

Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt.

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand,
Trond Bremnes og Henning Pavels



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Trykket og elektronisk (pdf)

Forfattere:

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand, Trond Bremnes og Henning Pavels

Sitering:

Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T. og Pavels, H. 2012. Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 22, 43s + vedlegg.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-036-4

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i ny rapportserie ved Naturhistorisk museum, men gis samtidig fortløpende nummer i LFI's opprinnelige rapportserie.

LFI rapport nr. 301 (ISSN 0333-161X).

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde: Parti fra nedre del av Akerselva

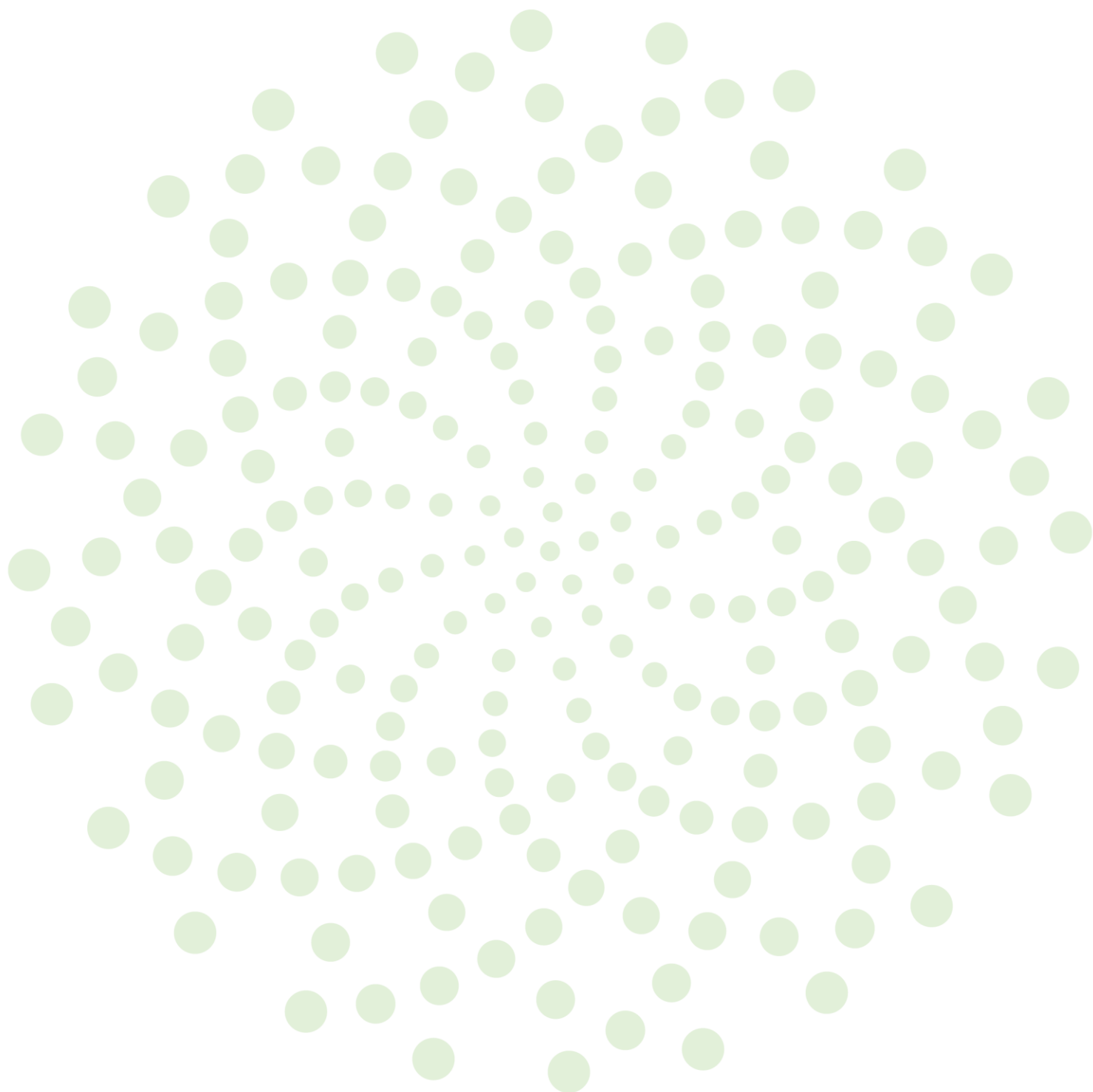
Foto: S.J.Saltveit



Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt.

Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand,
Trond Bremnes og Henning Pavels





Antall sider og bilag: 43 sider + vedlegg		Tittel: Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt.	
Rapportnummer: 22	Gradering: Åpen	Prosjektleder: Svein Jakob Saltveit	Prosjektnummer: 280177
ISSN: 1891-8050	Dato: 2012-12-15	Oppdragsgiver(e): Oslo kommune, Vann-og avløpsetaten	
ISBN: 978-82-7970-036-4		Oppdragsgiversref.: Anna-Lena Beschorner	

Sammendrag:

Natt til 2. mars 2011 hadde Oset vannbehandlingsanlegg et utslipp på ca 6 m³ 15 % natriumhypokloritt til Akerselva. Det er antatt at stort sett all fisk og kreps døde, og at bunndyrsamfunnet ble kraftig redusert. Spesielt gikk utslippet ut over grupper som døgnfluer og steinfluer. En undersøkelse høsten 2011 viste at flere organismegrupper hadde tatt liten skade av utslippet eller viste rask rekolonisering og allerede påfølgende høst var bunndyrsamfunnet langt på vei tilbake til tilstanden før klorutslippet. Formål med undersøkelsen i 2012 var å vurdere tilstanden og de økologiske forholdene ett år etter utslippet, men også vurdere iverksatte og eventuelt nye tiltak.

Sammensetningen av bunnfaunaen i Akerselva i 2012 var svært lik sammensetningen før utslippet. Bunnfaunaen er nå tilbake til nivået før utslippet, men allerede høsten 2011 var dette konklusjonen. Tiltak med tanke på bunndyr er derfor ikke nødvendig. Det ble til sammen funnet fem fiskearter ved elektrofisket høsten 2012; laks, ørret, ørekyt, trepigget stingsild og niøye. Sammenlignet med før utslippet var det ingen store endringer i utbredelse på de faste stasjonene. Ørret og ørekyt finnes i hele lengderetningen, mens det på anadrom strekning finnes laksunger. Tetthetene av laks og ørret er også generelt sett på et nivå som før utslippet. Kreps ble funnet på de fire øverste stasjonene og har den samme utbredelse som før utslippet. Undersøkelsene tyder på at mye kreps har overlevd og at det allerede året etter utslippet har vært naturlig reproduksjon. Det konkluderes med at det ikke er behov for utsetting av kreps.

Det finnes en elvemuslingbestand i Akerselva og tilstedeværelsen skyldes høyst sannsynlig utsetting av ørret infisert med muslinglarver. Så langt er det ikke funnet elvemusling nedenfor Ring 3. Siden vertsfisken, ørret, er infisert med glochidielarver, kan det konkluderes med at elvemusling i Akerselva er kjønnsmoden. Det er funnet ørret med larver på hele elvestrekningen ned til og på anadrom strekning, dvs. i deler av elva der det ikke er påvist elvemusling. Det kan bety at infisert fisk har vandret nedover eller at glochidielarvene er ført med strømmen før de infiserer vertsfisken. Selv om det ikke er funnet små larver nede i grusen, tilsier alle forhold at elvemuslingen reproducerer, men reproduksjonen er begrenset til strekningen ned til Nydalsdammen. I en gitt populasjon av elvemusling kan tettheten av ørret/laks tenkes å være en begrensende faktor for rekruttering. Utover dette vil trusselbildet være bestemt av vannkvalitet og avrenningsmønster. Et nødvendig tiltak på både kort og lang sikt i Akerselva vil være å bedre vannkvaliteten i de nedre deler.





Forord

Natt til 2. mars 2011 hadde Oset vannbehandlingsanlegg et utslipp av natriumhypokloritt til Akerselva. Utslipppet fikk store konsekvenser for livet i elva. Det ble funnet store mengder død fisk og kreps og undersøkelser kort tid etter viste at bunndyrsamfunnet var kraftig redusert. For å få informasjon om de økologiske forholdene i Akerselva etter utslippet og om hvordan reetableringen av ulike grupper har vært, er det gjennomført tilstandsundersøkelser i Akerselva i 2011 og 2012. Disse undersøkelsene skulle også danne grunnlag for å kunne treffe mulige tiltak for reetablering av organismegrupper.

Etter oppdrag fra Oslo kommune, Vann og avløpsetaten har Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske ved Naturhistorisk museum gjennomført tilstandsundersøkelsen i 2012. Det rettes en takk til Atle Rustadbakken for bruk av materiale på fisk samlet inn i 2011, til OFA for opplysninger om gjennomførte tiltak på fisk og kreps og til Kjell Sandaas for verdifulle opplysninger om elvemusling.

Oslo 2012-12-15

Svein Jakob Saltveit



Innhold

1.	INNLEDNING	11
2.	METODIKK	12
2.1	OMRÅDEBESKRIVELSE	12
2.2	STASJONSBEKRIVELSE	13
2.3	BUNNDYR	14
2.4	FISKEBESTAND	15
2.5	KREPSEBESTAND	16
2.6	ELVEMUSLING	16
2.7	UNDERSØKELSE AV VERTSFISKEN TIL ELVEMUSLINGEN	17
3.	RESULTATER	17
3.1	BUNNDYR	17
3.2	FISKEBESTANDEN	20
	Utbredelse	20
	Laks	20
	Ørret	21
3.3	EDELKREPS	23
	Utbredelse	23
	Lengdefordeling og tetthet	23
3.4	ELVEMUSLING	25
	Utbredelse	25
	Fiskebestanden og vertsfisk for glochidielarver	25
4.	KOMMENTARER	29
4.1	BUNNDYR	29
4.2	FISK	34
4.3	EDELKREPS	37
4.4	ELVEMUSLING	38
4.5	BETYDNING AV MINSTEVANNFØRING	39
5.	REFERANSER	42

1. Innledning

Natt til 2.3.2011 hadde Oset vannbehandlingsanlegg et utslipp til Akerselva på ca 6 m³ 15 % natriumhypokloritt. Etter oppdrag fra Vann og avløpsetaten i Oslo kommune gjennomførte NIVA en befarings kort tid etter utslippet. På grunnlag av denne befarings ble det antatt at stort sett all fisk og kreps i elva hadde dødd, og at bunndyrsamfunnet var kraftig redusert (Bækken et al. 2011a). Den akutte fasen var altså preget av stor dødelighet på fisk og eksponerte bunndyr fra utslippspunktet og nedover. Utslippet fulgte det generelle mønsteret for utslipp som er kjent fra litteraturen og som det også er erfaring med ifb. med tidligere utslipp i Akerselva (Brittain og Saltveit 1986, 1987, 1988; Saltveit og Brabrand 1988).

Senere gjennomførte NIVA en mer omfattende undersøkelse med formål å avdekke virkningene på større deler av økosystemet (Bækken et al. 2011c). Det ble konkludert med at flere organismegrupper hadde tatt lite skade av utslippet, og flere hadde kommet raskt tilbake. For bunndyr ble det observert stor dødelighet. Spesielt gikk utslippet ut over grupper som døgnfluer og steinfluer. Allerede påfølgende høst var imidlertid bunndyrsamfunnet artsmessig langt på vei tilbake til tilstanden før klorutslippet.

Andre grupper ble mer varig berørt (Bækken et al. 2011c). Det gjelder bl.a. fisk og kreps. I henhold til NIVA påførte klorutslippet betydelig dødelighet på krepsebestanden, og det forventes å ta tid før bestanden er fullstendig reetablert. Høsten 2011 ble det påvist sju fiskearter, med dominans av ørret, laks og ørekyt. Bækken et al. (2011c) konkluderer med at tetthetene var lave, spesielt i nedre deler, der det ikke hadde vært utsettinger. Laks og ørret ble antatt i hovedsak å stamme fra OFAs utsettinger, men det ble også dokumentert at rogn av laks og ørret fra gyting i nedre del av elva høsten 2010 hadde overlevd utslippet (Bækken et al. 2011c; Saltveit et al. 2012). Det kan derfor ikke utelukkes at laks- og ørretunger i nedre del var fra naturlig rekruttering.

Formål med undersøkelsen som ble igangsatt i april 2012 var å:

- gjennomføre en tilstandsundersøkelse
- vurdere konsekvenser av tiltak
- vurdere betydning av minstevannføring

For å påskynde reetableringen av kreps og fisk i vassdraget, er det foretatt utsettinger av laks- og sjøørretyngel i 2011 og 2012 og kreps i 2012 i elva. Disse tiltakene ønskes vurdert. Spesielt viktig er at tiltakene knyttet til fisk ikke skal få negative konsekvenser for elvemuslingen.

En tilstandsundersøkelse er viktig fordi den gir ytterligere informasjon om de økologiske forholdene i Akerselva etter utslippet, og om hvordan reetableringen av ulike grupper har vært. En slik dokumentasjon er viktig for å vurdere eventuelle flaskehalser som nå kan begrense reetableringen av de biologiske samfunnene. Kunnskap om begrensende faktorer er helt nødvendig for å kunne gjennomføre de rette tiltakene, hvor tiltakene bør iverksettes og for hvilke organismegrupper det må treffes tiltak. Tilstandsundersøkelsene i 2012 skal

også danne grunnlag for om deler av undersøkelsen må videreføres eller nye iverksettes, spesielt med hensyn til tiltak.

For laks, ørret og kreps er rekruttering og oppvekstområder sentrale faktorer. Dersom naturlig rekruttering er begrensende faktor for disse gruppene vil utsetting være et tiltak dersom habitatet ellers er rimelig bra. Ørret eller både ørret og laks er imidlertid vertsfisk for elvemusling og i den forbindelse var det ønskelig å få vurdert om laks og sjøørret kunne settes ut overalt eller om utsetting av laks i de øvre delene vil være til hinder for elvemuslingen dersom laks ikke kan være vertsfisk?

Hovedproblemstilling knyttet til utsetting må imidlertid være hva som er begrensende faktorer for laks og ørret. Akerselva har naturlige bestander av anadrom fisk, laks og sjøørret, opp til Nedre Foss. Strekningen ovenfor har ikke naturlig reproduksjon av laks og sjøørret, men i de senere år er strekningen benyttet som produksjonsområde for laks og sjøørret gjennom utsettinger. Laks og ørret kan konkurrere om mat og oppvekstområder. Dersom oppvekstområder er en begrensende faktor for laksefisk ovenfor Nedre Foss, og ørret viser seg å være eneste vertsfisk for musling, kan utsetting av laks ovenfor Nedre Foss være uheldig for rekrutteringen hos elvemuslingen.

En problemstilling knyttet til utsetting av kreps var eventuelle negative konsekvenser for andre organismer i Akerselva. Krepsens konsekvenser for andre organismer er etter vår mening ikke mulig å vurdere innenfor en sannsynlig økonomisk ramme i dette prosjektet. En vurdering av behovet for fortsatte utsettinger og fredningstider bygger på skjønn og studier av utbredelse og sammensetning av bestand i 2012 sett i forhold til 2011 og år forut for utslippet.

