

Flensjøen i kommunene Røros og Os 2018. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking i perioden 2005-2013.



RAPPORT

| | | | | |
|--|--|---|--|--|
| Hovedkontor Gautstadalléen 21 0349 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 | NIVA Region Sør Jon Lilletuns vei 3 4879 Grimstad Telefon (47) 22 18 51 00 | NIVA Region Innlandet Sandvikaveien 59 2312 Ottestad Telefon (47) 22 18 51 00 | NIVA Region Vest Thormøhlensgate 53 D 5006 Bergen Telefon (47) 22 18 51 00 | NIVA Danmark Njalsgade 76, 4. sal 2300 København S, Danmark Telefon (45) 39 17 97 33 |
|--|--|---|--|--|

Internett: www.niva.no

| | | |
|---|--|-----------------------------|
| Tittel Flensjøen i kommunene Røros og Os 2018. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking i perioden 2005-2013. | Løpenummer 7398-2019 | Dato 26.05.2019 |
| Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik, Stein Ivar Johnsen (NINA), John Gunnar Dokk (NINA), Kjetil Olstad (NINA) Johnny Håll, Øyvind Garmo og Asle Økelsrud | Fagområde Kalking og forsuring | Distribusjon Åpen |
| | Geografisk område Sør-Trøndelag og Hedmark | Sider 36 |

| | |
|---|--|
| Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hedmark | Oppdragsreferanse Ragnhild Skogsrud |
| Oppdragsgivers utgivelse: | Utgitt av NIVA Prosjektnummer 15328 |

Sammendrag

Rapporten omhandler vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fisk i Flensjøen etter kalking. Innsjøens vannkvalitet viste bedring fra 1970- og 1980-tallet og fram til 2005, før kalking. Kalking ble gjennomført i 2005 og deretter årlig i perioden 2009-2013. Kalkingen har bidratt til en ytterligere bedring av vannkvaliteten i form av økt pH og ANC. Verdiene for pH og ANC i 2018 (fem år etter avsluttet kalking) var fortsatt betydelig høyere enn før kalkingen startet. Flensjøens vannkjemi i dag er trolig ikke begrensende for fiskebestandene, heller ikke uten kalking. Lave konsentrasjoner av total-fosfor og total-nitrogen indikerer næringsfattige forhold. Krepserplanktonet og samfunnet av litorale småkrepser har vært dominert av forsuringstolerante arter, men et mindre antall forsuringfølsomme arter har også blitt registrert både før og etter kalking. Undersøkelsene av bunndyr i utløpselva i 2005-2018 indikerte en økning i biologisk mangfold uttrykt ved EPT etter kalking. Tilstanden mht. effekter av forsuring på bunndyr-samfunnet viste en bedring fra moderat tilstand i 2005 til svært god tilstand i 2006-2018. Ørretbestanden ser ut til å ha økt sammenlignet med i 2006/2007. Veksten var imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var normalt god. Alders- og størrelsessammensetningen av røye var relativt lik som i 2006/2007. Selv om flere faktorer kan spille inn, er det er sannsynlig at kalkingen har hatt en positiv effekt på fiskebestandene. Ut fra en samlet vurdering var Flensjøen i god økologisk tilstand i 2018.

| | |
|-----------------------|----------------------|
| Fire emneord | Four keywords |
| 1. Flensjøen | 1. Lake Flensjøen |
| 2. Vannkvalitet | 2. Water quality |
| 3. Biologiske forhold | 3. Freshwater biota |
| 4. Kalking | 4. Liming |

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Øyvind Garmo
Prosjektleder

Atle Hindar
Kvalitetssikrer

Malcolm Reid
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7133-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Flensjøen i kommunene Røros og Os 2018.
Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter
kalking i perioden 2005-2013.

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra undersøkelser av vannkvalitet, dyreplankton, litorale småkreps, bunndyr og fisk i Flensjøen i 2018. Innsjøen ligger på grensa mellom Sør-Trøndelag og Hedmark, i fjellområdet vest for Femunden. Flensjøen ble kalket første gang i 2005, deretter årlig i perioden 2009-2013. Utviklingen i vannkvalitet og biologiske forhold fra før kalking og fram til og med 2018 beskrives og diskuteres. Overvåkingen av Flensjøen i 2018 er en del av prosjektet «Overvåking av kalkede vassdrag i Hedmark» i perioden 2015-2018. Oppdragsgiver for prosjektet er Fylkesmannen i Hedmark med Ragnhild Skogsrud som kontaktperson. Undersøkelsene utføres som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og NINA med Øyvind Garmo og Stein Ivar Johnsen som prosjektledere henholdsvis ved NIVA og NINA.

Undersøkelsene av fiskebestander i 2016 og 2018 er utført av NINA ved Stein Ivar Johnsen, John Gunnar Dokk og Kjetil Olstad. Edvin Grådal takkes for utlån av husvære og føring/oversendelse av fangstskjemaer.

NIVA har hatt ansvar for undersøkelsene av vannkjemi, dyreplankton, litorale småkreps og bunndyr. Feltarbeid for denne delen ble i 2018 utført av Jarl Eivind Løvik og Johnny Håll.

De kjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Kapitlet om vannkjemi er skrevet av Øyvind Garmo og Asle Økelsrud. Analysene og vurderingene av bunndyrmaterialet er gjennomført av Johnny Håll, NIVA. Undersøkelsene av dyreplankton og litorale småkreps er utført av Jarl Eivind Løvik.

Rapporten er kvalitetssikret av Atle Hindar (NIVA) og Jon Museth (NINA).

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad/Lillehammer, mai 2019

Øyvind Garmo og Stein Ivar Johnsen

Innholdsfortegnelse

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introduksjon..... | 7 |
| 2 | Metode | 9 |
| 2.1 | Vannkjemi | 9 |
| 2.2 | Dyreplankton og litorale småkreps..... | 9 |
| 2.3 | Bunndyr..... | 9 |
| 2.4 | Fisk | 10 |
| 3 | Resultater..... | 11 |
| 3.1 | Vannkjemi | 11 |
| 3.2 | Dyreplankton og litorale småkreps..... | 13 |
| 3.3 | Bunndyr..... | 15 |
| 3.4 | Fisk | 18 |
| 4 | Diskusjon..... | 25 |
| 5 | Konklusjon | 32 |
| 6 | Referanser..... | 34 |

Sammendrag

Flensjøen ble kalket for første gang i 2005. Innsjøen ble ikke kalket i årene 2006-2008, men kalket årlig i perioden 2009-2013. Målsettingen med undersøkelsene i 2018 har vært å vurdere status med hensyn til vannkvalitet og biologiske forhold inklusive fiskebestander i perioden 2005-2018.

Flensjøen har i utgangspunktet en ionefattig, kalkfattig og næringsfattig vannkvalitet. På 1970- og 1980-tallet ble det målt lave pH-verdier i området 5,4-5,6, og innsjøen ble karakterisert som følsom for forsuring (Qvenild 1995). Utover på 1990- og 2000-tallet økte pH med ca. 0,5 enheter som følge av reduksjonen i sur nedbør. Kalkingen har bidratt til en ytterligere bedring av vannkvaliteten; pH økte fra 5,9 i 2005 til 6,8-7,2 i 2009-2013, og vannets syrenøytraliserings-kapasitet (ANC) har økte fra 24 $\mu\text{ekv/l}$ til 107-170 $\mu\text{ekv/l}$ i den samme perioden. I 2018 ble det registrert en nedgang i pH fra 7,2 til 6,4 og i ANC fra 147 til 64 $\mu\text{ekv/l}$ sammenlignet med i 2013. Vannkjemien var imidlertid fortsatt betydelig bedre enn før kalking i 2005.

Konsentrasjonen av labilt (potensielt giftig) aluminium var lav før kalking i 2005 (7 $\mu\text{g Al/l}$) og har endret seg lite i perioden etter at kalkingen startet. Nivåene av total-fosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) har vært lave og typiske for næringsfattige vannmasser både før og etter kalking. Konsentrasjonen av tot-N har økt med ca. 50 $\mu\text{g N/l}$ fra 2005 til 2016, men var i 2018 uvanlig lav (69 $\mu\text{g N/l}$). Flensjøens vannkjemi er sannsynligvis ikke direkte begrensende for bestandene av røye og ørret i innsjøen, og vil trolig heller ikke være det uten kalking. Hvorvidt vannkvaliteten i gytebekker for ørret kan være for dårlig i perioder, har ikke vært en del av undersøkelsene i dette prosjektet. Vannkjemien indikerte svært god tilstand i Flensjøen i 2018.

Krepsdyrplanktonet i Flensjøen har vært dominert av forsuringstolerante eller moderat forsuringstolerante arter både før og etter kalking, og det ser ikke ut til å ha skjedd større endringer i sammensetningen fra 1990-tallet og fram til 2016. Den forsuringstolerante vannloppen *Daphnia galeata* ble imidlertid registrert for første gang i Flensjøen i 2016. Kalkingen ser ikke ut til å ha ført til noen økning i andelen storvokste vannlopper slik som *Daphnia cf. lacustris* og *Bythotrephes longimanus*, som i mange innsjøer er viktig næring for planktonspisende fisk. Predasjon på disse artene fra røye i Flensjøen kan være en mulig årsak til at bestandene ikke har tatt seg opp. Faunaen av små krepsdyr i strandsonen (litorale småkreps) har i hovedsak vært sammensatt av forsuringstolerante arter både før og etter kalking. Antallet av påviste forsuringstolerante arter økte i de første årene etter at kalkingen startet, men bare et fåtall arter innen denne kategorien har blitt påvist i årene 2011-2016. Den forsuringstolerante arten *Ophryoxus gracilis* ble påvist allerede i 2006. Hverken *Daphnia galeata* eller *Ophryoxus gracilis* ble påvist i 2018.

Det biologiske mangfoldet av bunndyr i utløpselva fra Flensjøen er uttrykt ved antall taksa av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT). I perioden 2006-2013 lå antallet registrerte EPT-taksa på 13-16, og i 2018 var antallet 24. Dette kan betegnes som middels høye antall EPT-taksa. I 2005, før kalking, ble det registrert kun 10 EPT-taksa. For å vurdere effekter av forsuring på bunnfauna i utløpselva har vi benyttet Forsuringsindeks 2. Indeksen indikerte svært god tilstand i årene 2006-2013 og i 2016 og 2018, fem år etter avsluttet kalking. Derimot viste den moderat tilstand i 2005, før kalkingen startet, og det var bare dette året at det ble registrert dominans av forsuringstolerante arter. Undersøkelsene av bunnfaunaens sammensetning tyder på at kalkingen har hatt en positiv effekt.

Sammenlignet med undersøkelsene i 2006/2007 synes det klart at ørretbestanden økte i tetthet frem til 2016. Den relative tettheten var imidlertid lav i 2018, noe som kan skyldes at sommeren i 2018 var

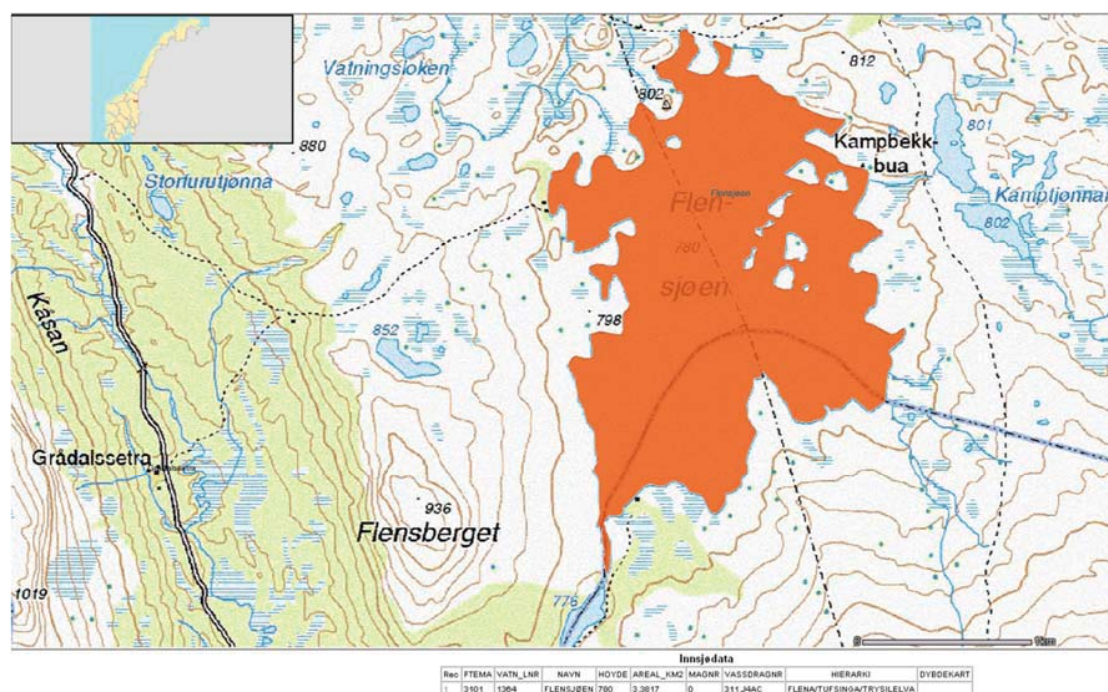
spesielt varm. Fangst av ørret per garnnatt hos en lokal fisker indikerer imidlertid at ørretbestanden i 2018 var på samme nivå som i 2016. Veksten var imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var normalt god.

Røyebestanden synes å ha avtatt de senere årene, både i fangstene fra våre undersøkelser og i fangstene hos lokale fiskere. Men, de lokale har gått over til å bruke grovere maskevidder, noe som kan forklare deler av nedgangen. Både røye- og ørretbestandene består av svært få individer over 30 cm. Selv om flere faktorer kan spille inn, er det sannsynlig at kalkingen fra 2005-2013 har hatt en positiv effekt på fiskebestandene. Det er heller ingen tydelige tegn på at fiskebestandene har blitt negativt påvirket etter at kalkingen opphørte i 2013. Vannkjemien etter kalkstopp i 2013 tilsier heller ikke at fiskebestandene skulle blitt negativt påvirket. Basert på ulike tilnærminger gis fisk som kvalitetselement god økologisk tilstand.

Ut fra en samlet vurdering var Flensjøen i god økologisk tilstand mht. forsurening i 2018.

1 Introduksjon

Flensjøen ligger på grensa mellom Sør-Trøndelag og Hedmark i kommunene Røros og Os (Figur 1). Innsjøen ligger på 780 moh. i et fjellområde vest for Femunden. Flensjøen og dens nedbørfelt utgjør en del av Tufsinga-vassdraget, som har utløp til Femunden. Berggrunnen i nedbørfeltet består av forvittringsresistente, kvartsrike og kalkfattige bergarter (granitt og sandstein) (Sigmond mfl. 1984). Dette fører til at vassdraget får lav bufferevne mot pH-endringer og høy følsomhet for forurening (Qvenild 1995, Kjellberg mfl. 2000).



Figur 1. Flensjøen og deler av dens nedbørfelt (Kilde: NVE Atlas).

Flensjøen ble kalket for første gang i 2005. Innsjøen ble tilført 100 tonn kalk med helikopter 15. september dette året. Videre ble det gjennomført kalking av Flensjøen 3.9.2009 (120 tonn kalk), 5.9.2010 (120 tonn kalk), i begynnelsen av september 2011 (120 tonn kalk), 10.9.2012 (120 tonn kalk) og 5.9.2013 (100 tonn kalk). Fylkesmannen har bestemt å avslutte kalkingen av Flensjøen etter 2013.

Nærmere beskrivelser av innsjøen og nedbørfeltet, samt vannkjemiske og biologiske forhold før kalking er gitt av bl.a. SFT (1985), Kjellberg mfl. (2000), Nashoug (2002) og Løvik mfl. (2006). Resultater fra undersøkelsene i perioden 2006-2013 og i 2016, etter at kalkingen startet, er presentert av Løvik og Bækken (2008), Rustadbakken (2008), Løvik og Eriksen (2012) og Løvik mfl. (2010, 2011, 2013, 2015 og 2017). Overvåkingen er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark.

