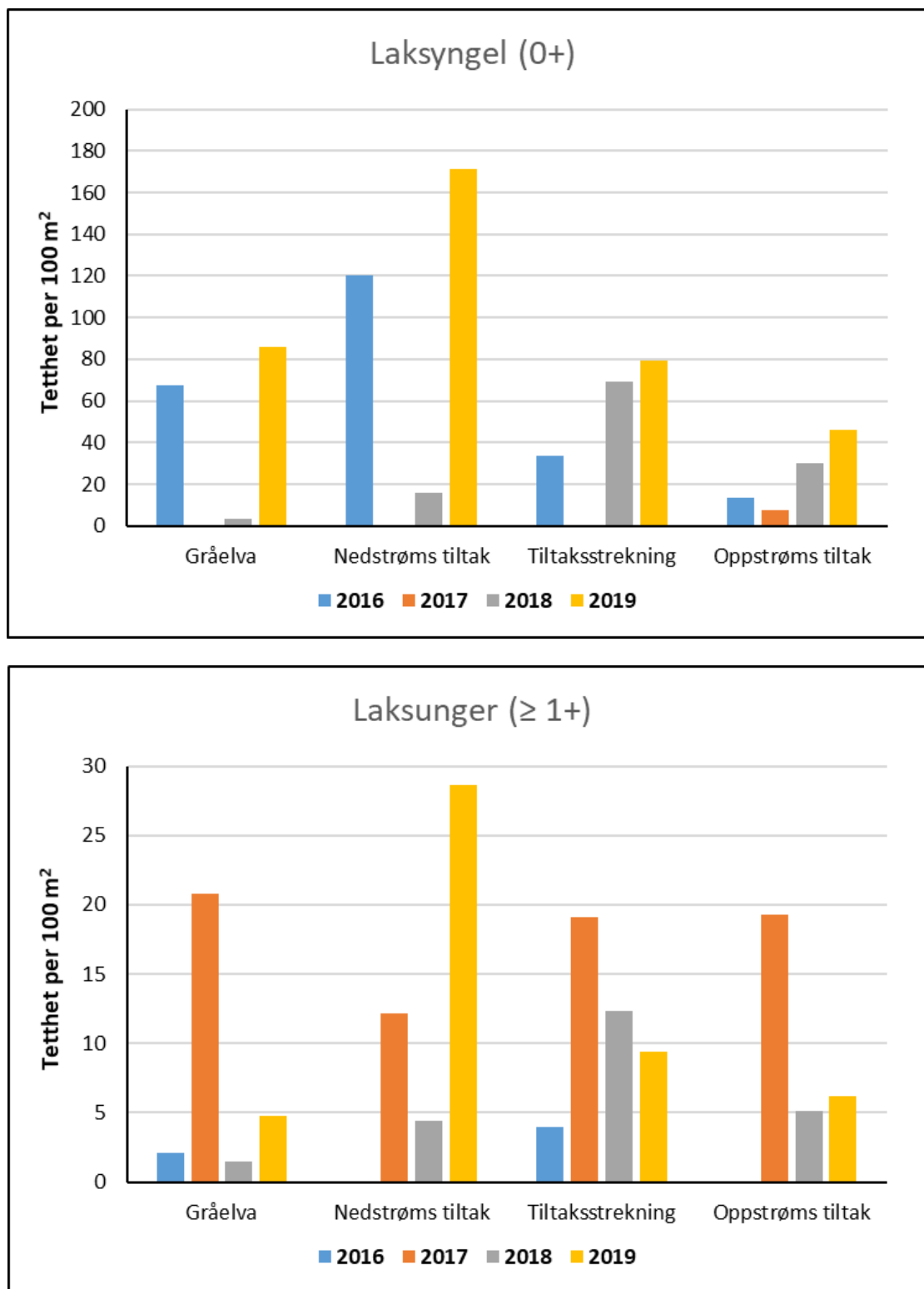


**Figur 49.** Utvikling i en samlet tetthet (midlere verdier for stasjoner innenfor hvert område) for ungfiskbestanden av både laks- og ørret i ulike områder av Hofstadelva og Gråelva i perioden 2016-2019.

For ørret var variasjonen i tettheter mellom år, områder og aldersklasser stor (**figur 50**). Tettheten av årsyngel (0+) ørret i Gråelva var lavest i 2016 og 2017, men økte kraftig i 2018 og 2019, der høyeste tetthet gjennom hele perioden (240 ørret årsyngel per 100 m<sup>2</sup>) ble registrert i 2019 (**figur 50**, øverst). For de øvrige områdene i Hofstadelva varierte tettheten gjennom undersøkelsesårene, med en nedadgående trend siste undersøkelsesår i 2019. Tettheten av ett-åringer/eldre (≥1+) ørret i Gråelva og i ulike områder av Hofstadelva viste tilsvarende store mellomårs- og områdevariasjoner (**figur 50**, nederst), uten klare trender i utvikling i tetthet gjennom undersøkelsesperioden. Tettheten i alle områder av Hofstadelva gikk imidlertid ned fra 2018 til 2019, og var jevnt over lavere i 2019 sammenlignet med 2016.



**Figur 50.** Utvikling i tetthet for årsyngel (0+) (øverst) og ettåringer/eldre (≥1+) (nederst) av ørret i ulike områder av Hofstadelva og Gråelva i perioden 2016- 2019.



**Figur 51.** Utvikling i tetthet for årsyngel (0+) (øverst) og ettåringer/eldre (≥1+) (nederst) av laks i Gråelva og i ulike områder av Hofstadelva i perioden 2016- 2019.

For laksunger viste tettheten av årsyngel en markant reduksjon i tetthet i 2017 i alle undersøkte områder av Hofstadelva, inkludert Gråelva (**figur 51**, øverst). Årsyngel laks ble kun registrert med lav tetthet ovenfor tiltaksområdet i Hofstadelva dette året. I 2018 og 2019 økte tettheten av

denne aldersklassen av laks igjen, spesielt på området nedstrøms tiltaket (**figur 51**). For ett-åringer og eldre laksunger var trenden motsatt i 2017 (**figur 51**, nederst), der tetthetene av denne aldersgruppen var høyest i 2017 sammenlignet med de andre årene i perioden 2016-2019. I 2018 og 2019 økte tettheten av ettåringer og eldre laksunger på alle områder, med størst økning (28, 6 ≥ 1+ laksunger per 100 m<sup>2</sup>) på området nedstrøms tiltaket (**figur 51**).

### 3.2.6 Diskusjon av resultater

Ungfistellingene i Hofstadelva gjennom perioden 2016 -2019 viste samlet sett en positiv utvikling for ungfiskbestanden i vassdraget, spesielt knyttet til tiltaksområdet i elva, som også er det området undersøkelsen vår fortrinnsvis ønsket å belyse. Responsen etter tiltak kom raskt, og allerede første år (2016) etter tiltaket (2014/2015) var tettheter av årsyngel laks og ørret på et høyt nivå, langt over tettheten før tiltaket i 2011 (Kjærstad mfl. 2011). Tetthetene av ungfisk på restaurert strekning varierte samlet sett gjennom perioden 2016-2019, men lå i øvre sjikt for hele Hofstadelva i undersøkelsesperioden. Sammenlignet med andre lignende vassdrag i området og regionen er ungfisktetthetene i Hofstadelva høye etter tiltak. Ørret har vært dominerende art i ungfiskbestanden i perioden 2016-2019 sett under ett, men det var en tendens til at andelen laksunger ser ut til å øke i løpet av undersøkelsesårene.

Et elveparti i Gråelva like ved samløp med Hofstadelva er også undersøkt i for ungfisk av laks og ørret i perioden 2016-2019. Utviklingen i ungfisktetthetene på dette partiet viste variasjon gjennom årene 2016-2019, men med en kraftig økning i årsyngel og ungfisk av både laks og ørret mot slutten av undersøkelsesperioden. Vi knytter denne positive trenden i ungfiskbestanden i Gråelva til effekter av vellykket restaurering av Hofstadelva. Økt ungfiskproduksjon i tiltaksområdet i Hofstadelva fører til økt nedvandring av årsyngel og eldre ungfisk av både laks og ørret fra Hofstadelva og ut i Gråelva. Dette kan indikere at ungfisktettheten enkelte år i Hofstadelva er høy og nær vassdragsstekningenes bæreevne, slik at overtallig ungfisk vandrer ut i Gråelva der den finner egnede levesteder og ledige habitater.

#### 3.2.6.1 Vandringsveier som en årsak til variasjon i ungfisktetthet

Forekomst av de ulike årsklassene av ungfisk (spesielt laksunger) har variert mye mellom undersøkelsesårene etter tiltaket. Dette kan ha mange årsaker som vi ikke kan påvise med våre undersøkelser. Gytebestanden av laks og sjøørret i Hofstadelva kan variere av andre årsaker enn forhold knyttet til tiltaket. Det kan skyldes en rekke faktorer i Gråelva (Saksgård mfl. 2020), i fiskens sjøfase, beskatning mm. Forhold knyttet til vandringsmulighetene for fisk både i Gråelva og Hofstadelva kan også spille en viktig rolle i om sjøvandrende laksefisk benytter tiltaksområdet i Hofstadelva det enkelte år. Før gyttesesongen i 2015 ble for eksempel fiskens vandringsmuligheter forbi en kulvert (**figur 52**) i nedre del av Hofstadelva avdekket som sterkt vannføringsavhengig (Bergan mfl. 2017).



**Figur 52.** Problemkulvert i Hofstadelva, august 2015. Tilstoppet innløp (øverst), i tillegg til i utgangspunktet vanskelige oppgangsforhold med forhøyd vannhastighet for både stor gytefisk og små ungfisk. Forholdene ved veikrysningen ble vurdert som en vandringsbarriere i forkant av gytesesongen 2015 for laks og sjørret. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Veikrysningen ble umiddelbart utbedret av NVE (**figur 53**, nederst) før gyting av laks og sjørret høsten 2015. Vannspeilet i elva nedstrøms ble hevet ved terskling og dannelse av større kulp, slik at kulverten nå ble liggende godt senket i elva. Dette ga økt vanddybde på kulvertpartiet gjennom veien, i tillegg til lavere vannhastighet. Samlet sett ble vandringsmulighetene for fisk (laks/ørret) og ulike fiskestørrelser vesentlig forbedret etter dette tiltaket.





**Figur 53.** Den tidligere problemkulverten i Hofstadelva i 2011 (øverst, før utbedring) og 2018 (nederst), etter utbedring. Vannspeil nedstrøms ble vesentlig hevet, og gir nå oppgangsmuligheter for både gytefisk og ungfisk, på et langt større vannføringsvindu sammenlignet med tidligere. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Videre er det identifisert en nederste veikrysning av Hofstadelva like før samtløp med Gråelva, som ennå ikke er utbedret eller avbøtt i forhold til fiskevandring. Kulverten kan gi større eller mindre grad av vanskeligheter for oppgangsfisk, og går lett tett av kvist o.l.(Bergan mfl. 2017).

Under feltarbeidet (bunndyrinnsamling) i september 2016 avdekket vi at denne kulverten var i ferd med å tettes (ett mindre kulvertrør var helt tett, ett hovedrør delvis tett, se **figur 54**), og at det dermed hadde dannet seg et sterkt vandringshindrende punkt i Hofstadelva like før samløp med Gråelva. Kulverten ble definert som sterkt vandringshindrende på lav og middels vannføring uansett fiskestørrelse høsten 2016, og utgjorde en potensiell vandringsbarriere for ungfisk, uansett vannføring (Bergan mfl. 2017). Problempunktet ble utbedret av oss ved å rydde hovedrøret for trevirke. Hele Hofstadelva ble fotgått den samme dagen som kulverten ble renset, uten at en eneste stor gytefisk ble observert. Dagen etter ble samme strekning fotgått om igjen, og det ble observert et titalls stor gytefisk av sjørørret på gyteområder i restaurert elvestrekning (Bergan mfl. 2017). Denne fisken hadde trolig vandret opp til elvestrekningen umiddelbart etter at kulverten ble renset.



**Figur 54.** Delvis tett veikulvert like før samløp med Gråelva (øverst) høsten 2016, og fri passasje for fiskevandring i ett kulvertløp etter rydding (nederst). Foto: Morten André Bergan, NINA.

Slike små justeringer, endringer og varierende oppgangsforhold kan være like utslagsgivende på våre ungfiskdata som andre faktorer knyttet til tiltaksområdet av Hofstadelva. For eksempel viste året 2017 en kollaps i årsyngeltettheten av laks, noe som peker på at det var bortfall av gyting på tiltaksområdet av Hofstadelva høsten 2016. Dette kan skyldes at gytebestanden av laks var lav dette året, men kan like gjerne skyldes at laks kom lettere forbi nedre del, gikk tidligere på elva, og fant egnede gyteområder i øvre del, ovenfor tiltaksområdet. Vi har ikke stort nok stasjonsomfang, og mangler ungfiskdata til å belyse slike komplekse sammenhenger i et så vidt stort vassdrag. Bortfallet av laks kan også skyldes vannførings- og vandringsforhold i Gråelva,

som også har tilsvarende komplekse problemstillinger. På ett parti i Gråelva like oppstrøms samløp med Hofstadelva (**figur 55**) dannes enn vannføringsavhengig vandringsbarriere i perioder av året. Dette partiet er også omtalt i Saksgård mfl. (2020), i forhold til denne undersøkelsens tolkning av ungfisktettheter i Gråelva og øvre sidebekker i vassdraget i 2019.



**Figur 55.** Foto fra høsten 2017 (26. september). Storsteinbelagt strekning i Gråelva like oppstrøms Hofstadelvas samløp. Partiet fungerer som vandringsbarriere på lav vannføring i Gråelva, og kan føre til at gytefisk i på vei opp Gråelva i stedet slipper seg ned og går opp i Hofstadelva, som kan ha enklere oppgangsforhold og høyere relativ vannføring i samme periode. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Dette vandringshindrende punktet i Gråelva er steinsatt med storstein og blokk på et parti med noe brattere gradient. Partiet kan kun passeres ved vannføring over middels, og kan ha både art- og størrelsesselektive egenskaper. I perioder med lav vannføring fungerer denne steinsettingen som en permanent vandringsbarriere for alle fiskestørrelser, inkludert stor gytefisk. Både oppvandrende laks og sjørret hindres da i å vandre videre oppover elva, men ettersom sjørreten vandrer opp i elva over en lengre periode enn laks, kan den ha større sannsynlighet til å treffe på vannføring som gir vellykket forbivandring. Gytetiden sjørret i Gråelva/Hofstadelva har mindre kroppsstørrelser enn laks, noe som teoretisk sett kan gjøre at den i mindre grad stoppes av slike periodiske sperringer i vassdraget. Samtidig med ugunstig vannføring i Gråelva, kan Hofstadelva ha god nok vannføring til at det er fordelaktig å vandre opp i dette vassdraget. Andre år kan gytefisken passere det omtalte hinderet i Gråelva, og i slike år kan derfor mange gytefisk vandre langt opp i Gråelva og gyte. Med dagens observerte klimaendringer, med økt ekstremvær, risikerer man at slike kan stoppe oppvandring i gytetiden, dersom langvarig tørke inntreffer i samme periode. Da vil man få stor årsyngelproduksjon i Gråelva nedstrøms punktet, og frafall av gytere på partier oppstrøms. Slike komplekse forhold fanges ikke opp i vårt stasjonsnett for ungfisktellinger, som er konsentrert i Hofstadelvas tiltaksområde.

Det var en klar tendens til økte ungfisktettheter i Gråelva like ved samløp med Hofstadelva (st. 1 og 2, **figur 56**) mot slutten av undersøkelsesperioden. Dette har trolig sammenheng med vellykket restaurering av Hofstadelva. Stor ungfiskproduksjon i Hofstadelva kan føre til oppfylt skjulkapasitet og dermed økt naturlig utvandring av årsyngel og eldre ungfisk av både laks og ørret fra Hofstadelva og ut i Gråelva. Dette stemmer godt overens med mange observasjoner av den økologiske funksjonen til små sidevassdrag med sjørret (i dette tilfellet Hofstadelva) i forhold til

større resipienter (her: Gråelva) (Bergan mfl. 2011, Bergan & Nøst 2017, Bergan & Solem 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). Dette er et viktig og interessant aspekt ved resultatene i undersøkelsene i Hofstadelva.

Sidevassdragene er i stand til å produsere vesentlig mer årsyngel (og eventuelt ungfisk) enn bæreevnen per arealenhet i vassdraget. Det tallet for ungfisktetthet vi måler ved el-fiske i sidebekkene kan dermed være et mål på bæreevnen på lokaliteten, mens et overskudd av årsyngel og eldre fisk kan ha vandret ut i hovedelva. Selv om dødeligheten kan antas å være betydelig i løpet av første leveår, overlever trolig mye av «overskuddet» av fiskeunger, og foretar aktiv forflytning til elveområder med lavere fisketetthet, mindre konkurranse og fordelaktige oppvekstvilkår. Netto gevinst er større fiskeproduksjon for større elveavsnitt og sammenhengende elvesystemer. Dette er viktige økologiske sammenhenger og viktig i forvaltningsøyemed, men det fanges i liten grad opp ved standard metoder og målinger på en eller flere avgrensede stasjoner i sidevassdraget. Dette er og har vært en av de store utfordringene for biologer, forskere og forvaltning i forhold til å verdivurdere små sidebekker betydning for og til større elvesystem, fordi man til stadighet måler på «gjenværende fisk» knyttet til stasjonsområdet og bekkens relative bæreevne, og ikke fanger opp fisk som er produsert (faktisk produksjonsevne) i sidebekken/vassdraget, men som har sluppet seg nedover (alternativt svømt oppover). Dette har derfor alltid ført til en undervurdering av små vassdrags produksjonskapasitet og betydning i en større sammenheng. Ofte har dette blitt synliggjort først etter degradering av sidebekken (-e), slik at den/de har blitt tatt ut av produksjon, med påfølgende kollaps i deler av eller hele fiskebestanden også i hovedelva. Spesielt gjelder dette sjørret/vandrende ørretstammer. Samtidig ser vi at stadig nyere og mer avansert merke-teknologi anvendt i studier og kartlegging av habitatbruk for ungfisk i sidebekker til større vassdrag gjør det mulig å vitenskapelig bekrefte overnevnte teorier.



**Figur 56.** Gråelvas stasjonsområde(-r) nært samløp med Hofstadelva (som skimtes til høyre, gul pil). Foto: Morten André Bergan, NINA.