For elvemusling var målet å dokumentere om det foregår reproduksjon. Vi vil presisere to absolutte forutsetninger for at elvemuslinger skal reprodusere: **i)** forekomst av kjønnsmodne muslinger og **ii)** at bestander av laksefisk er tilstede. Selv om elvemuslinger blir gamle, så er det kjent at de danner kjønnsceller hele livet. Så lenge det finnes en muslingbestand i et vassdrag, må det anses som sikkert at potensialet for rekruttering er tilstede. Hvis ikke rekruttering kan dokumenteres er det ønskelig å få belyst eventuelle "flaskehalser" for reproduksjonen og hvilke tiltak som kan gjøres for å sikre en reproduserende og levedyktig elvemuslingbestand. Fravær av larver kan ikke uten videre tas som et "bevis" på fravær av rekruttering hos elvemusling, fordi erfaring bl.a. i Akershus viser at larveforekomsten på fisk kan være lav (Sandaas og Enerud 1998, Sandaas 2007, Hansen og Bakke upublisert).

2. Metodikk

2.1 Områdebeskrivelse

Akerselva har sin kilde i Ølja nord i Nordmarka, og er det største vassdraget i Oslo. Totalt utgjør nedbørfeltet i dag ca. 250 km². Mange av de store vannene i Nordmarka hører med til vassdraget. Vassdraget kalles Akerselva nedenfor Maridalsvannet (Fig. 1), som er Oslos viktigste drikkevannskilde. Elva renner videre gjennom Nydalen, forbi Bjølsen, gjennom

Grønland og munner ut i Oslofjorden ved Bjørvika. Akerselva har få tilløp: Myrerbekken 1 km nedenfor Maridalsvannet og Hovinbekken som renner inn i Akerselva ved Sentralbane-stasjonen. Årsaken til at det nå er få tilløp er at flere tilløp er avskåret og lagt i rør.

I nedbørfeltet nedenfor Maridalsvannet er det betydelig boligbebyggelse, og langs elva ligger det mye industri. Akerselva har flere fossefall, og det var disse som var grunnlaget for industrialiseringen langs elva. Nedenfor Grønland går elva under Oslo S, mens tilløpsbekkenes nedre deler er lagt i rør.

Alle innsjøene i nedbørfeltet er regulert og Oslo får 80 % av drikkevannet fra Maridalsvannet. Ifølge manøvreringsreglementet for Akerselva skal det gå minst $1,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ fra utløpet av Maridalsvannet i perioden 1. april til 31. november, og minst $1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ fra 1. desember til 31. mars.

De fleste av de 12 fiskeartene som finnes i vassdraget blir bare påvist sporadisk i Akerselva. Bare laks, ørret og ørekyt har faste bestander på de typiske elvestrekningene i elva. Laks og sjørørret kan vandre opp og gyte på de nederste 2 km, dvs. opp til Nedre Foss.

2.2 Stasjonsbeskrivelse

Det er foretatt innsamling av bunndyr på til sammen seks lokaliteter i Akerselva (Fig. 1).

Stasjon AKR1 ligger i et strykparti ovenfor Frysja, ca 60 m nedstrøms gangbro og dam for Grønvalddammen. Substrat av stein (3 - 15 cm), en del sand/grus. Lite begroing om våren, ganske mye grønne alger om høsten.

Stasjon AKR2 ligger i stryket ca 35 m oppstrøms Nydalsdammen og nedstrøms gangbru. Substrat av mest større stein (10-40 cm), men også områder med mindre stein og sand/grus. En del begroing av grønne alger, særlig om høsten.

Stasjon AKR3 ligger ca. 25 m nedenfor gangbrua ved Badebakken. Stryk/blankstryk, substrat stein 3-20 (30) cm, en del sand/grus. Mye begroing av alger om våren, litt begroing av grønne alger om høsten.

Stasjon AKR4 ligger nedstrøms Øvre Foss, ved gangbro. Strykparti med stein 5-25 (40) cm, endel sand/grus iblandet mye murstein og skrot. Mye brunlig algebegroing om våren, litt begroing av grønne alger om høsten.

Stasjon AKR5 ligger rett nedstrøms gangbrua mellom Nedre gt. og Østre Elvebakke, på stryk/blankstryk strekning etter et stillere parti. Substrat av mindre stein (3 - 15 (20) cm, mye sand/grus. Mye skrot og søppel. Lite begroing av alger.

Stasjon AKR6 er plassert ca. 25 m nedstrøms brua ved Legevakta, rett oppstrøms en gammel «terskel». Relativt dypt strykparti. Grovt substrat, stein 10 - 30 cm, en del begroing av alger.

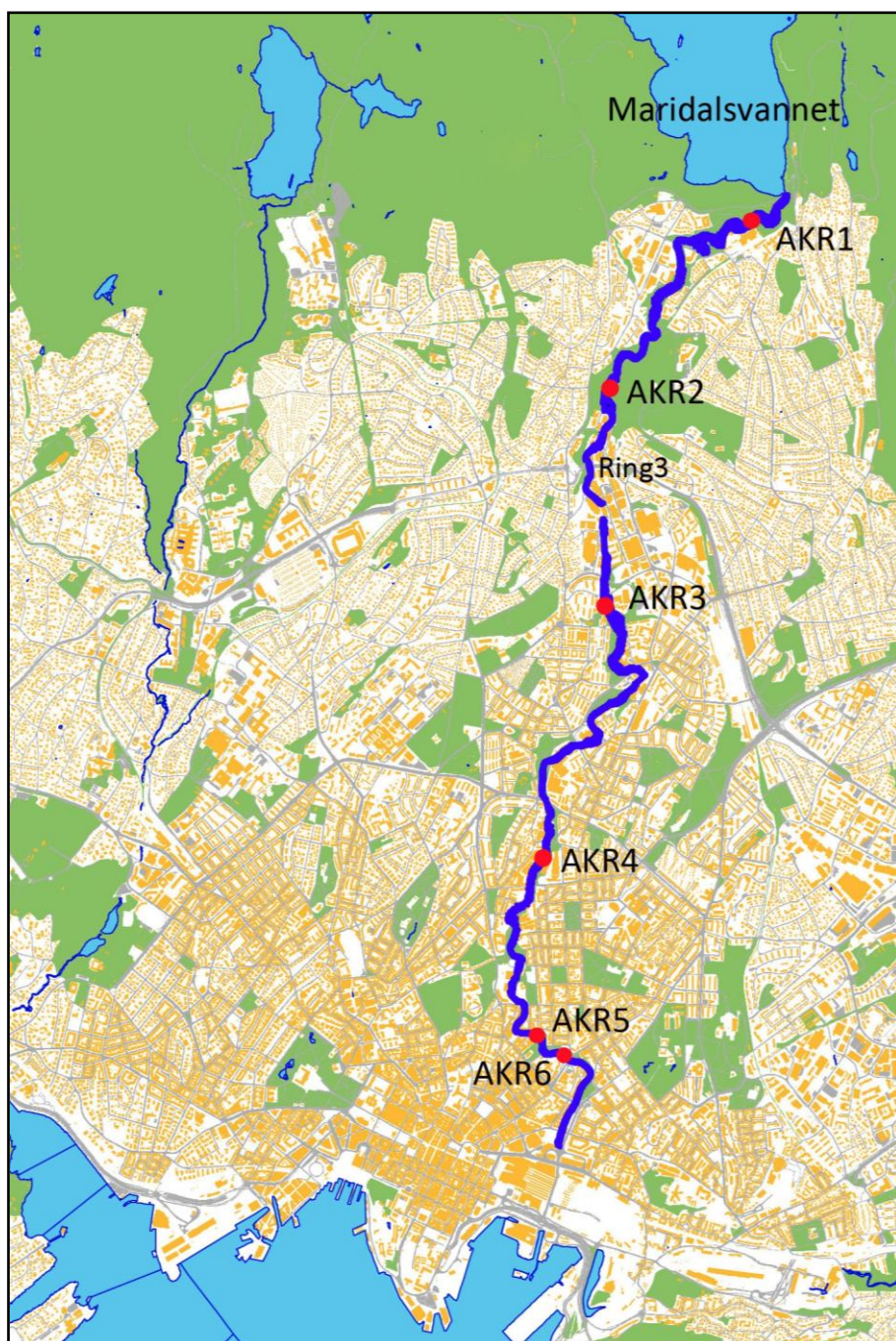


Fig. 1. Kart over Akerselva med undersøkte lokaliteter for bunndyr og fiskr.

2.3 Bunndyr

For bunndyr finnes standardiserte metoder (Norsk Standard; NS-ISO 7828) for å vurdere miljøtilstanden i forbindelse med Vanndirektivet (Veileder 01:2009). Bunndyr har inngått i de overvåkingsundersøkelsene som har vært gjennomført siden 1976 (Bækken et al. 2011b). Hensikten har vært å dokumentere forbedret vannkvalitet og de virkningene dette har hatt for de biologiske forholdene i elva, dvs. nå økologisk tilstand i henhold til Vanndirektivet og det siste årets reetablering etter klorutslippet. Stasjonsvalg og prøvetaking var det samme som ved tidligere undersøkelser.

Det er benyttet to indekser for å beskrive tilstanden hos bunndyr, EPT indeksen og ASPT indeksen, som også brukes i klassifiseringen av vannforekomster iht. Vanndirektivet. Til innsamling ble den såkalte sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Frost et al. 1971). Det ble anvendt en håv med maskevidde 0,45 mm med åpning 30 x 30 cm montert på et skaft. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot substratet slik at strømmen går rett inn i åpningen. Med en fot blir substratet i forkant av håven rotet opp slik at dyr, planter og organisk materiale blir ført med strømmen inn i håven. Innsamlingsprosedyre er mer utførlig beskrevet i (Veileder 01: 2009). Alle prøvene ble fiksert med etanol i felt. Bunndyrene ble plukket ut, sortert og bestemt i laboratoriet.

ASPT indeksen (**A**verage **S**core **p**er **T**axon) toleransegrenser for ulike grupper og arter (Armitage *et al.*, 1983). Denne indeksen har verdier fra 1-10 (Tabell 1). Grensen mellom god og moderat økologisk tilstand er satt til 6, og verdier over dette er tilstandsmål for alle vassdrag. Dårligere enn god økologisk tilstand krever tiltak (Veileder 01:2009).

EPT indeksen er summen av antall arter av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*) (såkalte EPT arter) og relateres til det antall arter som forventes å være tilstede i uberørte lokaliteter i en region. Avvik fra denne relateres til Vanndirektivets femdelte skala for vannkvalitet.

2.4 Fiskebestand

Fiskebestanden i Akerselva ble undersøkt 2., 3. og 9. oktober 2012. Det blir fisket med elektrisk fiskeapparat på de seks faste stasjonene (Fig. 1). Til registrering og innsamling av fisk ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ing. Steinar Paulsen, Trondheim. Maksimum spenning er 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. All fisk ble artsbestemt og laks og ørret ble lengdemålt til nærmeste millimeter i felt etter hver omgang. På hver stasjon ble en lengde på ca. 30 m overfisket. Stasjoner med mye fisk ble overfisket tre ganger og tettheten av fisk ble beregnet ut fra avtak i fangst (successive removal) (Zippin 1958, Bohlin et al. 1989). Et utvalg fisk blir tatt med for aldersbestemmelse og for kontroll av glochideinfeksjon. I beregningene av tetthet er det skilt mellom årsunger (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$). Tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m², og er beregnet for alle enkeltstasjoner.

Fiskeundersøkelsen skal beskrive bestandstetthet, artssammensetning og størrelsesfordeling i de ulike bestandene. Resultatene er sammenlignet med tidligere undersøkelser og sett i sammenheng med Vanndirektivet.

Fra OFA sitt anlegg ved Oset settes det ut fisk (laks og ørret) i elva. Siden denne fisken er for liten til å merke, er det ikke mulig å skille denne fra naturlig reprodusert fisk. I 2012 ble det satt ut 60.000 yngel av sjøørret og 40 000 yngel av laks på strekningen fra demningen i Maridalsvannet ned til Nydalsdammen. Ørretyngelen ble satt så tidlig som i slutten av februar og laksen i midten av mai.

2.5 Krepsebestand

Edelkreps ble fanget med elektrisk fiskeapparat 2., 3. og 9. oktober 2012 og på de samme stasjonene som ble benyttet for beregning av fisketetthet. All edelkreps ble lengdemålt, for deretter å bli sluppet tilbake i elva. Utbredelse og tetthet er sett i forhold til den i 2011 og år før utslippet, og danner grunnlag for å vurdere eventuelle tiltak for å øke bestanden av kreps i elva etter utslippet.

I tillegg til elektrofiske ble det på stasjon 1 sett etter kreps under stein ved hjelp av dykker for å få en best mulig dokumentasjon av tetthet, og for å undersøke om elektrofiske ga tilfredsstillende informasjon om sammensetning og størrelse på bestanden.

I tillegg til de faste stasjonene er også resultater fra en telling av kreps som ble gjennomført i august 2012 200-300 m nedenfor stasjon 3 tatt med. Denne tellingen ble gjennomført fordi Vann- og avløpsetaten ble pålagt å flytte kreps og eventuelt elvemusling fra en trasé som måtte graves tvers over elva for legging av et vannrør.

Det er også tatt med observasjoner av kreps ved gjennomføring av andre delundersøkelser, primær ved observasjon etter elvemusling; se Fig. 2 for angivelse av strekninger som ble undersøkt.

Figur 2. Strekninger merket grønt i Akerselva som ble undersøkt med hensyn på å kartlegge utbredelse av edelkreps og elvemusling.



2.6 Elvemusling

Undersøkelsen knyttet til elvemusling omfatter en bestandskartlegging, dvs. utbredelse, tetthet og størrelsessammensetning av bestand og en undersøkelse av vertsfisk for musling (se eget metodekapittel). Aldersanalyser, størrelsesfordeling og forekomst av larver på gjeller hos ørret/laks inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet og skal i den forbindelse også gjøres i Akerselva.

To metoder er benyttet ved kartlegging av muslinger i Akerselva, direkte observasjon ved bruk av vannkikkert og direkte observasjon ved bruk av dykker. Direkte observasjon ved bruk av vannkikkert (Larsen og Hartviksen 1999) er den metoden som ble brukt ved undersøkelsene i 2011. I hovedsak ble vår undersøkelse gjennomført ved bruk av dykker. En dykker har større synsfelt og jobber derfor mer tidseffektivt. Utvalgte strekninger som ble undersøkt fra Oset til Nedre Foss er vist på Fig. 2. Både levende og tomme skall ble registrert.

Det ble også gjort forsøk på å finne unge individer nedgravd i substratet. Det ble foretatt graving på to områder i elva, nedstrøms foss Stilla og nedstrøms veibro Stilla, der det ellers ble påvist muslinger i relativt høyt antall.

2.7 Undersøkelse av vertsfisken til elvemuslingen

Hensikten med å undersøke vertsfisk for glochidielarver var om det foregår rekruttering av elvemusling i Akerselva. Infisert vertsfisk vil imidlertid kun dokumentere forekomst av glochidielarver. Fisk ble samlet inn med elektrisk fiskeapparat. Gjeller fra fanget ørret/laks ble undersøkt for glochidielarver, og også sjekket med hensyn til arrvev forårsaket av tidligere infeksjoner. Arrvev vil sannsynliggjøre infeksjon i tidligere år. Gjellene på fisk ble undersøkt i felt for å spare vertsfisk og eventuelle glochidielarver. Enkelte fisk ble avlivet og gjellene undersøkt under lupe.