Undersøkelsene i 2005 viste at Flensjøen før kalking var moderat forsuret både av organiske syrer fra nedbørfeltet (TOC: 2,8 mg C/l) og fra sur nedbør (Løvik mfl. 2006). Ikke-marin sulfat på 15 µekv/l

indikerte at påvirkningen av sur nedbør var liten. Innsjøens pH lå da mellom 5,9 og 6,0, og konsentrasjonen av giftige aluminiumforbindelser var lav (Labilt aluminium: 6-7 µg/l). Flensjøen er en meget ionefattig innsjø, og syrenøytraliseringskapasiteten (ANC) var lav i 2005 (22-25 µekv/l). Det hadde imidlertid skjedd en forbedring av den vannkjemiske tilstanden siden begynnelsen av 1990-tallet. Så vel pH som ANC hadde økt noe, mens ikke-marin sulfat hadde avtatt med ca. 45 % i perioden. Ut fra de vannkjemiske forholdene i 2005 var det ikke forventet negative effekter på fiskepopulasjonene i Flensjøen. Siden ANC-nivået i innsjøen fortsatt var lavt, kunne en imidlertid ikke utelukke sporadisk fiskedød under vår- og høstflommer, spesielt i enkelte tilløpsbekker. Det ble ansett som lite trolig at dette hadde ført til negative effekter på ørretbestanden i innsjøen.

Kalkingen bidro til en ytterligere forbedring av vannkvaliteten; pH økte fra 5,9 i 2005 til 6,8-7,2 i 2009-2013, og ANC økte fra 24 µekv/l til 107-170 µekv/l i den samme perioden. Konsentrasjonen av labilt aluminium endret seg lite etter at kalkingen startet. Nivåene av total-fosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) har vært lave og typiske for næringsfattige vannmasser både før og etter kalking.

Fiskesamfunnet i Flensjøen består av ørret og røye. Fiskeundersøkelser i Flensjøen i 2006 og 2007 viste at både ørret- og røyebestandene besto av småvokste individer som i all hovedsak var mindre enn 25 cm med moderat kvalitet (Løvik mfl. 2010). Næringsbegrensing ble antatt å være hovedårsaken til bestandsforholdene. Det kunne imidlertid synes som at ørreten viste tegn på bedring i vekst og kvalitet fra 2006 til 2007, men det ble anbefalt at utviklingen ble fulgt opp videre. Resultatene av fiskeundersøkelsene i 2012 og 2013 indikerte at ørretbestanden stadig ble tettere (Løvik mfl. 2013, 2015). Veksten var imidlertid relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren var normalt god for større fisk. Røyebestandene besto av flere eldre og større fisk i 2012 enn i 2006/2007, og veksten syntes også å ha bedret seg noe siden de forrige undersøkelsene. Selv om flere faktorer kan spille inn, ble det vurdert som sannsynlig at kalkingen hadde hatt en positiv effekt på fiskebestandene.

For å følge den videre utviklingen i ørret- og røyebestandene i Flensjøen ønsket Fylkesmannen i Hedmark at NINA skulle gjennomføre et enkelt prøvofiske også i 2016 og 2018. Undersøkelsen skulle gjennomføres med oversiktsgarn og inneholde:

- en generell beskrivelse av fiskesamfunnet
- enkle diettanalyser fra røye og ørret
- vekst og aldersanalyser
- rapportering av undersøkelsene med en sammenligning av resultatene fra 2006, 2007, 2012 og 2013
- en sammenstilling av fangstrapportene til den lokale fiskeren Edvin Grådal.

Foreliggende rapport presenterer resultater fra undersøkelser av vannkemi, dyreplankton, litorale småkreps, bunndyr og fisk i 2018. Resultatene er sammenholdt med tidligere data.

2 Metode

2.1 Vannkjemi

Vannprøve for fysisk-kjemiske analyser ble innsamlet den 2. oktober 2018. Prøven ble tatt fra 0,5 m dyp sentralt i innsjøen. De vannkjemiske analysene ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo og omfattet pH, konduktivitet, hovedioner, total organisk karbon (TOC) samt reaktivt og ikke-labil aluminium. Total-nitrogen (tot-N) ble analysert på Eurofins. Økologisk tilstand for 2018 basert på fysisk-kjemiske støtteparametere beregnes i henhold til veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), hvor naturlig tilstand (før kalking) er utgangspunkt for klassifisering.

2.2 Dyreplankton og litorale småkreps

Prøve av dyreplankton ble samlet inn den 2.10.2018 i form av et vertikalt håvtrekk fra sjiktet 0-10 m sentralt i søndre del av innsjøen. Det ble benyttet en håv med maskevidde 0,09 mm og åpningsdiameter 30 cm. Denne ble senket med åpningen ned til 10 m dyp og trukket opp igjen, dvs. slik at håven filtrerte både på nedtur og opptur. Metoden gir kun et grovt mål på tettheten av dyreplankton, men den gir et godt bilde på den kvalitative sammensetningen av dyreplanktonet på prøvetidspunktet.

Materialet ble i felt fiksert med Lugols løsning (fytofiks). Krepsdyrene i prøven ble identifisert, fortrinnsvis til art, og antall individer ble registrert i hele prøven, med unntak av taksa som forekom med stor tetthet. Disse ble telt i 1/5 av prøven.

Prøve av litorale småkreps ble også samlet inn den 2.10.2018. Vi benyttet da også en håv med maskevidde 0,09 mm og en åpningsdiameter på 30 cm. Denne ble trukket til sammen ca. 15 m langs bunnen i litoral-sonen i den sørøstlige delen av innsjøen. Materialet ble konservert i felt med Lugols løsning. Krepsdyrene i prøven ble identifisert, fortrinnsvis til art, og den relative andelen av hvert takson i prøven ble anslått etter en tredelt skala (få individer, vanlig, rikelig/dominerende). Dyreplanktonets og den litorale småkreps-faunaens sammensetning ble vurdert i forhold til forsurening på basis av de ulike artenes toleranse eller følsomhet overfor forsurening (jf. Halvorsen mfl. 2002).

2.3 Bunndyr

Prøven av bunndyr ble tatt den 2.10.2018 i utløpselva like oppstrøms Flensjøhåen, dvs. samme lokalitet som tidligere år (se foto, **Figur 2**). Store deler av bunnen var på dette tidspunktet dekket av alger (både trådformede, grønne alger og trolig kiselalger) samt moser. Algedekningen så likevel ut til å være noe mindre enn ved prøveinnsamlingen av bunndyr i 2016. Ved de tidligere undersøkelsene har denne lokaliteten vært preget av relativt stor dekning av elvemoser.

Vi benyttet en standardisert sparkemetode (NS-EN-16150:2012 ; NS-EN-ISO-10870:2012), og innsamlingen er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveileder for Vannforskriften (Veileder 02:2018, Direktoratgruppen 2018). Metoden består av flere enkeltprøver og er i sterk grad bundet opp til et bestemt areal. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på én meter. Det anvendes 20 sekunder pr. én meters prøve. I alt tas det tre slike prøver pr. minutt. Dette gjentas tre ganger og i alt representerer materialet ni én meters prøver. Dette tilsvarer

3 x 1 minutts prøver, som var et vanlig tidsforbruk i mange slike undersøkelser før implementeringen av Vannforskriften, og representerer bunndyrsamfunnet på omlag 2,25 m² av elvebunnen. Det ble benyttet elve/sparkehåv med åpning 25 x 25 cm og 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter tre enkeltprøver (ett minutt), eller oftere hvis substratet er finpartikulært. Alle ni delprøver fra hver lokalitet samles til en blandprøve og fikseres med etanol i felt. Materialet tas med til NIVAs laboratorier og blir identifisert til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe.

For å tilfredsstille kravene i vanddirektivet så skal RAMI-indeksen brukes ved vurdering av svært kalkfattige til kalkfattige klare elver med hensyn til forsuring (Veileder 02:2018). I denne undersøkelsen har vi allikevel vurdert det som hensiktsmessig å bruke Forsuringsindeks 2 (tidligere kalt Raddum 2) (Veileder 02:2013 – revidert 2015) for å kunne sammenligne effekter av forsuring i 2018 med resultater fra tidligere års undersøkelser. Indeksen er egnet for å måle effekter av forsuring i elver med klart vann og lite naturlig kalsium, og den har blitt brukt i forsuringsovervåking av denne vanntypen i over 20 år. Referanseverdien er satt lik 1,5. Det vil si at en observert indeksverdi må divideres med referanseverdien for å få en verdi som indikerer tilstanden (EQR verdi). Indeksene baseres på forholdet mellom forsuringfølsomme og forsuringstolerante arter. For enkelt å sammenligne resultater på tvers av indekser og kvalitetsselementer, gjøres en normalisering av indeksskalaene for EQR, slik at alle indekser opererer på en skala mellom 0 og 1. Verdien etter skalering kalles da kort for nEQR.



Figur 2. Prøvestasjonen for bunndyr i utløpselva fra Flensjøen (29.9.2016). Foto: J.E. Løvik/NIVA.

2.4 Fisk

Fiskesamfunnet i Flensjøen ble sist undersøkt ved et prøvefiske i perioden 13.-14. august 2018. Det ble fisket med oversiktsgarn med 12 integrerte maskevidder; 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm i strandsonen (0-6 meter) og profundalen (> 10 meter). Bunn garnene var 1,5x30 m. En oversikt over innsats i forskjellige år er gitt i **Tabell 1**, og plassering av stasjoner er vist i **Vedlegg, Figur 17**. Fangstene ble standardisert som CPUE (catch per unit effort) og framstilt som antall fisk fanget pr. 100 kvadratmeter garn pr. natt (# fisk 100 m⁻² natt⁻¹). For å karakterisere ørretbestanden

etter Ugedal mfl. (2005) er det også beregnet CPUE for fisk ≥ 15 cm, gitt i antall ørret ≥ 15 cm per 100 m² relevant garnflate per natt. I oversiktsgarn inkluderer relevant garnflate maskevidder $\geq 15,5$ mm (Ugedal mfl. 2005). I 2016 ble det i tillegg målt lengde og vekt av fire røyer og 81 ørret fanget i storruse. Disse fiskene ble inkludert i lengdefordelinger. Videre er det samlet inn statistikk fra garnfiske over flere år (E. Grådal) og statistikk fra storrusefangsten i 2016 (første år med storruse).

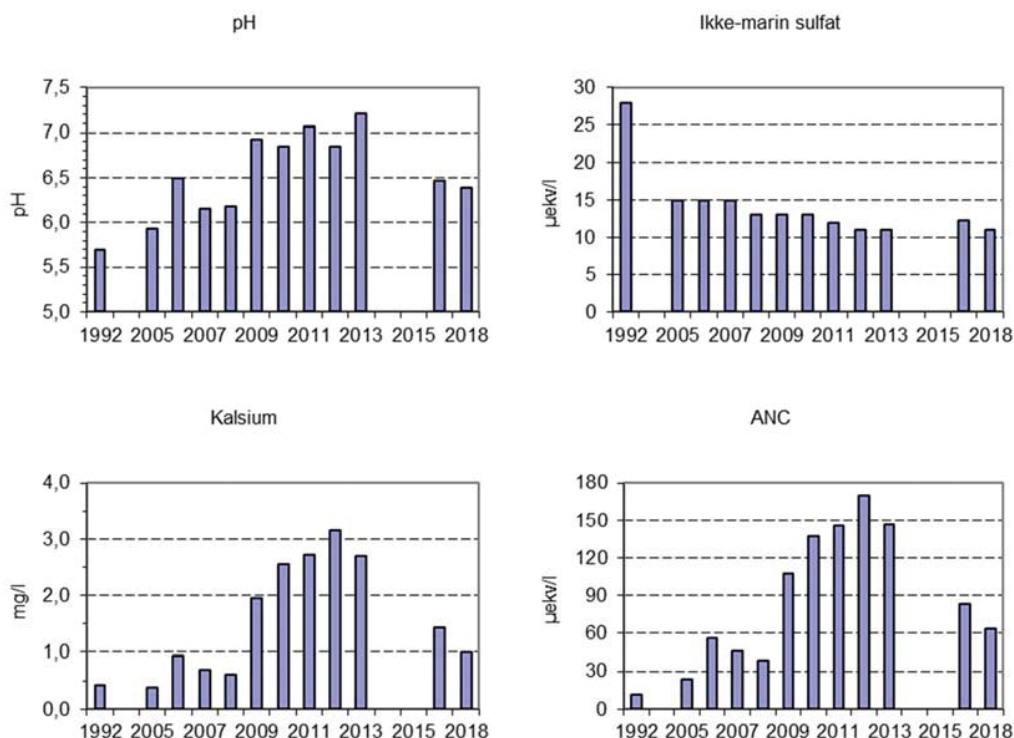
Det er også gjort en vurdering av kvalitetselement fisk i forhold til vannforskriften og veileder 02:2018 (Direktoratsgruppa 2018). Det er brukt ulike tilnærminger for å fastsette økologisk tilstand. I Flensjøen har vi flere år med prøvefiske, og det er mulig å bruke ørretfangster i strandsonen som et mål (jfr. Tabell 6.8 i veilederen). Normalt sett skal denne metoden benyttes der ørret finnes alene, men kan brukes hvis ørret er en dominerende art i fangstene. Ved å beregne oppvekstratioen, forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal (m²) og innsjøareal (ha), og se dette opp mot fangst av ørret etter metodikk beskrevet i veilederen vil man få et mål på økologisk tilstand for ørret. Etter samtaler med E. Grådal, gikk det frem at ørreten gyter i Tverrfleina (både innløpet og utløpet). Det ble antatt at ørreten kunne bruke opptil én km elvestrekning av innløpet og ca. 300 meter av utløpet. Ved bruk av www.norgebilder.no ble gjennomsnittlig elvebredde bestemt og areal beregnet.

I tillegg er økologisk tilstand til kvalitetselement fisk vurdert etter tabell 6.1 i veilederen (forenklet beskrivelse av de tre høyeste tilstandene), og tabell 6.10 (klassegrenser for økologisk tilstand ved bruk av prosentvis bestandsnedgang for fiskebestander). Vurderingen baserer seg på intervju med E. Grådal og fangstregistreringer fra Grådal siden 2000.

3 Resultater

3.1 Vannkjemi

Resultatene av de vannkemiske analysene fra tidsrommet 2005-2018 er gitt i Vedlegg, **Tabell 5**. Tidsutviklingen for de sentrale parameterne pH, ikke-marin sulfat, kalsium og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er vist i **Figur 3** (1992, perioden 2005-2013, 2016 og 2018).



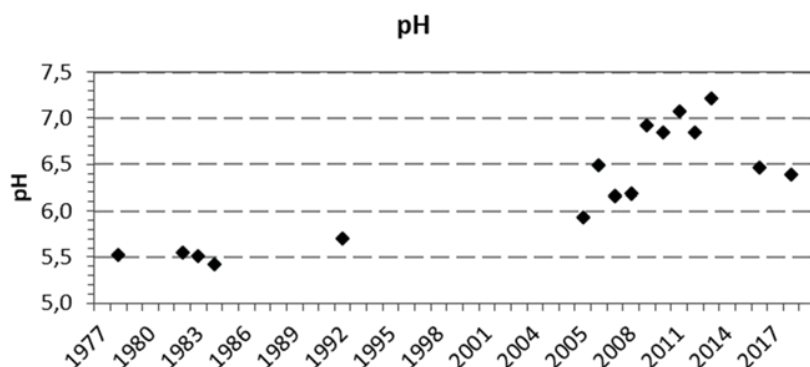
Figur 3. pH, ikke-marin sulfat, kalsium og ANC i Flensjøen i 1992, i årene 2005-2013, i 2016 og i 2018. Middelerverdier er vist for årene 2005-2007, enkeltobservasjoner for de andre årene.