### 3.2.6.2 Kvalitative observasjoner av gytefisk og registrering av gytegroper

Gytefisktelling eller gytegroppregistrering har ikke vært en del av undersøkelsene i perioden 2016-2019. Dette er likevel gjort hvert år i forbindelse med de bunndyrinnsamlingene som er gjort på tidspunkter som sammenfaller med gytetid eller gytevandring for sjørørret i Hofstadelva. Inntrykket etter denne kvalitative vurderingen er at restaurert strekning har hatt god gytefiskoppgang, med vellykket gyting i til dels stort omfang allerede fra første høst (2015) etter avsluttet anleggsarbeid. Videre er det observert mange gytegroper og større gytefelt (**figur 57**) i hele tiltaksområdet hvert eneste år i perioden 2016-2019.



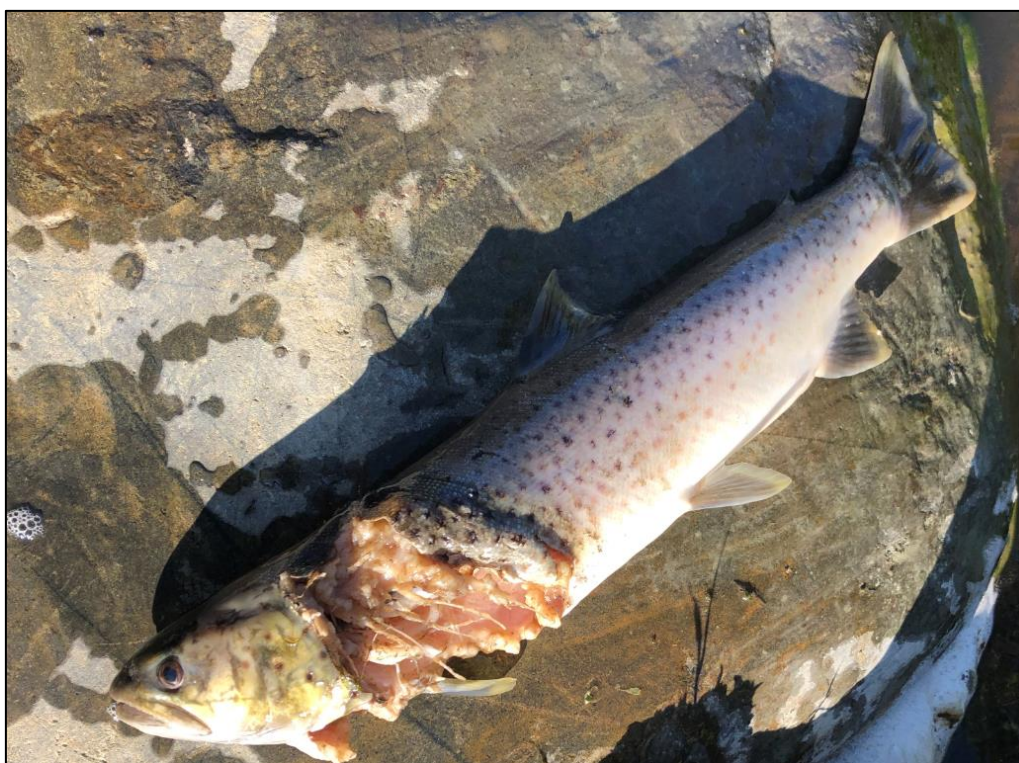
**Figur 57.** Gytegroper i nedre tiltakstrekning av Hofstadelva i 2018 (øverst), og et større gytefelt i øvre del av sikret strekning i 2018 (nederst). Foto: Morten André Bergan, NINA.

I 2016 gikk gytefisk av sjørørret på elva ved vannføringsøkning rundt midten av september. Ingen gyting eller gytegroper ble registrert ved befaring den 22. september dette året, men en

del gytefisk var tilstede nær gyteområdene og i kulper, noe som tydet på at gytinga var i ferd med å starte. I 2017 hadde ingen gytefisk gått på elva den 25. september, noe som skyldtes lav vannføring over en lengre periode i forkant. Dette ble også verifisert av grunneier (pers.medd.), som hadde gjort egne befaringer med lys i elva denne høsten. Ved befaring den 25. oktober 2017 var gytinga av sjørret over. I 2018 var det ingen observasjon av gytefisk eller gytegroper i elva den 10.-11. september, mens gytegroper var ferdiglaget den 9. oktober samme år. I 2019 var hovedparten av gytinga for sjørret også ferdig ved befaring den 8. oktober dette året.

Observasjonene viser at sjørreten i Hofstadelva normalt går på elva ved vannføringsøkninger og/eller vanntemperaturfall i perioden i siste halvdel av september, trolig etter å ha stått i Gråelva i påvente på synkende vanntemperatur og riktig vannføring for videre vandring og oppgang. Hovedgytinga skjer i månedskiftet september/oktober, og er normalt over i første halvdel av oktober. Laksen ser ut til å gå på elva senere, trolig i løpet av oktober (Kjærstad mfl. 2011), og gyter dermed etter at mesteparten av sjørreten er ferdig med gytinga i elva.

Ut fra størrelsene på observerte gytefisk i 2016-2019, diameter på gytegroper og størrelse på gytefelt, har sjørreten i Hofstadelva normalt kroppsvekt mellom 1 og 3 kilo (**figur 58-59**), med innslag av både større (3-5 kg) og mindre fisk (0,5-1 kg). Gytegroperne i Hofstadelva er eksempelvis visuelt merkbart større sammenlignet med sidevassdraget Møsta til Gaula (Bergan & Solem 2018), som har gytefisk på 0,5 -1,5 kg som dominerende størrelse. I siste undersøkelsesår (2019) var det stor gyteaktivitet og mye stor gytefisk av sjørret (2-3 kg, se eksempel i **figur 58**) i tiltaksområdet av Hofstadelva, der tilsynelatende omtrent alle egnede gyteområder var tatt i bruk til gyting. Dette, samt resultatene fra ungfisktellingerne, viser at det restaurerte tiltaksområdet i Hofstadelva har blitt et foretrukket gyteområde for sjørret og laks. Dette var også status før tiltaket. Gytefisken av laks i Hofstadelva består av både smålaks og mellomlaks, vanligvis med vekter på 2-5 kilo (Kjærstad mfl. 2011, grunneier, pers. medd.).



**Figur 58.** Utgytt sjørret hunnfisk på om lag 1 kilo, som hadde blitt tatt av oter og funnet død etter gyting høsten 2019. Foto: Morten André Bergan, NINA.



**Figur 59.** Vanlig gytefiskstørrelse av sjørret observert i Hofstadelva høsten 2019 var fisk mellom 1-3 kg. Foto viser hannfisk, med vekt om lag 3 kilo, som kom inn i strømfeltet under ungfisk-tellingene dette året. Fisken ble skånsomt flyttet bort fra stasjonsområdet, og sluppet ut i elva lenger nede. Foto: Morten André Bergan, NINA.

### 3.3 Årsaker til vellykket restaurering

Årsaken til en såvidt rask reetablering av sjøvandrende laksefisk på restaurert elvestrekning kan først og fremst knyttes til at Hofstadelva hadde en livskraftig gytefiskbestand av sjøørret og laks før tiltaket. Man var derfor ikke avhengig av å bygge opp en bestand av gytere fra bunnen av, før elva igjen kom i produksjon av ungfisk. Dette kan ta svært mange generasjoner for et vassdrag,

Videre har naturhermende restaurering, og det vi bedømmer som «best practice» restaureringsteknikker, lagt til rette for svært gode livsbetingelser for fisk i elva etter sikringstiltaket. Tiltakene har gitt forbedrede vandringsveier i Hofstadelva, og har gitt en reetablering av gyte- og oppvekstvilkår i tiltaksområdet, med utstrakt bruk av naturlig elvestein, stedege trær og utlagte/forankrede røtter/trestammer. Samlet sett har dette gitt svært gode gytemuligheter og god skjulkapasitet for alle størrelser av ungfisk. Stor grad av måloppnåelse må videre knyttes til at de faglige råd og innspill som ble gitt i forundersøkelsene (Kjærstad mfl. 2011). Disse faglige rådene er for en stor del hensyntatt, og anleggsarbeidet er gjennomført på en vellykket måte. Det var også helt avgjørende at en kulvert som hindret eller stoppet oppvandringen av gytefisk ble utbedret umiddelbart etter at den ble oppdaget, og før den forestående gytevandring/gytesesongen i 2015 (Bergan mfl. 2017). Det ferdige elveløpet domineres i dag av naturlige substratstørrelser og substratfasonger (**figur 60**).



**Figur 60.** Utstrakt tilførsel av naturlig, rund elvestein i gytestørrelser for sjøørret i restaurert strekning av Hofstadelva. Foto: Morten Andre Bergan, NINA.



Det er anvendt egnet substrat (naturlig, rund elvestein) i ulike størrelser, med stor andel steinfraksjoner som egner seg for gyting av sjørret, på strykstrekninger langs hele gradienten i tiltaksområdet. Foreløpig synes mengden steinmasser å være tilstrekkelig i forhold til restaureringen, men det må trolig tilføres ytterligere gytesubstrat i tiltaksområdet innen en fem til tiårs periode. Dette fordi det vil pågå en gradvis nedslamming inntil kantvegetasjonen er utvokst, og det vil skje endringer/forflytninger i substratet på tiltaksstrekningen etter hvert som flom, isgang og andre prosesser får virke i elveløpet. I tillegg er den naturlige massetransporten i Hofstadelva endret som følge av oppdemmingen av elva ved Ulstadfossen. Her utgjør den utrangerte Ulstaddammen et kunstig sedimentasjonsbasseng, som over lengre tid stopper for en naturlig tilførsel og transport av stein og grus i vassdraget (se også **avsnitt 3.2.1.2**).

Storstein som lå i elva før sikringstiltaket, ble tatt vare på og lagt tilbake etter endt arbeid med elveprofilen (**figur 61** og **62**), som en del av den naturlike tilpasningen av vassdraget.



**Figur 61.** Naturlig storstein ble lagt tilbake i nyrestaurert strekning, gjerne i kombinasjon med strømstyrrende, forankret trevirke. Foto fra september 2018. Foto: Morten André Bergan, NINA.



**Figur 62.** Utstrakt bruk av naturhermende restaureringsteknikker, her forankrede trestammer til elvebredden i Hofstadelva, og stor variasjon i utforming av elveløpet langs den opprinnelige vannveien for elva, gir ønsket vannøkologisk effekt. Foto fra august 2015, kort tid etter anleggsarbeidet var avsluttet. Foto: Morten André Bergan, NINA.

I tillegg til at det er anvendt naturlig og stedegen storstein, er det lagt ut og forankret et stort antall røtter, trestammer og annet dødt trevirke for å gi variasjon i elveløpet, fortrinnsvis ved bruk av stedegne trær og trevirke innsamlet underveis i anleggsarbeidet. Det stedegne trevirket er forankret langs elvesidene, med utlegging og forankring av helt eller delvis nedsunkne rotsystemer i elveprofilen (**figur 62** og **63**). Teknikken har gitt stor variasjon i strømningsbildet i elva, skapt gode naturlige habitater for ulike bunndyrarter, og sørget for optimale forutsetninger for reetablering av et høyt biologisk mangfold etter tiltakets slutt. Tiltakene har også hatt tilsvarende positive effekter for flere alle aldersklasser og lengdegrupper av ungfisk, gjennom å skape flere varige gjemmesteder, som i mindre grad slammes ned over tid.



**Figur 63.** Utstrakt bruk av naturhermende restaureringsteknikker langs ras- og erosjonsikret elveløp i Hofstadelva gir ønsket mangfoldig elvehabitat. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Videre følger elveløpet i tiltaksområdet den naturlige vannveien, og er utformet svært naturlikt, med god fordeling av kulper, dypområder/loner og strykstrekninger tilsvarende før-situasjonen. Anlegging av og tilbakeføring av større kulper/loner, som Kjøsnesdammen med tilhørende øy (**figur 64**, se også **figur 25**), har svært god vannøkologisk effekt. Naturlige habitater for nøkkelarter av bunndyr er gjenskapt, og oppholdsområder for ungfisk ved lav vannføring og vinter er ivaretatt.



**Figur 64.** Kjøsnedammen med øy. Foto fra august 2015 (øverst til venstre), mai 2016 (øverst til høyre), april 2019 (nederst til venstre) og oktober 2019 (nederst til høyre). Foto: Morten André Bergan, NINA.

Det er den samme naturhermende restaureringen som ligger til grunn for en vellykket rekolonisering av bunndyr på restaurert strekning av Hofstadelva. I tillegg har bunndyr andre spesifikke faktorer knyttet til mulighetene for reetablering (Cairns 2017). Ved fullstendig restaurering av elvestrekninger, er nedstrøms drift av bunndyr (Brittain mfl. 1988) primær rekoloniseringsvei for de vanligste bunndyrartene og -formene. Dette forutsetter at det finnes elvestrekninger som er relativt intakte og urørte oppstrøms tiltaket, med god nok vann- og habitatkvalitet, og som kan fungere som «artsbanker». Dette er tilfelle for Hofstadelva, som blant annet har stor artsrikdom i øvre del (Ulstadelva, se Kjærstad mfl 2019). Dette er hovedårsaken til at mer enn 80 % av de vanligste bunndyrene kom svært raskt tilbake i restaurert strekning (Bergan mfl. 2017).

Andre vanlige rekoloniseringsveier er oppstrøms vandringer (krabbing) langs elvebunnen (Cairns 2017). Denne rekoloniseringsveien er i dag vanskeligere for Hofstadelva, mye på grunn av de nederste to veikrysninger før samløp med Gråelva. Disse kan fungere som et hinder for vandring langs elvebunnen. Bunndyr er tilpasset krabbing på ujevn substrat og mellom hulrom i substratet, men ikke vandring gjennom høy vannhastighet i glatt kulvert uten hulrom. Det er likevel sannsynlig at enkelte nymfe- eller larvestadier hos noen arter også kan rekolonisere på denne måten i Hofstadelva. Endelig kan rekolonisering skje ved at voksne insekter flyr (svermer) langs elveløpet og legger egg i restaurert strekning av elva (Cairns 2017). Dette kan trolig gjelde for enkelte bunndyrarter i Hofstadelva som ikke er vanlig forekommende i drift nedstrøms, men som likevel tidlig rekoloniserte restaurert strekning (Bergan m.fl. 2017). Bl.a. ble flere arter av husbyggende vårfluer i familien Limnephilidae påvist med god forekomst allerede våren 2016, sannsynligvis som resultat av egglegging allerede høsten 2015, like etter anleggsarbeidets slutt. Lig-

nende hurtig pionér-rekolonisering av arter i familien Limnephilidae har blitt påvist i Sverresdalsbekken i Trondheim allerede første år etter bekkåpning og anlegging av nytt bekkeløp (Bergan 2012). Det ble påvist tallrike forekomster av larver tilhørende arten *Chaetopteryx villosa* første vår (2011) etter at bekkeløpet ble åpnet i 2010. Siden Sverresdalsbekken dannes utelukkende av overflateavrenning fra et urbant, rørlagt nedbørfelt, uten åpen vannkilde eller bekkestrekning med bunndyrfauna oppstrøms (ingen artsbank tilgjengelig), må denne rekoloniseringen ha kommet nedenfra, med Nidelva som nærmeste kilde (Bergan 2012)

I 2019 har bunndyrfaunaen i Hofstadelva på restaurert strekning reetablert med anslagsvis om lag 80-90 % av opprinnelig bunndyrfauna, og det produseres nå et høyt antall bunndyr per arealenhet elv. Vassdragets vannkvalitet er medvirkende til denne høye bunndyrproduksjonen. Vannkvaliteten er relativt tilfredsstillende, men trolig tidvis ustabil, med noe moderat næringssaltanrikning (Kjærstad mfl. 2011). Bunndyrtallet er høyere på restaurert strekning i 2016 sammenlignet med referansestasjonen til samme tid, og sammenlignet med før-undersøkelsene (Kjærstad et al. 2011), noe som skyldes at referansestasjonen og stasjonene som ble brukt i før-undersøkelsene hadde noe redusert habitatkvalitet (nedslamming) etter generasjoner med intensivt landbruk i nedbørfeltet. Restaurert strekning har nå fått tilført vesentlig mer friskt, rent elvesubstrat, med flere tilgjengelige mikrohabitater og skjul for bunndyr. Dette er observert i resultatene ved andre vellykkede restaureringsprosjekter av større elv- og bekkestrekninger i regionen, som f.eks. Ilabekken og Vikelva i Trondheim kommune. Flerårige studier fra disse vassdragene viser likevel at det erfaringsvis tar flere år før bunndyrsamfunnet stabiliserer seg på normale nivåer etter slike storskala restaureringer av vassdrag (Bergan 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). En må vanligvis påregne merkbare mellomårvariasjoner i så vel artssammensetning, dominansforhold og bunndyrtall i etterfølgende år etter tiltakets slutt, før man observerer en mer varig, stabil bunndyrsituasjon i vassdraget etter minimum fem år eller mer, gitt at vann- og habitatkvaliteten er tilfredsstillende og stabilisert, og at en velutviklet kantvegetasjon er reetablert.

### 3.3.1 Fokusområder for Hofstadelva i årene som kommer

For både bunndyr og laksefisk vil det være viktig med fokus på enkelte områder som kan medføre risiko for vannforekomstens vannøkologiske tilstand etter restaurering. I perioden 2016-2019 er det avdekket flere risikofaktorer som kan redusere mulighetene for å oppnå et optimalt restaureringsresultat over tid for vassdraget. Disse risikofaktorene bør følges opp og overvåkes i årene som kommer, og det bør iverksettes tiltak dersom en eller flere av faktorene reduserer vannkjemisk eller hydromorfologisk tilstand på en måte som virker negativt inn på økologisk tilstand (laks- og sjørretbestanden eller bunndyrsamfunn).

#### 3.3.1.1 Erosjon, vannkvalitet og begynnende eutrofiering

Ett av hovedpunktene som kan være et problem for Hofstadelva over tid, er erosjonsproblematikk langs og nær elvebredden som følge av tråkk av storfe. Dette kan gi negative konsekvenser for reetablering av en fungerende kantvegetasjon, og det gir økt partikkelforurensning, nedslamming og begroing i elva. Av andre landbruksrelaterte faktorer, er avrenning av næringssalter og organisk belastning fra tilgrensende dyrket mark. Vassdraget mottar noe avrenning av næringssalter og organisk belastning (Kjærstad mfl. 2011). Dette forringer vann- og habitatkvalitetene på restaurert strekning, og gir reduserte gyte- og oppvekstmuligheter for ungfisk, samt lavere biologisk mangfold og produksjon av bunndyr. Dette er også faktorer som virker negativt på Hofstadelvas bestand av den rødlistede arten elvemusling (Kjærstad mfl. 2011).