Vertsfisk ble undersøkt for muslinglarver vår og høst 2012. Vårundersøkelsen ble gjennomført 28. mars og 10. mai (Grüner brua til Nedre Foss), 20. april (Frysja til Nydalsdammen) og 2. og 10. mai 2012 (Badebakken til Sannerbrua). Dette var før larvene slipper gjellene. Høsten 2012 ble fisk fanget på stasjonene som ble benyttet for beregning av fisketetthet 2., 3. og 9. oktober undersøkt, som alle vil være nyinfeksjon som kan ha inntruffet i august-september.

3. Resultater

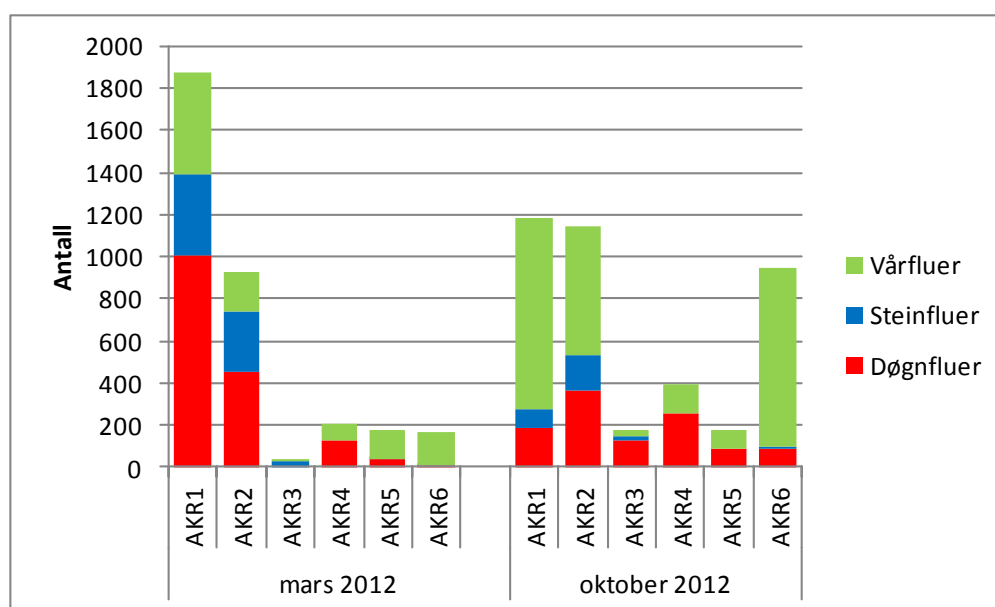
3.1 Bunndyr

På de to øverste stasjonene var det i 2012 en sammensatt fauna med mange arter døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-arter) (Vedlegg Tabell I og III). Dette ga høye EPT-verdier (Tabell 2). På stasjon AKR3 var det en markert reduksjon i antall EPT-arter i mars 2012, mens antallet EPT-arter var høyere i oktober selv om antallet individer var lavt (Figur 3). Flere av artene som ble påvist øverst ble funnet igjen nedenfor AKR3, men ikke alle. For døgnfluer, steinfluer og vårfluer var det en mer artsfattig fauna nedenfor AKR3. EPT-verdiene er derfor lavere i nedre del av elva, men tiltok noe helt nederst på AKR6.

ASPT-verdiene (Tabell 2) viste god økologisk tilstand på de to øverste stasjonene (AKR1 og AKR2). I midtpartiet (AKR3) karakteriseres tilstanden som moderat, mens den økologiske tilstanden på stasjon AKR4 og AKR5 er dårlig. På stasjon AKR6 viser ASPT verdiene moderat økologisk tilstand.

Tabell 2. EPT og ASPT verdier for seks stasjoner i Akerselva vår og høst 2012.

EPT	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
Vår 2012	15	18	4	6	6	11
Høst 2012	18	19	14	8	6	11
ASPT						
Vår 2012	6,25	6,27	5,6	4,58	4,36	5,47
Høst 2012	5,9	6,25	5,92	4,21	3,58	5,41

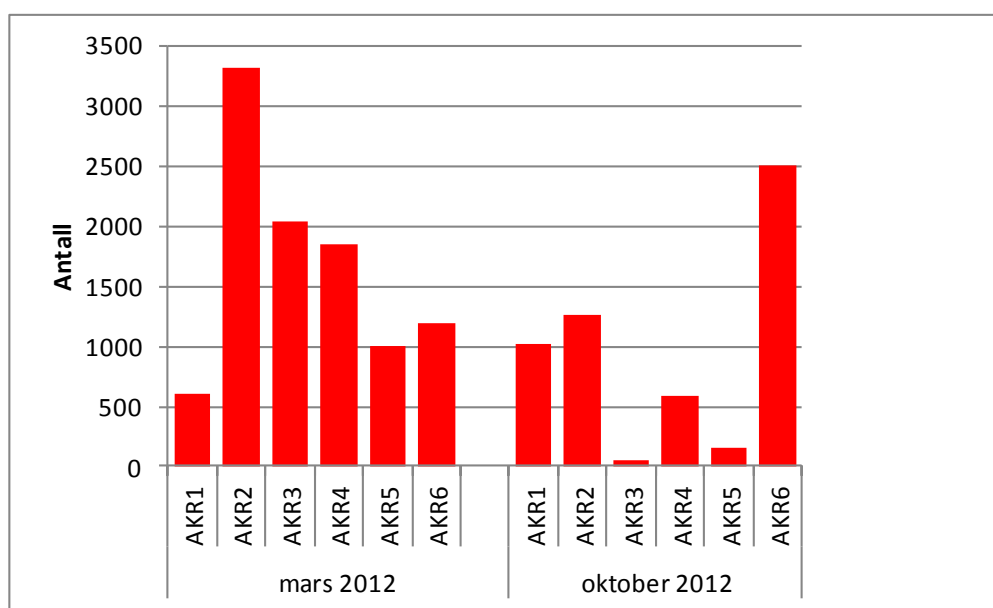


Figur 3. Antall individer per prøve av døgnfluer, steinfluer og vårfluer på seks stasjoner i Akerselva i mars og oktober 2012.

Den vanligste døgnfluen var *Baëtis rhodani* som ble funnet i tildels store tettheter spesielt i den øvre delen. Våren 2012 ble den ikke funnet på stasjon AKR3. I den nedre delen var den også delvis fraværende. De øvrige artene av døgnfluer ble hovedsakelig funnet i den øvre delen av Akerselva. Det var få arter steinfluer, og de ble primært funnet på de to øverste stasjonene. *Amphinemura*-artene var vanlige her både vår og høst, mens nyklekkete *Leuctra* sp. (trolig *L. fusca*) var tallrike om våren. *Isoperla grammatica* ble funnet spredt, vanligst på AKR2. Vårfluene var den mest artsrike EPT-gruppen. Arter fra den nettspinnende slekta *Hydropsyche* var mest tallrike og var vanlige i hele Akerselva, bortsett fra på AKR3 hvor de var fåtallige. Øverst på AKR1 var også *Neureclipsis bimaculata* tallrik, spesielt om høsten. Mange arter vårfluer ble helst funnet på de to øvre stasjonene, enkelte av disse ble også gjenfunnet nederst i lite antall, som f. eks *Ithytrichia lamellaris*. Den frittlevende rovformen *Rhyacophila nubila* ble funnet i hele Akerselva, mens den for Norge relativt sjeldne arten *Psychomyia pusilla* ble også funnet i hele elva med unntak av AKR1.

EPT-verdiene viste en lignende trend som ASPT (Tabell 2); mange arter og høye verdier øverst, så et avtak nedover med tendens til en økning nederst. Akerselva er fortsatt åpenbart preget av mer eller mindre diffuse tilsig av organisk materiale og toksiske stoffer. Effektene av dette vil være sterkest i perioder med liten vannføring som gir redusert fortynningsgrad. I tillegg vil også større akuttutslipp være ødeleggende.

Fjærmygg var sammen med fåbørstemark generelt antallsmessig de dominerende dyregruppene i Akerselva, tetthetene på de ulike stasjonene er fremstilt i Figur 4. Om høsten var det bemerkelsesverdig lave tettheter av fjærmygg på stasjon AKR5 og særlig på AKR3. Larver av knott ble bare funnet øverst, mens sviknott og dansefluer ble funnet i hele elva.



Figur 4. Antall individer per prøve av fjærmygglarver på seks stasjoner i Akerselva i mars og oktober 2012.

Av krepsdyr var ferskvannsasellen (*Asellus aquaticus*) ganske vanlig i den nedre delen av Akerselva. Av bløtdyr ble det funnet fem arter snegl, de fleste i nedre del av Akerselva. Remsnegl (*Bathyomphalus contortus*) var den vanligste, men også høy toppluesnegl (*Ancylus fluviatilis*) var til stede i nedre del. Ertemuslinger (*Pisidium* sp.) var tallrike øverst på AKR1. Fåbørstemark ble ikke videre bestemt, men en del var store arter fra familien Lumbricidae (meitemark), de øvrige var mest små arter fra familiene Enchytraeidae og Naididae. Det ble funnet tre arter igler, alle på de tre nederste stasjonene, unntatt hundeigle (*Erpobdella octoculata*) som også var vanlig på AKR1.

3.2 Fiskebestanden

Utbredelse

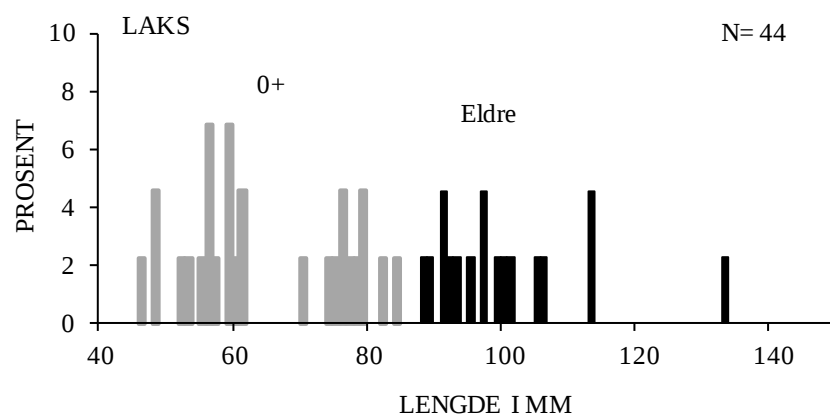
Det ble til sammen funnet fem fiskearter ved elektrofisket høsten 2012; laks, ørret, ørekyt, trepigget stingsild og niøye (Tabell 3). Ørret ble funnet på fem av lokalitetene. Det ble ikke påvist laksunger på stasjon AKR4, mens det ikke var ørekyt øverst. Trepigget stingsild og niøye ble bare funnet på stasjon AKR5 og AKR6, altså nedenfor nedre Foss. Kreps ble funnet på de fire øverste stasjonene. I tillegg er det ved dykking observert flere voksne ørret mot dammen ved Oset, voksen abbor i Grønvoldsdammen, gjedde ved Frysja (årsunge) og voksen gjedde og skrubbe ved Nedre Foss. Sammenlignet med høsten 2011 er det ingen store endringer i utbredelse på de faste stasjonene og det var verken i 2011 eller 2012 laksunger på stasjonen nedenfor Øvre Foss, stasjon AKR 4 (Tabell 3).

Tabell 3. Påviste fiskearter og kreps i Akerselva og deres utbredelse på faste stasjoner i 2011 og 2012. Laks påvist ovenfor stasjon AKR5 er fra utsettinger. Data fra 2011 fra Bækken et al. (2011c).

Fiskeart	AKR1		AKR2		AKR3		AKR4		AKR5		AKR6	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Laks		X	X	X	X	X			X	X	X	X
Ørret	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Ørekyt			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Tre p. stings									X		X	X
Niøye									X	X		X
Kreps	X	X	X	X	X	X	X	X				

Laks

Laksunger fanget i Akerselva høsten 2012 var mellom 46 og 133 mm (Fig 5). Det ble til sammen fanget 44 individer, av disse ble halvparten fanget ovenfor Øvre Foss. Dette er fisk som stammer fra utsettingene. Årsungene (0+) fordeler seg i to klart adskilte lengdegrupper, de fanget på anadrom strekning nedenfor Nedre Foss og de fanget ovenfor Øvre Foss, nærmere bestemt fra Frysja (AKR1) til Badebakken. Ovenfor Frysjadammen har det ikke blitt påvist laksunger. På anadrom strekning var største årsunge 61 mm, mens minste årsunger lenger opp i elva var 70 mm, mens største 0+ her var 84 mm.



Figur 5. Prosentvis lengdefordeling av laksunger fanget i Akerselva høsten 2012.

I 2012 ble det ikke påvist laksunger på stasjon AKR4, mens det på stasjon AKR3 bare var eldre laksunger (Fig 6). Årsunger ovenfor anadrom strekning ble bare funnet på stasjoner som ligger på den strekningen de ble utsatt på i mai 2012, unntatt Grønvoldsdammen og opp til Maridalsvannet, dvs. mellom Frysja og Nydalsdammen. Høyest tetthet av årsunger (0+) ble her beregnet på stasjon AKR2, rett oppstrøm Nydalsdammen. Tettheten var her 11,6 fisk pr. 100 m², mens tettheten av 0+ på stasjon AKR1 var 3,8 fisk pr. 100m².

På anadrom strekning beregnes det høyere tettheter av årsunger. Dette er fisk som er naturlig reproduisert i Akerselva og stammer fra gyting høsten 2011. Høyest tetthet beregnes på stasjon AKR5 med ca. 20 0+ laksunger pr. 100m². Tetthetene av eldre laksunger både ovenfor og på anadrom strekning er relativt lave, med høyest tetthet på stasjon AKR1. Dette er fisk som stammer fra utsettinger etter utslippet i 2011 og fisk som klekket fra rogn som overlevde utslippet (Saltveit et al. 2012).