Kalkingen i september 2005 førte til en markert økning av pH i Flensjøen; middelerverdien økte fra 5,9 i 2005 til 6,5 i 2006. Kalkingen medførte også at middelerkonsentrasjonen av løste salter (gitt ved konduktivitet) økte med 35 %, hvor hovedårsaken var økningen i kalsium fra 0,38 til 1,0 mg kalsium/l, og økningen i ANC fra 24 til 57 µekv/l (primært bikarbonat). Det var ingen endring i konsentrasjonen av labilt aluminium, som har vært lav gjennom hele perioden (1-8 µg/l). Fra 2006 til 2008 ble vannkvaliteten noe surere og mer ionefattig som et resultat av at det ikke ble kalket i denne perioden. Kalsium, pH og ANC i 2008 var likevel fortsatt høyere enn før kalking i 2005. I forkant av prøvetakingen i 2009, 2010, 2011, 2012 og 2013 ble innsjøen kalket, noe som ga tydelig utslag i form av høy pH, kalsiumkonsentrasjon og ANC (**Figur 3**). I 2018 ble det målt pH på 6,39; dvs. en nedgang på 0,82 pH-enheter sammenlignet med undersøkelsen i 2013. I perioden 2013 til 2018 er det en tydelig nedgang i kalsium-konsentrasjoner fra 2,69 til 1,0 mg kalsium/l, samt i ANC fra 147 til 64 µekv/l og i alkalitet fra 120 til 37 µekv/l. Til tross for dette, er kalsium, pH og ANC fortsatt betydelig høyere enn før kalkingen tok til.

Kalking har liten effekt på konsentrasjonen av ikke-marin sulfat og TOC som hhv. har sunket og økt noe siden 2005. Disse trendene observeres også i ukalkede, forsurningsfølsomme innsjøer og skyldes hovedsakelig lavere avsetning av svovelforbindelser i nedbørfeltet. Konsentrasjonen av nitrat har vært lav i de årene vi har målinger fra (<1-13 µg N/l) og kan se ut til å ha gått noe ned i perioden 2010-2018. Konsentrasjonen var under kvantifiseringsgrensen både i 2013, 2016 og i 2018.

I **Figur 4** er utviklingen i pH i Flensjøen vist for perioden 1978-2018. Her har vi inkludert data fra SFT-prosjektet «Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør» (SFT 1983, 1984 og 1985). Figuren viser lave pH-verdier i området 5,4-5,6 på slutten av 1970-tallet og begynnelsen på 1980-

tallet samt en økning i pH til 5,7 i 1992 og videre til 5,9 i 2005 (før kalking). Forløpet mht. pH i de senere årene, etter at kalkingen startet, er omtalt ovenfor. Konsentrasjonene av kalsium var lave på 1970- og 1980-tallet, med målte verdier i området 0,4-0,8 mg Ca/l (SFT 1983 og 1984).



Figur 4. pH i Flensjøen i perioden 1978-2018.

Konsentrasjonene av total-fosfor (tot-P) og total-nitrogen (tot-N) har i de årene vi har data fra (1998 og 2005-2018, tot-P ikke i 2016 og 2018) variert henholdsvis i intervallene 2-5,5 $\mu\text{g P/l}$ og 69-175 $\mu\text{g N/l}$. Dette er lave verdier og betegnende for næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. Konsentrasjonen av tot-P viser ingen systematisk endring over tid. Konsentrasjonen av tot-N var ca. 20-50 $\mu\text{g N/l}$ høyere i årene 2011-2016 (147-175 $\mu\text{g N/l}$) enn i perioden 2005-2010 (110-122 $\mu\text{g N/l}$). I 2018, derimot, var den målte tot-N konsentrasjonen svært lav (69 $\mu\text{g N/l}$), og den laveste siden målingene startet opp (Vedlegg, **Tabell 5**). Lav Tot-N har også blitt observert i mange andre innsjøer høsten 2018. Årsaken er ikke klar, men det kan ha sammenheng med den uvanlig varme og tørre sommeren.

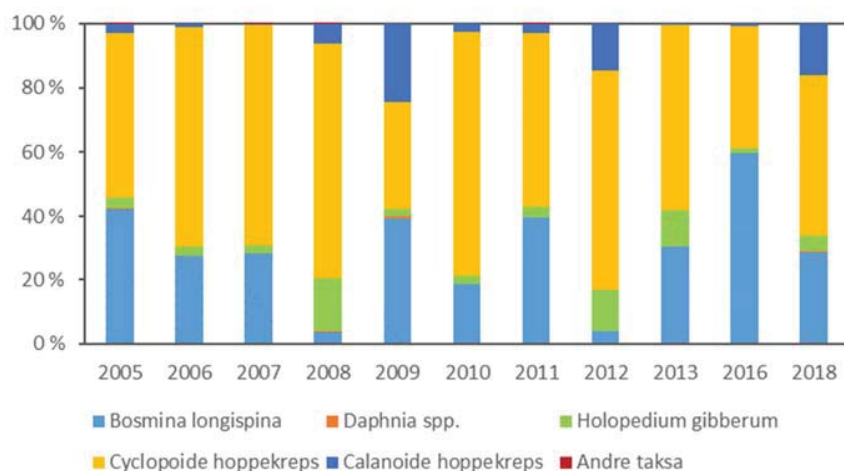
3.2 Dyreplankton og litorale småkreps

Primærdata fra analysene av dyreplankton og litorale småkreps er gitt i Vedlegg, **Tabell 6-7**.

Prosentfordeling av ulike taksa av krepsdyrplankton i de pelagiske håvtrekkene er vist i **Figur 5**.

Tettheten og den prosentvise sammensetningen av krepsdyrplanktonet i en innsjø kan av naturlige årsaker variere relativt mye i løpet av en sesong og fra år til år. Vi kan derfor ikke si noe sikkert om artssammensetningen eller samfunnsstrukturen har endret seg over tid basert på kun én prøve per år.

Krepsdyrplanktonet har de fleste årene vært dominert av gruppen cyclopoide hoppekreps, som hovedsakelig har bestått av den relativt forsuretolerante arten *Cyclops scutifer*. (**Figur 5**). Den forsuretolerante calanoide hoppekrepsen *Mixodiaptomus laciniatus* har vært mer eller mindre vanlig i hele perioden 2005-2018 (ikke undersøkt i 2014-2015 og i 2017), dvs. både før og etter at kalkingen startet.

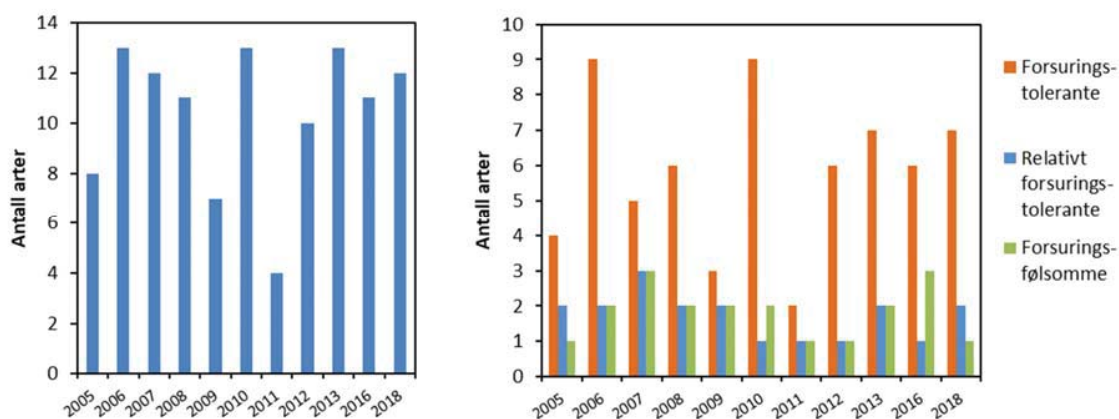


Figur 5. Prosentfordeling av ulike taksa av krepsdyrplankton i Flensjøen i perioden 2005-2013, 2016 og 2018, basert på individantall i pelagiske håvtrekk.

Innen gruppa vannlopper har den forsuretolerante arten *Bosmina longispina* vært vanligst og i mange år dominerende art de fleste årene i perioden 2005-2018. En annen forsuretolerant art, gelekrepsen *Holopedium gibberum* har også blitt funnet alle årene, og den utgjorde en betydelig prosentandel spesielt i 2008, 2012 og 2013.

Vannloppeslekten *Daphnia* omfatter generelt arter som er sensitive overfor forsurening. I Flensjøen har denne slekten vært svakt representert i planktonprøvene, men *Daphnia cf. lacustris* (en art innen *Daphnia longispina*-gruppen) har blitt funnet i lave antall de fleste årene. Denne arten regnes blant de minst forsuringfølsomme innen slekten *Daphnia* (Halvorsen m.fl. 2002). I 2016 ble en nærstående og mer forsuringfølsom art, *Daphnia galeata*, registrert for første gang i Flensjøen, men bare med et lite antall individer i håvtrekket. I 2018 ble denne arten ikke påvist, mens *Daphnia cf. lacustris* igjen var til stede med et lite antall individer.

Antall registrerte arter av småkreps i Flensjøen har variert fra 4 til 13 (**Figur 6**). Variasjonen i antall over tid viser ingen klare trender, og skyldes trolig dels variasjoner i prøvetakingsmetodikken. I 2009 og spesielt i 2011 ble det funnet svært få arter særlig i håvtrekkprøvene fra litoralsonen (strandsonen), og de artene som ble funnet, er like vanlige i pelagialsonen (de frie vannmasser). Det vil si at de er planktoniske eller planktonlitorale former. Det lave artsantallet kan dermed trolig tilskrives at håven i liten grad har blitt ført helt ned mot bunnsubstratet. Økningen i artsantall fra 8 i 2005 til 10-13 de fleste senere årene kan likevel til en viss grad ha sammenheng med endringen i vannkvalitet som følge av kalkingen, som startet etter at prøvene ble tatt i 2005.



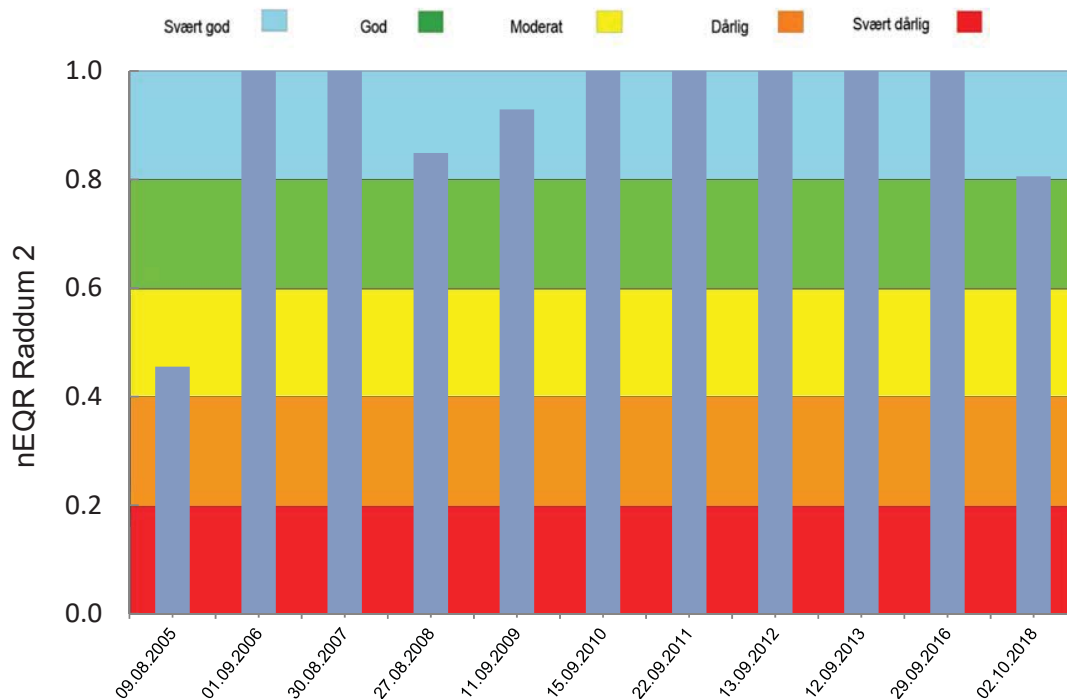
Figur 6. Antall registrerte arter av småkreps i Flensjøen, basert på håvtrekk fra litoralen (strandsonen) og pelagialen (frie, åpne vannmasser). Til venstre: totalt antall arter. Til høyre: antall forsuringstolerante, relativt forsuringstolerante og forsuringfølsomme arter av småkreps.

Småkrepsamfunnet har stort sett i hele perioden vært dominert av forsuringstolerante arter av vannlopper, slik som *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Acroperus harpae* og *Alonopsis elongata* (Figur 6 og Vedlegg, Tabell 6). Antall forsuringfølsomme arter økte fra én i 2005 til tre i 2007 og har senere også variert fra én til tre. De forsuringfølsomme artene *Ophryoxus gracilis* og *Daphnia galeata* ble først registrert henholdsvis i 2006 og 2016. Ingen av disse ble påvist i 2018, og *Mixodiaptomus laciniatus* var den eneste forsuringfølsomme arten som ble registrert dette året.

3.3 Bunndyr

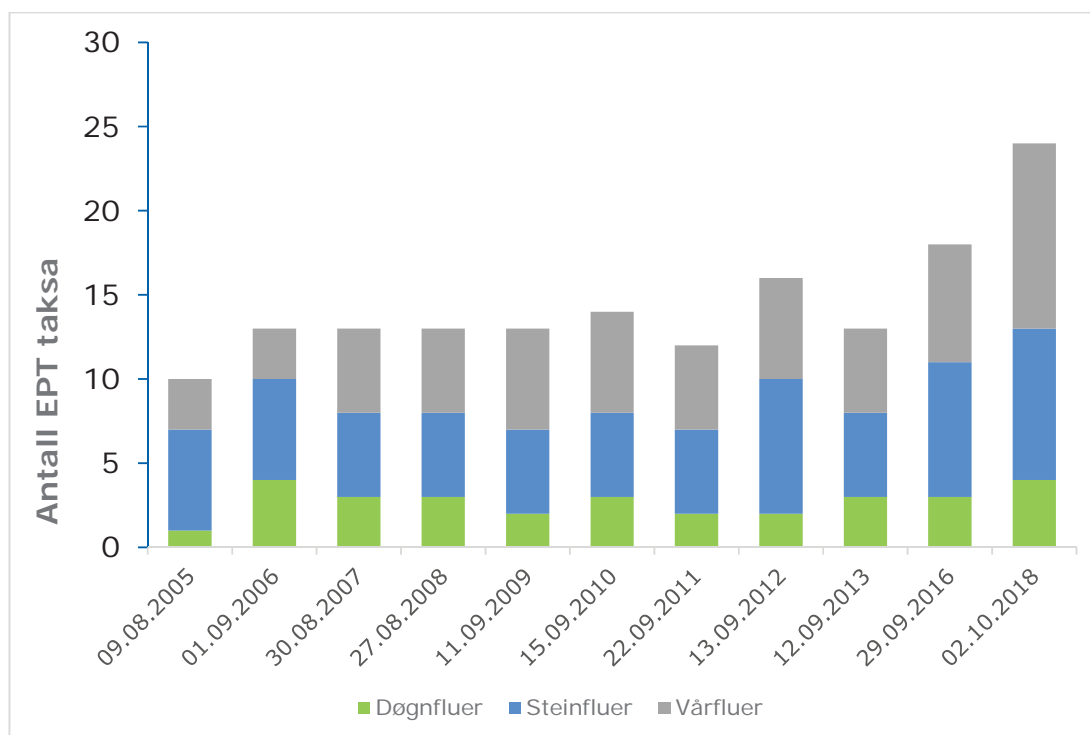
2005 – 2013, 2016 og 2018. Primærdata og indeksverdier er gitt i Vedlegg (Tabell 8-10).

Forsuringindeks 2 indikerte forsuring i 2005 (moderat tilstand), mens det i årene 2006-2013, 2016 og 2018 ble målt svært god tilstand (Figur 7).