Et positivt tiltak er inngjerding, som fører til at husdyr bare har tilgang til elva for å drikke på begrensede drikkestasjoner, se **figur 65**. Likevel har fremdeles mange husdyr fri tilgang langs

og i elveløpet, både på restaurert strekning (**figur 66**) og på strekninger ovenfor Fv 752, utenfor tiltaksområdet (**figur 67**).



**Figur 65.** Inngjerdet drikkestasjon for husdyr (storfe) i restaurert strekning av Hofstadelva er et svært godt tiltak for å redusere erosjon, og gir kantvegetasjon større mulighet til utvikle seg raskt langs elvebredden. Foto: Morten André Bergan, NINA.



**Figur 66.** Stor erosjonsproblematikk langs restaurert strekning av Hofstadelva knyttes til fri tilgang for storfe til store deler av elva. Foto: Morten André Bergan, NINA.



**Figur 67.** Storfe med fri tilgang til Hofstadelva ovenfor FV 752, og svært lite utviklet kantvegetasjon. Foto fra høsten 2016. Dette elvepartiet ovenfor FV 752 står for et betydelig bidrag av finstoff, slam og organisk materiale nedover vassdraget. Foto: Morten André Bergan, NINA.

På restaurert strekning kan stadig tråkk og forstyrrelser medføre at en velutviklet og intakt kantvegetasjon ikke blir etablert langs vassdraget (**figur 68**). Dette gir vedvarende erosjonsproblemer, nedslamming, økt algebegroing og eutrofieringseffekter på tiltaksstrekningen (**figur 69**). Elvebunnen i Hofstadelva slammes relativt raskt ned, og har fått kraftig algebegroing i lavvannsperioder på sommeren allerede i undersøkelsesperioden. En revitalisering av restaurert strekning er da avhengig av årlige spyleflommer og isgangsskuring.



**Figur 68.** Erosjonsproblematikk langs restaurert strekning av Hofstadelva i 2016. Foto: Morten André Bergan, NINA.



**Figur 69.** Foto høsten 2017. Vedvarende nedslamming og kraftig algebegroing knyttes ofte til sterk lysinnstråling som følge av manglende kantvegetasjon kombinert med forhøyde næringsaltnivåer. Dette er to faktorer som vil kunne gi en negativ utvikling for restaurert strekning av Hofstadelva. Foto: Morten André Bergan, NINA.

Husdyravføring tilfører også vassdraget ekstra organisk belastning (**figur 70**). Dette viser seg også ved at det periodevis måles forhøyet innhold av termotolerante koliforme bakterier, som kan stamme fra husdyrmøkk (Kjærstad m.fl. 2011). For å avbøte dette problemet bør alt storfe i nedbørfeltet til Hofstadelva få tilgang på drikkevann bare på et fåtall utvalgte og avgrensede



steder i elva, mens øvrige elvepartier inngjerdnes og skjermes mot dyretråkk og -avføring, tilsvarende løsningen som er vist i **figur 65**.



**Figur 70.** Avføring fra storfe langs store strekninger av elva (t.v.), og økende begroing og nedslamming på elvebunnen observeres fra mai til september 2016 (t.h.).

Foto: Morten André Bergan, NINA.

En av de største risikofaktorene i Hofstadelva, som kan føre til at fastsatte miljømål ikke oppnås for både bunndyr og fisk som kvalitetselement, er en vedvarende begroings- og nedslammings-situasjon. Denne problematikken synes å være blant de største vannøkologiske utfordringene for små vassdrag i landbruksområder. Dette kan medføre helt eller delvis kollaps i bunndyrsamfunnet og bunndyrproduksjon, og bortfall av gyting av sjørret og laks. Slike effekter er observert i andre restaureringsprosjekter, f.eks. Sverresdalsbekken og Heimdalsbekken i Trondheim (Bergan 2015a, 2015b), der belastninger fra nedbørfeltet kort tid etter tiltak overskred vassdragets resipientkapasitet (selvreinsningsevne; evne til å håndtere vannkjemisk belastning). I Sverresdalsbekken var utviklingen positiv det første året etter restaurering, for så å kollapse årene etter dette, etter som nedslammingen av substratet ble for stor. I Heimdalsbekken kollapset gyting av sjørret allerede året etter utlegging av gytesubstrat.

Framtidig effekt for Hofstadelva kan være avhengig av reetableringen av en velutviklet og overhengende kantvegetasjon. Fram til at dette er etablert langs elva er de nyrestaurerte elvepartiene utsatt for mye innstråling av sollys som kan gi akselerert eller økt algebegroing gitt dagens organiske belastning og næringssaltinnhold. Dersom vegetasjonen får anledning til å etablere seg tett inntil vassdraget vil dette problemet avta, i tillegg til at partikkelutvasking og erosjonsproblematikk også vil avta.

En kvalitativ visuell vurdering tyder på at nedslamming og begroing har økt i tiltaksstrekningen av Hofstadelva i perioden 2016-2019. Samlet sett kan dette også over tid utgjøre en stor risiko for eutrofiering. Sett i et større perspektiv har næringssalttilførsel, partikkelforurensning, erosjon og nedslammingsproblematikk vært blant de største hovedutfordringene for hele Gråelvassdraget, inkludert de fleste sidevassdrag, der tilsigsbekker som drenerer intensivt drevne landbruksområder har bidratt negativt. Problematikken er også framhevet som stor risiko for Gråelva-systemet (Saksgård mfl. 2020).

### 3.3.1.1 Vandringsveier i Hofstadelva

Selv om en veikrysning ble utbedret rett etter anleggsarbeidet var ferdig (Bergan mfl. 2017), er det fortsatt risiko for oppvandringsproblemer for laksefisk ved en veikrysning i nedre del av elva før samløp med Gråelva (se **figur 54**). To underdimensjonerte rør i elveløpet gir økt fare gjen-tetting av røtter og trevirke. Dersom dette punktet ikke jevnlig ettersees og ryddes i årene etter restaureringen, kan kulvertene tettes og skape problemer for gytefiskoppgang fra Gråelva. Kulvertkrysningen er allerede ryddet en gang som følge av tilstopping (Bergan mfl. 2017). En ukurant vandringsvei her kan føre til at ungfiskproduksjonen tapes i hele Hofstadelva. Disse kulvertene bør byttes til en løsning med bevart elvebunn, med bredde som ikke avviker fra naturlig elvebredde for Hofstadelva på dette partiet.

### 3.3.1.2 Påfyll/etterfyll av substrat og avbøting av sår i elva

Det må påregnes noe vedlikehold av restaurert strekning i årene som kommer. Noen naturlige prosesser i elva, som flom- og isgang, vil flytte på utlagt stein og løsmasser i tiltaksområdet. I all hovedsak dreier dette seg om påfyll og etterfyll av gytesubstrat på den restaurerte strekningen. Tilførselen av nytt materiale vil ikke skje naturlig i restaurert strekning. Det er allerede avdekket flekkvise sår i det restaurerte elvepartiet, i form av noen kvadratmeter med synlig leire i dagen (**figur 71**). Dette er uproduktive partier i elva som også bidrar til økt turbiditet i elvevannet. Disse sårene bør plastres med større stein og dekkes til. Det er grunn til anta at den naturlige transporten av elvestein og løsmasser i Hofstadelva er redusert også utenom tiltaksstrekningen, da demningen ved Ulstad-dammen har stoppet all naturlig masseforflytning fra øvre til nedre del av vassdraget. Over lang tid ( $\geq 100$ -200 år) kan dette gi et underskudd av stein- og grus i vassdraget nedstrøms demningen.



**Figur 71.** Synlig «leire-sår» i elvebunnen på restaurert strekning. Foto fra mai 2016.  
Foto: Morten André Bergan, NINA.

## 3.4 Deltema Planteliv

### 3.4.1 Resultater, vurderinger og diskusjon

Erosjonssikringstiltaket i Hofstadelva, og dermed inngrep og endringer i vegetasjonen langs vassdraget, varierer stort i bredde. Stedvis er vegetasjonen fjernet i smale korridorer, med inntil 2 meter mellom elva og intakt natur, mens for andre strekninger har skogen blitt fjernet i brede korridorer på opptil 70 meter. I en del områder er det tilbakeførte toppmasser, mens det i noen områder var leire, grus og stein som dominerte i det øverste laget. Både toppmasser og vegetasjonstuer har blitt tilbakeført, og begge deler hadde vegetasjon allerede i 2016 (Bergan et al. 2017). Tuene var dominert av skogsarter, men toppmassene var dekket med arter som etablerer seg lett, slik som hestehov (*Tussilago farfara*) og åkertistel (*Cirsium arvense*). Stedvis var også små trær bevart i vegetasjonstuer som ble satt ut i tiltaksområdet i etterkant av anleggsarbeidet. Enkelt trær av gran var også forsøkt bevart på stedet. Disse har klart seg dårlig, og var i 2019 vurdert som døende. I 2019 ble imidlertid flere av dem observert med kongler, noe som tilfører frø til området. I tillegg ble det i 2019 observert vedboende sopp på dødved og på stående døde trær. Selv om disse trærne ikke har overlevd anleggsarbeidet og de belastningene som dette har medført, fungerer de i dag som habitat og levested for en rekke andre arter knyttet til Hofstadelva og nærområdet

Det er tydelig forskjell mellom arealet som blir benyttet til beiting og tråkk av storfe/kveg, og arealet som ikke blir benyttet av storfe/kveg (**figur 72**), med lavere dekning av vegetasjon i det beitede området.

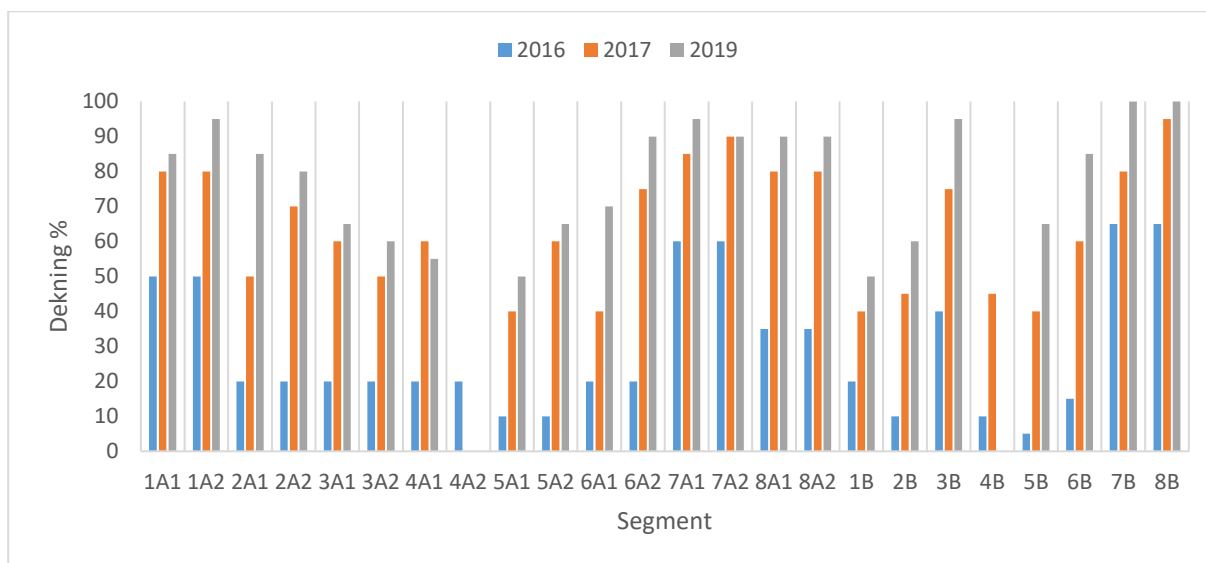


**Figur 72.** Bildet er tatt fra segment 2B, hvor et oppsatt strøm-gjerde holder storfe ute fra den delen av segmentet som ligger mot elva. Det er tydelig forskjell på vegetasjonsdekningen innenfor og utenfor gjerdet, men høy og tett vegetasjon i området som ikke påvirkes av storfe. Foto: NINA.

Naturtypene som grenser inn mot inngrepet er i hovedsak; «Lågurtskog (T4-3)», som er preget av urter og gras, med varierende mosedekning i bunnsjiktet, og «Svak lågurtskog (T4-2)», med mer innslag av blåbær, samt forekomst av småbregner og noen urter, gras og moser. Tresjiktet i begge skogstypene er dominert av gran eller gråor. På nordsiden av elva, langs segment B1-B8, var naturtypen i hovedsak «Oppdyrket varig eng (T54)» og «engliknende oppdyrket mark» (T41). Dette er oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng, som i lang tid har blitt slått eller beitet. Naturtypeinndelingen følger Natur i Norge (Halvorsen et al. 2016).

## Vegetasjonsdekning

Resultatene viser at dekingen av karplanter har økt kraftig fra 2016 til 2019 ( $p < 0,001$ , **figur 73** og **74**).



**Figur 73.** Dekningen av karplanter langs Hofstadelva har økt markant fra 2016 til 2019 i alle segmenter. Forskjellen var stor mellom 2016 og 2017, og mindre fra 2017 til 2019. Dekningen ble ikke angitt i segment 4A2 i 2017 og 2019 eller i 4B i 2019.



**Figur 74.** Bildene er tatt på samme sted i 2016 (øverst til venstre), 2017 (øverst til høyre) og 2019 (nederst). I 2016 var det store arealer uten vegetasjon, mens det i 2017 og 2019 er mye høyere dekning av karplanter. I 2019 er det også mange individer av gråor som allerede har nådd en høyde på opptil 2 meter. Den dominerende planten med store blad i forgrunnen er hestehov. Foto: NINA.

I 2016 hadde kun 1/4 av segmentene karplantedekning på 50% eller mer. I 2019 hadde halvparten av segmentene mer enn 80% karplantedekning, og to segmenter har 100% dekning av karplanter. I segmenter med mye leire i 2016, var det i 2019 lavere dekning av vegetasjon enn i segmenter med lite leire i 2016, men dette er ikke signifikant ( $p=0,06$ ). Endring i vegetasjonen er vist med foto i **figur e**. Vegetasjonsdekning og artsmangfold er generelt høyere der det ble lagt ut toppmasser sammenlignet med der det var mye leire. Det er lettere for planter å etablere seg på åpen, luftig jord enn hardt og tett på leire. I tillegg er det mer næring i toppmasser, og frø er ofte allerede tilstede i massene, noe som gir en fordel ved reetablering av stedege arter.

## Vegetasjonstuer med gråor

Utsetting av vegetasjonstuer med gråor ser ut til å være et godt tiltak. Disse tuene klarte seg også bra innenfor de beitede områdene med storfe/kvegtråkk (**figur 75**). I 2016 ble det registrert gjenstående trær i 13 av 16 segmenter, inkludert gråor og gran. I 2019 ble tilbakeførte og gjenstående gråor registrert i segmentene hvor det var mulig å skille dem fra nyetablerte trær. Gjenstående gråor ble registrert i ni av 23 segmenter. Dette tilsvarer sju av 15 segmenter med segmentinndelingen fra 2016, hvor segment 4B er unntatt.

At det er færre trær som har overlevd over tid kan ha flere årsaker. Tuene kan ha tørket ut så mye at trærne ikke fikk nok vann, eller de klarte ikke å etablere rotsystem igjen på nytt sted. Det samme kan skje når tuene ikke er store nok. Forholdet mellom størrelse og overlevelse er avhengig av hvilke plantearter som flyttes (Aradottir, 2012). Trærne kan også ha blitt skadet under flytting. Noen av trærne var gjenstående, og disse kan ha blitt utsatt for uttørking eller for høy vannstand under anleggsfasen. Det høyeste gjenstående treet var over 15 meter høyt (gran), mens trærne som ble tilbakeført (gråor) stort sett hadde høyder mellom 2 og 7 meter. Det høyeste selvetablerte treet i 2019 ble anslått til ca. 5 meter (segment 8B, **tabell 26**).



**Figur 75.** Langs Hofstadelva ble det satt ut tuer med vegetasjon både med og uten gråor. Disse har klart seg godt i etterkant av tiltaket, og er også de eneste grønne oasene langs delene av elva hvor storfe/kveg beiter (bilde tatt mot segment 4B). Foto: NINA.

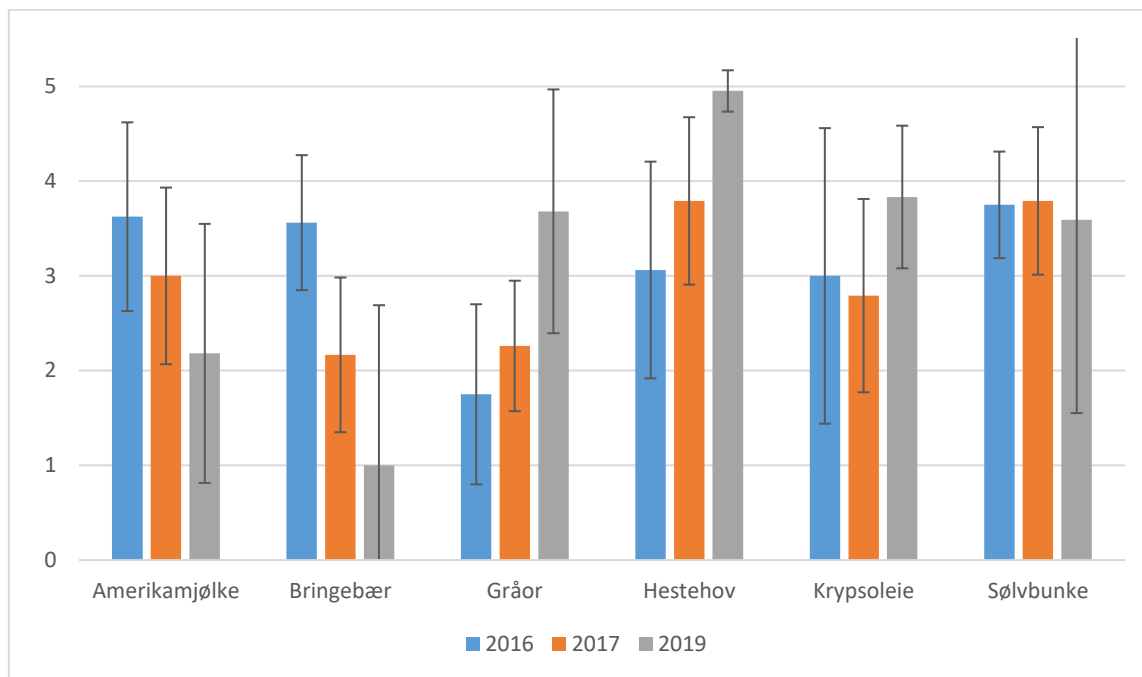
**Tabell 26.** Oversikt over mengde gråor per segment langs Hofstadelva i alle undersøkelsesår. I tillegg vises maksimal høyde for gjenstående gråor og nyetablerte trær i hvert segment for 2019. Segmentene fra 2016 ble delt i to og analysert hver for seg i 2017/2019.