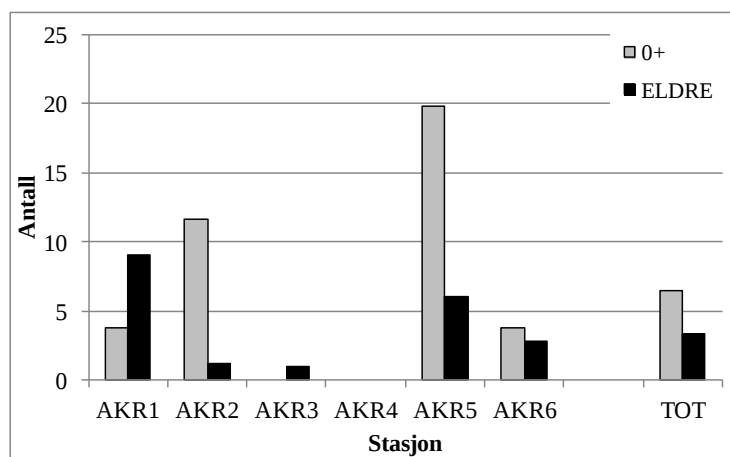
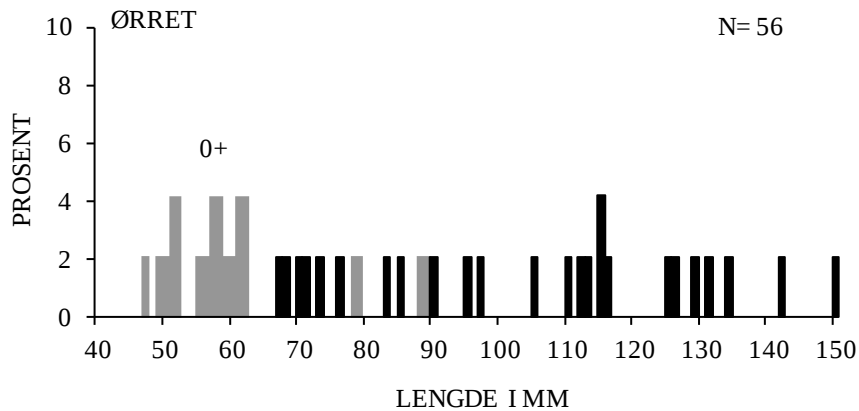


Fig. 6. Beregnet tetthet (antall pr. 100m²) av 0+ og eldre laksunger på ulike stasjoner i Akerselva 2012.

Ørret

Ørretungene fanget høsten 2012 var mellom 47 og 150 mm (Fig.7). Det ble til sammen fanget 56 individer, av disse ble 29 fanget på anadrom strekning nedenfor Nedre Foss. Årsungene (0+) fordeler seg også her i to klart adskilte lengdegrupper, de fanget på anadrom strekning nedenfor Nedre Foss og de fanget ovenfor. På anadrom strekning var største årsunge 62 mm, mens minste årsunger lenger opp i elva var 78mm og største 89mm. Det var heller ikke overlapp i lengdefordeling av eldre ørretunger. Alle ørret eldre enn 0+ på anadrom strekning var mellom 67 og 97mm, mens de ovenfor var alle større enn 95mm.

Ovenfor anadrom strekning ble det i 2012 ikke påvist ørretunger på stasjon AKR3, mens det på stasjon AKR4 bare var eldre ørretunger (Fig 8). Årsunger ble funnet på stasjoner som ligger på den strekningen der de ble satt ut på i februar 2012, dvs. fra Maridalsvannet til Nydalsdammen. Tetthetene av årsunger var imidlertid svært lave (Fig. 8). På stasjon AKR1 ble tetthet av 0+ ørret beregnet til 3,1 fisk pr. 100 m², mens tettheten av eldre ørretunger på stasjon AKR1 bare var 1 fisk pr. 100m².



Figur 7. Prosentvis lengdefordeling av ørretunger fanget i Akerselva høsten 2012.

På anadrom strekning var det langt høyere tettheter av årsunger (Fig. 8). Dette er fisk som stammer fra naturlig gyting i Akerselva høsten 2011. Høyest tetthet beregnes på stasjon AKR6 med ca. 21 0+ pr. 100m², mens det på stasjon AKR5 var 18 0+ pr. 100m². Tetthetene av eldre ørretunger på anadrom strekning var relativt lav, og eldre ørretunger ble bare funnet på stasjon AKR6.

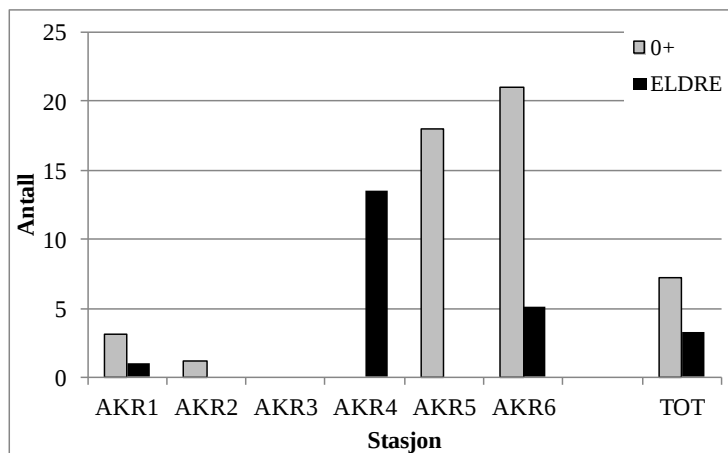
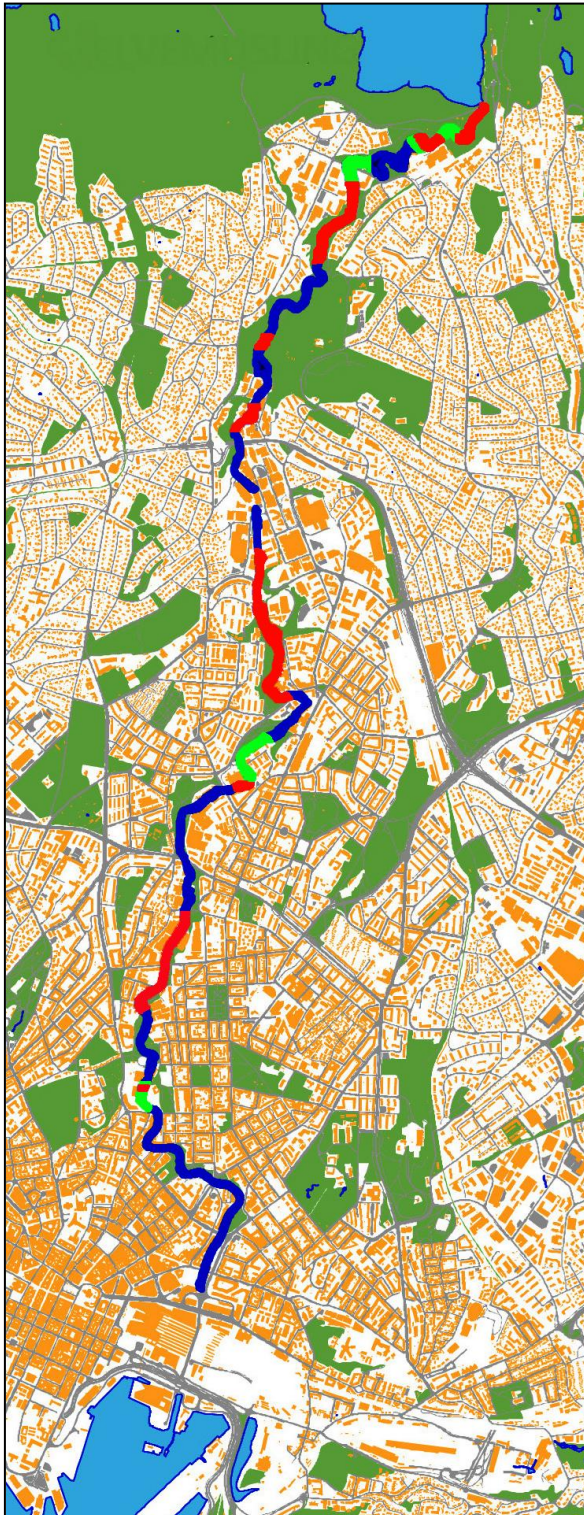


Fig. 8. Beregnet tetthet (antall pr. 100m²) av 0+ og eldre ørretunger på ulike stasjoner i Akerselva 2012.

3.3 Edelkreps

Utbredelse

I 2012 ble det ved hjelp av elektrofiske og observasjoner ved bruk av dykking funnet edelkreps ned til nedenfor fossen ved Åmodtbrua (Fig. 9). Det ble funnet kreps på stasjon 1-4, mens edelkreps ikke ble påvist på anadrom strekning, stasjon 5 og 6. Imidlertid er edelkreps påvist ved dykking nedenfor stasjon 4. Mengden edelkreps på de ulike stasjonene er angitt i Tabell 4. Utbredelse og mengde vil avhenge av egnet habitat, der vannhastighet og substrat er viktig. Lave tettheter av edelkreps på stasjonene som elektrofiskes kan skyldes at habitatet her er mindre egnet for kreps.



Lengdefordeling og tetthet

Ved elektrofisket i oktober ble det til sammen fanget 28 edelkreps, mens det ved dykking i august nedenfor stasjon 3, Badebakken, ble funnet 77 individer. Edelkreps fanget på fiskestasjonene i oktober var mellom 35 og 85 mm (Fig. 10).

Av de stasjonene der det ble funnet edelkreps, ble de høyeste tetthetene i 2012 beregnet på stasjon AKR 1, mens tettheten var lavest på stasjon AKR 4 (Tabell 4). Tabellen viser også beregnet tetthet på de samme stasjonene i oktober 2011. Som det fremgår av tabellen var det kreps på de samme stasjonene også i 2011, og på de to nederste var også tettheten da den samme. I 2012 ble det beregnet en høyere tetthet på stasjon AKR 1, mens den i 2012 var lavere på stasjon AKR2. Ved dykking på stasjon AKR1 ble det funnet noen få kreps som ikke var blitt fanget under elektrofiske. Dette var årsunger av kreps i størrelsen 18-20 mm. Det er derfor grunn til å anta at elektrofiske er selektivt på fangst av kreps ned til 35 mm størrelse og at kreps under denne størrelse ikke lett lar seg fange med tradisjonelt elektrofiske.

Fig 9. Funn (rødt) av edelkreps i Akerselva i 2012. Strekninger undersøkt er merket med grønt (se Fig. 2).

Tabell 4. Beregnet tetthet ($N/100m^2$) av edelkreps på ulike stasjoner i Akerselva i oktober 2011 og 2012. Data fra 2011 er hentet fra Bækken et al. (2011). På stasjon kalt AKR 3B er bestanden beregnet ved telling ved bruk av dykker.

	AKR1	AKR 2	AKR 3	AKR 3B	AKR 4	AKR 5	AKR 6
Oktober 2012	14	6,2	7,3	77	2	0	0
Oktober 2011	1	76	5	-	2	0	0

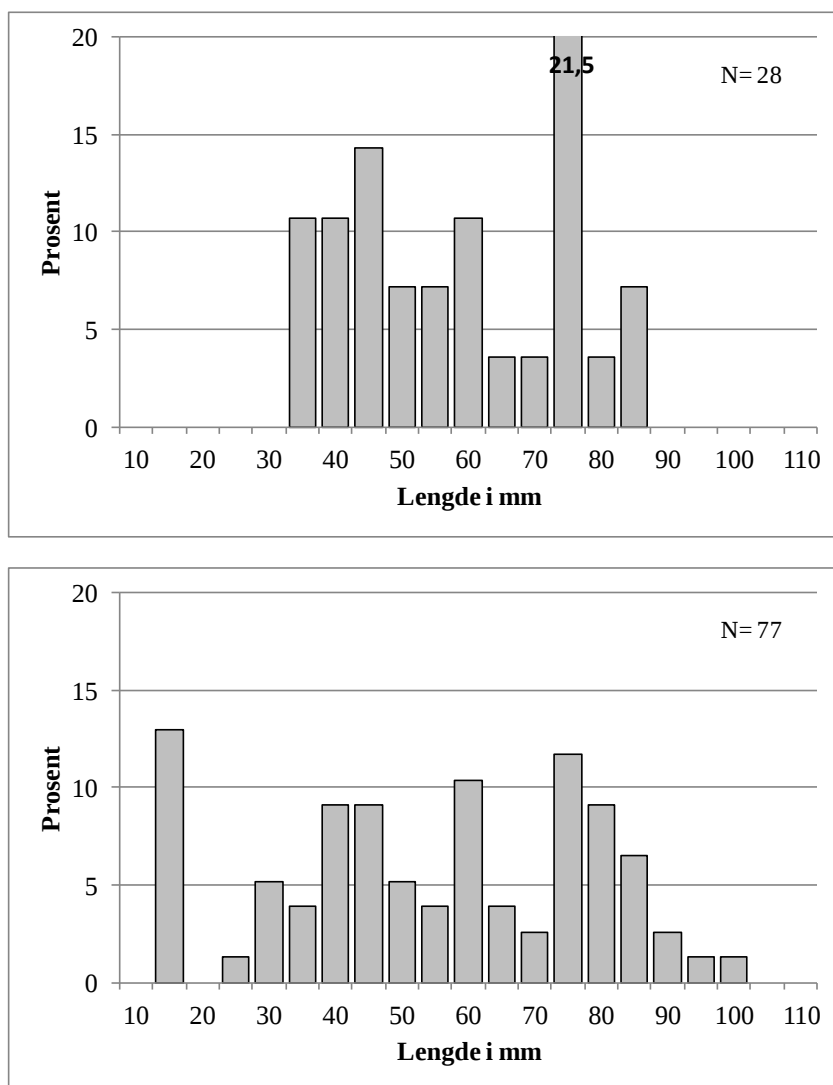


Fig. 10. Prosentvis lengdefordeling av edelkreps fanget under elektrofisket i Akerselva i oktober 2012 (øverst) og av dykker i august 2012 (nederst).

Edelkreps som i august ble flyttet oppstrøms fra et område nedenfor Badebakken, her kalt stasjon 3B, målte fra 15 til 100 mm (Fig. 10). Det ble her ikke bare funnet kreps som var langt mindre enn de som ble påvist ved elektrofisket, men også individer som var større. Kreps < 35 mm utgjorde her 20 % av bestanden. Det ble dykket et areal på 100m².

Utsetting må derfor ta sikte på å øke bestandsstørrelsen og etablere en høstbar bestand. OVA stiller her spørsmål om hvorvidt utsetting av kreps kan ha negative konsekvenser for andre organismer i Akerselva, og hvor mange kreps som må settes for å etablere en god høstbar bestand av kreps.

Krepsens konsekvenser for andre organismer er etter vår mening vanskelig å vurdere, men det kan vanskelig antas uønskede konsekvenser av edelkreps i Akerselva. Kreps ernærer seg hovedsakelig av detritus og døde organismer. Den vil derfor ikke være predator på andre organismer i elva og heller ikke medføre økt næringskonkurranse, sannsynligvis heller ikke konkurranse om habitat.

Da det som nevnt ikke foreligger informasjon om bestandstørrelse eller bestandssammensetning av edelkreps i Akerselva før og etter, er det vanskelig å vurdere behovet for eventuelle utsettinger som tar sikte på å reetablere eller øke bestanden. Siden bestanden nå består av kjønnsmodne individer og årsunger, tror vi at bestanden vil etablere seg naturlig på et nivå tilpasset bæreevnen. Denne etableringen bør følges med undersøkelser på egnede habitater og utsettinger bør ikke gjennomføres før det er det foreligger et bedre vurderingsgrunnlag. Årsaken til at edelkreps ikke har etablert seg i elvas nedre deler bør også undersøkes nærmere.

3.4 Elvemusling

Utbredelse

Utbredelsen til elvemusling var begrenset til ovenfor Ring 3 (Fig. 11). Flere områder videre nedover ned til nedenfor Nedre Foss ble undersøkt uten positivt resultat. Sommeren 2011 ble det registrert forekomst av elvemusling på strekningen fra Nydalsdammen opp til fossen ved Stilla (Bækken et al. 2011 c). Der det er egnet habitat vil musling finnes på denne strekningen.