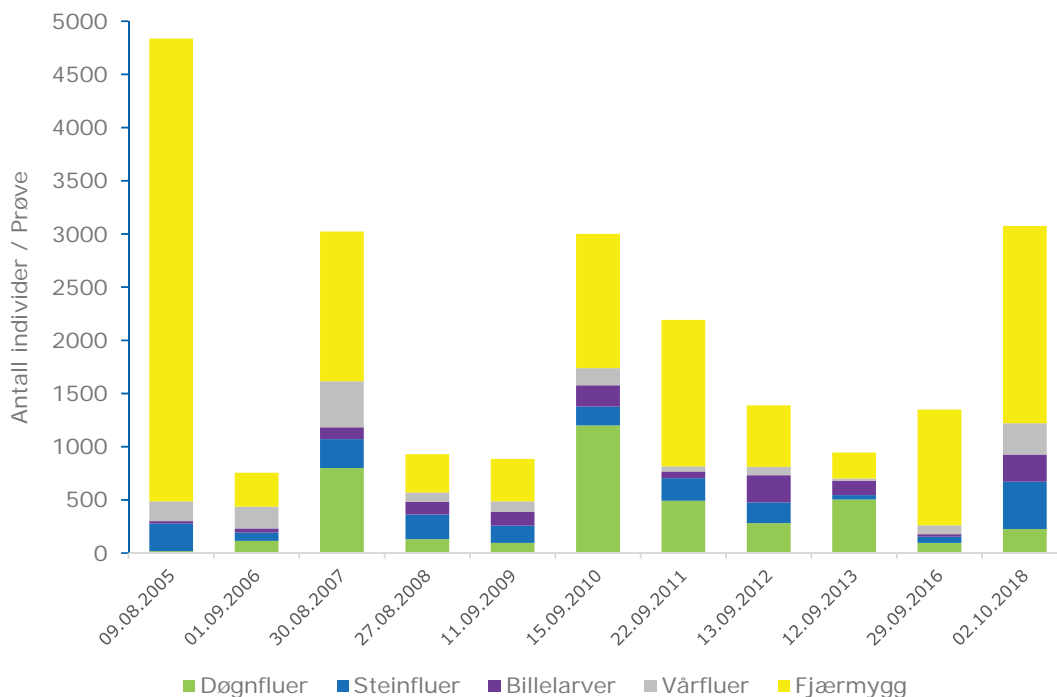
Figur 7 Vurdering av økologisk tilstand for bunndyr ved bruk av forsøringsindeks 2. Prøver er fra utløpselv av Flensjøen i årene 2005 – 2013, 2016 og 2018. Verdier er oppgitt som normaliserte ecological quality ratios (nEQR).

Det biologiske mangfoldet, uttrykt som antall EPT taksa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) varierte relativt lite i perioden 2005-2013, men har økt noe med hensyn til de to siste undersøkelsene i 2016 og 2018 (**Figur 8**); det ble registrert 10 EPT-taksa i 2005, 13-16 i 2006-2013, 18 i 2016 og 24 EPT-taksa i 2018. Disse antallene EPT-taksa kan anses som middels høye.



Figur 8. Antall EPT taksa (art/slekt/familie) i utløpselv fra Flensjøen i årene 2005 – 2013, 2016 og 2018.

For andre grupper enn EPT har det bare vært små forskjeller i gruppesammensetning fra ett år til neste (**Figur 9**). Den relative andelen dyr ser ut til å variere mellom grupper og år uten at vi kan se noen tydelig trend over tid. Det er verdt å merke seg at forholdet mellom fjærmygg og døgnfluer var relativt høyt i 2016 og 2018 (11,3 og 8,2) sammenlignet med i perioden 2009-2013 (0,5-4,2), og at forholdet mellom forsuringfølsomme døgnfluer og forsuringstolerante steinfluer i 2018 er det laveste som er registrert siden 2005.



Figur 9. Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsmiljøet i utløpselva fra Flensjøen i årene 2005 – 2013, 2016 og 2018.

3.4 Fisk

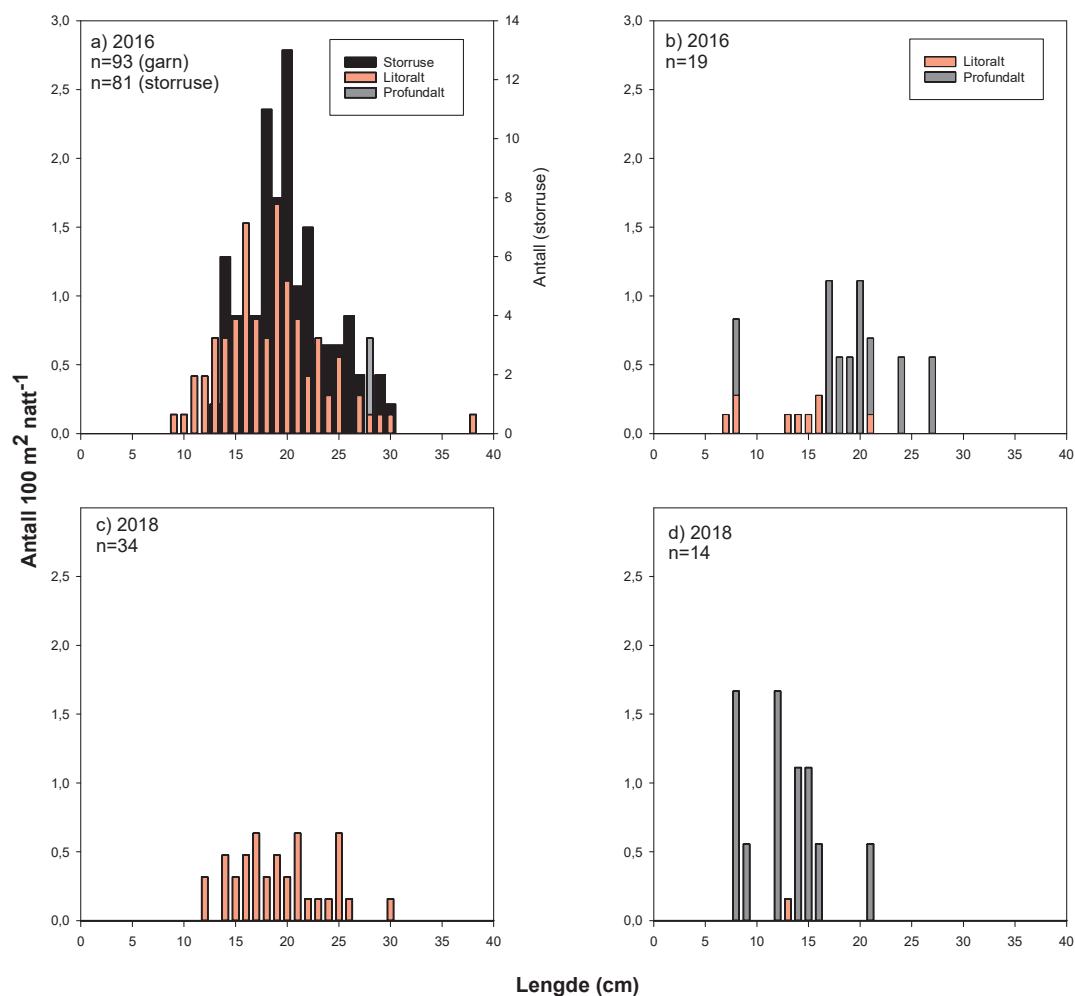
Under prøvefisket i 2018 ble det fanget totalt 34 ørret (2,77 kg) og 14 røye (0,29 kg). All ørret ble fanget i strandsonen, mens røye, med unntak av ett individ, ble fanget profundalt (**Tabell 1**). Det ble fanget 5,4 ørret per 100 m² per natt (CPUE), eller 7,6 ørret > 15 cm per 100 m² relevant garnflate per natt (etter Ugedal mfl. 2005, se **Tabell 1**). Frem til 2016 var det en jevn og kraftig økning i CPUE for ørret. I 2018 var imidlertid fangstene mer enn halvert sammenlignet med 2016 (**Tabell 1**).

Røyebestanden har i hele perioden gått kraftig ned i de strandnære fangstene, og fra over 5 røye per 100 m² garnflate per natt i 2006, var CPUE kun 0,16 i 2018 (**Tabell 1**). Røyefangstene i profundalen har holdt seg relativt stabil i perioden.

Tabell 1. Oversikt over antall garnserier, garnareal og fangst (antall og CPUE=antall per 100 m² garnflate) under prøvefisket i Flensjøen i 2006, 2012, 2013, 2016 og 2018. CPUE_{ørret}*= Antall ørret ≥ 15 cm per 100 m² relevant garnflate (etter Ugedal mfl. 2005). Av tidligere undersøkelser er kun 2006 innlemmet, da det ble brukt de samme garntypene (Nordisk bunn garn).

| År/Habitat | Ant. serier (areal m ²) | Antall ørret | CPUE _{ørret} | CPUE _{ørret} * | Antall røye | CPUE _{røye} |
|------------------------|-------------------------------------|--------------|-----------------------|-------------------------|-------------|----------------------|
| 2006 | | | | | | |
| Bunn garn (strandsone) | 4 (180) | 6 | 3,33 | | 10 | 5,55 |
| 2012 | | | | | | |
| Bunn garn (strandsone) | 14 (630) | 40 | 6,35 | 8,16 | 28 | 4,44 |
| Bunn garn (profundalt) | 2 (90) | 0 | - | - | 2 | 2,22 |
| Flyte garn (0-6 m) | 4 (660) | 0 | - | - | 2 | 0,30 |
| 2013 | | | | | | |
| Bunn garn (strandsone) | 16 (720) | 65 | 9,03 | 12,38 | 39 | 5,42 |
| Bunn garn (profundalt) | 2 (90) | 0 | - | - | 7 | 7,78 |
| Flyte garn (0-6 m) | 4 (660) | 0 | - | - | 0 | 0,00 |
| 2016 | | | | | | |
| Bunn garn (strandsone) | 16 (720) | 92 | 12,77 | 16,42 | 9 | 1,25 |
| Bunn garn (profundalt) | 4 (180) | 1 | 0,55 | | 10 | 5,55 |
| 2018 | | | | | | |
| Bunn garn (strandsone) | 14 (630) | 34 | 5,39 | 7,62 | 1 | 0,16 |
| Bunn garn (profundalt) | 4 (180) | 0 | - | - | 13 | 7,22 |

I både 2016 og 2018, fordelte fangsten av ørret seg i lengdeintervallet fra rundt 10 cm og opp til 30 cm, med hovedtyngden av fisk i intervallet 15-25 cm (**Figur 10 a og c**). I 2018 fordelte røye seg i intervallet 8-21 cm. Med unntak av én røye i 2016, ble det ikke fanget røye over 25 cm under prøvofiske i 2016 og 2018 (**Figur 10b og d**)



Figur 10. Fangst av ulike lengdeklasser av a) ørret ($n=93_{\text{garn}} + 81_{\text{storruse}}$) og c) ørret ($n=34$) per 100 m² garnflate natt⁻¹ i ulike habitat i Flensjøen i henholdsvis 2016 og 2018. For ørret fanget i storruse er grafen vist i antall. Fangst av røye per 100 m² garnflate natt⁻¹ i ulike habitat er vist for b) 2016, og d) 2018.

Gjennomsnittstørrelsen på kjønnsmodne hunnrørret var 24,3 cm og minste kjønnsmodne hunn var 22,9 cm. I 2016 og 2018 var yngste kjønnsmodne individer av hann- og hunnrørret henholdsvis to og fire år (**Tabell 2**). Dominerende aldersklasser for ørret i prøvofiskematerialet var tre- og fireåringer i 2016, mens to- og treåringer dominerte i 2018 (**Tabell 2**).

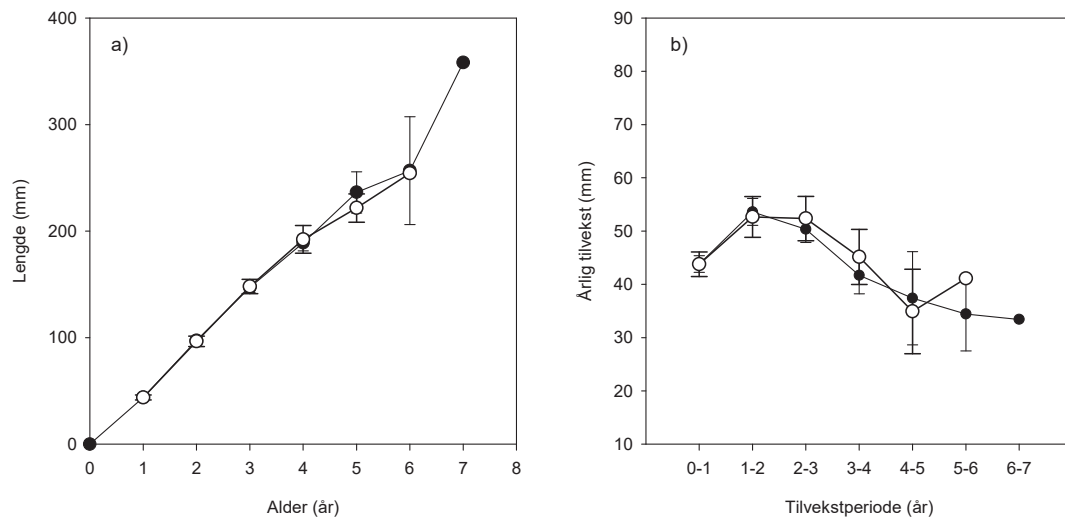
Yngste og eneste kjønnsmodne hannrøye som ble fanget var to år gammel (**Tabell 2**). Det ble fanget få røye under prøvofisket, så aldersfordeling og alder for kjønnsmodning er usikker.

Tabell 2. Aldersfordeling og andel kjønnsmodne ørret og røye i ulike aldersklasser fanget ved prøvefiske i Flensjøen i 2016 og 2018.

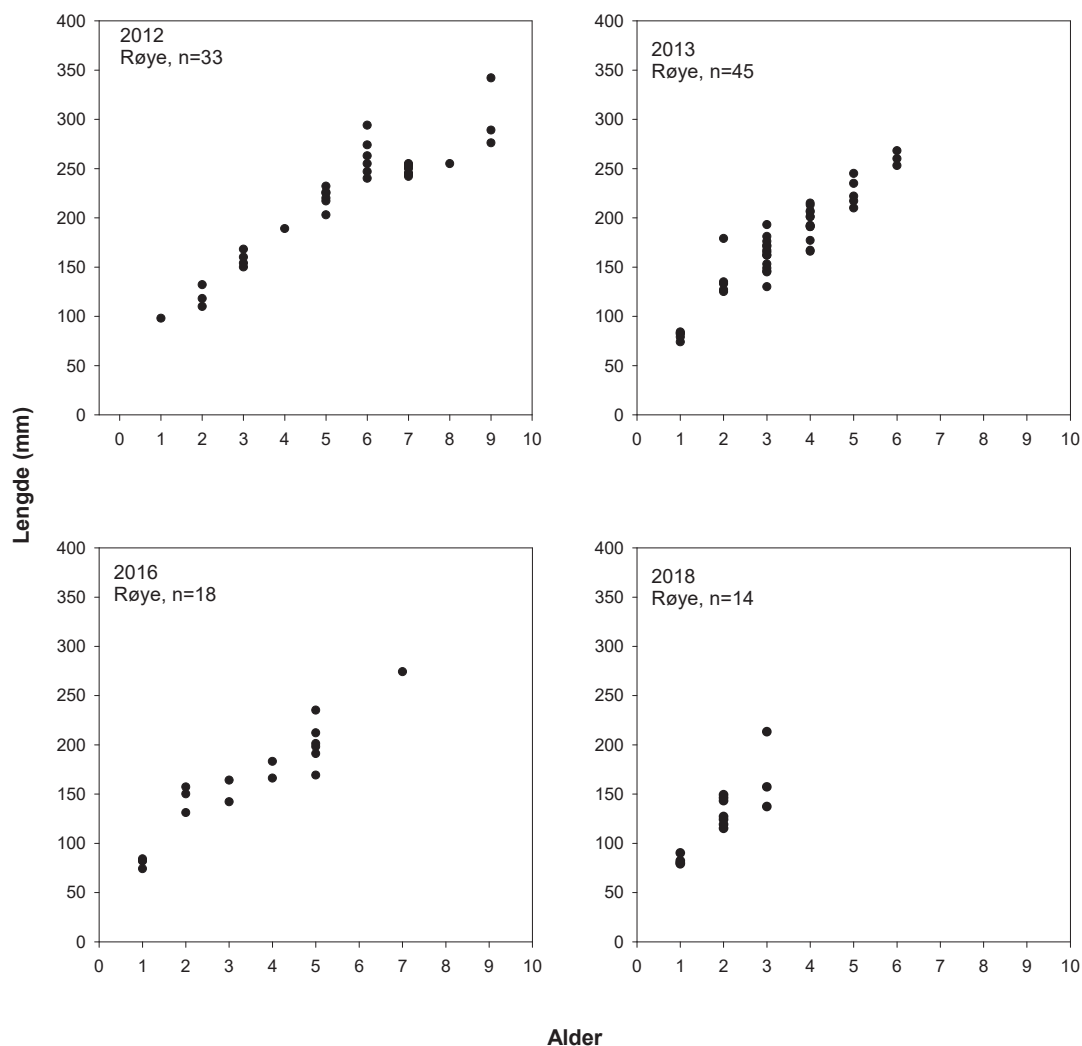
| 2016 | Ørret | | | | Røye | | | |
|-------|-------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|
| | Hann | | Hunn | | Hann | | Hunn | |
| Alder | n | % modne | n | % modne | n | % modne | n | % modne |
| 1 | 1 | 0,0 | - | - | 2 | 0,0 | - | - |
| 2 | 5 | 60,0 | 1 | 0,0 | 1 | 0,0 | 1 | 100 |
| 3 | 10 | 20,0 | 11 | 0,0 | 2 | 50,0 | - | - |
| 4 | 11 | 72,7 | 11 | 9,1 | 2 | 100 | - | - |
| 5 | 1 | 100 | 6 | 66,7 | 3 | 100 | 3 | 0,0 |
| 6 | 2 | 50,0 | 1 | 0,0 | - | - | - | - |
| 7 | - | - | - | - | 1 | 100 | - | - |
| 8 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 9 | - | - | 1 | 100 | - | - | - | - |
| 2018 | Ørret | | | | Røye | | | |
| Alder | Hann | | Hunn | | Hann | | Hunn | |
| | n | % modne | n | % modne | n | % modne | n | % modne |
| 1 | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,0 |
| 2 | 5 | 20,0 | 2 | 0,0 | 5 | 20,0 | 2 | 0,0 |
| 3 | 6 | 0,0 | 9 | 0,0 | 2 | 0,0 | 1 | 0,0 |
| 4 | 1 | 0,0 | 3 | 33,3 | - | - | - | - |
| 5 | 4 | 25,0 | 2 | 50,0 | - | - | - | - |
| 6 | 2 | 50,0 | - | - | - | - | - | - |