Segment	Mengde gråor			2019	
	2016	2017	2019	Høyde gjenstående	Høyde nyetablert
1A1	2	3	4	4	2
1A2		2	3		2
2A1	2	3	5	5	3
2A2		2	5	5	3
3A1	3	2	3	5	1,5
3A2		3	3	6	1
4A1	2	3	4	5	2
4A2		1	NA		NA
5A1	1	2	1		0,5
5A2		1	2		1
6A1	1	2	3	20	2
6A2		3	5		3
7A1	3	2	5		1
7A2		2	3		2
8A1	1	3	5		3
8A2		2	4		4
1B	1	1	1	2	0,5
2B	2	2	3	3,5	1,5
3B	2	3	5	7	3
4B	3	2	NA		NA
5B	0	0	3		2
6B	1	2	4		3,5
7B	3	3	5		2,5
8B	1	3	5		5

### Dekning og forekomst av enkeltarter

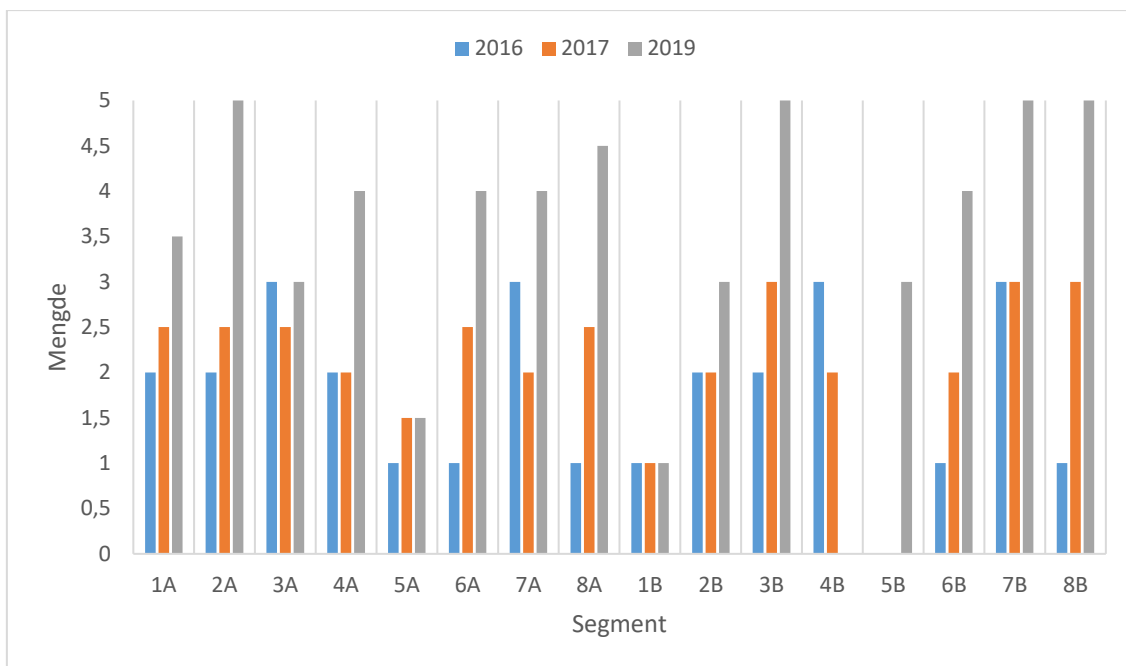
Dekningen av hestehov har økt fra 2016, og i 2019 dekker arten mer enn 25% av arealet (mengde 5, **figur 75** og **76**), spesielt der det var leire og lite vegetasjonsdekning årene før. Hestehov er en karakterart for arealer med mye forstyrrelser, og er dermed også typisk i flomskogs-mark på fint materiale (som sand og leire). Siden hestehoven har kommet på grunn av forstyrrelsene i sammenheng med erosjonssikring anleggsarbeid, og i arealer som besto av skog før, er den å regne som en «pioner-art» i denne sammenhengen. Med fravær av tilsvarende sterke og unaturlige forstyrrelser, vil den over tid bli mindre dominerende.

Også mengden av gråor har gått opp fra 2016 til 2019 (**figur 76**). Gråor var treslaget som dominerte langs Hofstadelva i 2019, og fra 2016 til 2019 har deknningen av gråor økt fra gjennomsnittlig mengde på 1,8 i 2016, til 2,3 i 2017, og 3,7 i 2019 (**figur 77** og **78**). Særlig i det øverste partiet av tiltaksområdet er det nå svært tett av nyetablert gråor (**figur 78**). Sølvbunke og krypsoleie har holdt seg mer eller mindre uendret mellom undersøkelsesår, mens amerikamjølke (*Epilobium ciliatum*) og bringebær er på vei tilbake (**figur 76**).



**Figur 76.** Grafen viser gjennomsnittlig mengde og standardavvik for seks vanlige arter registrert i segmentene langs Hofstadelva i alle undersøkelsesår.





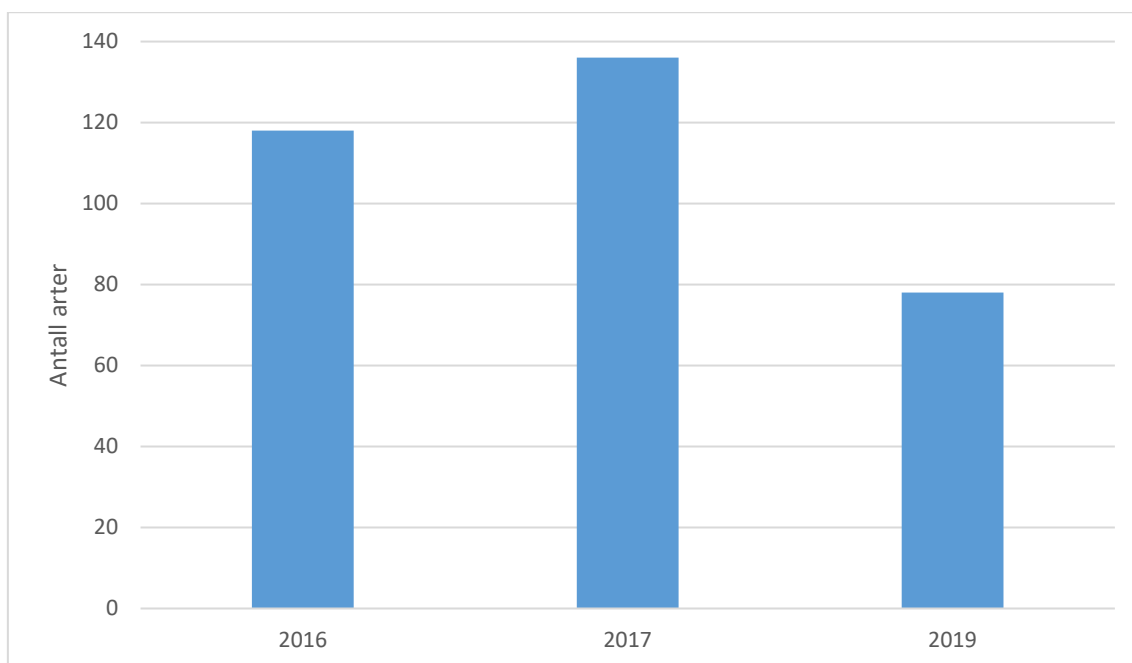
**Figur 77.** Mengde gråor fra 2016 til 2019 innenfor de 16 segmentene analysert langs Hofstadelva. Segment 4B ble ekskludert i 2019 på grunn av ødeleggelser av beitende storfe. Segmentene som ble delt i 2017 og 2019 er her slått sammen, fordi mengdeangivelsen fra 2016 ikke kan estimeres for hvert av de oppdelte segmentene.



**Figur 78.** Det er stedvis svært tett av gråor langs Hofstadelva i 2019. Foto: NINA.

## Artsmangfold i segmentene

I 2016 og 2017 ble alle arter i hvert segment registrert. I 2019 ble det gjennomført en forenklet inventering av arter langs Hofstadelva (se metodekapittel for årsaken til dette), der kun de mest dominerende artene ble registrert innenfor hvert segment. Det ble likevel laget en total artsliste for området, med alle arter som ble observert innenfor segmentene. I 2016 ble det funnet totalt 116 arter i segmentene, mens det i 2017 ble funnet 136. Det ble funnet langt færre arter i 2019, kun 78 (**figur 79**, liste over alle arter i **vedlegg G**). En nedgang i arter i 2019 kan ha en sammenheng med endret metodikk, fordi det er enklere å overse arter ved en grovere inventering. Samtidig kan også forklaringen ligge i at vegetasjonsdekningen har økt i undersøkelsesperioden, og at konkurransen mellom artene er hardere. Dette er en vanlig prosess i pioner- fasen hvor arts mangfoldet er høyt, med mange pioner-arter i begynnelsen av suksesjonen. Dette er arter som ikke nødvendigvis er de som overlever på sikt i den i naturtypen som etter hvert etablerer seg, og de kan like gjerne bli utkonkurrert etter hvert. Arts mangfoldet vil da avta, men artssammensetningen er mer lik den som kan forventes på lang sikt. Mange av artene som ble funnet i 2016 og 2017 er typiske for skog og kulturlandskap. Skogsartene ble registrert på de gjenutsatte vegetasjonstuene, og disse var dermed ikke selvetablerte. Det var særlig mange av disse artene som ikke ble gjenfunnet i 2019.



**Figur 79.** Antall arter funnet totalt innenfor segmentene langs Hofstadelva i alle undersøkelsesår.

## Nåværende forekomst av arter registrert før rassikring

De tidligere undersøkte skogspartiene langs Hofstadelva med funn av lungenever og skrubbenever (Kjærstad et al. 2011), ble hogd og ryddet i forbindelse med anleggsarbeidet. I 2016 ble det observert et døende individ av lungenever i ytterkanten av den gjenværende skogen (Bergan et al. 2017). Betingelsene for disse artene har endret seg drastisk med uttak av skog i området, og det antas at artene nå har forsvunnet helt. Det vil antakeligvis ta lang tid før disse vil etablere seg igjen. I øverste del av Hofstadelva ble skogen bevart. Dette for å ivareta en forekomst av oremose (Kjærstad et al. 2011). Arten er ikke rødlistet, men anses som sjelden i Trøndelag. I 2019 ble arten gjenfunnet på samme lokalitet. Inngrepet har derfor ikke hatt noen registrerbar

påvirkning på bestanden. Arten ble samlet under feltarbeidet, og belegget er levert til herbariet i Trondheim (TRH), hvor artsbestemmelsen har blitt konfirmert.

Resultatene fra inventering av vegetasjon gjort langs Hofstadelva i 2011 (Kjærstad et al. 2011) er i liten grad sammenlignbare med dagens tilstand langs elva. Tiltaksområdet er i gjenvekst, og det vil ta lang tid før tilstanden blir som den opprinnelig var.

Kantvegetasjonen ble ikke undersøkt spesielt i dette prosjektet, men observasjoner og artsregistreringene spesielt langs øvre deler av elvestrekningen, viser velutviklet og etablert kantvegetasjon i 2019, med fuktighetskrevende arter som springfrø, skogsivaks og lyssiv. Dessuten ble det stedvis observert rikelig med andemat (*Lemna minor*) i deler av elva hvor vannet ligger i ro, som i større bakevjer, loneområder og dam-lignende biotoper. Registrering av arter i vann ble ikke inkludert i metodikken, men andemat ble knapt observert i 2016. Dette viser at tiltak som ble gjort i elva og elvekanten, og restaurering av ulike vann- og vassdragskvaliteter, har skapt egnede habitater også for plantearter som er typiske langs elvekanten.

Typiske arter i gråor-heggeskog som ble observert i 2011 (Kjærstad et al. 2011) vokser i dag langs Hofstadelva. Dette er arter (se artsliste vedlegg G for latinske navn) som skogsivaks, markjordbær, mjørdurt, bringebær, skogsvinerot, sølvbunke og sauetelg (vedlegg G). Andre arter som forventes i naturtypen og som ble funnet er: Skogrørkvein, krypsoleie, vendelrot, og hengeving (mengde mellom 3-5 per segment). Disse artene har begynt å etablere seg i tiltaksområde, spesielt der det ble lagt ut toppmasser, noe som viser at det er et godt tiltak som fungerer bra til å fremme gjenvekst, også av naturtypen som er lagt som mål.

### Fremmede arter

Det ble registrert fire arter i kategorien svært høy risiko (SE) på fremmedartslista (Artsdatabanken 2018) langs elva i 2016 og 2017, mens det ble registrert tre arter i 2019. I 2019 ble det registrert forekomster av den fremmede arten rødhyll (SE; Artsdatabanken 2018) langs elva. Individene ble registrert utenfor segmentene i undersøkelsen, men til sammen fire individer ble observert i nærheten av segmentene 5B, 6B og 8B. Disse var mellom 1,5 og 2 meter og hadde rikelig med bær. Alle fire individene sto i et anleggs-/tiltaksområde vest for elva. I 2016 ble det ikke registrert rødhyll i dette anleggs-/tiltaksområdet, der kun ett individ ble påvist i skogkanten på østre side av elva. I 2017 ble det observert to små individer av rødhyll i segmentene 7A og 6A, som ligger øst for elva. Begge var små og uten bær. Disse ble ikke gjenfunnet i 2019, og er derfor antakeligvis utkonkurrert.

Kjempespringfrø (**figur 80**; SE; Artsdatabanken 2018) ble funnet langs elva i alle undersøkelsesår. I 2016 og 2017 ble arten funnet i de to segmentene 2A og 8B, men disse individene har mest sannsynlig blitt fjernet. I 2019 ble den ikke funnet innenfor noen av segmentene, men arten dukket opp på to andre steder langs elva. På den ene lokaliteten ble det funnet 20 individer, mens på den andre kun ble funnet ett individ. Funnene av rødhyll og kjempespringfrø i denne undersøkelsen er registrert i Artsdatabankens Artsobservasjoner.



**Figur 80.** Kjempe-springfrø har blitt vurdert til å ha svært høy risiko i Fremmedartslista fra 2018. Den har effektiv frøspredning og etablerer seg lett langs elver. Langs Hofstadelva ble den funnet på et fåtall lokaliteter. Foto: NINA.

Den fremmede arten amerikamjølke har to kjente underarter i Norge, hvor av begge er vurdert til å ha svært høy risiko (SE; Artsdatabanken 2018). Arten ble funnet langs Hofstadelva i alle undersøkelsesår, men ble forvekslet med krattmjølke i 2016 og 2017. Det ble ikke gjort noe forsøk på å skille på de to underartene i felt. Amerikamjølke har vært i fremgang i Norge (Grundt 2012). Vinterkarse (SE, Artsdatabanken 2018) ble funnet i 2016 og 2017, men ikke i 2019. Det ble registrert svært få individer i omtrent halvparten av segmentene i 2016 og 2017. Arten kan ha blitt oversett i 2019, men trolig har den også gått tilbake i 2019, grunnet konkurranse fra andre arter.

Alle de tre fremmede artene som ble registrert langs Hofstadelva i 2019 har blitt vurdert til å ha svært høy risiko i Norge (Artsdatabanken 2018). Det vil si at de både har høyt invasjonspotensial og høy økologisk effekt.

Av de fire artene er amerikamjølke mest tallrik. Amerikamjølke finnes langs hele elva, men forekommer sjeldnest i øverste del av tiltaksområdet. Sammenlignet med 2017 er det også registrert mindre amerikamjølke i tiltaksområdet, selv om den fortsatt finnes i de fleste segmenter langs Hofstadelva. Langs deler av tiltaksområdet, hovedsakelig øvre del, ble det observert frodig kantvegetasjon langs elva med arter som skogsivaks og lyssivaks. Det kan tenkes at konkurransen er hardere i denne delen av elva, og at amerikamjølke derfor utkonkurreres til en viss grad.

Rødhyll ble i 2019 funnet fertil (forplantningsdyktig), men kun fire individer ble registrert. Det antas at den økologiske effekten er liten langs Hofstadelva, siden det foreløpig er få individer, og annen konkurrerende vegetasjon vokser raskt. På sikt kan det være at disse individene utkonkurreres av stedegne arter, som fore eksempel gråor. Siden ett individ produserer rikelig med frø, kan de fire individene fjernes for å minimere invasjonspotensialet.

Kjempespringfrø har blitt fjernet flere ganger i løpet av undersøkelsesårene. Vi fjernet alle individene i etterkant av undersøkelsene i 2019. Arten sprer seg veldig effektivt langs elver. Frøoverlevelsen er dårlig etter 1-2 år, og arten kan derfor bekjempes relativt enkelt ved å fjerne individer årlig. Plantene bør fjernes før blomstring eller tidlig i blomstringen. Da er det lettere å skille planten fra den stedege arten springfrø, som har gule blomster, og før den begynner å sette frø. For å sikre at arten ikke etablerer seg igjen, bør det fortas årlige befaringen når arten blomstrer, men før frødannelse, for å fjerne eventuelle nye individer. I tillegg bør lokaliteter oppstrøms elva undersøkes for bestander av springfrø som kan være kilde til nye etableringer (Blaalid et al. 2017).

### Oppsummering og samlet vurdering

Etter tre registreringsrunder i perioden 2016-2019, er det grunnlag for en samlet vurdering av vegetasjonsutvikling og effekten av tiltak for revegetering langs elva:

- Tilbakeføring av toppmasser og vegetasjonstuer gir raskt vegetasjonsetablering i tiltaksområdet
- Gråor har økt kraftig i dekning i løpet av undersøkelsesperioden
- Arter som er typisk for den opprinnelige skogen langs elva begynner å etablere seg i området, men det er fortsatt mange pioner-arter som stedvis har høy dekning langs elva, spesielt der det er leirjord
- Langs elvekanten er det frodig vegetasjon, med mange elvekantarter som for eksempel skogsivaks
- Fremmede arter etablerer seg i området, men rødhyll og kjempespringfrø kan fjernes med enkle tiltak
- Forekomsten av den sjeldne arten oremose har ikke blitt påvirket av tiltaket
- Mye beite og tråkk fra husdyrhold (storfe/kveg) forsinker og hindrer revegetering og tilvekst av vegetasjonen på kort sikt. Det kan vurderes å etablere dialog med grunneier for å finne en god løsning, dersom dette hemmer vegetasjonsutvikling på lengre sikt.