Samtlige muslinger funnet i 2011 (Bækken et al. 2011c) var forholdsvis unge individer.

Det ble ikke funnet små muslinger nedgravd i substratet.

Fiskebestanden og vertsfisk for glochidielarver

I oktober 2011 ble det til sammen undersøkt 30 laks- og ørretunger (Bækken et al. 2011c). Det ble da ikke funnet glochidielarver på noen av fiskene. Ørret som ble undersøkt var mellom 4 og 11 cm, mens laksungene var mellom 5 og 10 cm, det vil si i samme lengdeintervall som fisken undersøkt våren 2012 (se nedefor). Siden larvene slippes fra elvemuslingen og infiserer fisken i august- september, var det forventet at ørreten som ble undersøkt i oktober 2011 også burde vært infisert (se nedefor).



Ørret og laks fanget høsten 2011 ble derfor undersøkt på nytt. Materialet av ørret besto av 29 fisk mellom 42 og 136 mm, mens 17 laksunger var mellom 47 og 100 mm. Det ble ikke funnet glochidier på laksungene (Tabell 5), men 11 av 29 undersøkte ørret var infisert. Andel infiserte, 38%, var noe høyere enn våren 2012, men infeksjonsgraden var lavere. Infisert fisk ble funnet nedenfor Mølla.

Våren 2012 ble det undersøkt 81 ørret og 44 laks. En ørret var 48 mm, resten var fra 65 til 125 mm (Fig. 12). Den minste ørreten er funnet ved Frysja og stammer fra naturlig reproduksjon eller fra utsettingene rett etter utslippet. Dersom de øvrige ørretene også stammer fra utsettinger av plommeseekkyngel i 2011 eller fra rogn som har overlevd utslippet i grusen, viser disse en svært god vekst. De største fiskene må imidlertid være ørret eldre enn 0+ som har overlevd utslippet. Antallet større ørret som ble funnet høsten 2011 og våren 2012 er høyt, og høyere enn det som dødeligheten pga. utslippet skulle tilsi. Det var på bakgrunn av skjell/otolitt ikke mulig å anslå alder på ørreten, men det ble funnet erstatningsskjell på flere fisk. OFA opplyser imidlertid at det i 2011 ikke er satt ut annet enn ikke startforet ørret fra anlegget på Oset.

Fig 11. Funn (rødt) av elvemusling i Akerselva i 2012. Strekninger undersøkt er merket med grønt (se Fig. 2).

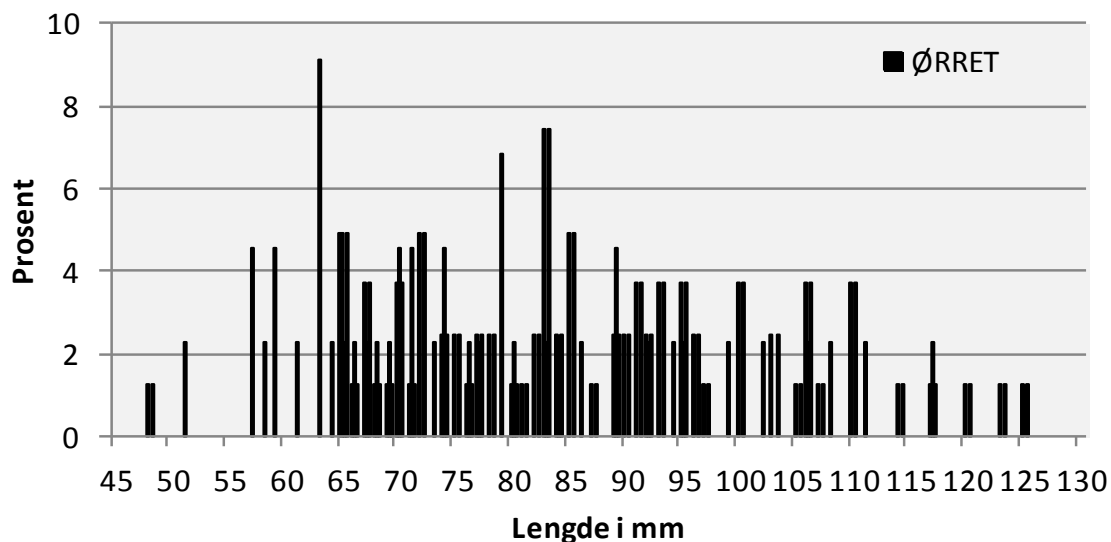


Fig. 12. Lengdefordeling av ørret fanget i Akerselva våren 2012 og undersøkt for muslinglarver.

Laks var fra 57 til 117 mm lange (Fig. 13). All laks som ble fanget nedenfor Nedre Foss var mellom 50 og 80 mm. De minste stammer sannsynligvis fra rogn som overlevde utslippet (se Saltveit et al. 2012), mens laksunger større enn 60-65 mm må være fisk som har overlevd. Resten av laksen ble fanget ved Frysja og Badebakken og de var alle større enn 82 mm. Dette antas å være laks fra utsetninger i 2011 eller muligens også laks fra tidligere utsetninger som har overlevd utslippet.

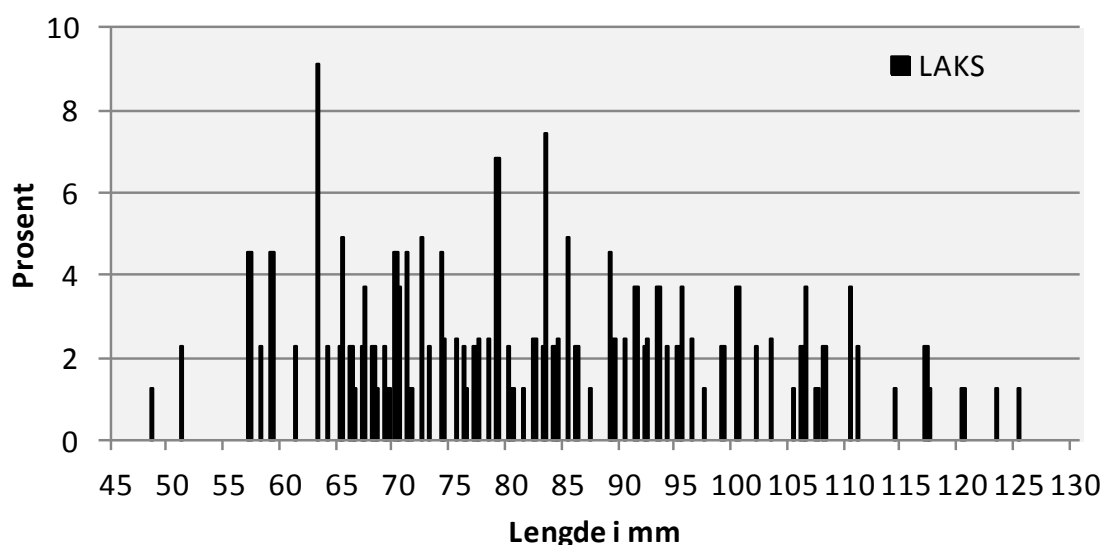


Fig. 13. Lengdefordeling av laks fanget i Akerselva våren 2012 og undersøkt for muslinglarver.

Tabell 5. Antall undersøkte laks og ørret, antall infisert med glochidielarver og infeksjonsgraden, gjennomsnitt antall larver funnet på infisert fisk og variasjon i antall larver på infisert fisk (i parentes).

	ANTALL UNDERSØKT		ANTALL INFISERT		INFEKSJONSGRAD (antall pr. infisert fisk)	
	ØRRET	LAKS	ØRRET	LAKS	ØRRET	LAKS
Høst 2011	29	17	11	0	1,4 (1-3)	0
Vår 2012	81	44	23	0	2 (1-12)	0

Det ble funnet glochidier på ørret, men ikke på laks. Av til sammen 81 undersøkte ørret var 23 (28 %) infisert med glochidier. Infisert ørret var fra 67 til 117 mm. Siden all ørret ble undersøkt for larver i felt er både antall fisk som er infisert og antall glochidier pr. infisert fisk trolig underestimert, og tallene må anses som minimumstall. I gjennomsnitt ble det funnet 2 larver pr. infisert fisk. De fleste hadde en til to larver, mens det på noen ble funnet flere, opptil 12.

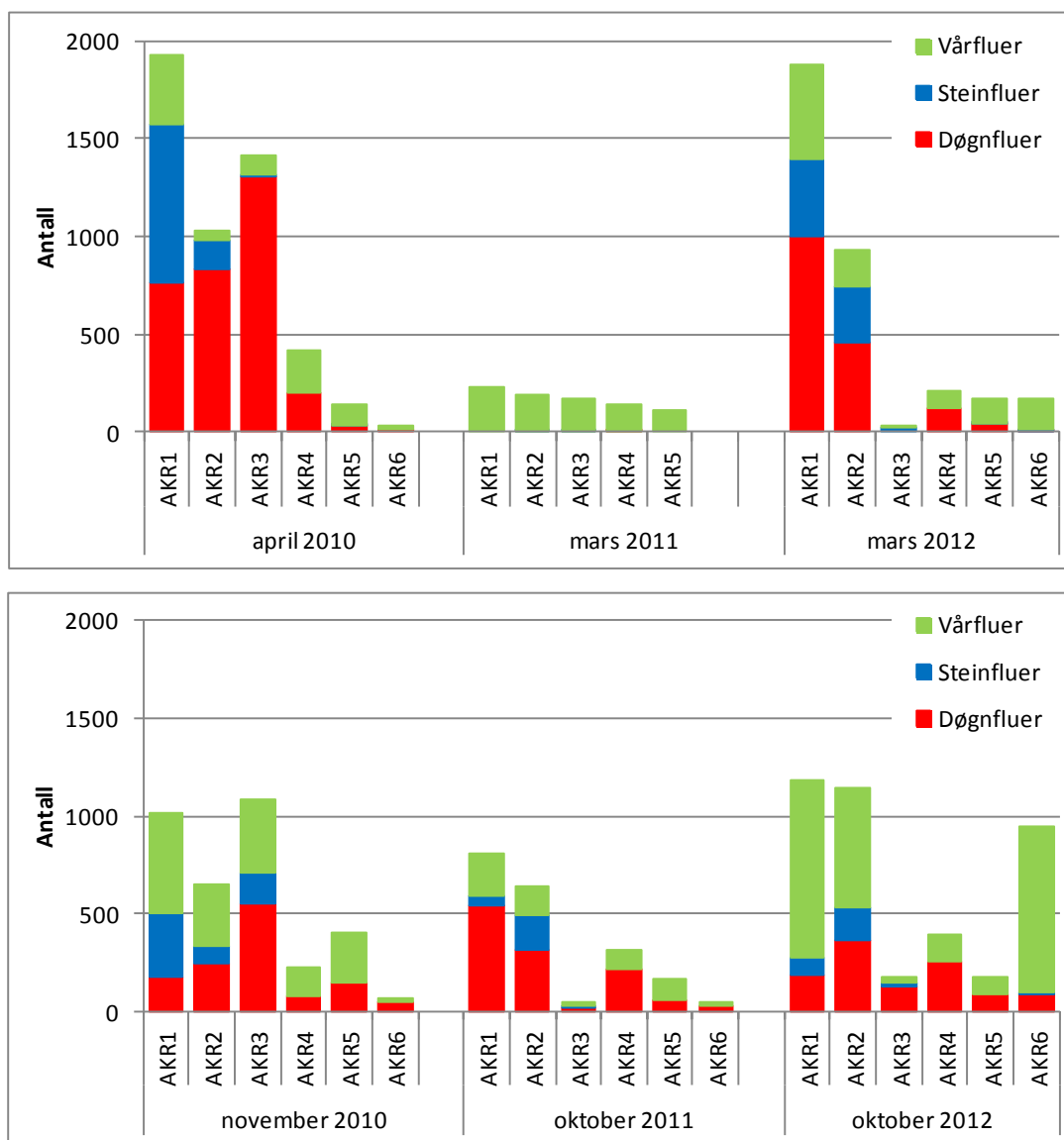
Høsten 2012 ble ørret og laksunger fanget på de faste stasjonene i forbindelse med fiskeundersøkelsen 4-9. oktober undersøkt for larver, til sammen 39 ørret og 25 laks. Ingen laks var infisert, mens det ble funnet glochidier på 9 ørret. All infisert ørret ble fanget 9. oktober. Ingen ørret fanget tidligere i perioden var infisert. All infisert fisk ble fanget på stasjon AKR 5 og AKR6, og i områder tilknyttet disse.

All fisk med unntak av én var årsunger (0+). Av tilsammen 12 ørret var andel infiserte 75 % med en infeksjonsgrad på fra 1 til 3. Muslingen slipper larvene ved en viss temperatur. Årsaken til at infisert fisk ikke ble funnet høyere opp i elva tidligere i perioden kan derfor skyldes at temperaturen var for høy da undersøkelsen i denne delen av elva ble gjennomført til muslingene hadde sluppet larvene. Temperaturen var 11, 3 °C i første del av perioden og 9,5 °C i siste del. Funn av larver på anadrom strekning helt nederst i elva viser enten at det finnes musling i nedre del av elva eller at glochidier kommer fra koloniene ovenfor Nydalsdammen og at de driver langt før de fester seg til verstfisk. Siden larver nå er funnet på 0+ viser det at Akerselva har en gytebestand av musling.

4. Kommentarer

4.1 Bunndyr

Resultatene av bunndyrundersøkelsene i 2012 viste i hovedsak samme mønster som før utslippet (Bækken et al. 2011a) (Fig. 14- 17).