Veksten til ørreten i Flensjøen var moderat, og ved seks års alder var ørreten i gjennomsnitt ca. 25 cm i både 2016 og 2018 (**Figur 11a**). For fisk fanget både i 2016 og 2018 var årlig tilvekst første året forholdsvis lav med ca. 45 mm, for så å øke til over fem cm andre og tredje vekstsesong. Etter dette vokser ørreten dårligere og avtagende (**Figur 11 b**). Vekst- og tilvekstkurver er veldig like mellom år. Vekst og tilvekstkurvene er relativt usikre etter seks års alder på grunn av få fisk. En sammenligning av vekstforløp mellom flere år er gitt i **Figur 15 (kapittel 4)**.

Røya i Flensjøen synes å ha relativt utholdende vekst, dvs. tilveksten avtar ikke med økende alder (**Figur 12**). Vekstmønsteret synes å være relativt likt mellom fisk samlet inn i de ulike årene. Det er imidlertid fanget få fisk de siste to årene, så materialet er noe begrenset.



Figur 11. Tilbakeberegnet lengde ($\pm 2SE$) (a), og årlig tilvekstkurver (b) ($\pm 2SE$) for 63 ørret fanget i Flensjøen i 2016 (svarte sirkler) og 34 ørret fanget i 2018 (hvite sirkler).



Figur 12. Empirisk lengde mot alder for røye fanget i 2012 ($n=33$), 2013 ($n=45$), 2016 ($n=18$) og 2018 ($n=14$) i Flensjøen.

For ørret fanget i 2018 var det ingen signifikant endring i k-faktor med lengde ($F_{32,1}=1,2$; $r^2=0,04$; $p>0,05$), og gjennomsnittlig k-faktor var 1,0. Dette innebærer at kondisjonsfaktoren for ørret er generelt god. For røye fanget i 2018 var det en signifikant økning i k-faktor med økende lengde ($F_{12,1}=5,5$; $r^2=0,31$; $p=0,037$). Ved fiskelengder på 15 og 25 cm er beregnet k-faktor for røye på henholdsvis 0,83 og 0,99. Dette er relativt likt som tidligere år.

Dietten til ørreten varierer en god del mellom år. Dette skyldes at mageprøver gir et øyeblikksbilde, og mageinnholdet vil i stor grad reflektere det som er tilgjengelig i større mengder (klekkinger/sverminger etc.) under prøvefisken. For eksempel var dietten i 2013 kraftig dominert av vårfluelarver (se **Tabell 3**). Vårfluer utgjorde en viktig del av dietten også i 2016 og 2018, med henholdsvis 22,9 og 37 %. I tillegg til vårfluer var overflateinsekter og linsekreps dominerende/viktige i dietten til ørret i 2016 og 2018. Røye hadde i større grad spist småkreps, både litorale arter (linsekreps) og mer pelagisk forekommende vannloppearter som *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia cf. lacustris* og *Daphnia galeata* (se **Tabell 3**). *Daphnia galeata* er interessant, da den ikke er påvist i

dietten til fisk tidligere, og fordi det er en forsuringfølsom art. *D. galeata* ble imidlertid ikke påvist i dietten i 2018 (kun 2016).

Tabell 3. Sammensetning av mageinnhold i volumprosent hos ørret og fordeling av ulike byttedyrgrupper (+=sjelden, += vanlig, +++= dominerende) for røye fanget under prøvefiske i Flensjøen i 2012, 2013, 2016 og 2018.

| | Ørret | | | | Røye | | | |
|--------------------------------|-------|------|------|------|---------|---------|---------|---------|
| | 2012 | 2013 | 2016 | 2018 | 2012 | 2013 | 2016 | 2018 |
| Antall (N) | 22 | 29 | 36 | 22 | 20 | 23 | 21 | |
| Antall tomme mager | 1 | 0 | 0 | 0 | (batch) | (batch) | (batch) | (batch) |
| Krepsdyr | | | | | | | | |
| Bunnlevende arter | | | | | | | | |
| Marflo | 1,4 | 2,6 | 1,8 | | | | | |
| Skjoldkreps | | | | | | | | |
| Linsekreps | | 6,8 | 22,4 | 6,8 | +++ | ++ | +++ | + |
| Pelagiske arter | | | | | | | | |
| | | | 0,4 | | | | | |
| <i>Bythotrephes longimanus</i> | | | | 1,4 | + | +++ | +++ | ++ |
| <i>Daphnia cf. lacustris</i> | | 1,3 | | | ++ | +++ | ++(+) | + |
| <i>Daphnia galeata</i> | | | | | | | ++ | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | | | | | +++ | ++ | | |
| <i>Bosmina longispina</i> | | | | | + | +++ | ++ | +++ |
| Hoppekreps | | | | | | + | + | |
| Vannlevende insekt | | | | | | | | |
| Døgnflue nymfe | 28,9 | | 16,5 | | + | | | + |
| Steinflue nymfe | 9,1 | 0,7 | | | | | | |
| Fjærmygg (puppe/larve) | 7,3 | | 1,3 | 3,2 | +++ | + | + | + |
| Vårfluelarve | 19,1 | 86,1 | 22,9 | 37,0 | | + | | |
| Vannkalv (imago) | | | | | | | | |
| Vannkalv (larve) | | | | | | | | |
| Overflateinsekter | 30,5 | 0,1 | 25,9 | 24,1 | +++ | + | + | |
| Snegl | 3,4 | 1,2 | 0,4 | | + | | | |
| Muslinger | 0,2 | | | | | | | |
| Fisk | | | | | | | | |
| Annet | 0,2 | 1,2 | 8,4 | 27,5 | ++ | + | ++ | + |
| Totalt | 100 | 100 | 100 | 100 | | | | |

4 Diskusjon

Vannkjemiske forhold

Basert på empiriske data på vannkjemi og fiskestatus fra norske innsjøer (Lydersen mfl. 2004) konkluderte NIVA allerede i 2006 med at det var liten sannsynlighet for negative effekter av forsurening på populasjonene av ørret og røye i Flensjøen før kalking i 2005 (Løvik mfl. 2006). Ettersom ANC-nivået var lavt, kunne en imidlertid ikke utelukke sporadisk fiskedød under høst- og vårflokker, og da spesielt i enkelte tilløpsbekker. Siden den gang har reduksjoner i langtransporterte forurensninger bedret vannkvaliteten mht. forsurening, spesielt i Sør-Norge (Garmo mfl. 2016).

NIVA har tidligere også vurdert hvilke av de kalkede innsjøene i Hedmark, deriblant Flensjøen, som det fortsatt var behov for å kalke (Garmo og Austnes 2012). Vurderingen av kalkingsbehov var basert på grenseverdier for ANC mellom god og moderat forureningstilstand (Veileder 01:2009, Direktoratgruppen 2009). Flensjøen var en av de innsjøene hvor det ble konkludert med at det var usikkert om ANC ville være over eller under grenseverdien for god tilstand uten kalking.

Etter flere år med kalking har vannkvaliteten bedret seg betraktelig i Flensjøen. Tre år etter avsluttet kalking (i 2016) var kalsiumkonsentrasjon, pH og ANC fortsatt betydelig høyere enn i 2005. Undersøkelsene i 2018 (fem år etter at kalkingen ble avsluttet) har vist ytterligere reduksjoner i pH, i konsentrasjonen av kalsium samt i ANC og alkalitet. Verdiene er likevel fortsatt betydelig høyere enn i 2005. Dette antas å dels skyldes effekten av langtidsoppløsning av kalk, dels den generelle bedringen av forsuringstilstandene.

Basert på de vannkjemiske parameterne pH, ANC og LAI var den økologiske tilstanden svært god i Flensjøen i 2018 (**Tabell 4**). Det samme gjelder for gjennomsnittsverdiene fra årlige vannprøver for perioden 2015-2018 (Garmo m.fl. under utarbeidelse).

Tabell 4. Økologisk tilstand i Flensjøen 2018 og middel i perioden 2015-2018 for de vannkjemiske parameterne pH, ANC og LAI, samt totalvurdering for forsuringparameterne. nEQR-verdier er gitt i henhold til veileder 02:2018 (Direktoratgruppen vanddirektivet 2018).

| | pH | ANC | LAI | Totalt | |
|------------|-----------|-----------|------|------------------|------------------------|
| | nEQR | nEQR | nEQR | nEQR (median) | nEQR (gjennomsnitt) |
| 02.10.2018 | 0,98 | 1,00 | 0,80 | 1,00 | 0,93 |
| Middel | 0,95 | 1,00 | 0,65 | 0,95 | 0,87 |
| 2015-2018 | Svært god | Svært god | God | Svært god | Svært god |

Krepsdyrplankton og litorale småkreps

Både krepsdyrplanktonet i de åpne vannmasser og småkrepsfaunaen i strandsonen har vært dominert av forsureningstolerante arter både før og etter at kalkingen startet (perioden 2005-2018). Enkelte forsureningsfølsomme arter har også vært til stede i varierende tettheter. Artssammensetningen innen krepsdyrplanktonet var likevel i hovedsak den samme også på 1990-tallet (Kjellberg mfl. 2000).

Tettheten av *Daphnia* sp. har vært meget lav både før og etter kalking. Kalkfattige vannmasser ser ut til å favorisere gelekrepsen *Holopedium gibberum* i forhold til *Daphnia* spp., som krever kalsium for

oppbygging av skallet sitt (Hessen mfl. 1995). Det ville derfor være rimelig å forvente en økning i tettheten av *Daphnia* spp. i Flensjøen som en følge av kalkingen og økningen i kalsium-konsentrasjonen. Dette ser ikke ut til å ha skjedd. Funnene av den forsuringfølsomme arten *Daphnia galeata* både i planktonprøve og i røyemager i 2016 kan imidlertid være et uttrykk for en «forsinket» respons på kalkingen. Undersøkelsene av innholdet i fiskemager viser at både *Daphnia galeata* og den noe større og mer forsuringstolerante *Daphnia cf. lacustris* er attraktiv føde for røye i Flensjøen. Et eventuelt økt predasjonspress fra røye på krepsdyrplanktonet kan ha vært en medvirkende årsak til at den mindre arten *D. galeata* etablerte seg i planktonet i 2016. Den større *Daphnia cf. lacustris* ble ikke funnet i planktonprøven, men rikelig i røyemager i 2016. Arten ble ikke påvist i mageprøvene fra røye i 2018.

Bunndyr i utløpsbekken

Det har vært små forskjeller i taksasammensetning innen bunndyrsamfunnet i utløpsbekken i løpet av overvåkningsperioden. Det er registrert påfallende få døgnfluer (Ephemeroptera) sammenlignet med de to andre hovedgruppene, steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera). Døgnfluefaunaen besto i 2018 av fire taksa – ubestemte individer i familien Baetidae, *Baetis rhodani*, ubestemte individer i familien Leptophlebiidae og i slekten *Leptophlebia*. Det er ikke utenkelig at individer av Baetidae representerte tidlige utviklingsstadier av *Baetis rhodani*. *Baetis*-slekten er forsuringfølsom, men noen arter tolererer imidlertid noe surt vann, særlig i lokaliteter med høyt humusinnhold. Denne lokaliteten har ikke høyt humusinnhold, og den har i de senere årene hatt relativt høy syrenøytraliserende kapasitet (ANC) (se **Figur 3**). Det har blitt registrert flere arter av *Baetis* i prøveperioden, men alltid i lave antall. En hypotese kan være at artene finnes der fortsatt, men at bestandene er små og dermed blir vanskelige å fange opp med bare én prøvetaking på én stasjon årlig.

Mye nedbør eller rask snøsmelting i områder med basefattig jordsmonn kan medføre episodiske pulser med forsuring (Henriksen m.fl., 1988), men episodene skadepotensial antas å ha endret seg i takt med reduksjonen i sur nedbør. Slike hendelser kan påvirke bestander av forsuringfølsomme arter, som *Baetis* (Lepori mfl. 2003). Den høye andelen av *Baetis* i forhold til den relativt lave andelen av forsuringstolerante steinfluer kan derfor tyde på at systemet har hatt evnen til å bufre eventuelle forsuringsepisoder, spesielt i tiden nær prøvetaking. Det er ikke kjent om eggoverlevelse hos *Baetis* påvirkes av episodisk forsuring. *Baetis rhodani* er en art som kan ha flere generasjoner/kohorter i løpet av et år (Sand & Brittain, 2009). I lavlandet er det registrert opptil tre kohorter årlig, mens i høyfjellet er det vanlig med færre generasjoner, noen ganger bare én. Det vil si at man på en lavlandslokalitet kan ha utpregede vårpopulasjoner, sommerpopulasjoner og høstpopulasjoner. Ved midlere episodisk forsuring, som ved snøsmelting, kan det skje at vårpopulasjonen blir sterkere påvirket enn høstpopulasjonen. Det ville i så fall ikke blitt fanget opp i denne undersøkelsen.

Antall taksa og relative bestandstettheter av forsuringfølsomme døgnfluer (slekten *Baetis*) har variert i overvåkningsperioden. Dette i seg selv trenger ikke å bety at vannkvaliteten har endret seg mye fra år til år da det kan være naturlige populasjonssvingninger, samtidig som metoden for innsamling medfører en del usikkerhet når det gjelder å estimere nøyaktige bestandstettheter. Forsuringsindeks 2 analyserer derfor forholdet mellom forsuringfølsomme døgnfluer og forsuringstolerante steinfluer i prøven, med den antagelse at metodens usikkerhet vil påvirke disse gruppene likt. Det var bare i 2005 at det ble målt tydelig dominans av forsuringstolerante arter. Slike situasjoner forekommer gjerne ved forsuring eller høye konsentrasjoner av tungmetaller. Resultatene kan derfor tyde på at kalkingstiltakene har hatt en positiv effekt på bunndyrsamfunnet.

Om man ønsker en bedre kontroll av mulig forsuringspåvirkning, anbefales det å legge til en ekstra prøvetakingsrunde i tiden rundt snøsmelting for å se om vårpopulasjonene påvirkes.