## 3.5 Deltema Fugl

### 3.5.1 Resultater per takseringsår

#### 2016

Det ble i 2016 registrert 75 territorier fordelt på 19 arter (**tabell 27**). Videre ble artene stokkand, kjøttmeis, fuglekonge, ravn, kråke, kaie, bjørkefink og svarthvit fluesnapper registrert, men ingen av disse ble vurdert som territorielle innenfor takseringsfeltet. Tettheten av fuglesamfunnet i kantskogen langs Hofstadelva i 2016 var noe høyere enn den som ble registrert samme sted i 2011 (**tabell 27**). Dette skyldes særlig at det i 2016 hekket langt flere par av gråtrost enn i 2011 (14 mot 5,5 territorier), noe som trolig er resultat av naturlig mellomårsvariasjon. Av gulsanger ble det registrert 6 territorier mot ingen i 2011, selv om arten ble observert også i 2011. Det kan trolig forklares at takseringene ble utført noe tidligere i 2011 (slutten av mai) enn i 2016 (begynnelsen av juni). Gulsangeren er den arten som ankommer hekkeområdet senest om våren. Også strandsnipe ble registrert med 4 territorier i 2016 mot null i 2011. Arten ble heller ikke observert i 2011. Trolig var kantskogen langs Hofstadelva for tett i 2011 til at strandsnipa kunne etablere territorier der. Etter elveforbygningen med fjerning av skog ned til elva, ble habitatet gunstig for strandsnipa. Dette ble rapportert av Bergan m.fl. (2017).

## 2017

Det ble i 2017 registrert 72 territorier fordelt på 16 arter (**tabell 27**). Videre ble artene gråhegre, stokkand, smålom, skogsnipe, flaggspett, måltrost, rødstrupe, gråfluesnapper, møller, linerle, blåmeis, kråke, kaie, skjære og grønnfink registrert, uten at det ble vurdert at noen av dem var territorielle innenfor takseringsfeltet. Resultatene var ganske lik de i 2016, og gjenspeiler den naturlige årsvariasjonen i fuglebestander.

## 2019

Det ble i 2019 registrert 77 territorier fordelt på 16 arter (**tabell 27**). Videre ble artene gråhegre, stokkand, laksand, kråke, kaie, stær, løvsanger, gråfluesnapper, granmeis, fuglekonge, bjørkefink og grønnfink registrert, uten at det ble vurdert at noen av dem var territorielle innenfor takseringsfeltet. Resultatene var ganske lik de i 2016 og 2017 og gjenspeiler den naturlige årsvariasjonen i fuglebestander.

**Tabell 27.** Antall territorier registrert og tetthet (omregnet til per km<sup>2</sup>) innenfor det takserte feltet langs Hofstadelva i 2011 (Thingstad 2011), 2016, 2017 og 2019. + = observert med atferd som ikke indikerte hekketerritorium innenfor feltet.

Art	Hofstadelva 2011		Hofstadelva 2016		Hofstadelva 2017		Hofstadelva 2019	
	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet
Bokfink	10,5	140	15	200	11	146,7	12	160
Gråtrost	5,5	73,5	14	186,5	11	146,7	11	146,7
Gransanger	10	133,5	13	173	14	186,5	19	253,3
Gulsanger	+		6	80	3	40	2	26,7
Rødvingetrost	4,5	60	5	66,5	8	106,7	10	133,5
Løvsanger	3	40	4	53	5	66,5	+	
Strandsnipe			4	53	1	13,5	2	26,7
Måltrost	1,5	20	3	40	+		3	40
Jernspurv	1	13,5	1	13,5	3	40	3	40
Munk	5	66,5	1	13,5	6	80	3	40
Rødstrupe	1	13,5	1	13,5	+		3	40
Ringdue	1	13,5	1	13,5		13,5	1	13,5
Grønnsisik	1	13,5	1	13,5	1	13,5	3	40
Gråfluesnapper	+		1	13,5	+		+	
Granmeis			1	13,5			+	
Linerle	+		1	13,5	+			
Svarttrost	1	13,5	1	13,5	1	13,5	2	13,5
Gulspurv	3	40	1	13,5			1	13,5
Blåmeis	1	13,5	1	13,5	+		1	13,5
Kjøttmeis	1	13,5	+		1	13,5	1	13,5
Fuglekonge	0,5	6,5	+				+	
Ravn	+		+					

Kråke	+		+		+		+
Kaie	+		+		+		+
Bjørkefink			+			13,5	+
Svarthvit fluesnapper	0,5	6,5	+				
Stokkand	+		+		+		+
Grankorsnebb	+						
Trepiplerke	+						
Grønnfink	+				+		+
Svartmeis	+						
Skjære	+				+		
Trekryper						13,5	

Tabell 27 forts.

Art	Hofstadelva 2011		Hofstadelva 2016		Hofstadelva 2017		Hofstadelva 2019	
	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet	N/ terr.	Tetthet
Gjerdsmett						40		
Gråhegre					+		+	
Smålom					+			
Skogsnipe					+			
Flaggspett					+			
Møller					+			
Stær							+	
Laksand							+	
<b>Totalt</b>	<b>51</b>	<b>681</b>	<b>75</b>	<b>1000,5</b>	<b>72</b>	<b>960</b>	<b>77</b>	<b>1026,7</b>
<b>N / arter totalt</b>	<b>28</b>		<b>26</b>		<b>31</b>		<b>28</b>	
<b>N/ terr. arter</b>	<b>17</b>		<b>19</b>		<b>16</b>		<b>16</b>	



**Figur 81.** Bokfink har vært tallrik både før og etter sikringstiltaket i det takserte feltet langs Hofstadelva i perioden 2011-2019. Foto: Jan Ove Gjershaug, NINA.





**Figur 82.** Gransanger (øverst) og gråtrost (nederst) har vært tallrike både før og etter sikringstiltaket i det takserte feltet langs Hofstadelva i perioden 2011-2019. Foto: Jan Ove Gjershaug, NINA.

### 3.5.2 Diskusjon og konklusjon

Fugletettheten langs Hofstadelva er lav sammenlignet med det som er registrert i velutviklede kantskoger av gråor med tilgrensende dyrkamark. I snitt er det registrert en tetthet på 3626 territorier, og opptil hele 4440 territorier omregnet til per km<sup>2</sup>, i slike skoger (Thingstad 1984). Best sammenlignbart er et taksert felt ved Stjørdalselva, der det i 1968 ble registrert en tetthet på 2307 territorier/km<sup>2</sup> (Moksnes 1974). I gråorskog ved Gaula ble det påvist ekstreme tettheter i størrelsesorden 4000 territorier./km<sup>2</sup> (Sæther 1980). Disse feltene hadde imidlertid en utstrekning på bare 0,035 km<sup>2</sup>, og følgelig utsatt for store kantpåvirkninger og store utslag av de vurderte individuelle avgrensningene av territorier (Thingstad 2011). Vi hadde forventet å finne et lavere antall territorier sammenlignet med 2011 da det var fjernet en god del oreskog langs elva, men dette var ikke tilfelle. Dette må enten skyldes at territoriene ble pakket tettere sammen, eller at det gjenspeiler ulik vurdering fra observatørene som foretok takseringene i 2011 og han som utførte de i 2016, 2017 og 2019. Det er ikke å komme bort fra at det er en stor grad av subjektivitet i vurderingen av om en syngende fugl som ikke blir sett i tett skog sitter innenfor eller rett utenfor takseringsfeltet. Likevel er resultatene såvidt like mellom de ulike årene som er undersøkt at det ligger innenfor det som kan regnes som naturlig mellomårsvariasjon hos fuglebestandene.

## 4 Referanser

- Anonym 2009. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 01: 2009. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. 181s.
- Anonym. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 02:2013: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. 267 s.
- Aradottir, A. L. 2012. Turf transplants for restoration of alpine vegetation: Does size matter? – Journal of Applied Ecology, 49: 439-446. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02123.x
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. Water Research 17:333-347
- Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018. Hentet 28.08.2019 fra <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Bergan, M.A. 2010a. Bunndyrovervåking i Ilabekken, Trondheim kommune. Undersøkelser i 2009. NIVA-rapport L. NR. 5988-2010. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2010b. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovervåking 2009. NIVA-rapport L. NR. 5987-2010. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M. A. 2012. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2011. NIVA-rapport L. NR. 6384-2012. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2015a. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2013. NIVA-rapport L. NR. 6784-2015. Norsk institutt for vannforskning.
- Bergan, M.A. 2015b. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2014. NINA Rapport 1150. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2016. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2015. - NINA Rapport 1254. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2017. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2016.. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. - NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2019. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2018. NINA Rapport 1656. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2020. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. NINA Rapport 1790. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. 2021. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A. & Nystad, B. 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos Atlantisk laks (*Salmo salar*) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. Cand.scient oppgave. NTNU, Trondheim (mars 2003).
- Bergan, M.A. & Solem, Ø. 2018. Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal i små sidevassdrag til Gaula. NINA Rapport 1497. Norsk institutt for naturforskning.
- Bergan, M. A., Kyrkjeeide, M. O., Gjershaug, J. O. & Solem, Ø. 2017. Biologiske mangfoldundersøkelser etter erosjonssikring og restaurering av Hofstadelva, Stjørdal – Resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016 - NINA Rapport 1320. Norsk institutt for naturforskning.
- Berger, H.M., Breistein, J.B., Nøst, T.H. & Larsen, B. M. 1994. Effekter av redusert slamtilførsel på vannkvalitet, bunn- og fiskefauna i Gråelva. Forundersøkelser 1990-1992. NINA Oppdragsmelding 291: 1-35.

- Berger, H.M., Breistein, J., Larsen, B. M. & Nøst, T. 1997. Gråelva – Mindre leirslag gir mer bunndyr og fisk. NINA Oppdragsmelding 468: 1-42.
- Berger, H.M., Lamberg, A., Fleming, I.A., Hindar, K. & Fjeldstad, H. P. 2001. Etablering av gyteområder for sjøaure og laks i Gråelva i Stjørdal i Nord-Trøndelag. 1999-2000. – NINA Oppdragsmelding 678: 1-27.
- Bibby, C. J., Burness, N. D. & Hill, D. A. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K, Olsen, S. L & Westergaard, K. B. 2017. Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak. – NINA Rapport 1432. Norsk institutt for naturforskning.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids. -Hydrobiologia 173: 9-43.
- Brittain, J. E & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift – a review. Hydrobiol. 166: 77 – 93.
- Cairns, J. Jr.. (2017). Rehabilitating damaged ecosystems, second edition. 10.1201/9780203741016. Lewis Publishers.
- Einum, S., Berger, H.M. & Kvingedal, E. 2005. Etablering av gyteområder for sjørøret og laks i Gråelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag - Effekter på fisketetthet seks år etter. - NINA Minirapport 139: 1-17.
- Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 840. 107 s.
- Fremstad, E. 2008. Fremmede planter i Trondheim. En utredning. Rapport botanisk serie 2008-3, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet. 48 s.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – Can. J. Zool. 49.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Grundt, H. 2012. Amerikamjølke. Artsdatabankens faktaark. ISSN1504-9140 nr. 258.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere. 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Kjærstad, G., Bergan, M.A., Hassel, K., Thingstad, P.G., Aanes, K.J. & Arnekleiv, J.V. 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2011, 7:1-57.
- Kjærstad, G., Skei, B. B. & Arnekleiv, J. V. 2019. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og elver i Meråker og Stjørdal – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2019-3: 1-40.
- Mason, C.F., 2002. Biology of Freshwater Pollution, Fourth Edition. Prentice Hall, London
- Moksnes, A. 1974. Litt om hekkefuglbestandens tetthet og sammensetning i oreskog. Fauna 27: 139-148.
- NS 4719. 1/1988. Bunnfauna - Prøvetaking med elvehåv i rennende vann.
- NS-ISO 7828. 1/1994. Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv akvatiske bunndyr.
- Nøst, T. 2014. Vannovervåking i Trondheim 2013. Resultater og vurderinger. - Trondheim Kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2014/01.123 s.
- Sæther, B. E. 1980. The composition of bird community in a Grey Alder forest in Central Norway during a four-year period. Fauna norv. Ser. C, Cinclus 3: 80-83.
- Thingstad, P. G. 1984. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985; 7:1-27.

- Thingstad, P. G. 2011. Ornitologi. S. 15-19 i: Kjærstad, G., Bergan, M. A., Hassel, K., Thingstad, P. G., Aanes, K. J. & Arnekleiv, J. V. 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2011-7, 7: 1-57.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.
- Aanes, K. J. & T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L.nr. 2278. 62 s.

## 5 Vedlegg

### A) Artslister bunndyrprøver

2016

Artslister utarbeidet fra 3 minutters sparkeprøver (R-3) i Hofstadelva i 2016. Prøvetakingstidspunkt 31. mai (vårprøver), og 20. september (høstprøver). Hentet fra Bergan mfl. (2017).

Hofstadelva, mai 2016						
Bunndyrtaksa	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae					24	2
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae					1	1
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	128	256	16	12	1024	768
<b>Arachnidae</b> (Edderkopppdyr)						
Acari	256	2	32	24	384	800
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Ameletus inopinatus		1				
Centroptilum luteolum	16	80	256	128	16	
Baetis sp.	1024	640	1536	1664	256	128
Baetis muticus	1920	1024	1920	1024	192	384
Baetis niger	384	384	1024	256	2	128
Baetis rhodani	3968	4928	2560	4992	2048	1280
Baetis fuscatus/scambus					4	
Heptageniidae	256		1920	384		
Heptagenia dalecarlica	8	4	24			
Heptagenia sulphurea	16	32	20			
Leptophlebiidae	4	80	512	96	16	
Ephemera danica	1	16	28		4	22
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
Isoperla sp.						1
Isoperla obscura		1	1			
Isoperla grammatica				1	1	
Siphonoperla burmeisteri			2	1	4	
Brachyptera risi	1	2		3		
Amphinemura sp.		16	16	16		
Amphinemura borealis	272	240	176	128	12	9
Amphinemura sulcicollis	1	1	4			1
Nemouridae	128			64	384	256
Capniopsis schilleri				1		
Leuctra sp.	128	16	640	128	512	384
Leuctra hippopus			4	1		
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Coleoptera indet (larve)	32	10	16	10	768	960
Elmidae, juvenile	256	16	16	8	256	736
Elmis aenea	256	16		1	16	80
Limnius volckmari			2	1	64	80
Hydraenidae	16		2	104	48	112

<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>						
Rhyacophila nubila	256	8	20	1024	64	48
Agapetus ochripes					2	8
Polycentropodidae	8	4	160	256	128	32
Polycentropus flavomaculatus	16	16	8	384	32	
Hydropsyche sp.					8	1
Hydropsyche siltalai					2	
Hydropsyche pellucidula		4	4	1	4	2
Limnephilidae sp.	64	24	4		48	32
C. villosa / A. obscurata					2	
Halesus radiatus				6		
Halesus digitatus / radiatus			2	4		4
Potamophylax cingulatus			1	5	2	24
Silo pallipes						16
Sericostoma personatum						1
Leptoceridae sp.					1	6
<b>Diptera (Tovinger)</b>						
Tovingelarver ubest	3		128	6	96	32
Psychodidae	16				4	
Tipulidae/Limoniidae	256	48	32	48	224	256
Simuliidae	32	16	16	1024	88	512
Ceratopogonidae		16	4	2	16	128
Chironomidae	384	832	3456	2816	2432	2688
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>10106</b>	<b>8733</b>	<b>14562</b>	<b>14623</b>	<b>9189</b>	<b>9922</b>

<b>Hofstadelva, september 2016</b>						
<b>Bunndyrtaksa</b>	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>						
Sphaeriidae				16	44	176
<b>Gastropoda (Snegler)</b>						
Lymnaeidae					1	
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>						
Oligochaeta	256	80	16	16	384	256
<b>Arachnidae (Edderkoppdyr)</b>						
Acari	128	64		80	56	160
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>						
Baetis sp.	1280	768	896	384	64	256
Baetis muticus	2	4		4	8	4
Baetis niger/Baetis muticus	256	1024	768	512	512	640
Baetis niger	512	256	128	768	128	80
Baetis rhodani	3456	5120	5376	4480	1408	768
Heptageniidae	256	4	32			
Heptagenia dalecarlica	4	1	14	12		
Heptagenia sulphurea			4	4		2
Leptophlebiidae				256		
Ephemera danica		4	3		2	18
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>						
Isoperla sp.	40	8	8	1		4
Isoperla sp, cf difformis	6	12	24	5	5	12
Siphonoperla burmeisteri						2

Taeniopteryx nebulosa	64	8		16	6	8
Amphinemura sp.	16	320	512	16	48	2
Nemoura sp.	2	64	24	64		
Capniidae		4				
Capnia sp.			128	16	3	4
Capnopsis schilleri	192	48	384	256	8	64
Leuctra sp.	128	768	512	384	48	16
Leuctra fusca	16	48	4	32	2	
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Elmidae, juvenile	512		1	6	1664	1280
Elmis aenea	8	10	4	4	48	96
Limnius volckmari	8			4	24	80
Hydraenidae	4		8	8	192	128
<b>Sialidae</b> , Sialis sp. (Mudderfluer)						4
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	48	80	40	104	32	48
Agapetus ochripes						2
Ithytrichia lamellaris	8					
Polycentropodidae	32	32	24	128	12	24
Polycentropus flavomaculatus	20	16	40	32	16	20
Hydropsyche sp.	24	48		4		1
Ceratopsyche nevae			1	1		
Hydropsyche siltalai					1	
Hydropsyche pellucidula	32	24	12	18	3	8
Silo pallipes	1				2	12
Sericostoma personatum		1			3	8
Leptoceridae sp.					1	16
<b>Diptera</b> (Tovinger)						
Diptera indet	8					
Psychodidae	2				640	384
Limoniidae	16	96		12	160	104
Simuliidae	384	192	256	416	64	96
Ceratopogonidae	16			8	32	56
Chironomidae	1152	160	384	1792	1280	2048
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>8889</b>	<b>9264</b>	<b>9603</b>	<b>9859</b>	<b>6901</b>	<b>6887</b>



## 2017

Artslister utarbeidet fra 3 minutters sparkeprøver (R-3) i Hofstadelva i 2017. Prøvetakingstidspunkt 31. mai (vårprøver), og 25. oktober (høstprøver).