Figur 14. Tettheter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-arter) på seks stasjoner i Akerselva i perioden vår (øverst) og høst (nederst) 2010 til vår 2012. Resultater fra før 2012 er fra Bækken et al. (2011 a,b,c)

Utslipet i mars 2011 gjorde stor skade på bunndyrfaunaen. Antall individer av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT-artene) var sterkt redusert på våren rett etter utslippet i hele Akerselva (Fig.14) og spesielt gikk utslippet ut over døgnfluer og steinfluer, men ikke i

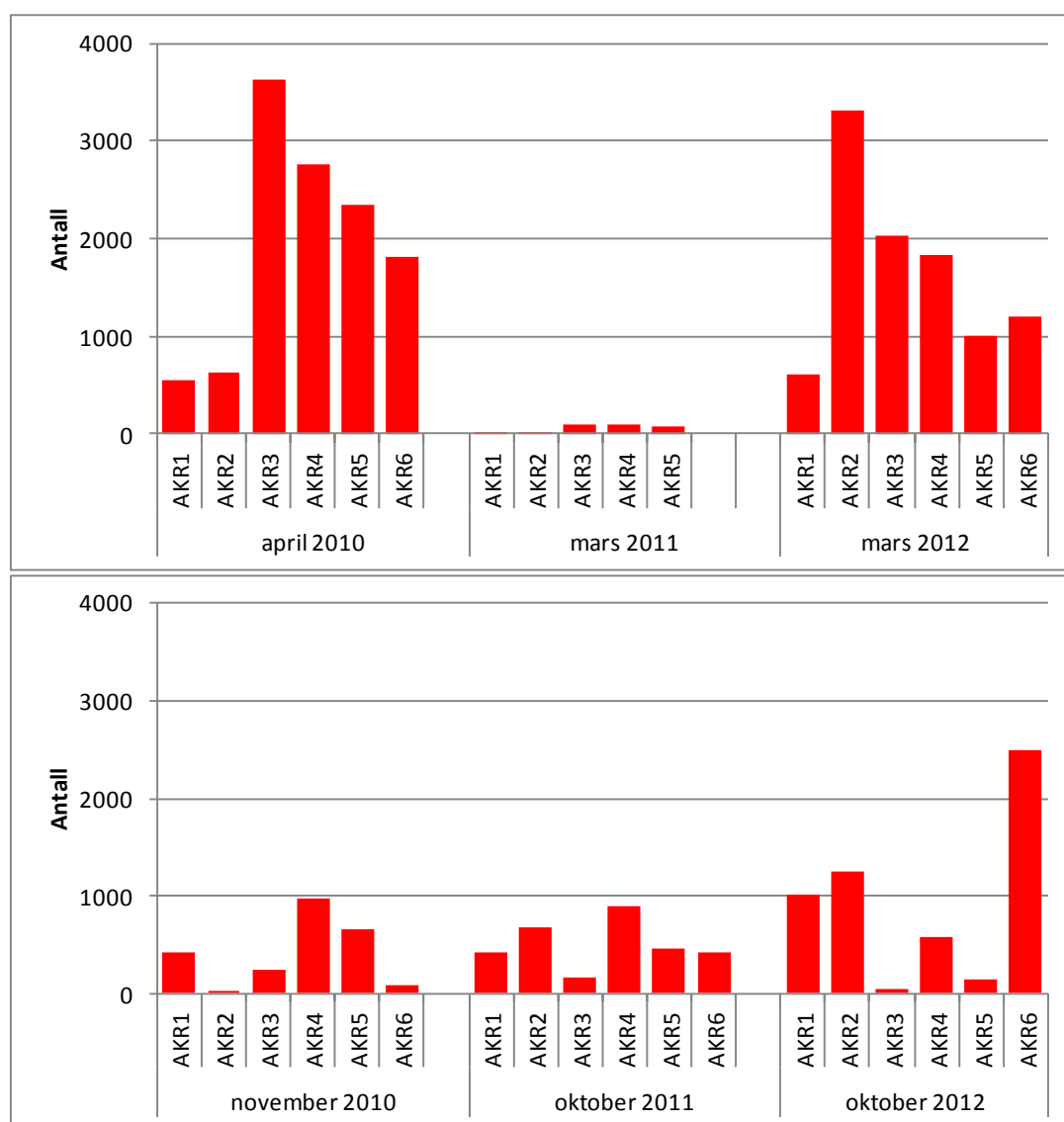
samme grad på vårfluer. Det samme gjorde seg gjeldende for andre bunndyrgrupper, som for eksempel fjærmygg (Fig. 15). Hypoklorittutslippet førte til en markert reduksjon i tettheten av fjærmygg i hele Akerselva (Bækken et al. 2011a). Imidlertid tok mengden seg raskt opp igjen (Figur 15), og allerede høsten 2011 var tetthetene tilbake på samme nivå som før utslippet, og dette var også tilfellet videre i 2012. Fjærmygg består av mange arter, men effekten på artssammensetningen er ikke undersøkt.

Faunaen er imidlertid restituert relativt hurtig (Figur 14), og var vår og høst 2012 i grove trekk den samme som i 2010, altså før utslippet (Bækken et al. 2011b). Allerede høsten 2011 har elva i den øvre del på god vei en sammensetning som før utslippet. Bunnfaunaen er nå tilbake til nivået før utslippet. Dette var også konklusjonen allerede høsten 2011 (Bækken et al. 2011c).

Sammensetningen av døgnfluer domineres av den viktige og følsomme døgnfluen *Baëtis rhodani*. Denne forsvant fullstendig, men i 2012 var den tilbake i samme tettheter som før utslippet (Figur 14). *B. rhodani* er en svømmende art og er lett utsatt for toksiske utslipp. Den raske reetableringen viste at deler av bestanden må ha overlevd, trolig fordi arten har overlappende generasjoner slik at det kan ha vært egg nede i bunnsubstratet.

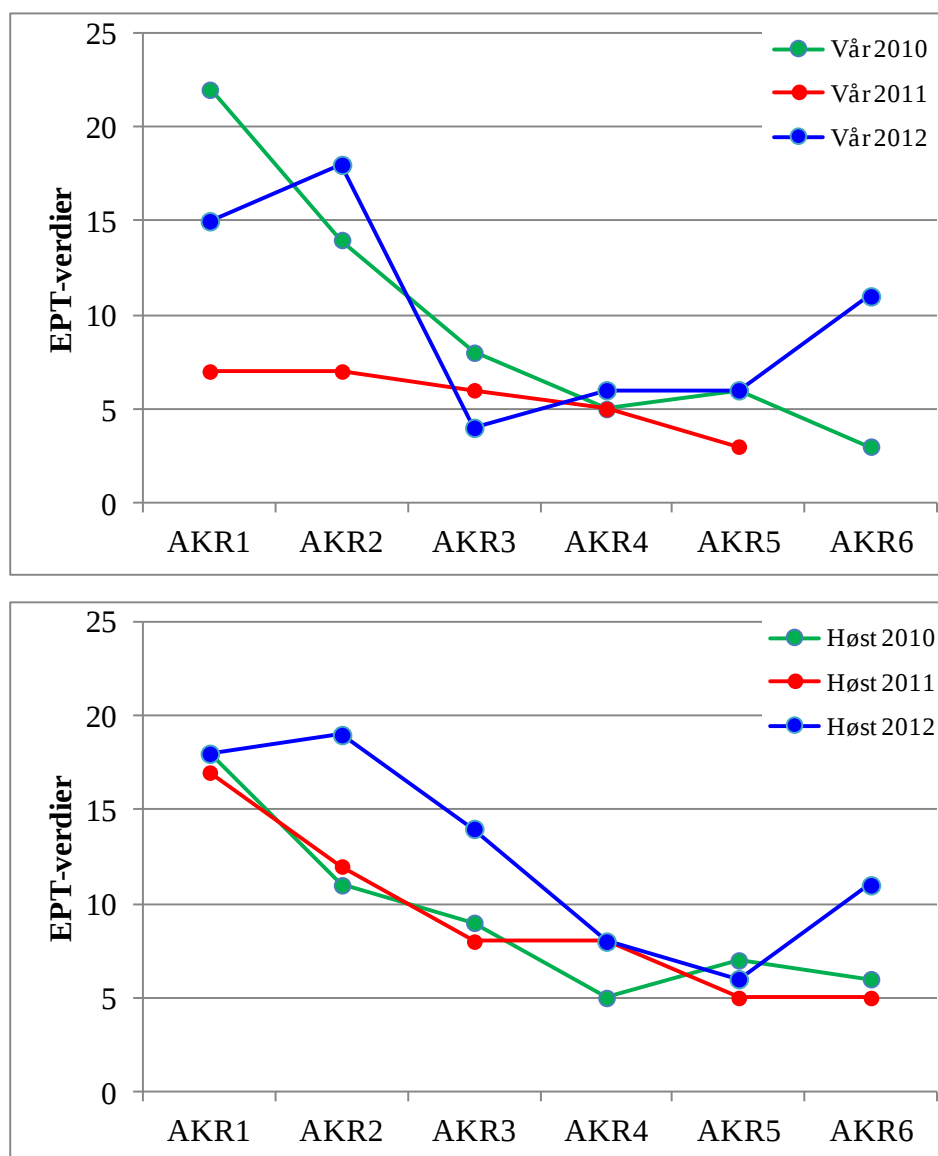
Et unntak var stasjon AKR3, som hadde en forenklet fauna både høsten 2011 (Bækken et al. 2011c) og i 2012. Mengden av *B. rhodani* var her sterkt redusert i 2012; den var helt borte våren 2012 og ble funnet bare i relativt beskjedent antall høsten 2012 (Vedlegg tabell I og III). Stasjon AKR3 hadde tidligere store tettheter av døgnfluen *B. rhodani* (Bækken et al. 2011b). Årsaken til dette var ikke utslippet av hypokloritt, men trolig forårsaket av hendelser uavhengig av dette utslippet. Dette begynte før oktober 2011, muligens også før utslippet av hypokloritt, men senere enn høsten 2010. De lave tetthetene i oktober 2011 er ikke kommentert av Bækken et al. (2011c), til tross for at tetthetene var langt høyere og mer variert høsten 2010 (se Bækken et al. 2011b). Det var et ønske fra VAV å få lokalisert årsaken til denne endringen i faunaen ved AKR3. I juni 2012 ble det tatt bunnprøver på stasjon AKR3 og på tre punkter opp mot AKR2 øverst i Nydalen. Konklusjonen etter denne undersøkelsen var at det er et mindre utslipp mellom AKR2 og AKR3, muligens av typen "av/på". Det var ikke mulig etter denne undersøkelsen å lokalisere kilden nærmere, utslippet kan være diffust og gjøre seg gjeldende i perioder med liten vannføring hvor effektene av fortynning er mindre. Imidlertid viser resultatene fra høsten 2012 en forbedring av forholdene på lokaliteten.

I 2012 var alle arter og grupper av bunndyr tilbake til tilstanden før utslippet av hypokloritt. Fortsatt er det noe redusert mengde av enkelte arter, som steinfluen *Isoperla grammatica* og døgnfluen *Heptagenia sulphurea*, på den øverste stasjonen.



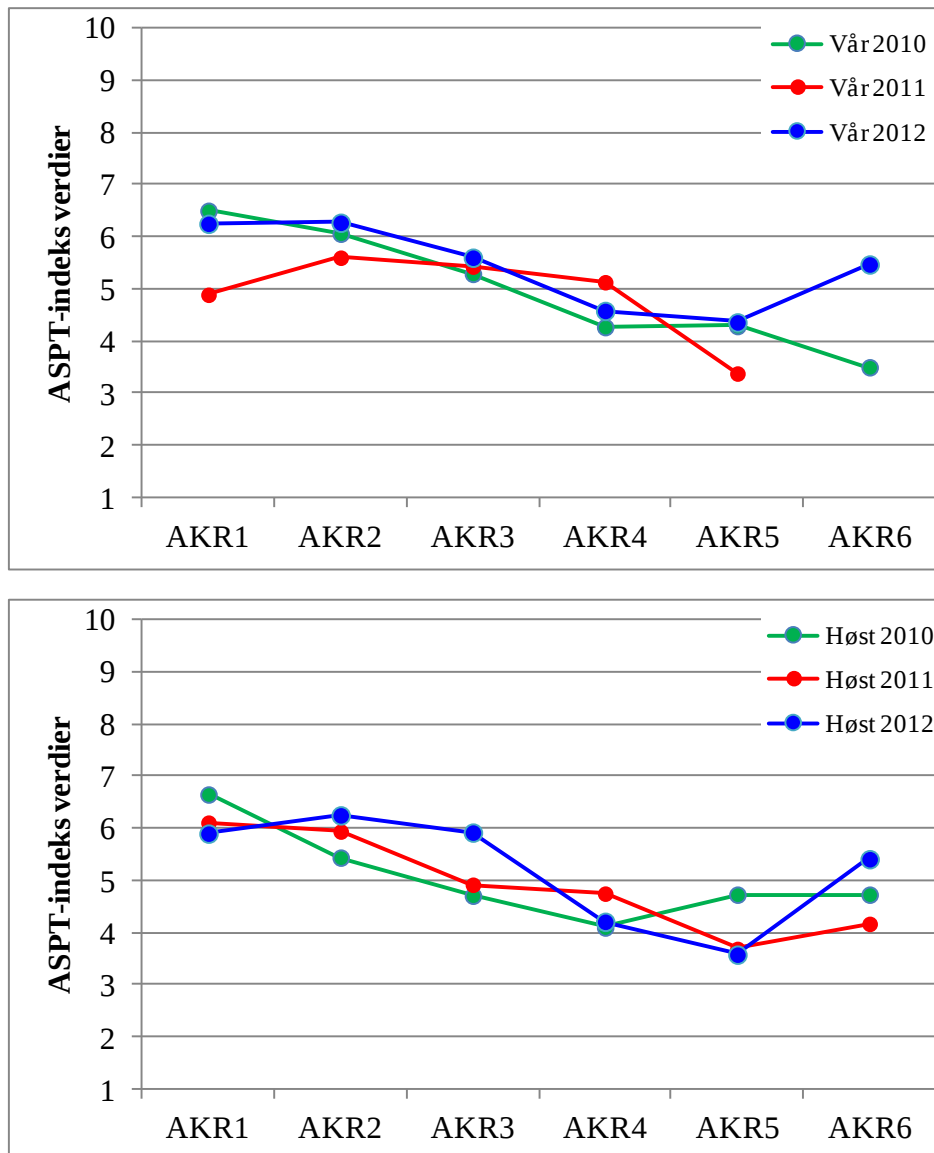
Figur 15. Tetthet av fjærmyggglarver på seks stasjoner i Akerselva i perioden vår (øverst) og høst (nederst) 2010 til 2012. Resultater fra før 2012 er fra Bækken et al.(2011a,b,c).

EPT verdiene synliggjør effektene av utslippet på artssammensetningen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer svært godt (Fig. 16). Sammenlignet med våren 2010 var det rett etter utslippet en betydelig reduksjon i EPT verdi. Reduksjonen var størst i elva øverste del. Dette skyldes et langt større innslag av døgnfluer og steinfluer her, i motsetning til lenger ned der EPT artene domineres av vårfluer. Vårfluer ble ikke i samme grad som de to andre gruppene påvirket av utslippet. EPT verdiene er tilbake til samme nivå som før utslippet allerede våren 2012. Faktisk var de høyere på to av stasjonene våren 2012, men lavere på stasjon AKR 1 og AKR3. For stasjon AKR3 sin del skyldes det det tidligere omtalte diffuse utslippet og at det ikke ble funnet døgnfluer her våren 2012. Allerede høsten 2011 var EPT verdiene tilsvarende de før utslippet, mens de høsten 2012 enten var de samme eller betydelig høyere på noen stasjoner (Fig. 16)



Figur 16. EPT-verdier på seks stasjoner i Akerselva om våren (øverst) og høsten (nederst) 2010 til 2012. Verdiene fra før 2012 er basert på Bækken et al. (2011a,c).

Effekten av utslippet basert på ASPT indeksene er ikke like tydelig (Fig. 17). Øverst er den eneste synlige effekten en reduksjon i økologisk tilstand fra god til moderat våren 2012, og nederst fra dårlig til svært dårlig. Høsten 2011 er det ikke forskjeller i ASPT indeks for de ulike lokalitetene sammenlignet med indeksene før utslippet; høsten 2010. Høsten 2012 har tre av stasjonene bedre økologisk tilstand enn før utslippet, mens tilstanden på AKR5 er dårligere. På de øvrige er forskjellen hva som kan forventes innenfor naturlig variasjon.