Forsuringsindeks 2 for bunndyr ga tilstandsklasse «moderat» før kalking i 2005 og «svært god» i årene 2006-2013 og 2016 (nEQR = 1,0 i 2016). Dette indikerte en forbedring av tilstanden for bunndyr etter at kalkingstarten og fram til 2016, og i tillegg ingen forverring etter at kalkingen opphørte i 2013. I 2018 ga imidlertid forsuringsindeks 2 en nEQR på 0,81. Dette er så vidt innenfor tilstandsklasse «svært god». Dette antyder nedgang i forsuringsfølsomme arter. Men som nevnt over kan bestandene av de forsuringsfølsomme artene i slekten *Baetis* være små, og dermed kan de bli vanskelige å fange opp med bare én prøvetaking på én stasjon årlig.

Resultater fra Flensjøen rapporteres også i en felles rapport fra overvåking av tidligere kalkede innsjøer i Hedmark (Garmo mfl. under utarbeidelse). I den rapporten blir tilstanden i utløpselva fra Flensjøen klassifisert som god. Forskjellen i tilstand skyldes bruk av ulike forsuringsindekser (I og II). Ved bruk av Forsuringsindeks I gis tilstandsklasse «svært god», kun på lokaliteter som har fått tilstandsklasse «god» flere år på rad.

Fiskesamfunnet

Den høyeste relative tettheten av ørret ble funnet i strandsonen. Med unntak av ett individ på fire år ble ørret kun fanget i strandsona, mens røye i tillegg ble funnet langs bunnen på dypere vann. Det ble fanget røye i lave tettheter i de frie vannmassene i 2012, og ingen i 2013. Undersøkellesperiodene i både 2012 og 2013 foregikk i en periode hvor zooplanktonsamfunnet i de frie vannmassene skulle vært godt etablert, og det synes derfor som at røya i liten grad utnytter dette habitatet. Det ble derfor ikke fisket med flytegarn i 2016 og 2018. Røye kan effektivt utnytte næringsdyr i alle innsjøhabitatene, men med ørret til stede vil røya i mindre grad utnytte strandsona (Amundsen 1995, Klemetsen mfl. 2003). Årsaken er at ørreten kan utgjøre en predasjonsfare, er mer aggressiv og mer effektiv til å spise bunndyr enn røye (Klemetsen & Amundsen 2000). Røya er igjen langt bedre enn ørret til å utnytte zooplankton som føde, men hvis konkurransen og predasjonsfaren er liten i strandsonen vil tilgangen på større næringsdyr i dette habitatet trekke fisk dit (Langeland mfl. 1991). At strandsonen syntes å være et viktig habitat for røye i Flensjøen indikerer at røye i mindre grad påvirkes av predasjonsrisiko og eventuell aggresjon fra ørret. Størrelsesfordelingen til ørreten underbygger også dette, da det ble fanget lite ørret større enn 25 cm, dvs. at ørreten i liten grad utøver et predasjonspress på røye. Det kan imidlertid tenkes at røyebestanden i større grad begynner å bruke pelagialen hvis ørretbestanden blir tettere. Fangstene av både røye og ørret var imidlertid lavere i strandsonen i 2018 enn foregående år. Årsaken til dette er uviss, men det er lite trolig at bestanden skal gå så kraftig tilbake på ett år, og trolig skyldes en del av fangstforskjellene tilfeldigheter (f.eks temperaturforhold) som har påvirket fangbarheten.

I henhold til Ugedal mfl. (2005) plasserer ørretbestanden i Flensjøen seg som tett i 2016 (CPUE=16,4) og middels tett i 2018 (CPUE=7,6). Det synes også som at ørretbestanden er tettere mot sørenden sammenlignet med den nordlige stasjonen (se Vedlegg, Figur 11) i Flensjøen, med henholdsvis 3,1 ørret og 1,7 ørret per garnnatt i 2018. Dette mønsteret har vært likt ved de fire siste prøvefiskerundene, og skyldes trolig at utløpselva er den viktigste gytelokaliteten, og at tettheten av ørret er størst nær denne. Imidlertid er det også kjent at det går opp ørret for å gyte i den ene innløpselva (Tverrflena) i de nordøstre deler av Flensjøen. Totalt sett er røyebestanden trolig tettere sammenlignet med ørretbestanden enn man får inntrykk av, siden den finnes i flere habitater. En relativt utholdende vekst opp mot lengder på 25-30 cm og relativt lave CPUE-verdier tyder imidlertid på at røyebestanden ikke er veldig tett sammenlignet med andre bestander (f.eks. Klemetsen mfl. 2002, Hegge mfl. 1989). Fangstene i 2018 var svært lave, noe som kan skyldes veldig høye temperaturer sommeren 2018.

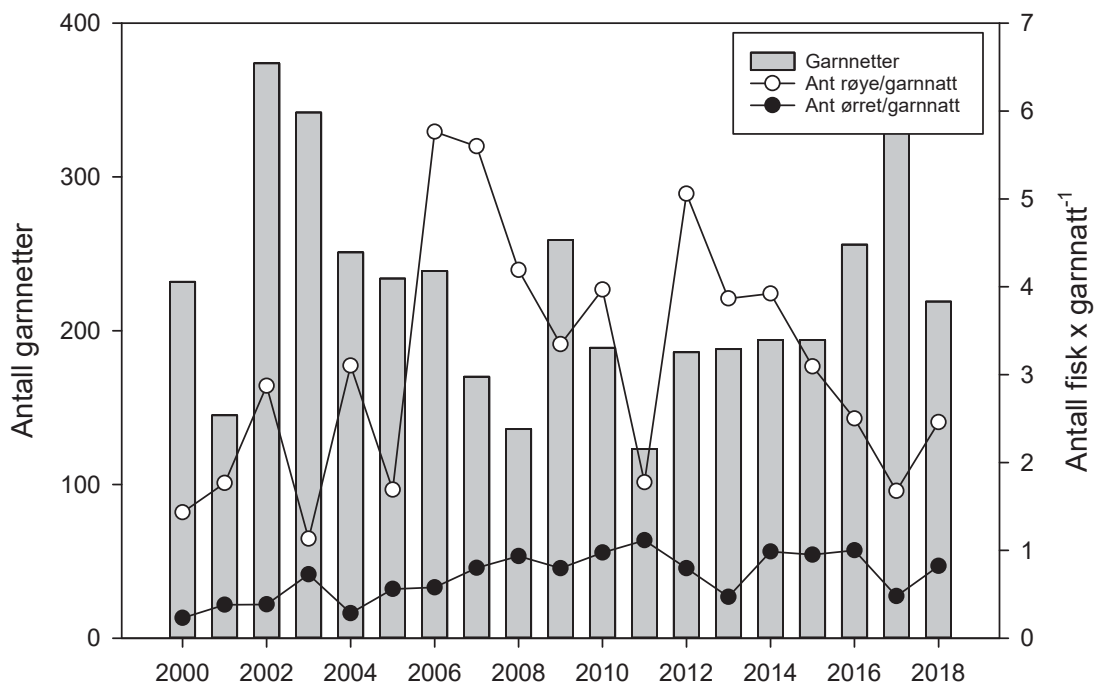
Utvikling i ørret og røyebestandene

Undersøkelser i Flensjøen i 1978 og 1982-84, viste at ørretbestanden gradvis gikk tilbake og ble antatt å være liten mens røyebestanden var antatt å være relativt tett (referert i SFT 1985). Undersøkelsene i 2006 og 2007 gav et relativt likt bilde, med en klar dominans av røye. Den største forskjellen i Flensjøen sammenlignet med tidligere undersøkelser er at fra å utgjøre $\frac{1}{4}$ til $\frac{1}{3}$ av fangstene i 2006/2007 utgjorde ørret over 50 % av prøvefiskefangstene i 2012 og 2013, 83 % i 2016 og 71 % i 2018.

For ørret viste sammenlignbare prøvefiskefangster en kraftig økning fra 2006 til 2016. Fangstene under prøvefisket i 2018 var langt lavere enn i 2016, men fortsatt større enn i 2006. Selv om vanntemperaturen under prøvefisket var 14.7 grader (overflatetemperatur), kan den svært varme sommeren i 2018 ha påvirket fangbarheten til både ørret og røye. Man skal være forsiktig med å konkludere ut fra disse tallene da CPUE-verdier kan variere en god del gjennom sesongen, men det synes som at ørretbestanden er tettere i 2016/2018 enn i 2006. Dette underbygges av fangstregistreringer fra E. Grådal, som viser at det har vært en signifikant økning i fangst per garnnatt for ørret i perioden 2000-2018 ($F_{1,17}=9,2$; $r^2=0,35$; $p<0,01$, se **Figur 13**). Økningen er i all hovedsak frem til 2011. Storrusefangsten i 2016 underbygger også at ørretbestanden har økt. Totalt ble det fanget 737 ørret og 424 røye. Fangstene fra storrusa viser også, som garnfangstene (se under), at det er lite stor fisk i Flensjøen.

En sammenligning av antall røye fanget per 100 m² garnnatt med oversiktsgarn i strandsonen viser at røyefangstene var lave i 2016 og 2018 sammenlignet med foregående år. I 2018 ble det kun fanget én røye (CPUE=0,16) i strandsonen. I profundalen var fangstene relativt lik som i tidligere år.

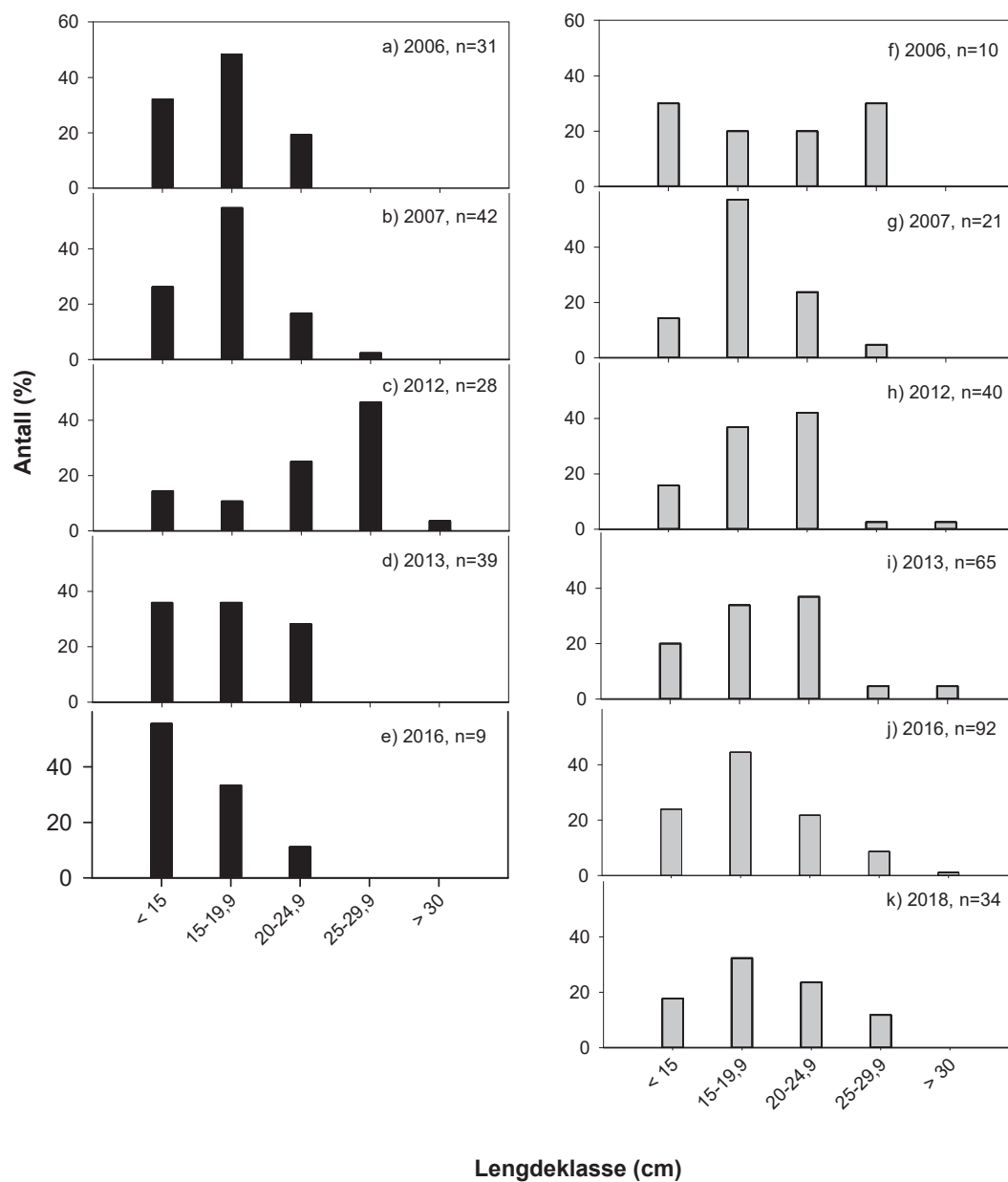
Ser vi på fangstregistreringene til E. Grådal, så svinger fangstene relativt mye fra år til år (**Figur 13**). Vi ser også av fangstregistreringene at røye dominerer over ørret. Dette skyldes blant annet at fangstregistreringene innebærer høstfisket, et fiske hvor det spesifikt fiskes etter røye på gytegrunnene. Det kan synes som at røyebestanden er redusert en del de siste fem-seks årene, men noe av nedgangen kan skyldes en gradvis omlegging mot grovere maskevidder.



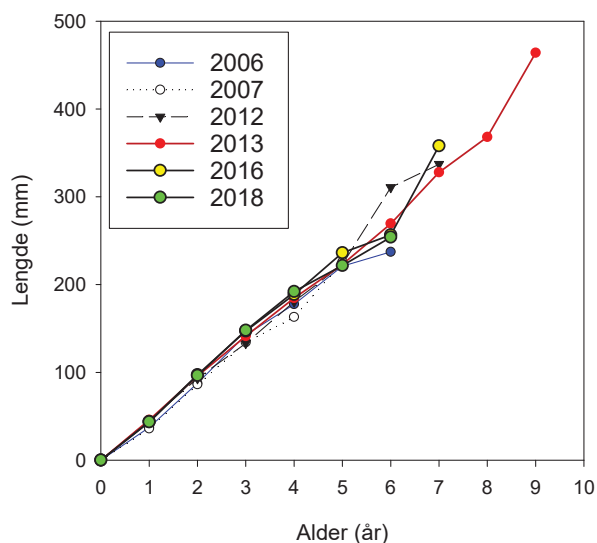
Figur 13. Utvikling i antall garnnetter, antall røye/garnnatt og antall ørret/garnnatt i perioden 2000-2016 i Flensjøen. Basert på fisket til E. Grådal.

En oversikt over fordeling i lengdeklasser fra ulike undersøkelser gjennomført fra 2006-2018 (**Figur 14**) viser at det fanges svært få ørret og røye over 30 cm. Hovedårsaken til det økte innslaget av større fisk enkelte år ligger i aldersfordelingen. F.eks. var ingen røye eldre enn 6 år i fangstene fra 2006/2007 og i 2013, mens 37,5 % av røyene som ble fanget i 2012 var eldre enn 6 år. Hvorfor aldersfordelingen endret seg såpass mye fra 2012 til 2013 er uvisst, men ulikt fangsttrykk kan være en årsak. I 2016 og 2018 var det, som i 2013, få store og gamle fisk i fangstene.

Veksten til ørreten frem til fem år har heller ikke endret seg nevneverdig fra 2006 til 2018 (**Figur 15**).



Figur 14. Lengdefordeling til røye (svarte søyler) og ørret (grå søyler) fanget på bunngarn i strandsonen under prøvefiske i Flensjøen i årene 2006, 2007, 2012, 2013, 2016 og 2018 (kun ørret).



Figur 16. Tilbakeberegnet lengde for ørret fanget i Flensjøen i 2006, 2007, 2012, 2013, 2016 og 2018.