Hofstadelva 31.05. 2017						
Bunndyrtaksa	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae	4		4	16	48	8
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	128	48	32	48	112	144
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)						
Acari	32	6	8		96	96
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Siphonurus sp.				1		4
Ameletus inopinatus		1				
Centroptilum luteolum	384	64				
Baetidae	0	16				
Baetis sp.	64	128	8	256	16	2
Baetis muticus	640	1024	896	640	512	256
Baetis niger	128	112				
Baetis niger/digitatus	16		384	32	8	64
Baetis rhodani	2944	5600	8960	4736	5888	1792
Heptageniidae		16				2
Heptagenia dalecarlica		6	32	1		
Heptagenia sulphurea	48	1	16	0	4	
Leptophlebiidae				48		
Leptophlebia sp.			1			
Paraleptophlebia sp.	16	12	48	3		8
Epheremella sp.	512	512	80	128		
Ephemera danica	104	8	32	12	88	64
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
isoperla obscura	6	2	1		4	2
Siphonoperla burmeisteri	1	16	4	4	4	
Taeniopteryx nebulosa						
Brachyptera risi	1	16		5	4	
Amphinemura sp.			2	0	64	4
Amphinemura borealis	384	128	64	16		
Amphinemura sulcicollis	16	256	384	128	240	40
Nemouridae	64	128				
Nemoura sp.	8					
Leuctra sp.	256		64	48	64	80
Leuctra hippopus		12	1	2		2
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Elmidae, juvenile	896	32	40	32	896	768
Elmis aenea	256	16		48	10	128
Limnius volckmari		12			16	64

Hydraenidae				80		
<b>Sialidae</b> , Sialis sp. (Mudderfluer)					1	
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	384	384	96	160	72	192
Agapetus ochripes					3	7
Polycentropodidae	48	16	64	128		4
Polycentropus flavomaculatus	16	12	48	112	32	8
Hydropsyche sp	2		4		16	
Hydropsyche siltalai					5	2
Hydropsyche pellucidula	2	8	3		8	12
Limnephilidae sp.	4					8
C. villosa./ A. obscurata						1
Halesus radiatus				2	4	4
Halesus sp			2		1	
Halesus digitatus/radiatus	2	4				
Potamophylax cingulatus						2
Silo pallipes					4	64
Sericostoma personatum	1					8
Leptoceridae sp						40
<b>Diptera</b> (Tovinger)						
Tovingelarver ubest		16	80		4	16
Psychodidae	4		8		16	
Tipulidae/Limoniidae	256	72	112	96	80	256
Simuliidae	64	32	20	128	20	96
Ceratopogonidae	32	24	64	48	64	48
Chironomidae	2176	1408	1296	2048	896	640
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>9899</b>	<b>10148</b>	<b>12858</b>	<b>9006</b>	<b>9300</b>	<b>4936</b>

Hofstadelva 25.10.2017						
Bunndyrtaksa	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae	4			16	24	768
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae			2	24	5	8
<b>Hirudinea</b>						
Helobdella stagnalis						1
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	96	128	128	1024	128	640
<b>Arachnida</b> (Edderkoppdyr)						
Acari	128	128		48	16	384
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Centroptilum luteolum				1		
Baetidae						
Baetis sp.	1536	512	1536	896	1024	128

Baetis muticus	1664	768	768	2560	640	16
Baetis niger	160	16	128			
Baetis niger/digitatus	1			512	48	32
Baetis rhodani	2240	1408	2816	3072	3200	2816
Heptageniidae	24	16				1
Heptagenia dalecarlica	16	16	24	4		
Heptagenia sulphurea				10	2	
Leptophlebiidae	4		16		1	2
Leptophlebia sp.	1					
Ephemera danica	2			12	4	14
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>						
Isoperla sp.	208	80	384	64	32	9
Siphonoperla burmeisteri	8				4	2
Taeniopteryx nebulosa	40	16	8	10	2	2
Brachyptera risi		64		1	256	28
Amphinemura sp	256	640	640	256	64	128
Amphinemura sulcicollis				16	4	
Nemouridae				0		
Nemoura sp	2	32		32	5	16
Protonemura meyeri				6		1
Capnia sp			2	24	256	16
Capniopsis schilleri	480	240	128	3	3	14
Leuctra sp	64	64	64	64		
Leuctra hippopus	320	256	640	96	24	32
<b>Coleoptera (Biller)</b>						
Gyrinidae (larve)			16			
Hydrophilidae (vannkjær)						
Elmidae, juvenile	256	1	16	16	128	896
Elmis aenea	16			4	48	
Limnius volckmari					112	48
Hydraenidae	8			8	16	16
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>						
Rhyacophila nubila	56	160	176	384	256	32
Agapetus ochripes					3	7
Ithytrichia lamellaris			2			
Polycentropodidae	16	16	128	384	256	256
Plectrocnemia conspersa		32				
Polycentropus flavomaculatus	56		32	16	8	24
Hydropsyche sp	24	32	8	1	2	8
Ceratopsyche nevae			1			
Hydropsyche siltalai					1	2
Hydropsyche pellucidula	24	2	32	7	6	8
Limnephilidae sp.	2	16			5	4
Silo pallipes					6	5
Sericostoma personatum		4	1	1	4	2

Trichoptera indet, cf Leptoceridae sp						1
<b>Diptera (Tovinger)</b>						
Tovingelarver ubest		64			4	128
Psychodidae	16	1	128	10	80	384
Tipulidae/Limoniidae	48	16	12	32	224	256
Simuliidae	4	8	6	512	2176	768
Ceratopogonidae	80	16	512	5	12	16
Chironomidae	2816	1792	7040	6528	5760	25600
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>10676</b>	<b>6544</b>	<b>15394</b>	<b>16659</b>	<b>14849</b>	<b>33519</b>

## 2019

Artslister utarbeidet fra 3 minutters sparkeprøver (R-3) i Hofstadelva i 2019. Prøvetakingstidspunkt 15. april (vårprøver), og 8. oktober (høstprøver).

Hofstadelva 15.04.2019						
Bunndyrtaksa	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae			4	16	24	96
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae	7	8	10	48	1	6
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	256	24	48	384	256	16
<b>Arachnidae</b> (Edderkopppdyr)						
Acari	6	16	16	8	256	320
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Centroptilum luteolum						3
Baetis sp.	1792	2432	2688	1920	1920	960
Baetis muticus	384	384	896	864	128	128
Baetis niger		2	8			6
Baetis niger/digitatus	32	32	8	48	2	
Baetis rhodani	1664	1024	1152	2208	2688	640
Heptageniidae	192					
Heptagenia dalecarlica	4	4	16	5		4
Heptagenia sulphurea	1		8			
Leptophlebiidae	2	0	4	4		
Leptophlebia sp.		2				
Leptophlebia sp. (cf vespertina)				1		
Ephemera danica	2	1	6		18	72
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
Diura nanseni			1			
Isoperla sp.	10	24	4	5	10	3
Isoperla sp, cf difformis	2	8	4		4	
Siphonoperla burmeisteri	2	4				
Brachyptera risi	8	10	40	512	896	40
Amphinemura sp	256	128	384	384	80	32
Amphinemura borealis					8	4
Amphinemura sulcicollis	80	512	256	96	12	2
Nemouridae				32		
Nemoura sp	16	16	48	64	16	
Protonemura meyeri					5	3
Capnia bifrons	5	1	6	8	3	
Capniopsis schilleri	64	16	8	2	8	16
Leuctra sp						6
Leuctra hippopus	112	1280	512	272	32	16
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Hydrophilidae (vannkjær)		1				

Elmidae, juvenile	128		2	16	160	576
Elmis aenea	8		24		3	32
Limnius volckmari	4	8			4	16
Hydraenidae					16	16
Scirtidae	2					
<b>Sialidae</b> , Sialis sp. (Mudderfluer)						
Sialis fuliginosa						4
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	144	104	192	384	84	56
Agapetus ochripes						4
Polycentropodidae				8	28	40
Polycentropus flavomaculatus	1	16	4	16	20	64
Hydropsyche sp	32	16		8	4	
Hydropsyche siltalai		4			4	
Hydropsyche pellucidula	16	32	80	16	8	40
Limnephilidae sp.			2		12	16
Potamophylax sp.						4
Potamophylax cingulatus	2		6	8		2
Silo pallipes						3
Sericostoma personatum			1			4
Leptoceridae sp						2
<b>Diptera</b> (Tovinger)						
Tovingelarver ubest		32		256	8	64
Psychodidae	1	16	8	8	128	192
Tipula sp.	1	2				5
Tipulidae/Limoniidae	384		256		40	96
Simuliidae	1280	896	128	768	1152	24
Ceratopogonidae	64	6	4	48	192	320
Chironomidae	4864	4736	8704	9600	2944	2816
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>11828</b>	<b>11797</b>	<b>15538</b>	<b>18017</b>	<b>11174</b>	<b>6769</b>

<b>Hofstadelva 08.10.2019</b>						
<b>Bunndyrtaksa</b>	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae	4			32	32	8
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae	16	80	64	256		4
Planorbidae	4	1	1	1		
<b>Hirudinea</b>						
Igler ubestemt		1		1		
Helobdella stagnalis	2				1	
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	1280	256	1024	256	1152	144
<b>Isopoda</b>						

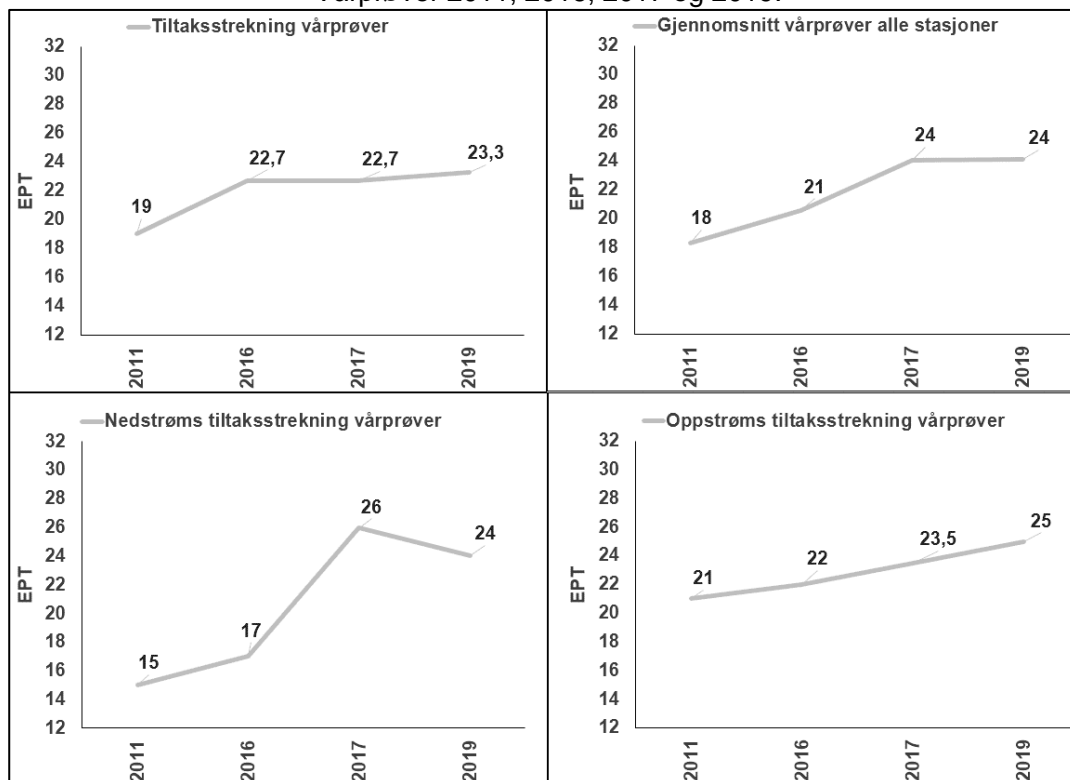
Gammarus sp.						
Asellus aquaticus						
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)						
Acari	6	5	24	12	12	96
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Centroptilum luteolum			8	8		
Baetis sp.	1408	640	512	1536	512	256
Baetis muticus	1152	2688	1664	896	256	512
Baetis niger	896	384	128	256	64	256
Baetis niger/digitatus	4	2		16	1	16
Baetis rhodani	2304	1536	2176	1792	1920	192
Heptageniidae	32	8	2	2		
Heptagenia dalecarlica	48	16	48	32		48
Heptagenia sulphurea				1		
Leptophlebiidae	2		3	14		
Epheremella ignita			1			
Ephemera danica	3	1	16	8	16	28
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
Isoperla sp.	72	224	40	8	14	12
Isoperla sp, cf difformis	24	32	1		2	1
Siphonoperla burmeisteri	10	1	7		3	
Taeniopteryx nebulosa	48	8	2	32	8	5
Brachyptera risi	8		128		48	16
Amphinemura sp	384	384	896	512	16	96
Nemoura sp	12	32	16	24	4	16
Protonemura meyeri	1		1	2	5	
Capnia sp	2			32	72	8
Capniopsis schilleri	48	32	4	16	192	8
Leuctra sp	480	128	384	176		
Leuctra hippopus	160	896			48	48
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Dytiscidae (larve)				1		
Elmidae, juvenile	128	48	96	112	256	896
Elmis aenea	8	4	4	24	4	8
Limnius volckmari	8		16		2	12
Hydraenidae	8			12	8	
<b>Sialidae</b> , Sialis sp. (Mudderfluer)			16		5	
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	768	272	72	208	112	192
Hydroptilidae	1					
Hydroptila sp.		4				
Ithytrichia lamellaris	8					
Lype phaeopa					1	
Polycentropodidae	240	32	384	256	96	64
Polycentropus flavomaculatus	32	64	32	24	40	8

Hydropsyche sp	80	48	40	16	32	24
Hydropsyche siltalai	1					3
Hydropsyche pellucidula	40	96	32	80	32	72
Limnephilidae sp.	16	1	16		4	
Silo pallipes					8	24
Sericostoma personatum	4	1	8	1	2	
Leptoceridae sp						8
<b>Diptera (Tovinger)</b>						
Psychodidae	64			1	32	36
Tipula sp.	4	1				2
Tipulidae/Limoniidae	4	16	64	16	40	64
Simuliidae	512	256	192	896	1792	384
Ceratopogonidae	24	2	16	32	96	48
Chironomidae	2688	1536	4480	4096	3456	5504
<b>Antall bunndyr per prøve (R-3)</b>	<b>13048</b>	<b>9736</b>	<b>12618</b>	<b>11696</b>	<b>10396</b>	<b>9119</b>