Figur 17. ASPT-verdier på seks stasjoner i Akerselva om våren (øverst) og høsten (nederst) 2010 til 2012. Verdiene fra før 2012 er basert på Bækken et al. (2011a,b,c)

Det kan konkluderes med at bunndyrfaunaen i Akerselva er tilbake til slik forholdene var før hypoklorittutslippet i mars 2011. Det ansees som unødvendig med tiltak som utsetting av bunndyr. Det er imidlertid viktig å følge opp elva med tanke på diffuse utslipp som kan redusere faunaen i utsatte partier, som nå for eksempel i området ved Badebakken (AKR3), hvor det åpenbart har vært en senere episode. Akerselva renner primært gjennom urbane og sterkt utbygde områder, med den risikoen det innebærer for større og mindre skadelige utslipp og tilførsler.

4.2 Fisk

Ørret er funnet på alle de faste stasjonene etter 1990 (Tabell 6). Det er ingen endring i utbredelse som følge av utslippet og ørret finnes i hele elvas lengderetning. Laks ble også i 1989 og 1990 funnet på alle de faste stasjonene. Tilstedeværelse av laks på stasjon AKR1 til AKR4 er basert på utsetninger. Etter 1990 har laks hatt en fast naturlig rekrutterende bestand på anadrom strekning nedenfor Nedre Foss og det har siden da vært vellykket gyting her.

Tabell 6. Dominerende fiskearter i Akerselva og deres utbredelse på faste stasjoner fra 1976 til 2012. Laks påvist ovenfor stasjon 5 er fra utsetninger. Data fra 2010 og 2011 er fra Bækken et al. (2011a,c).

Periode	1976 - 77					1982 - 83					1989 - 90					1996					2001					2010					2011					2012								
Stasjon	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5									
Ørret	X					X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
Laks											x	x	x	x	X			x	x	X			x	x	X			x	x	X			x	x	x		X							
Ørekyt	X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
KREPS	X	X				X	X	X			X	X	X			X	X	X	X			X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Etter utslippet i mars 2011 påvises det høsten 2011 både årsunger(0+) og eldre laksunger på anadrom strekning (Bækken et al 2011c). Årsunger av ørret og laks var både høsten 2011 og 2012 merkbart mindre i størrelse enn 0+ på stasjonene lenger opp i elva. Høyst sannsynlig er dette årsunger som stammer fra naturlig gyting på anadrom strekning og ikke 0+ fra utsettingene lenger opp i elva. Det fanges ikke årsunger mellom Badebakken og Nedre Foss i 2011 og mellom Nydalsdammen og Nedre Foss i 2012. Begge år ble ikkestartforet lakseyngel satt ut på strekningen ovenfor Nydalsdammen og skulle disse ha vandret nedover burde det både i 2011 og i 2012 være 0+ tilstede på mellomliggende stasjoner i rimelige tettheter, noe som ikke er tilfelle. Det er dokumentert at rogn fra laks overlevde i grusen våren 2011 (Saltveit et al. 2012), og årsungene av laks fanget høsten 2011 må stamme fra disse. Vellykket rekruttering for ørret våren 2011 etter utslippet bekreftes av at det ble funnet ørretlarver i sparkeprøver fra AKR5 (Bækken et al. 2011c). I resultatene fra NIVA høsten 2011 er det ikke skilt mellom årsunger og eldre fisk verken for laks eller ørret, men dataene er gjort tilgjengelige for bearbeiding med hensyn på årsklasse inndeling. Denne bearbeidingen viser at ikke alle fiskeungene fanget høsten 2011 var årsunger, noe som viser at sannsynligvis mer fisk enn tidligere antatt har overlevd (Fig. 18).

De beregnede tettheter av laksunger, både 0+ og eldre, er lavere på anadrom strekning både høsten 2011 og 2012 enn året før utslippet (Fig. 18). Imidlertid var tettheten av årsunger på stasjon AKR5 høsten 2012 nær den samme som høsten 2010. En generelt lavere tetthet av årsunger på anadrom strekning nedenfor Nedre Foss etter utslippet i mars 2011 har imidlertid ikke grobunn i utslippet. Rogn gytt høsten 2010 overlevde og utslippet hadde heller ikke effekt på gytebestanden i 2011, som på det tidspunkt befant seg i havet (se Saltveit et al. 2012). Lavere tettheter i 2011 og 2012 skyldes menneskelig aktivitet ut over klor eller variasjon i gytebestand. Lavere tettheter av eldre laksunger høsten 2011 må imidlertid tilskrives utslippet, men tilstedeværelse av eldre fisk viser en viss overlevelse.

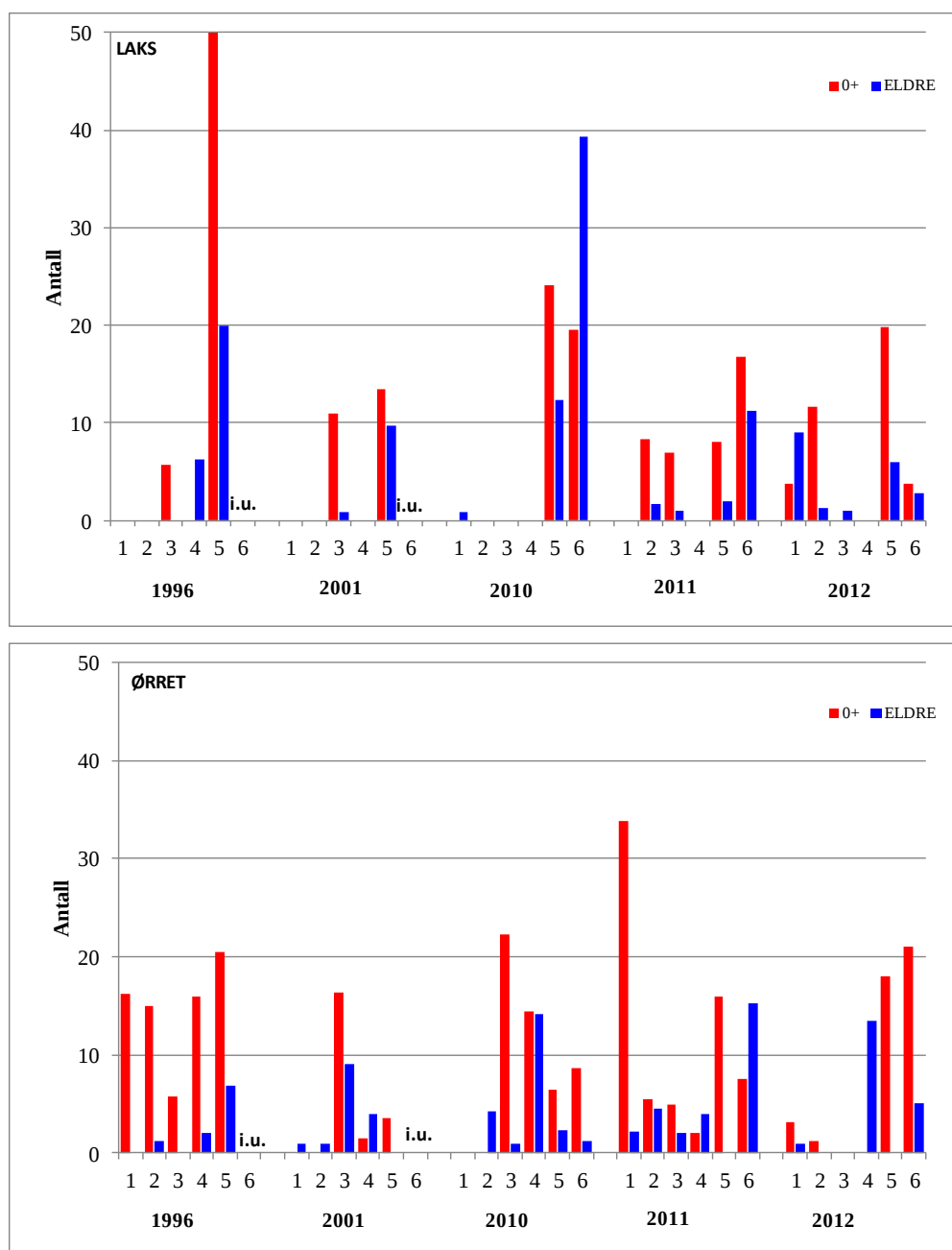


Fig. 18. Beregnet tetthet (antall pr. 100m²) av 0+ og eldre laks- og ørretunger på ulike stasjoner i Akerselva om høsten i 1996, 2001, 2010, 2011 og 2012. Data fra 2010 og 2011 er fra Bækken et al. (2011a,c). i.u.: Stasjon AKR6 ble ikke undersøkt i 1996 og 2001.

På anadrom strekning var også årsunger (0+) av ørret i 2012 generelt mindre enn de som ble fanget lenger opp i elva, og det beregnes på anadrom strekning relativt høye 0+ tettheter både høsten 2011 og 2012. Tetthetene var begge år betydelig høyere enn tettheten som ble beregnet høsten før utslippet. De var også betydelig høyere enn i 2001 og ikke forskjellige fra den som ble beregnet i 1996. Som for laks dokumenteres det at rogn gytt høsten 2010 har overlevd utslippet (se Bækken et al. 2011c) og også her befant gytefisk seg i havet på utslippstidspunktet. Tetthet av ørret 0+ er også langt høyere på stasjonene på anadrom

strekning enn på ikke anadrom strekning. På strekningen der det settes ut ørret var det nærmest ikke fisk i 2012. Utsettingene av ørret her i 2012 har vært svært lite vellykket.

Bækken et al. (2011c) konkluderte med lave tettheter høsten 2012, spesielt i de nedre deler, der det ikke hadde vært utsettinger. Det ble antatt at laks og ørret i de nedre deler i hovedsak stammet fra OFAs utsettinger. Imidlertid er ikke tetthetene av laks og ørret lavere i nedre del enn i øvre del av elva. Snarere synes tetthet basert på utsettinger å være lavere enn de som skyldes naturlig gyting. Dette synes å være tilfelle både i 2011 og 2012.

For laks og ørret er rekruttering og oppvekstområder sentrale faktorer. Dersom naturlig rekruttering er begrensende faktor for disse gruppene vil utsetting være et tiltak dersom habitat og næring ellers er rimelig bra. Et spørsmål som ønskes belyst er hvor mange fiskeyngel som kan settes ut, tatt i betraktning at bunndyrsamfunnet fortsatt er noe redusert. Videre var det ønskelig å få vurdert om laks og sjøørret kunne settes ut overalt eller om utsetting av laks i de øvre delene vil være til hinder for elvemuslingen dersom laks ikke kan være vertsfisk?

Her forutsettes det imidlertid at bunndyrsamfunnet er den begrensende faktor for fisk og at bunndyrsamfunnet er noe redusert. Næringsbegrensning er imidlertid ofte ikke tilfelle for fisk i rennende vann (Allan 1982,1984). Undersøkelsene som nå er utført viser også at bunndyrsamfunnene på det aller nærmeste er reetablert til tilstanden før utslippet. Hovedproblemstilling knyttet til utsetting vil da være å vurdere størrelsen på naturlig rekruttering og oppvekstområdenes egnethet. Ørret er sannsynligvis eneste vertsfisk for elvemusling. Utsetting av laks ovenfor Nedre Foss kan være uheldig for rekrutteringen hos elvemuslingen dersom oppvekstområder er en begrensende faktor og utsetting av laks fortrenger ørret.

Interessen for forvaltning av sjøørret rundt Oslofjorden har vært sterkt økende i de senere år (Enerud og Lund 1999), og det er i dag stor interesse for sportsfiske etter ørret i Oslofjorden. Det er derfor viktig å sikre og helst øke rekrutteringen av sjøørret til Oslofjorden. Dette kan kun gjøres ved å bedre forholdene for oppgang, gyting og smoltproduksjon i vassdragene som drenerer til fjorden, deriblant Oslovassdragene. Et tiltak som nå gjøres er å øke produksjonen ved å sette ut sjøørret ovenfor anadrom strekning, dvs. ovenfor Nedre Foss. Så langt har disse utsettingene sannsynligvis vært mislykkete. Dette skyldes primært at sjøørret er satt ut så tidlig som i slutten av februar.

En viktig problemstilling er knyttet til om de som settes ut ovenfor anadrom strekning beholder trangen til å vandre. Vandring er hos mange organismer genetisk betinget, men synes hos ørret (også) å være styrt av miljøbetingelser (Olsson et al. 2006). Vandringsadferd ble utviklet hos bestander med høy individ tetthet og dårlig individuell vekst, mens ørret-unger med gode vekstbetingelser forble stasjonære. Vandringsvalget er derfor influert av vekst mulighetene (Olsson et al. 2006). Det er derfor ikke umiddelbart slik at utsetting av sjøørretunger vil føre til økt produksjon av sjøørret, det kan likegodt føre til økt stasjonær bestand av ørret som ikke vandrer.

Innenfor de gitte økologiske rammene er det derfor viktig at forvaltningen avgjør hva som er ønskelig fiskeproduksjon i Akerselva, dvs. om det er laks, sjørørret eller stasjonær ørret som er ønskelig innenfor de ulike vassdragsavsnittene, og hvordan hensynet til elvemusling skal ivaretas.

4.3 Edelkreps

Like etter klorutslippet i mars ble det på de faste stasjonene, AKR1 til AKR6, ved befaring funnet 24 døde og en levende kreps (Bækken et al 2011a). I oktober 2011 ble det registrert 61 levende kreps, og det meste ble da funnet oppstrøms Nydalsdammen (Bækken et al. 2011c). Lengdefordelingen både i 2011 og 2012 viser at bestanden av edelkreps i elva består av årssunger med lengde 15-20 mm og voksne individer opp mot 10 cm. Det ble konkludert med at klorutslippet i mars påførte krepsebestanden en betydelig dødelighet (Bækken et al. 2011c), noe som opplagt har vært tilfelle. Imidlertid skjedde utslippet i en periode med kaldt vann i elva og hvor mye av bestanden kan ha oppholdt seg i hulrom langs bredden og i selve elvebunnen. Senere undersøkelser tyder også på at mye kreps har overlevd og at det allerede året etter har vært naturlig reproduksjon. Da det ikke ble satt ut kreps i 2011 må det antas at det som ble fanget i 2011 er kreps som har overlevd selve utslippet, selv om en viss nedvandring fra Maridalsvannet ikke kan utelukkes.

I august 2012 ble det forut for våre undersøkelser satt ut til sammen ca. 100 L kreps, der mesteparten var 5-9 cm lange, mens antallet var ukjent. Det meste ble satt ut i øverste del og ned til Nydalsdammen på følgende steder: I Grønvoldsdammen, nedstrøms Grønvold, på Frysja, i Stilla, i strykpartiet oppstrøms Nydalsdammen, og noe nede ved Badebakken. Det må derfor antas at kreps som fanges på elektrofiskestasjonene ikke stammer fra utsettingene og dessuten at kreps mindre enn 5 cm er egenrekruttert i elva. Undersøkelsene i 2011 og 2012 viser derfor at det foregår naturlig rekruttering av kreps på egnede habitater ned til Treschowsgate. Lave tettheter av edelkreps på enkelte stasjoner skyldes derfor trolig at habitatet her er mindre egnet for kreps.