Klassifisering av kvalitetselement fisk etter vannforskriften

En klassifisering av ørretbestanden i Flensjøen etter tabell 6.8 i veileder 02:2018, plasserer ørretbestanden i økologisk tilstandsklasse «svært god» i 2016 og «god» i 2018. Dette baserer seg på en beregnet oppvekstratio på 15,9 og en CPUE på 16,4 og 7,6 i henholdsvis 2016 og 2018. I følge E. Grådal er trolig ørretbestanden «som før» (les: før forsuring ble oppfattet som et problem), noe som etter tabell 6.5 også gir tilstandsklasse «svært god». For røye antyder prøvofiskefangsten i 2016 og 2018 og fangstregistreringene til E. Grådal at bestanden har blitt noe mindre. Grådal mener imidlertid at fangstene av røye i enkelte av de siste årene var noe lavere på grunn av vanskelige fiskeforhold og ikke optimal plassering av garna grunnet dette. De har også økt gjennomsnittlig maskeviddestørrelse de siste årene, noe som vil gi lavere fangster. Grådal mener at bestanden er tilnærmet «som før», noe som tilsvarer «svært god» tilstand etter tabell 6.10 i veilederen. Nedgangen i våre røyefangster gjør imidlertid at en samlet vurdering av kvalitetselement fisk gis «god» tilstand.

5 Konklusjon

- Kalkingen av Flensjøen i perioden 2005-2013 førte til en markant bedring i vannkvaliteten, med økning i pH, ANC og konsentrasjonen av kalsium. I 2018, fem år etter at kalkingen ble avsluttet, ble det registrert en klar nedgang i verdiene for disse parameterne.
- Kalsiumkonsentrasjonen, pH og ANC var likevel fortsatt betraktelig høyere enn før kalkingen tok til, noe som dels antas å skyldes langtidsoppløsning av kalk, dels den generelle bedringen i forsuringsforholdene.
- Vannkvaliteten var svært god med hensyn til forsurening. Beslutningen om å avslutte kalking var derfor riktig.
- Faunaen av småkreps i planktonet og i litoralsonen i Flensjøen har vært dominert av forsureningstolerante arter både før og etter at kalkingen startet. Enkelte forsureningsfølsomme arter har imidlertid vært til stede i prøvene stort sett gjennom hele overvåkingsperioden, og to nye forsureningsfølsomme arter ble registrert for første gang henholdsvis i 2006 og 2016. Ingen av disse to artene ble funnet i prøvene fra 2018. Dårligere vannkvalitet i Flensjøen dette året kan være en mulig årsak til at bestanden av disse artene har blitt svekket.
- I utløpselva økte det biologiske mangfoldet innen bunndyrsamfunnet fra 10 EPT-taksa i 2005, før kalking, til 13-16 taksa i perioden etter at kalkingen tok til (2006-2013), 18 EPT-taksa i 2016 og 24 EPT-taksa i 2018. I 2005 var det tydelig dominans av forsureningstolerante arter av steinfluer, mens det i perioden 2006-2013 og i 2016 og 2018 har vært dominans av forsureningsfølsomme døgnfluer av slekten *Baetis*. Forsuringsindeks 2 indikerte moderat tilstand i 2005 og svært god tilstand i 2006-2013 og i 2016 og 2018. Undersøkelsene tyder på at kalkingen har hatt en positiv effekt på bunndyrsamfunnet i utløpselva og at opphør av kalking etter 2013 så langt ikke har gitt negative effekter.
- Ørretbestanden i Flensjøen er knyttet til strandsonen og kunne karakteriseres som tett i 2016 og middels tett i 2018. Bestandstettheten syntes å økt fra 2006. Veksten er relativt lik som tidligere, og kondisjonsfaktoren er normalt god for større fisk. Det er få ørret som blir over 30 cm.
- Basert på prøvefisket i 2016 og 2018, samt fangstregistreringer fra grunneier, synes røyebestanden å ha avtatt noe de siste årene. Fangstregistreringene varierer imidlertid mye, og røyebestanden synes å være større enn ved år 2000. Dette er også inntrykket til grunneier. Røyebestanden utnytter både strandsonen og dypere områder langs bunn.
- De vannkjemiske forholdene utviklet seg positivt etter 2005, og det er sannsynlig at kalkingen har hatt en positiv effekt på fiskebestandene. Det er imidlertid vanskelig å skille på effekter som følge av bedret vannkvalitet og faktorer som temperatur og beskatningstrykk. Begge disse faktorene vil kunne påvirke fiskesamfunn og forekomsten av næringsdyr. Det er ingen synlige tegn på at opphør av kalking i 2013 har påvirket fiskebestanden, men dette bør følges opp med et nytt prøvefiske og en ny gjennomgang av fangstregistreringer i 2021.
- Vurderingene ut fra det biologiske kvalitetselementet bunndyr gir «svært god tilstand», mens det biologiske kvalitetselementet fisk ga «god tilstand» i 2018. De fysiske-kjemiske

støtteparameterne gir tilstandsklasse «svært god» for Flensjøen. En samlet vurdering tilsier dermed at den økologiske tilstanden var god mht. forsurening i 2018.

6 Referanser

- Amundsen, P.-A. 1995. Feeding strategy of Arctic char (*Salvelinus alpinus*): general opportunist but individual specialist. *Nordic Journal of Freshwater Research* 71: 150–165.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 181 s.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet 2015. Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet, 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2018.
- Garmo, Ø.A. og Austnes, K. 2012. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport 6304-2012. 46 s.
- Garmo, Ø., Skancke, L.B. og Høgåsen, T. 2016. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2015. Miljødirektoratet. Rapport M-613/2016. NIVA-rapport 7078-2016. 82 s.
- Garmo, Ø., Johnsen, S.I., Løvik, J.E. og Olstad, K. under utarbeidelse. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. NIVA-rapport.
- Halvorsen, G., Schartau, A.K. og Hobæk, A. 2002. Planktoniske og litorale krepsdyr. I: Aagaard, K., Bækken, T. og Jonsson, B. (red.). Biologisk mangfold i ferskvann. Regional vurdering av sjeldne dyr og planter. NINA Temahefte 21. NIVA Inr. 4590-2002: 26-31.
- Hegge, O., Dervo, B. K., Skurdal, J. & Hessen, D. O. 1989. Habitat utilization by sympatric char (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* (L.)) in Lake Atnsjø, south-east Norway. *Freshwater Biology* 22:143-152.
- Hendrey, G.R. og Wright, R.F. 1976. Acid precipitation in Norway: Effects of aquatic fauna. *J. Great Lakes Res.* 2 (Suppl 1): 192-207. (Også i SNSF-prosjektet IR 33/77).
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I. S., & Brakke, D. F. 1988. Lake acidification in Norway – present and predicted chemical status. *Ambio*, 17(4), 259-266.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia*, 307: 253-261.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Sandlund, O.T., Rognerud, S., Linløkken, A., Wærvågen, S.B. & Dokk, J.G. 2011. Fiskesamfunnet i Savalen, Alvdal og Tynset kommuner - Betydningen av reguleringsinngrep, beskatning og avbøtende tiltak - NINA Rapport 720. 47 s. + vedlegg.
- Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E.-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, plankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapport 4021-99. 52 s.
- Klemetsen, A. & Amundsen, P.-A. 2000. Fiskesamfunn i nord-norske innsjøer. S. 89-101 i: R. Borgstrøm & L.P. Hansen (red.) Fisk i ferskvann. Landbruksforlaget, Oslo.
- Klemetsen, A, Amundsen, P.-A., Grotnes, P.E., Knudsen, R., Kristoffersen, R. & Svenning, M-A. 2002. Takvatn through 20 years: long term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake. *Environmental Biology of Fishes* 64:39-47.

- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 2003: 12: 1–59.
- Langeland, A., L'Abbe'e-Lund, J.H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 60: 895–912.
- Lepori, F., Barbieri, A., & Ormerod, S. J. 2003. Causes of episodic acidification in Alpine streams. *Freshwater Biology*, 48(1), 175-189.
- Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian Lakes. *Sci. Tot. Environ.*, 326: 63-69.
- Løvik, J.E., Lydersen, E. og Bækken, T. 2006. Flensjøen 2005. Undersøkelse av vannkjemi, dyreplankton og bunndyr før kalking. NIVA-rapport 5187-2006. 17 s.
- Løvik, J.E. og Bækken, T. 2008. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2006 og 2007. NIVA-notat datert 2.7.2008. 8 s.
- Løvik, J.E., Bækken, T. og Rustadbakken, A. 2010. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2008 og 2009. NIVA-notat datert 20.8.2010. 21 s.
- Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Bækken, T. 2011. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2010. NIVA-notat datert 27.5.2011. 10 s.
- Løvik, J.E. og Eriksen, T.E. 2012. Overvåking av vannkjemiske og biologiske forhold i Flensjøen etter kalking. Undersøkelser i 2011. NIVA-notat datert 2.7.2012. 11 s.
- Løvik, J.E., Johnsen, S.I., Eriksen, T.E., Museth, J. og Rustadbakken, A. 2013. Flensjøen i kommunene Os og Røros 2012. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005. NIVA-rapport 6543-2013. 31 s.
- Løvik, J.E., Johnsen, S.I., Eriksen, T.E., Lydersen, E. og Dokk, J.G. 2015. Flensjøen i kommunene Røros og Os 2013. Status for vannkvalitet og biologiske forhold etter kalking siden 2005. NIVA-rapport 6835-2015. 33 s.
- Nashoug, O. 2002. Søknad om økonomisk støtte til kalking av Flensjøen i Røros og Os kommune. Fremmet på vegne av : Røros Fjellstyre, Os Fjellstyre, Røros Jeger og Fiskeforening og Edvin Grådal. Brev til Fylkesmannen i Hedmark og Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Datert 28.10.2002. 8 s.
- Qvenild, T. 1995. Kalking i Hedmark. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. 71 s.
- Rustadbakken, A. 2008. Fiskedata Flensjøen 2006-2007. Vedlegg til NIVA-notat av Jarl Eivind Løvik og Torleif Bækken, 2.7.2008. Datert 11.11.2008. 12 s.
- Sand, K. og Brittain, J.E. 2009. Life cycle shifts in *Baetis rhodani* (Ephemeroptera) in the Norwegian mountains. *Aquatic Insects*, 31 283-291. Doi: 10.1080/01650420902732362.
- SFT 1983. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1982, rapport 108/83.
- SFT 1984. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1983, rapport 162/84.
- SFT 1985. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1984, rapport 201/85.

Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1:1 million. Norges geologiske undersøkelse.

Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander. NINA rapport 73. 52 s.

Vedlegg A.

Tabell 5. Analyseresultater av vannkjemiske prøver fra Flensjøen i 2005 (middel av to datoer), i årene 2006-2013, 2016 og 2018. Beregnede konsentrasjoner av ikke-marin sulfat og labilt aluminium samt syrenøytraliserende kapasitet (ANC og ANC_{0AA}) er også gitt.

| | 2005 | 21.6.06 | 1.9.06 | 30.8.07 | 27.8.08 | 11.9.09 | 15.9.10 | 22.9.11 | 13.9.12 | 12.9.13 | 29.9.16 | 02.10.2018 |
|----------------------|------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|------------|
| pH | 5,93 | 6,54 | 6,53 | 6,33 | 6,18 | 6,92 | 6,84 | 7,07 | 6,85 | 7,21 | 6,47 | 6,39 |
| Konduktivitet | 0,71 | 0,97 | 0,94 | 0,81 | 0,86 | 1,34 | 1,60 | 1,59 | 1,67 | 1,70 | <1 | <1 |
| Alkalitet | 12 | 40 | 39 | 22 | 21 | 85 | 113 | 117 | 113 | 120 | 55 | 37 |
| Total-fosfor | 5,5 | 4 | 2 | 2 | 4 | 3 | 3 | 3 | 5 | 3 | | |
| Total-nitrogen | 110 | 110 | 118 | 119 | 114 | 120 | 122 | 147 | 175 | 137 | 160 | 69 |
| Nitrat | <1 | 7 | 1 | 7 | 6 | 13 | 13 | 9 | 5 | <1 | <2 | <2 |
| Totalt organisk | | | | | | | | | | | | |
| karbon | 2,8 | 2,8 | 2,7 | 2,8 | 2,7 | 3,0 | 3,0 | 3,5 | 3,0 | 3,1 | 3,4 | 2,8 |
| Klorid | 0,54 | 0,55 | 0,52 | 0,45 | 0,46 | 0,41 | 0,40 | 0,41 | 0,42 | 0,42 | 0,43 | 0,43 |
| Sulfat | 0,80 | 0,79 | 0,80 | 0,76 | 0,70 | 0,66 | 0,66 | 0,64 | 0,60 | 0,58 | 0,65 | 0,57 |
| Ikkemarin sulfat | 15 | 15 | 15 | 15 | 13 | 13 | 13 | 12 | 11 | 11 | 12 | 11 |
| Reaktivt aluminium | 37,5 | 35 | 29 | 30 | 26 | 31 | 24 | 22 | 22 | 20 | 32 | 30 |
| Ikkelabilt aluminium | 31 | 31 | 25 | 24 | 25 | 27 | 20 | 17 | 17 | 13 | 24 | 25 |
| Labilt aluminium | 6,5 | 4 | 4 | 6 | 1 | 4 | 4 | 5 | 5 | 7 | 8 | 5 |
| Kalsium | 0,38 | 1,01 | 0,90 | 0,72 | 0,60 | 1,95 | 2,55 | 2,72 | 3,15 | 2,69 | 1,43 | 1,00 |
| Kalium | 0,18 | 0,19 | 0,17 | 0,17 | 0,17 | 0,15 | 0,17 | 0,18 | 0,19 | 0,2 | 0,18 | 0,18 |
| Magnesium | 0,09 | 0,11 | 0,12 | 0,11 | 0,10 | 0,11 | 0,10 | 0,1 | 0,11 | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| Natrium | 0,59 | 0,57 | 0,61 | 0,59 | 0,55 | 0,53 | 0,54 | 0,53 | 0,54 | 0,54 | 0,57 | 0,59 |
| ANC | 24 | 57 | 54 | 46 | 49 | 107 | 137 | 146 | 170 | 147 | 83 | 64 |
| ANC _{0AA} | 15 | 47 | 45 | 36 | 29 | 97 | 127 | 134 | 160 | 137 | 72 | 55 |

Tabell 6. Forekomst av dyreplankton i Flensjøen 2005-2018, gitt som antall individer i prøven og prosent. Hjuldyr er angitt ved relativ forekomst: + = få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende.

| | 2005 | | 2006 | | 2007 | | 2008 | | 2009 | | 2010 | | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2016 | | 2018 | | |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--|
| | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | Ant. | % | |
| Hoppekrebs (Copepoda) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Heterocope saliens | | | 3 | 0,1 | 19 | 1,0 | 4 | 0,5 | 15 | 0,8 | 45 | 3,1 | 101 | 14,7 | 2 | 0,2 | 24 | 0,7 | 24 | 0,7 | 3 | 0,2 | |
| Mixodiaptomus laciniatus | 170 | 2,8 | 27 | 0,9 | 9 | 0,2 | 195 | 24,1 | 36 | 2,0 | 150 | 10,2 | 108 | 15,7 | 442 | 48,0 | 443 | 12,4 | 385 | 30,4 | 200 | 15,8 | |
| Cyclops scutifer | 2 | 0,03 | 415 | 13,9 | 1231 | 30,5 | 205 | 8,0 | 86 | 4,7 | 645 | 43,8 | 365 | 53,0 | 90 | 9,8 | 920 | 25,8 | 1 | 0,1 | 255 | 20,1 | |
| Cyclopoida indet. cop. | 3060 | 51,2 | 1640 | 54,8 | 1560 | 38,6 | 1215 | 62,8 | 205 | 25,3 | 1320 | 71,6 | 87 | 12,6 | 108 | 11,7 | 41 | 1,1 | 60 | 4,7 | 3 | 0,2 | |
| Vannlopper (Cladocera) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Holopedium gibberum | 200 | 3,3 | 88 | 2,9 | 110 | 2,7 | 320 | 16,5 | 17 | 2,1 | 43 | 2,3 | 45 | 3,1 | 2 | 0,2 | 2 | 0,2 | 10 | 0,3 | 3 | 0,2 | |
| Daphnia cf. lacustris | 11 | 0,2 | 2 | 0,1 | 1 | 0,02 | 6 | 0,3 | 4 | 0,5 | 1 | 0,1 | 585 | 39,8 | 28 | 4,1 | 277 | 30,1 | 2130 | 59,7 | 360 | 28,4 | |
| Daphnia galeata | 2530 | 42,4 | 815 | 27,3 | 1130 | 28,0 | 70 | 3,6 | 320 | 39,5 | 342 | 18,6 | 1 | 0,1 | 689 | 100 | 921 | 100 | 3568 | 100 | 1267 | 100 | |
| Bosmina longispina | 1 | 0,02 | | | 1 | 0,02 | 1 | 0,1 | 810 | 100 | 1843 | 100 | 1 | 0,1 | | | | | | | | | |
| Bythotrephes longimanus | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chydoridae indet. | 5974 | 100 | 2990 | 100 | 4042 | 100 | 1935 | 100 | 810 | 100 | 1843 | 100 | 1471 | 100 | 689 | 100 | 921 | 100 | 3568 | 100 | 1267 | 100 | |
| Sum Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hjuldyr (Rotifera) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kellicottia longispina | ++ | | +++ | | ++ | | ++ | | + | | ++ | | + | | ++ | | +++ | | +++ | | ++ | | |
| Keratella cochlearis | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | |
| Keratella hiemalis | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | |
| Conochilus spp. | +++ | | | | +++ | | ++ | | ++ | | ++ | | +++ | | +++ | | +++ | | +++ | | ++ | | |
| Polyarthra spp. | ++ | | ++ | | + | | ++ | | + | | + | | ++ | | ++ | | ++ | | ++ | | + | | |
| Ploesoma hudsoni | + | | | | + | | + | | + | | + | | + | | + | | + | | + | | + | | |