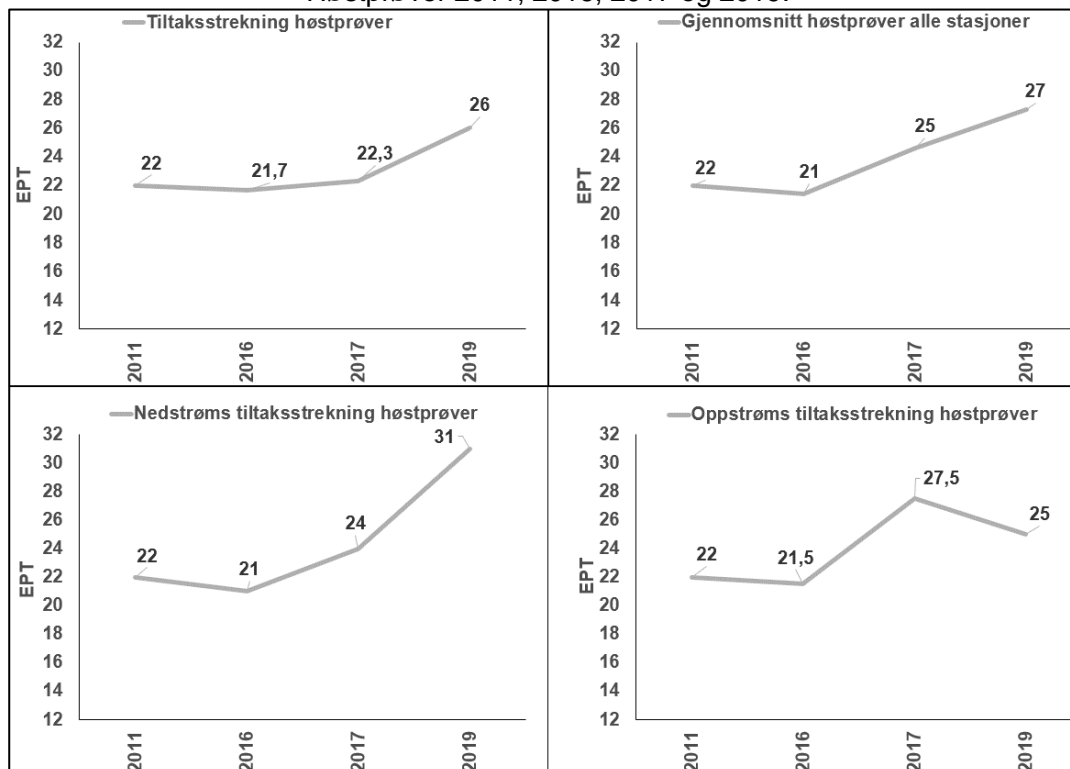


## B) Antall ulike EPT-taksa (gjennomsnittsverdier) på stasjoner i de ulike sonene i Hofstadelva i perioden 2011-2019

Vårprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

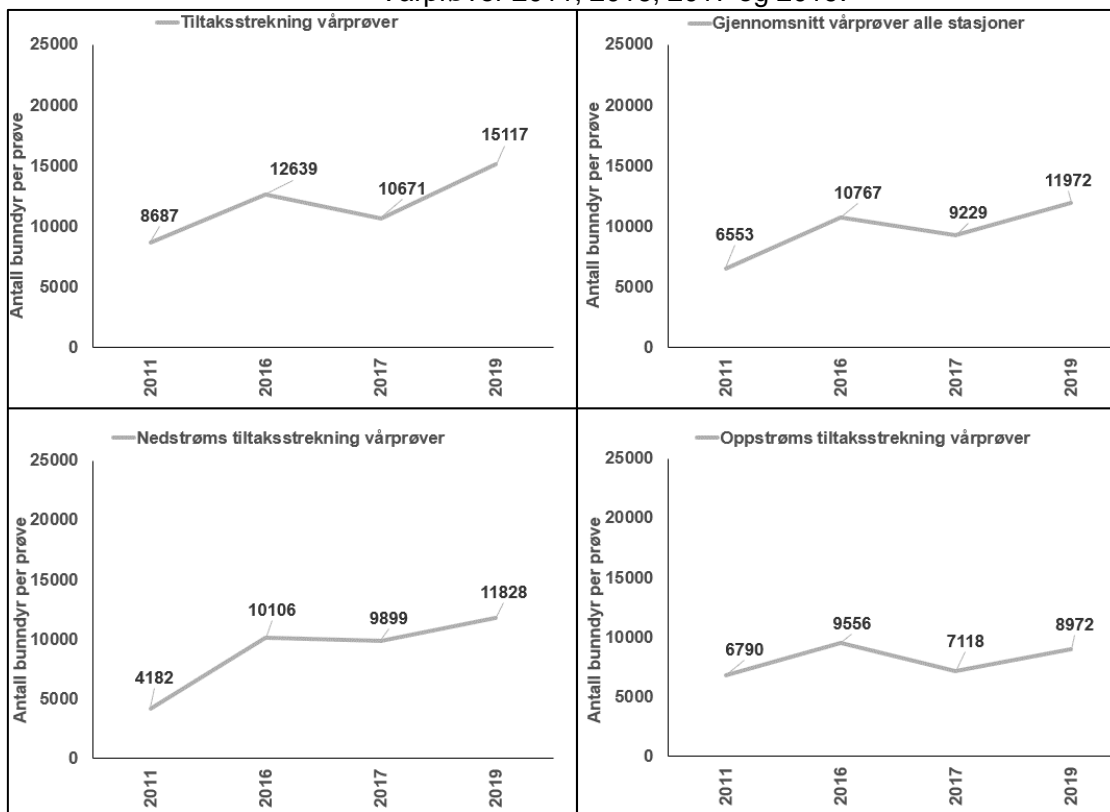


Høstprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

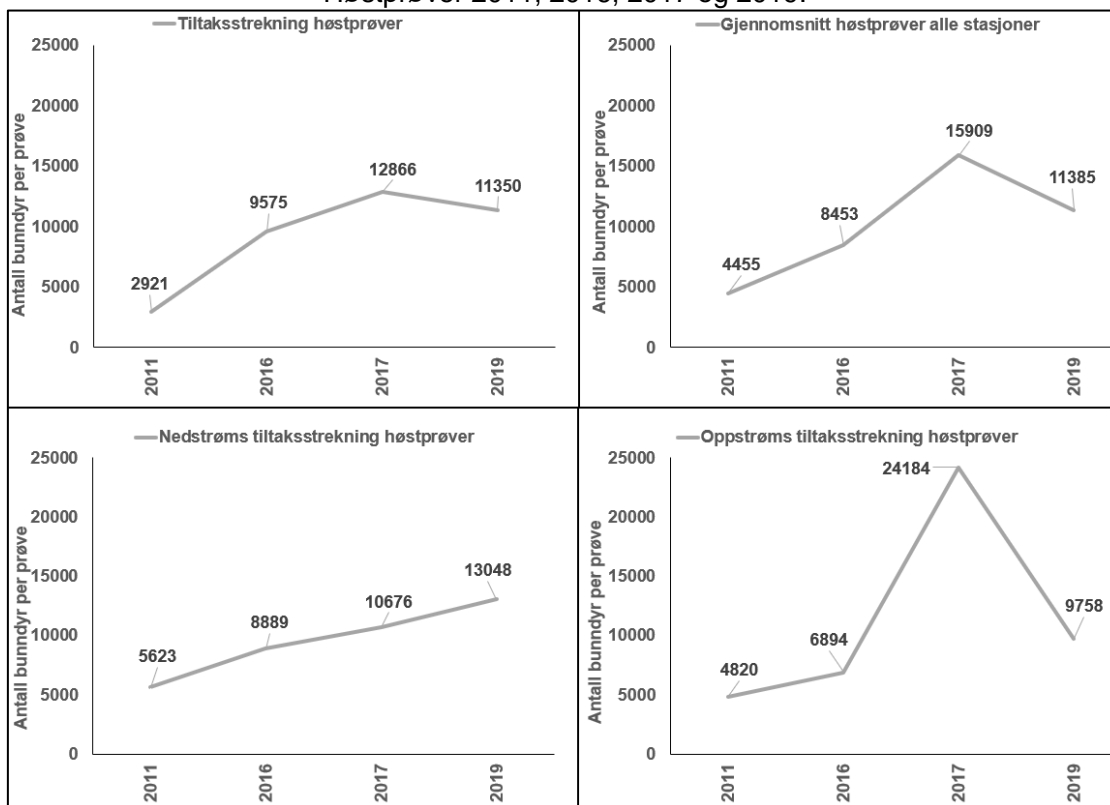


### C) Antall bunndyr per prøve (gjennomsnittsverdier) på stasjoner i de ulike sonene i Hofstadelva (2011-2019).

Vårprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

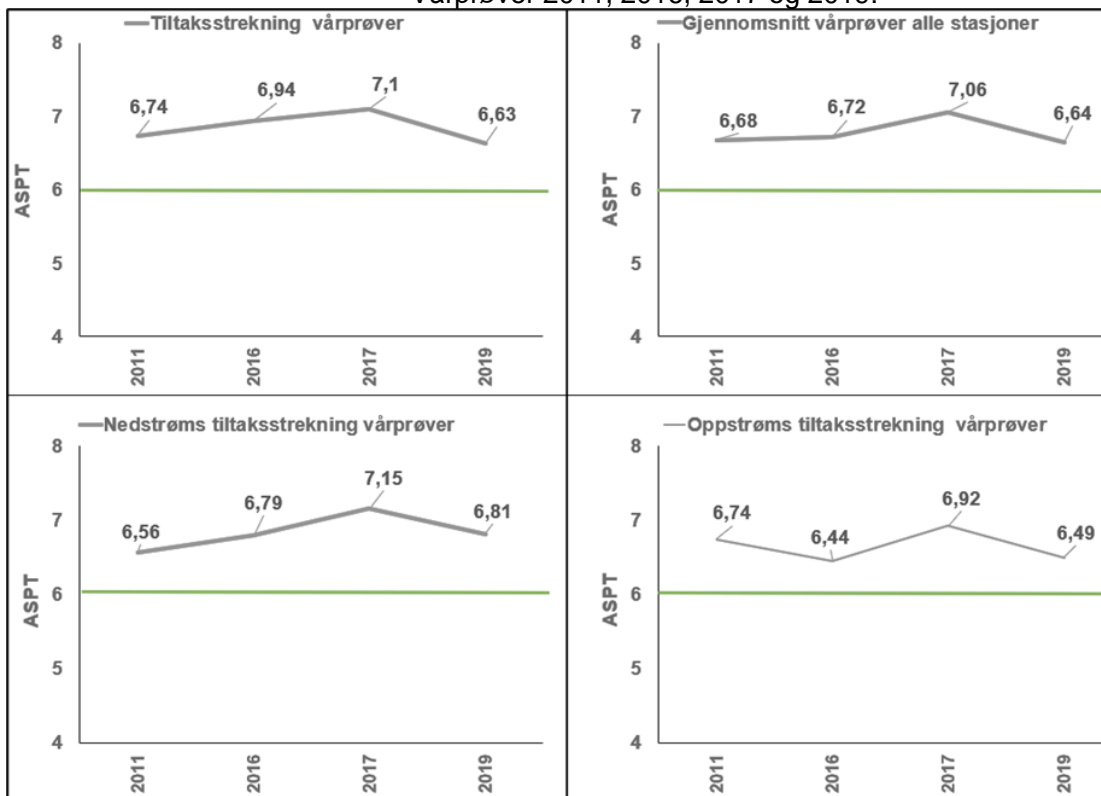


Høstprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

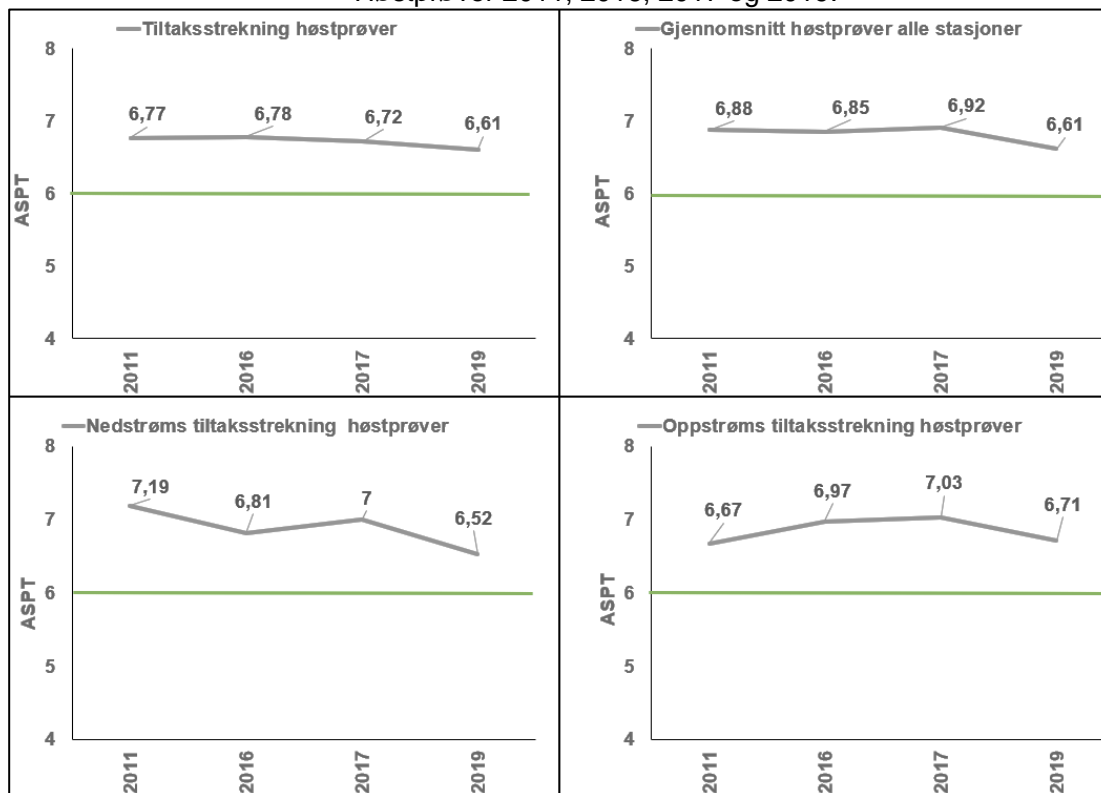


**D) ASPT- indeksverdi (gjennomsnittsverdier) for stasjoner i de ulike sonene i Hofstadelva. Grønn linje markerer grensenivå 6,0 (God økologisk tilstand)**

Vårprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

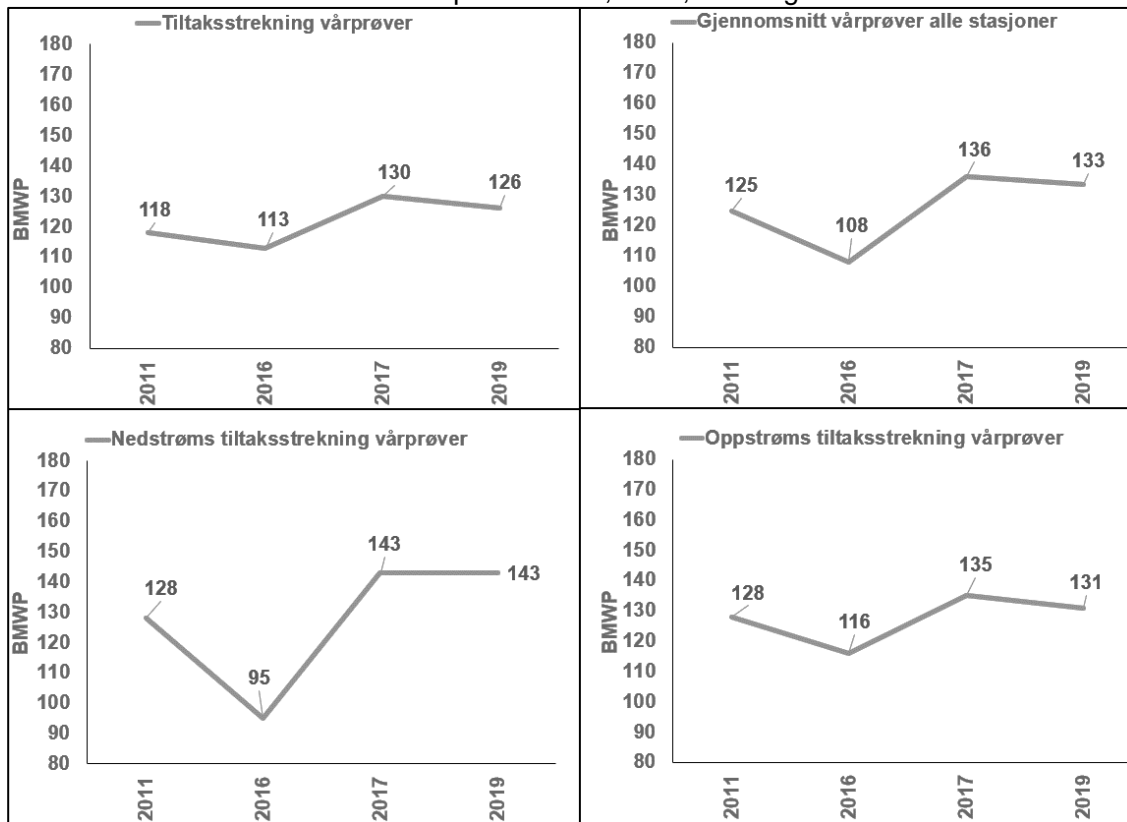


Høstprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

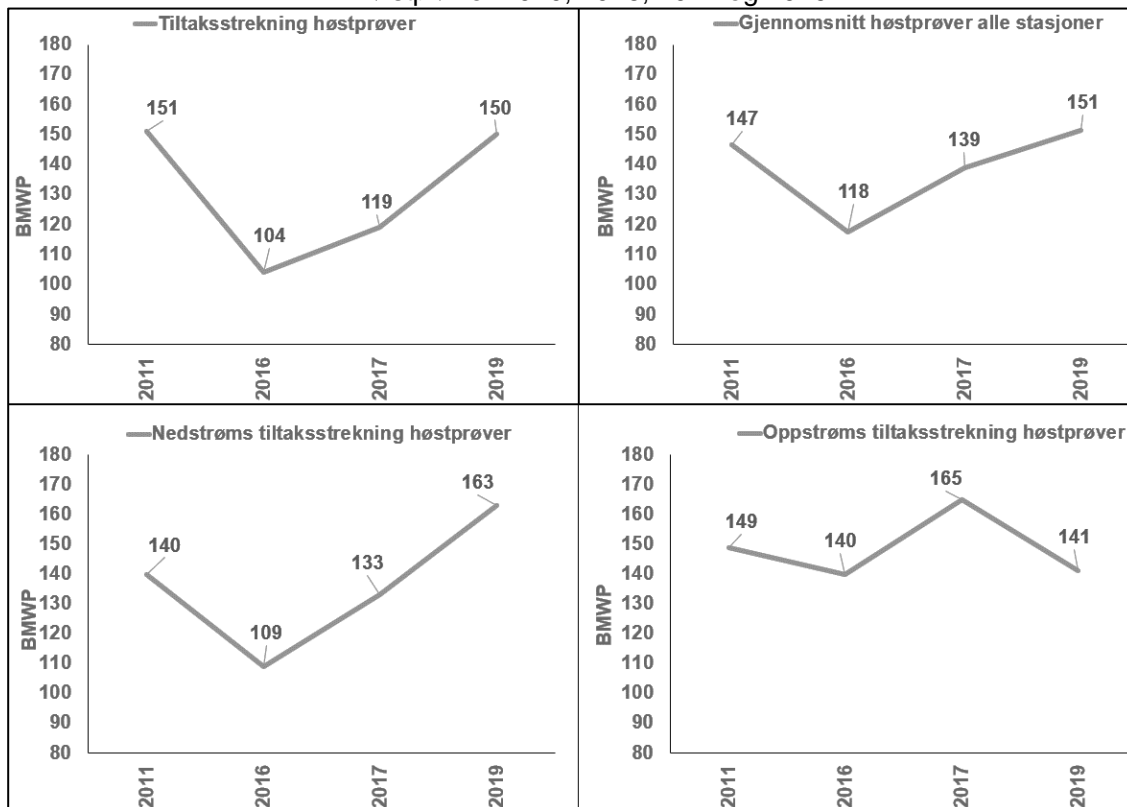


### E) BMWP-indeksverdi (gjennomsnittsverdier) for stasjoner i de ulike sonene i Hofstadelva.

Vårprøver 2011, 2016, 2017 og 2019:

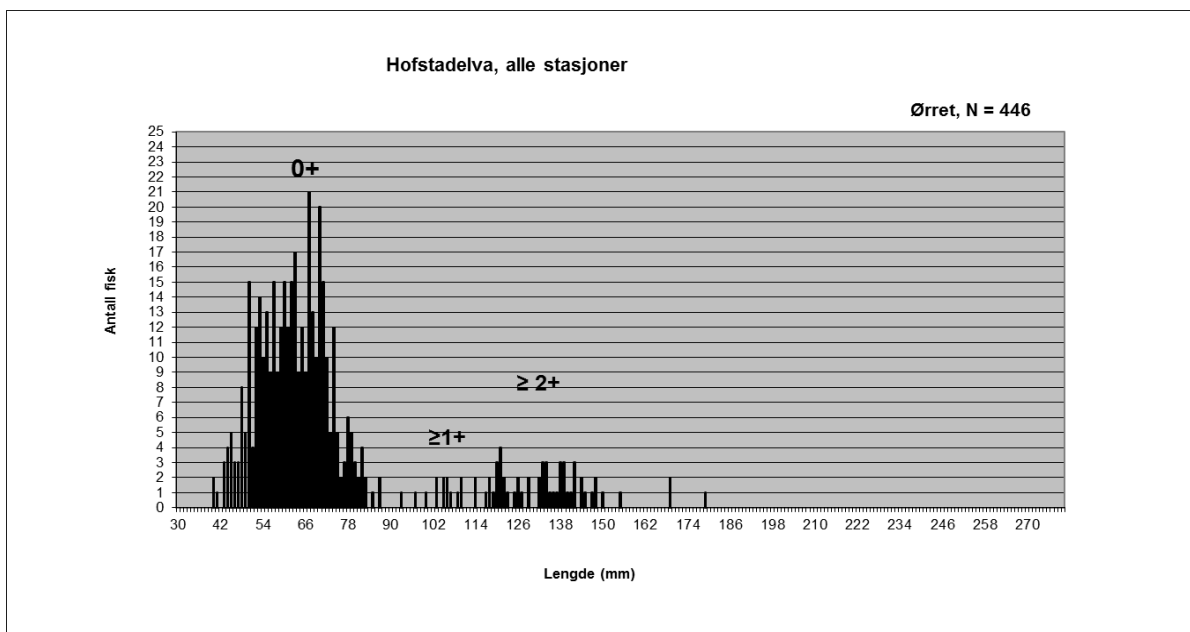


Høstprøver 2010, 2016, 2017 og 2019:

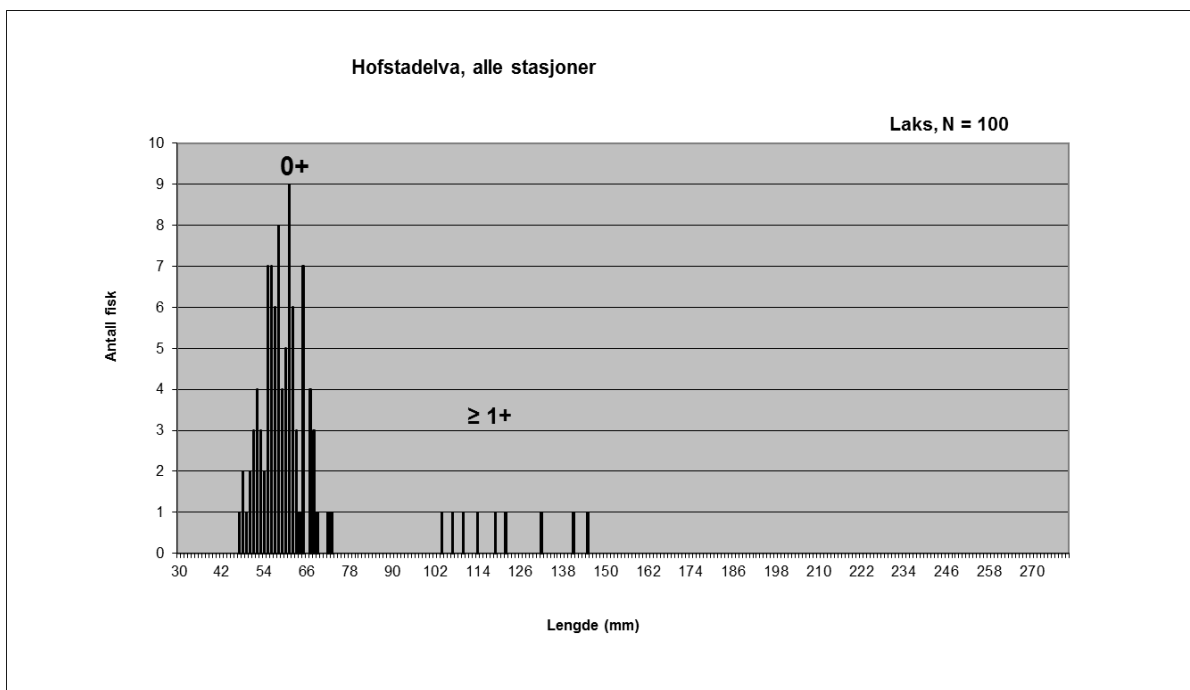


## F) Lengdefordelinger hos ungfisk i 2016

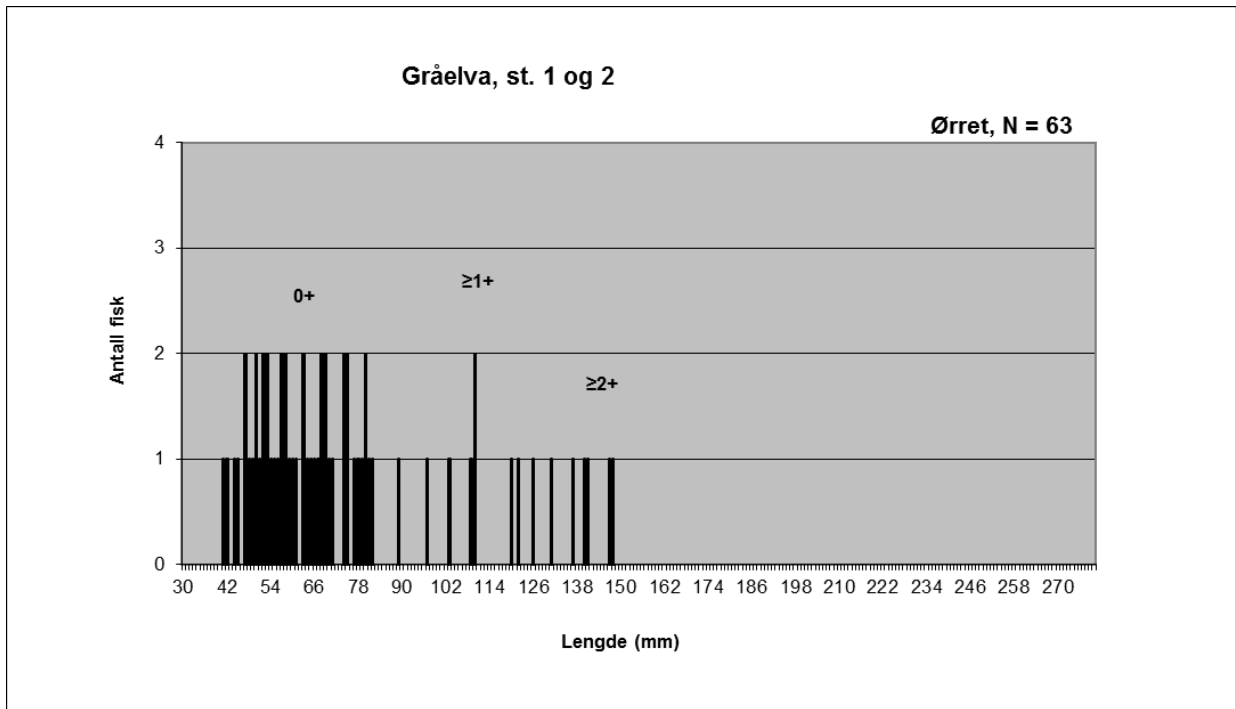
Figurer med lengdefordelinger og antatt aldersgrupper-/klasser hos all lengdemålt ørret- og laks- unger i Hofstadelva og Gråelva etter elfiske i september 2016. Hentet fra Bergan mfl. (2017).



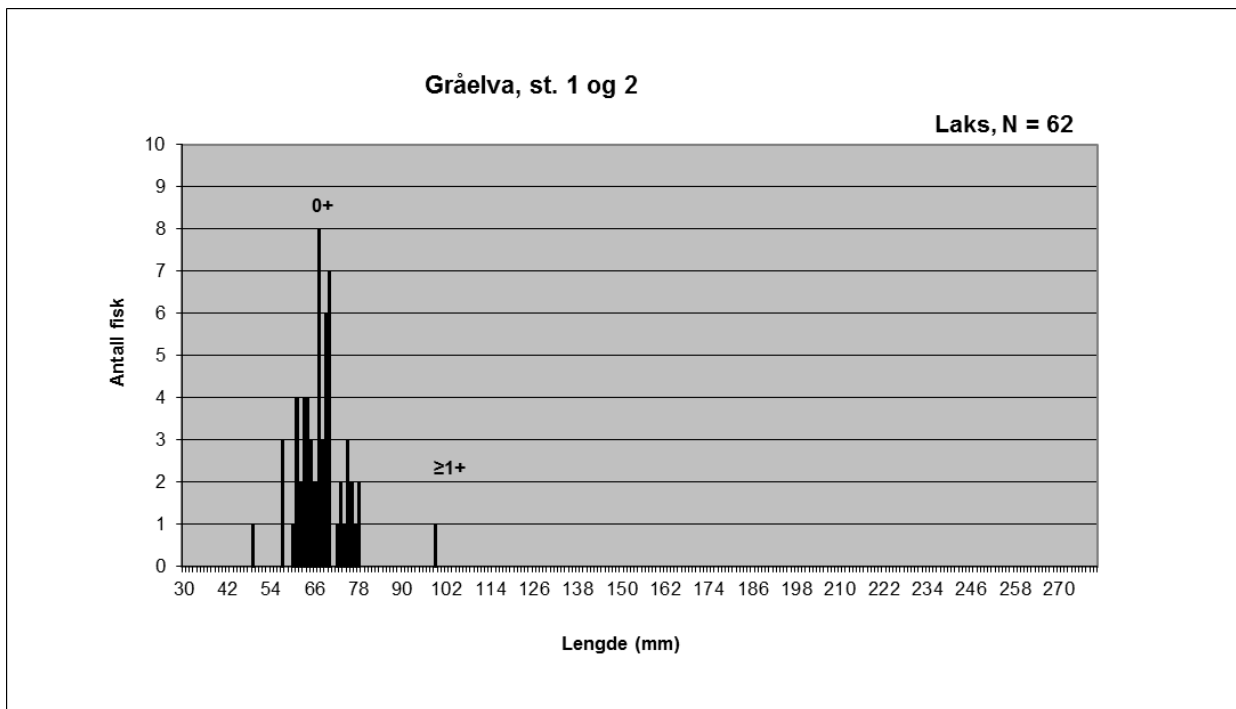
**Figur 1.** Antall, lengdefordeling og antatt aldersgruppe-/årsklasse på (fanget og oppmålt) ungfisk av ørret på alle undersøkte stasjoner i Hofstadelva i 2016.



**Figur 2.** Antall, lengdefordeling og antatt aldersgruppe-/årsklasse på (fanget og oppmålt) ungfisk av laks på alle undersøkte stasjoner i Hofstadelva i 2016.



**Figur 3.** Antall, lengdefordeling og antatt aldersgruppe-/årsklasse på (fanget og oppmålt) ungfisk av ørret på to undersøkte stasjoner i Gråelva i 2016.



**Figur 4.** Antall, lengdefordeling og antatt aldersgruppe-/årsklasse på (fanget og oppmålt) ungfisk av laks på to undersøkte stasjoner i Gråelva i 2016.

## G) Artsliste over alle karplanter registrert i 2016, 2017 og 2019.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	2016	2017	2019
<b>Totalt antall arter</b>		<b>118</b>	<b>136</b>	<b>78</b>
Amerikamjølke*	<i>Epilobium ciliatum</i>	1	1	1
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>	1	1	1
Bleikstarr	<i>Carex pallescens</i>	1	1	1
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>	1	1	1
Dikeminneblom	<i>Myosotis laxa caespitosa</i>	1	1	1
Engfrytle	<i>Luzula multiflora</i>	1	1	1
Enghumbleblom	<i>Geum rivale</i>	1	1	1
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	1	1	1
Engsoleie	<i>Ranunculus acris</i>	1	1	1
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	1	1	1
Fuglevikke	<i>Vicia cracca</i>	1	1	1
Geitrams	<i>Chamerion angustifolium</i>	1	1	1
Gran	<i>Picea abies</i>	1	1	1
Groblad	<i>Plantago major</i>	1	1	1
Gråor	<i>Alnus incana</i>	1	1	1
Gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	1	1	1
Hanekam	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	1	1	1
Harestarr	<i>Carex leporina</i>	1	1	1
Hengevinge	<i>Phegopteris connectilis</i>	1	1	1
Hestehov	<i>Tussilago farfara</i>	1	1	1
Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	1	1
Hvitkløver	<i>Trifolium repens</i>	1	1	1
Høymole	<i>Rumex longifolius</i>	1	1	1
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	1	1	1
Kjempespringfrø*	<i>Impatiens glandulifera</i>	1	1	1
Knappsiv	<i>Juncus conglomeratus</i>	1	1	1
Krypkvein	<i>Agrostis stolonifera</i>	1	1	1
Krypsoleie	<i>Ranunculus repens</i>	1	1	1
Kvassdå	<i>Galeopsis tetrahit</i>	1	1	1
Kveke	<i>Elytrigia repens</i>	1	1	1
Legeveronika	<i>Veronica officinalis</i>	1	1	1
Lyssiv	<i>Juncus effusus</i>	1	1	1
Løvetann	<i>Taraxacum</i> sp.	1	1	1
Maigull	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	1	1	1
Mannasøtgras	<i>Glyceria fluitans</i>	1	1	1
Marikåpe	<i>Alchemilla</i> sp.	1	1	1
Markjordbær	<i>Fragaria vesca</i>	1	1	1
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>	1	1	1
Myrtistel	<i>Cirsium palustre</i>	1	1	1
Nyseryllik	<i>Achillea ptarmica</i>	1	1	1
Prestekrage	<i>Leucanthemum vulgare</i>	1	1	1
Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	1	1
Rosettkarse	<i>Cardamine hirsuta</i>	1	1	1

<b>Rustjerneblom</b>	<i>Stellaria longifolia</i>	1	1	1
<b>Ryllik</b>	<i>Achillea millefolium</i>	1	1	1
<b>Rødkløver</b>	<i>Trifolium pratense</i>	1	1	1
<b>Sauetelg</b>	<i>Dryopteris expansa</i>	1	1	1
<b>Selje</b>	<i>Salix caprea</i>	1	1	1
<b>Skjørlok</b>	<i>Cystopteris fragilis</i>	1	1	1
<b>Skogburkne</b>	<i>Athyrium filix-femina</i>	1	1	1
<b>Skogrørkvein</b>	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	1	1	1
<b>Skogsivaks</b>	<i>Scirpus sylvaticus</i>	1	1	1
<b>Skogsnelle</b>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	1	1	1
<b>Skogstorkenebb</b>	<i>Geranium sylvaticum</i>	1	1	1
<b>Skogsvinerot</b>	<i>Stachys sylvatica</i>	1	1	1
<b>Sløke</b>	<i>Angelica sylvestris</i>	1	1	1
<b>Smyle</b>	<i>Avenella flexuosa</i>	1	1	1
<b>Springfrø</b>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	1	1	1
<b>Stornesle</b>	<i>Utrica dioica</i>	1	1	1
<b>Strandrør</b>	<i>Phalaris arundinacea</i>	1	1	1
<b>Sølvbunke</b>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	1	1
<b>Timotei</b>	<i>Phleum pratense</i>	1	1	1
<b>Tunrapp</b>	<i>Poa annua</i>	1	1	1
<b>Tunsmåarve</b>	<i>Sagina procumbens</i>	1	1	1
<b>Tveskjeggveronika</b>	<i>Veronica chamaedrys</i>	1	1	1
<b>Vendelrot</b>	<i>Valeriana sambucifolia</i>	1	1	1
<b>Åkersnelle</b>	<i>Equisetum arvense</i>	1	1	1
<b>Åkertistel</b>	<i>Cirsium arvense</i>	1	1	1
<b>Alsikekløver</b>	<i>Trifolium hybridum</i>	1	1	
<b>Bekkeveronika</b>	<i>Veronica beccabunga</i>		1	1
<b>Blåbær</b>	<i>Vaccinium myrtillus</i>	1	1	
<b>Blåkoll</b>	<i>Prunella vulgaris</i>	1	1	
<b>Brønnkarse</b>	<i>Rorippa palustris</i>	1	1	
<b>Burot</b>	<i>Artemisia vulgaris</i>		1	1
<b>Dunhavre</b>	<i>Avenula pubescens</i>	1		1
<b>Engrapp</b>	<i>Poa pratensis</i>	1	1	
<b>Engsnelle</b>	<i>Equisetum pratense</i>	1	1	
<b>Engsvingel</b>	<i>Schedonorus pratensis</i>	1	1	
<b>Engsyre</b>	<i>Rumex acetosa</i>	1	1	1
<b>Fiol</b>	<i>Viola sp.</i>	1	1	
<b>Firblad</b>	<i>Paris quadrifolia</i>	1	1	
<b>Føllblom</b>	<i>Scorzoneroides autumnalis</i>	1	1	
<b>Gauksyre</b>	<i>Oxalis acetosella</i>	1	1	1
<b>Grasstjerneblom</b>	<i>Stellaria graminea</i>	1	1	
<b>Gulaks</b>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	1	
<b>Gulskolm</b>	<i>Lathyrus pratensis</i>		1	1
<b>Hvitblattistel</b>	<i>Cirsium heterophyllum</i>	1	1	
<b>Hvitveis</b>	<i>Anemone nemorosa</i>	1	1	
<b>Høsegras</b>	<i>Persicaria maculosa</i>	1	1	
<b>Karve</b>	<i>Carum carvi</i>	1	1	



Klistersvineblom	<i>Senecio viscosus</i>	1	1	
Knereverumpe	<i>Alopecurus geniculatus</i>	1	1	
Kvann	<i>Angelica archangelica</i>	1	1	
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	1	1	
Markrapp	<i>Poa trivialis</i>	1	1	
Norsk mure	<i>Potentilla norvegica</i>	1	1	
Paddesiv	<i>Juncus bufonius</i>	1	1	
Ryllsiv	<i>Juncus articulatus</i>	1	1	
Rødhyll*	<i>Sambucus racemosa</i>		1	1
Setergråurt	<i>Omalotheca norvegica</i>	1	1	
Skogstjerneblom	<i>Stellaria nemorum</i>	1	1	
Slåttestarr	<i>Carex nigra</i>		1	1
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>		1	1
Småsyre	<i>Rumex acetosella</i>	1	1	
Sumpmaure	<i>Galium uliginosum</i>	1	1	
Tiriltunge	<i>Lotus corniculatus</i>	1	1	
Trollurt	<i>Circaea alpina</i>	1	1	
Trådsiv	<i>Juncus filiformis</i>	1	1	
Tunbalderbrå	<i>Lepidotheca suaveolens</i>	1	1	
Tungras	<i>Polygonum aviculare</i>	1	1	
Vanlig arve	<i>Cerastium fontanum ssp. vulgare</i>	1	1	
Vassarve	<i>Stellaria media</i>	1		1
Vegtistel	<i>Cirsium vulgare</i>	1	1	
Vier	<i>Salix sp.</i>	1	1	*
Vinterkarse*	<i>Barbarea vulgaris</i>	1	1	
Øyentrøst	<i>Euphrasia sp.</i>	1	1	
Åkerdylle	<i>Sonchus arvensis</i>	1	1	
Åkersvineblom	<i>Senecio vulgaris</i>	1	1	
Balderbrå	<i>Tripleurospermum inodorum</i>		1	
Blåklukke	<i>Campanula rotundifolia</i>		1	
Dvergsnelle	<i>Equisetum scirpoides</i>		1	
Enghavre	<i>Avenula pratensis</i>		1	
Firkantperikum	<i>Hypericum maculatum</i>	1		
Gjetertaske	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1		
Guldå	<i>Galeopsis speciosa</i>	1		
Gulmjelt	<i>Astragalus frigidus</i>		1	
Haredylle	<i>Sonchus oleraceus</i>	1		
Haremat	<i>Lapsana communis</i>		1	
Hundegras	<i>Dactylis glomerata</i>		1	
Hvitmaure	<i>Galium boreale</i>		1	
Nepe	<i>Brassica rapa ssp. rapa</i>		1	
Osp	<i>Populus tremula</i>		1	
Reinfann	<i>Tanacetum vulgare</i>		1	
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>		1	
Skjoldbærer	<i>Scutellaria galericulata</i>		1	
Skogstjerne	<i>Lysimachia europaea</i>		1	
Snauveronika	<i>Veronica serpyllifolia</i>		1	

<b>Stivdylle</b>	<i>Sonchus asper</i>		1
<b>Tepperot</b>	<i>Potentilla erecta</i>		1
<b>Tyttebær</b>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		1
<b>Ugressbalderbrå</b>	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	1	
<b>Vrangdå</b>	<i>Galeopsis bifida</i>	1	
<b>Åkerminneblom</b>	<i>Myosotis arvensis</i>		1
<b>Åkermynte</b>	<i>Mentha arvensis</i>	1	
<b>Åkersvinerot</b>	<i>Stachys palustris</i>		1





*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-3004-9

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 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