Tabell 7. Kvalitativ forekomst av litorale småkreps i Flensjøen i 2005-2018, supplert med arter funnet bare i håvtrekk fra pelagialsonen. Angitt forsuringstoleranse i henhold til Halvorsen, Schartau og Hobæk (2002). T = forsuringstolerant (oransje/rosa), RT = relativt forsuringstolerant (blå) og F = forsuringfølsom (grønn). Mengdeforhold angitt ved: 1 = få, 2 = vanlig og 3 = rikelig/dominerende. + = arter påvist bare i håvtrekk fra pelagialsonen.

| | 9.8.05 | 1.9.06 | 30.8.07 | 27.8.08 | 11.9.09 | 15.9.10 | 22.9.11 | 13.9.12 | 12.9.13 | 29.9.16 | 2.10.18 |
|----------------------------------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Hoppekreps (Copepoda): | | | | | | | | | | | |
| Heterocope saliens | T | 2 | 1 | 2 | 1 | 3 | | | | | 2 |
| Mixodiaptomus laciniatus | F | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | + | 2 | 2 |
| Eucyclops serrulatus | T | 1 | | | | 1 | | 1 | | | |
| Cyclops scutifer | RT | + | 1 | 2 | + | + | 2 | 1 | + | + | + |
| cf. Diacyclops nanus | | | | | | | | | | | 1 |
| Cyclopoida ubest. cop. | | 2 | 1 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Cyclopoida ubest. naup. | | 2 | 2 | + | 2 | 1 | 3 | 2 | 1 | 2 | |
| Harpacticoida ubestemt | | | | | | | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 |
| Vannlopper (Cladocera): | | | | | | | | | | | |
| Sida crystallina | T | | 1 | | | | | | 1 | | |
| Holopedium gibberum | T | 2 | 1 | 2 | + | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | + |
| Daphnia cf. lacustris | RT | 1 | 1 | + | 1 | 1 | | | + | | + |
| Daphnia galeata | F | | | | | | | | | | + |
| Eurycerus lamellatus | T | | | | | | | | 1 | | |
| Bosmina longispina | T | 3 | 3 | 3 | 1 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 |
| Alonella nana | T | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 1 | 1 | 1 |
| Alonella sp. (cf. exigua) | RT | | | 1 | | | | | | | |
| Acroperus harpae | T | 2 | 2 | 1 | 1 | 3 | | 2 | 3 | 3 | 1 |
| Alonopsis elongata | T | 1 | | | | 2 | | 2 | 3 | 2 | 3 |
| Alona affinis | T | | | 1 | 1 | | | | | | |
| Alona costata | F | | | 1 | 1 | | | | | | |
| Alona sp. | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | 1 |
| Chydorus cf. sphaericus | T | 1 | | | | 1 | | 1 | | | 1 |
| Ophryoxus gracilis | F | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | |
| Rhynchotalona falcata | T | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | 2 | |
| Bythotrephes longimanus | RT | 1 | | | | | | | | | |
| Muslingkreps (Ostracoda): | | | | | | | | | | | |
| Ostracoda ubestemt | | | | | | | | | | + | |
| Antall taksa | 8 | 13 | 12 | 11 | 7 | 13 | 4 | 10 | 13 | 11 | 12 |

Tabell 8. Sammensetningen til bunndyrsamfunnet i utløpselva fra Flensjøen i årene 2005 – 2013, 2016 og 2018.

NIVA 7398-2019

| | 09.08.2005 | 01.09.2006 | 30.08.2007 | 27.08.2008 | 11.09.2009 | 15.09.2010 | 22.09.2011 | 13.09.2012 | 12.09.2013 | 29.09.2016 | 02.10.2018 |
|----------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Bivalvia | | | | | | | | | | | |
| Sphaeriidae Indet. | | | | | | | | | | | 1 |
| Coleoptera | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera Indet. Lv. | 12 | 20 | 56 | 60 | 64 | | | | | | 6 |
| Elmis aena Ad. | | | | | | | 6 | 5 | | | 256 |
| Elmis aena Lv. | 12 | 20 | 56 | 60 | 64 | 200 | 64 | 256 | 136 | 24 | |
| Diptera | | | | | | | | | | | |
| Chaoborus sp. Lv. | | | | | | | 2 | | | | |
| Chironomidae Indet. Lv. | 4128 | 320 | 1408 | 304 | 400 | 1264 | 1376 | 576 | 244 | 1088 | 1856 |
| Chironomidae Pupae. | 224 | | | 56 | | | | | | | |
| Diptera Indet. Lv. | 16 | 8 | 8 | | | | 12 | 40 | 2 | 4 | |
| Empididae Indet. Lv. | | | | | | 8 | 6 | 32 | 48 | 24 | 48 |
| Limoniidae/Pediciidae Indet. Lv. | | | | | | 8 | 1 | | | | |
| Simuliidae Indet. Lv. | 80 | | 16 | 12 | | | 4 | | | | 36 |
| Tipulidae Indet. Lv. | | | 8 | 2 | 4 | | | | | | |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | |
| Baetidae Indet. Lv. | | | | | | 8 | | | 24 | 28 | 12 |
| Baetis rhodani Lv. | 20 | 112 | 28 | 72 | 72 | 848 | 68 | 200 | 376 | 40 | 200 |
| Baetis sp. Lv. | 68 | 672 | 92 | 24 | 344 | | 424 | 82 | 104 | 28 | |
| Baetis subalpinus Lv. | 18 | | | | | | | | | | |
| Leptophlebia sp. Lv. | 20 | 16 | 10 | | | | | | | | 2 |
| Leptophlebiidae Indet. Lv. | | | | | | | | | | | 12 |
| Nigrobaetis niger Lv. | 8 | | | | | | | | | | |
| Hydrachnidia | | | | | | | | | | | |
| Hydrachnidia Indet. Ad. | 112 | 48 | 48 | 64 | 40 | 352 | 28 | 16 | 7 | 12 | 132 |
| Oligochaeta | | | | | | | | | | | |
| Oligochaeta Indet. | 8 | | | 2 | 2 | 2 | 1 | 24 | 1 | 80 | 72 |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | |
| Amphinemura sp. Lv. | 228 | 32 | 72 | 44 | 12 | 48 | 16 | 24 | 1 | 2 | 156 |
| Amphinemura standfussi Lv. | | | | | | | | 1 | | | |
| Diura nanseni Lv. | 12 | 4 | 8 | 6 | 10 | 5 | 4 | 4 | 1 | 2 | 4 |
| Isoperla grammatica Lv. | | | | | | | | | | 2 | |
| Isoperla sp. Lv. | 4 | 12 | 32 | 36 | 36 | 44 | 52 | 16 | 24 | 28 | 32 |
| Leuctra fusca Lv. | 4 | | | | | | | | | | |
| Leuctra hippopus Lv. | | | | | | | | | | | |
| Leuctra sp. Lv. | | | | | | | 12 | 3 | | 2 | 6 |
| Nemoura avicularis Lv. | | | | | | | | | | | 1 |
| Nemoura sp. Lv. | 4 | | | | | | | 2 | 8 | | 4 |
| Nemouridae Indet. Lv. | | | | | | | | | | | |
| Perlodidae Indet. Lv. | | | | | | | | | | | 1 |
| Plecoptera Indet. Lv. | | | | | | | | | | | |

NIVA 7398-2019

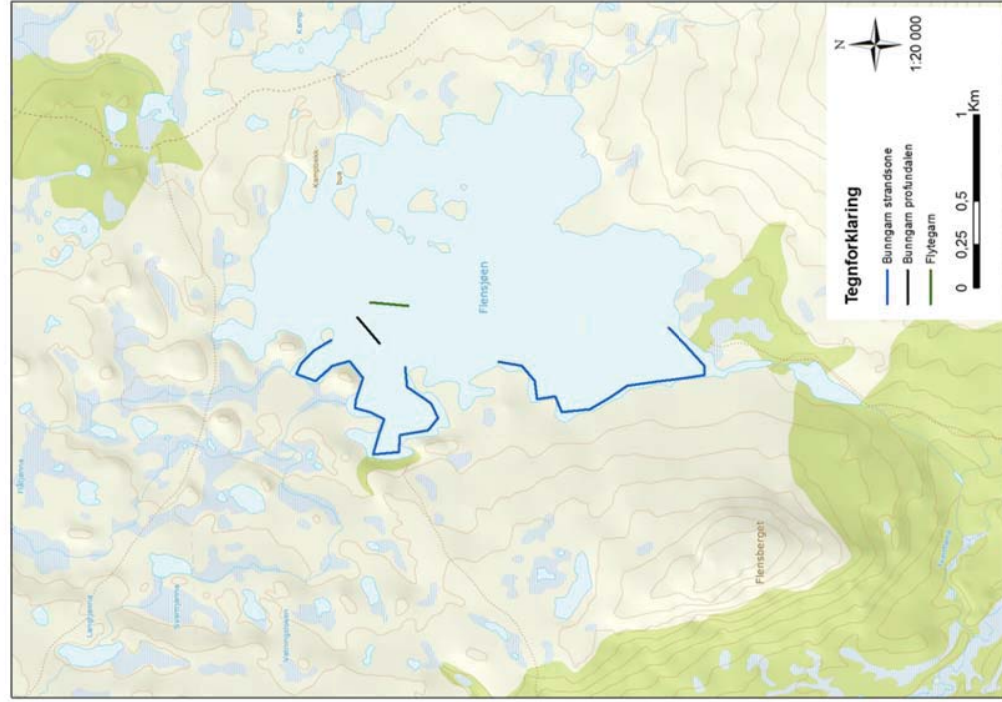
| | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-----|-----|-----|----|----|-----|----|----|----|-----|
| Protonemura meyeri Lv. | 8 | 80 | 126 | 40 | 52 | 104 | 64 | 6 | 2 | 224 |
| Taeniopteryx nebulosa Lv. | 16 | 80 | 20 | 64 | 28 | 28 | 80 | 9 | 12 | 16 |
| Trichoptera | | | | | | | | | | |
| Agraylea sp. Lv. | | | | 2 | | | | | | |
| Brachycentrus subnubilus Lv. | | | | | | | 2 | 1 | | |
| Brachycentridae indet. Lv. | | | | | | | | | | 1 |
| Ceraclea nigronevosa Lv. | | | 4 | | | | | | | |
| Ceraclea sp. Lv. | | | | | 2 | | | | | |
| Hydroptila sp. Lv. | | | | 4 | 3 | | | 3 | 12 | 64 |
| Hydroptilidae indet. Lv. | | | | | | | 2 | | | |
| Limnephilidae indet. Lv. | | | | | 1 | 1 | | 1 | 2 | 1 |
| Micrasema gelidum Lv. | | | | | | | | | | 1 |
| Neureclipsis bimaculata Lv. | 8 | | 8 | 44 | 80 | 24 | 10 | 6 | 36 | 40 |
| Oecetis sp. Lv. | | | | | | | 2 | | | |
| Oxyethira sp. Lv. | 144 | 272 | 16 | 2 | | 1 | | | 2 | 44 |
| Plectrocnemia conspersa Lv. | | 8 | | | | | | | | 12 |
| Polycentropodidae indet. Lv. | 96 | 48 | 56 | 44 | 72 | 20 | 56 | | 12 | 52 |
| Polycentropus flavomaculatus Lv. | 80 | 12 | 4 | 4 | | | | | 12 | 64 |
| Rhyacophila nubila Lv. | | 8 | | | | | 8 | 10 | 8 | 3 |
| Rhyacophila sp. Lv. | | | | | 3 | 2 | | | | 12 |

Tabell 9. Verdier for forsøringsindeks 1 (Raddum 1) og forsøringsindeks 2 (Raddum 2) - reelle verdier, EQR og nEQR, og EPT taksa, basert på prøver av bunndyringsfunnet i utløpselva fra Flensjøen i årene 2005-2013, 2016 og 2018.

| | 09.08.2005 | 01.09.2006 | 30.08.2007 | 27.08.2008 | 11.09.2009 | 15.09.2010 | 22.09.2011 | 13.09.2012 | 12.09.2013 | 29.09.2016 | 02.10.2018 |
|-----------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Raddum 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Raddum 2 (reel) | 0,58 | 2,10 | 3,88 | 1,13 | 1,33 | 9,88 | 3,58 | 2,14 | 32,00 | 5,83 | 1,03 |
| Raddum 2 EQR | 0,38 | 1,40 | 2,59 | 0,75 | 0,89 | 6,58 | 2,38 | 1,43 | 21,33 | 3,89 | 0,68 |
| Raddum 2 nEQR | 0,46 | 1,00 | 1,00 | 0,85 | 0,93 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,81 |
| Døgnfluer | 1 | 4 | 3 | 3 | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 |
| Steinfluer | 6 | 6 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 8 | 5 | 8 | 9 |
| Vårfluer | 3 | 3 | 5 | 5 | 6 | 6 | 5 | 6 | 5 | 7 | 11 |
| EPT taksa | 10 | 13 | 13 | 13 | 13 | 14 | 12 | 16 | 13 | 18 | 24 |

Tabell 10. Antall individer i utvalgte hovedgrupper i bunndyringsfunnet i utløpselva fra Flensjøen, samt forholdstall mellom tre hovedgrupper bunndyr (fjærmugg/døgnfluer, døgnfluer/steinfluer og forsøringsfølsomme døgnfluer/forsøringsstolerante steinfluer) i årene 2005-2013, 2016 og 2018.

| Grupper | 09.08.2005 | 01.09.2006 | 30.08.2007 | 27.08.2008 | 11.09.2009 | 15.09.2010 | 22.09.2011 | 13.09.2012 | 12.09.2013 | 29.09.2016 | 02.10.2018 |
|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Fjærmugg | 4352 | 320 | 1408 | 360 | 400 | 1264 | 1376 | 576 | 244 | 1088 | 1856 |
| Billelarver | 24 | 40 | 112 | 120 | 128 | 200 | 64 | 256 | 136 | 24 | 256 |
| Døgnfluer | 18 | 116 | 800 | 130 | 96 | 1200 | 492 | 282 | 504 | 96 | 226 |
| Steinfluer | 260 | 76 | 272 | 232 | 162 | 177 | 212 | 194 | 41 | 58 | 444 |
| Vårfluer | 184 | 204 | 432 | 88 | 100 | 161 | 48 | 80 | 21 | 84 | 294 |
| Andel fjærmugg/døgnfluer | 241,8 | 2,8 | 1,8 | 2,8 | 4,2 | 1,1 | 2,8 | 2,0 | 0,5 | 11,3 | 8,2 |
| Andel døgnfluer/steinfluer | 0,07 | 1,53 | 2,94 | 0,56 | 0,59 | 6,78 | 2,32 | 1,45 | 12,29 | 1,66 | 0,51 |
| Andel forsøringsfølsomme døgnfluer / forsøringsstolerante steinfluer | 0,08 | 1,60 | 3,38 | 0,63 | 0,83 | 9,38 | 3,08 | 1,64 | 31,50 | 5,33 | 0,53 |



Figur 13. Kart over Flensjøen med plassering av garnstasjoner i 2012-2016. Med tillatelse fra Norge Digitalt.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no