Det er ikke tidligere foretatt spesifikke undersøkelser av edelkreps i Akerselva. Det foreligger derfor ikke informasjon om bestandstørrelse eller bestandssammensetning av edelkreps i Akerselva fra tidligere undersøkelser, men noe informasjon om utbredelse fram til 2001 foreligger fra overvåkingsrapporter, se Tabell 6 (Bremnes et al. 2001). Kreps ble tidligere, fra 1976 til 1977, bare funnet på de to øverste stasjonene, men spredte seg nedover elva, og ble i 1996 funnet nedstrøms Øvre Foss (AKR4) (Tabell 6). Selv om Bækken et al. (2011b) ikke nevner kreps fra sine undersøkelser av elva i 2010, er det sannsynlig at kreps også da hadde samme utbredelse som på slutten av 1990 tallet. Edelkreps ble både høsten 2011, altså rett etter utslippet, og høsten 2012, funnet på flere av de faste stasjonene i Akerselva enn det som var tilfelle både i 2001 og 2010. Utbredelsen var da begrenset ned til Badebakken, stasjon AKR3, mens edelkreps nå altså finnes et stykke nedenfor AKR4. Utbredelsen synes i dag å være den samme som i 1996 (Tabell 6).

Det er vanskelig å se at vannkvalitet alene er begrensende for kreps på stasjon 5 og 6. Fravær av påvisning av kreps kan skyldes både at tettheten er svært lav eller at kreps ikke finnes. Ut over mulig predasjon fra ål er det vanskelig å peke på enkeltfaktorer som kan forklare dette. Imidlertid bør dette undersøkes nærmere, f.eks ved burforsøk.

For å påskynde reetableringen av kreps i vassdraget, ble det foretatt utsettinger i 2012, se ovenfor. Utsetting av edelkreps var et av tiltakene som det var ønsket å få vurdert. Funn av død kreps etter utslippet i 2011 viste dødelighet, men funn av levende kreps i 2011 angir også at kreps overlevde. Lengdefordelingen i 2012 viser at det er god reproduksjon. Det konkluderes med at det ikke er behov for ytterligere utsetting av kreps.

4.4 Elvemusling

Elvemuslingen er en sårbar art og bestanden av elvemusling er kraftig redusert i hele Europa. Perlefiske, forurensning og ødeleggelse av leveområder er nevnt som de viktigste årsakene til dette. En viktig årsak for Akerselva var et betydelig perlefiske som i sin tid foregikk, men som ellers i Norge er de viktigste truslene nå knyttet til forurensning (Larsen 2008).

En viktig årsak til at elvemusling er spesielt sårbar ved miljøendringer er den spesielle livssyklusen. Denne omfatter et parasittisk stadium på gjeller hos laks eller ørret. Etter at larvene har utviklet seg en måneds tid på hunnmuslingens gjeller, slipper disse seg ut i vannmassene og fester seg på gjellene til en vertsfisk. Tidspunktet når larvene slippes fra muslingen er temperaturavhengig. For høy vanntemperatur er trukket fram som årsak til at det ble funnet få infiserte ørret høsten 2012, dvs. muslingen hadde ikke sluppet glochidier da fiskeundersøkelsen ble gjennomført. Larvene sitter på vertsfisken fra august/september til mai året etter. Elvemuslingens livssyklus betyr derfor at faktorer som påvirker vertsfisken også får konsekvenser for elvemuslingen.

Det finnes i dag en bestand av elvemusling i Akerselva og tilstedeværelsen skyldes høyst sannsynlig utsetting av ørret i perioden 1989-1996 fra Sørkedalselva som var infisert med muslinglarver (Bækken et al. 2011b). Elvemuslingen blir kjønnsmoden først etter 15-20 år (Larsen 1997). Det er derfor sannsynlig at individene som nå finnes i Akerselva er kjønnsmodne og at glochidielarver som nå påvises er sluppet fra elvemuslingen i august-september (oktober) 2012. Siden vertsfisken er infisert kan det konkluderes med at elvemusling i Akerselva reproducerer, i hvert fall fram til glochidielarver. Denne konklusjonen forutsetter imidlertid at utsatt ørret ikke er infisert. Siden all fisk som settes ut er fra anlegget i Maridalen (informasjon fra OFA) konkluderes det med at infisert ørret er infisert i Akerselva, og at det nå finnes kjønnsmodne elvemuslinger i elva.

Det ble også våren 2012 funnet ørret med larver på hele elvestrekningen ned til Nedre Foss, mens det høsten 2012 også ble funnet infisert ørret på anadrom strekning, dvs. i deler av elva der det ikke er påvist elvemusling. Så langt er det ikke funnet elvemusling nedenfor Ring3. Dersom det bare er i dette øvre området det i dag lever elvemusling, betyr det at infisert fisk som fanges lenger ned i elva enten har vandret nedover eller at glochidielarvene kan ha bli ført med strømmen før de infiserer vertsfisken i de nedre deler. Det kan imidlertid også være spredte forekomster av elvemusling også i elvas nedre deler.

Mye tyder på at det er årsunger som er mest mottagelige for infeksjon fordi disse ikke tidligere har vært utsatt for infeksjon (Young og Williams 1984). I forbindelse med infeksjonen danner vertsfisken antistoffer mot larvene, og eldre fisk som tidligere har vært infisert kan derfor kvitte seg med larver i løpet av relativt kort tid (Bauer og Vogel 1987).

En sentral problemstilling var å få dokumentert om det nå foregår full reproduksjon fram til elvemusling i Akerselva. Det er ikke funnet små larver nede i grusen, men ved overflateobservasjon er det målt muslinger og den klart minste var 55 mm. Alle forhold tilsier at elvemuslingen reproducerer, om enn i svært liten grad, men at reproduksjonen er begrenset til strekningen ned til Ring 3.

Det konkluderes videre med at vertsfisken for elvemusling i Akerselva er ørret. Denne konklusjonen baserer seg på at det ikke er funnet larver på laks, selv på de som ble fanget nær muslingforekomstene. Dessuten skyldes tilstedeværelsen av elvemusling i Akerselva høyst sannsynlig utsetting av infisert ørret fra Sørkedalselva (Bækken et al. 2011b). Sannsynligheten for at laks er vertsfisk er liten, men dette kan imidlertid avdekkes ved eksperimentelle studier. I større laksevassdrag, for eksempel Numedalslågen, vil elvemusling benytte seg primært av laksunger som vertsfisk (Sandaas et al. 2012). Tettheten av laksunger kan være høy, og bidrar til at vertsfisk er til stede. Ovenfor naturlig lakseførende strekninger må ørret være vertsfisken.

I en gitt populasjon av elvemusling kan tettheten av ørret som potensielt kan fungere som verter tenkes å være en begrensende faktor for rekruttering hos elvemusling. Utover endring av de fysiske habitatforholdene for elvemuslingen som en regulering medfører, må trusselbildet også vurderes ut fra om ørret er fraværende, eller om tettheten av ørret er lav eller variabel.

En problemstilling som ønskes belyst er hvilke tiltak må gjøres for å sikre en levedyktig elvemuslingbestand. I en gitt populasjon av elvemusling kan tettheten av ørret/laks tenkes å være en begrensende faktor for rekruttering hos elvemusling. Utover disse forutsetningene vil trusselbildet være bestemt av vannkvalitet, avrenningsmønster og bunnforhold. Et nødvendig tiltak på både kort og lang sikt vil derfor være å opprettholde en god vannkvalitet. For juvenile muslinger er det svært viktig at det er god gjennomstrømning i substratet, noe som sikrer oksygentilgangen. Definisjonen for vellykket rekruttering av elvemusling er først når muslingen, etter noen år nedgravd i substratet, har blitt stor nok til at den kommer opp og begynner en mer eksponert tilværelse fram til ny kjønnsmoden elvemusling.

Trolig er utbredelsen av elvemusling begrenset ned til Ring3. Det er i dette området funnet en liten musling som tyder på vellykket reproduksjon. Utbredelse videre nedover elva er derfor trolig begrenset av egnet habitat og vannkvalitet. Ørret infisert med glochidielarver er funnet helt ned til sjøen og mulighet for bestandsetablering er derfor tilstede.

4.5 Betydning av minstevannføring

Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten (VAV) styrer vannmengden ut av Maridalsvannet. For Akerselva gjelder følgende minstevannføringer ut av Maridalsvannet:

januar-mars	1 m ³ /s
april-oktober	1,5 m ³ /s
november-desember	1 m ³ /s

Da tilsiget vil kunne variere betydelig fra år til år, vil reglementet måtte gi rom for fleksibilitet. I ekstraordinære tilfeller er det derfor anledning til å redusere vannføringen ytterligere ved å gå ned til 0,5 m³/s. På den annen side vil det bli sluppet mer vann dersom magasinfyllingen er god.

Det ønskes en vurdering om:

- lav vannføring (minstevannføring og vannføring under minstevannføring (unntakssituasjon)) har negative konsekvenser for reetablering av biologisk mangfold i elva.

Vi tolker mandatet til å gjelde for reetablering etter utslippet og ikke en reetablering av elva til kravet i Vanddirektivet som er *god økologisk tilstand*.

Generelt vil vannføringen i elver være bestemmende både for vannhastigheten og derved for bunnforholdene (substratet), noe som igjen er viktig for bunndyr, ørret og laks. Ørret og laks stiller bestemte krav til sitt oppvekstområde (habitat) på rennende vann. Vanndyp, vannhastighet, bunntype og skjul er viktige fysiske variable som påvirker valg av oppvekstområder og mengden hos laksefisk (Heggenes 1989, Gibson 1993, Heggenes et al. 1999). Ørret kan bruke habitater med fint bunnssubstrat (silt, sand, fin grus), men foretrekker å oppholde seg der bunnen er mer steinete. Det samme gjør laks, som sjelden bruker habitater der partikkelstørrelsen i substratet er mindre enn 1-2 cm (Karlström 1977, Heggenes 1990). Substratvalg avhenger av fiskestørrelsen og preferansen for grovt bunnssubstrat øker med økende fiskestørrelse (Bohlin 1977, Heggenes 1988). Grovt substrat, uten fortetning av finere løsmasser, skaper hulrom som gir skjul fra predatorer (Heggenes 1988). Dette er særlig viktig for mindre fisk, og spesielt om vinteren og ved lav vannføring (Heggenes et al. 1999).

Begrensende faktor generelt sett for produksjon av fisk i Akerselva kan være fravær av naturlige flommer, og lengre perioder med lave vannføringer (se Saltveit og Brabrand 2002) og særlig er lavvannføringer flaskehalser (Elliott 1984), trolig pga. ugunstige habitatforhold, som fører til fysiologisk stress og økt predasjon (Heggenes og Borgstrøm 1988).

Lavvannføringene kan imidlertid ikke sees isolert fra at elva er belastet med mye annen menneskelig aktivitet enn "sturt" vannføring. I urbane elver vil lav vannføring medføre redusert vannkvalitet ved at konsentrasjonene av tilført materiale nedover i elva vil øke pga. redusert fortynning, og det vil påvirke de biologiske forholdene. Effektene av organisk forurensning og andre former for forurensning vil bli forsterket. I tillegg er nedbørsfeltet til Akerselva delvis preget av leire, økt overflateavrenning fra veier og urban aktivitet som medfører utvasking av finpartikulært materiale som vil legge seg på bunnen og tette igjen hulrom der det opprinnelig var steinbunn, områder som er viktige habitater for mange bunndyr og fisk. Det er sannsynlig at grunnvannsavrenningen har endret seg betydelig. Økt konsentrasjon av næringssalter i vannet og redusert utspyling vil også føre til endringer i begroing, som også vil påvirke bunnfaunaen.

Akerselva har en markert vårflom i april-mai, og ofte med flommer sent på høsten. I gjennomsnitt er størrelsen på disse flommene små, mens de enkelte år kan være betydelige (Saltveit og Brabrand 2002). Enkelte år, som for eksempel i 1996 var vannføringen i Akerselva imidlertid usedvanlig lav og lavere enn den pålagte minstevannføringen. Det skulle vise seg at dette skulle få betydelige konsekvenser for utviklingen i elva på kort og lang sikt og vi har derfor valgt konsekvensen av lavvannføringen i 1996 ved vurdering av betydning av lav vannføring for reetablering.

Våren 1997 ble det ikke påvist laks- og ørretunger i de nedre deler av elva, og det ble heller ikke funnet rognkorn eller plommesekkyngel i bunns substratet, til tross for gyteaktivitet høsten 1996 (Bremnes og Saltveit 1998). Vurdert ut fra bunnfaunaen skjedde det en betydelig forverring av forurensningssituasjonen i nedre del av Akerselva i 1996 og vinteren 1997. Den reduserte vannføringen i 1996 førte til økt sedimentering og redusert oksygeninnhold i vann og substrat. En eller to generasjoner av fisk ble borte fra elva. Tilstanden var å sammenligne med en situasjon etter et utslipp med påfølgende fiskedød, og bunnfaunaen viste dominans av forurensningstolerante arter, slik som på 1970-tallet. Vannføringen var i hele 1996 under kravet til minstevannføring, og det ble den gang konkludert med at det beste tiltaket var å øke vannføringen til minst $1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Etter 1996 har det imidlertid ikke vært noen ytterligere økning i diversitet eller bedring i økologisk status i Akerselva, snarere en nedgang (Saltveit et al. 2012). I 2010 var økologisk tilstand dårligere eller tilsvarende den som ble beregnet tidlig på 1980-tallet. Ørret og ørekyt finnes fremdeles i hele elvas lengderetning, men det har vært en dramatisk nedgang i fisketetthet og i fangstene av laks og sjøørret.

Vi vil derfor konkludere med at lav vannføring har negative konsekvenser for reetablering av biologisk mangfold i elva på kort og lang sikt.

Selv om det altså er minstevannføringens betydning for reetablering av biologisk mangfold etter utslippet som ønskes vurdert, må nytteeffekten av et slikt tiltak, størrelsen og varigheten av økt vannføring, vurderes både på kort og lang sikt mhp. bestandene av fisk og bunndyr og økologisk tilstand.

Bynære vassdrag påvirkes av en rekke andre faktorer som har konsekvenser for biologisk mangfold. Nevnes kan avrenning fra veier og gårdsrom, lekkasje fra gamle fyllinger, forurenset bunns substrat, anleggsvirksomhet og ikke minst utslippsepisoder. Noen av disse kan begrenses gjennom enkle tiltak, mens andre vil kreve mer omfattende og kostbare tiltak.

Ulike typer kunstige flommer slippes ofte i regulerte elver, enten som lokkeflom for å få fisk opp eller som spyleflom for å renske elva for sand/sedimenter, begroing av alger og mose, eller fjerne/fortynne forurensning. I relasjon til sedimentering og begroing er slike flommer ekstremt viktige. Omfang, tidspunkt og varighet er her sentrale problemstillinger.

Perioder med høy vannføring, helst flommer, vil kunne gjenskape et mer heterogent habitat. Mye av det vi vet om biologiske samfunn og flommer ble dokumentert etter flomåret 1995 (Brabrand et al. 1999). Imidlertid er store flommer en sjeldenhet i Akerselva, men når dette

skjer er det i etterkant ikke er dokumentert økt bunndyrdiversitet eller større tetthet av fisk. Sannsynligvis må derfor sedimenter, sand og grus fjernes mekanisk eller gjøres mer tilgjengelig for utvaskning før vannføringen økes.

5. Referanser

- Allan, J.D. 1982. The effects of reducing trout density on invertebrate community of Mountain stream. *Ecology* 63: 1444-1455.
- Allan, J.D. 1984. Predator-prey relationships in streams. s. 191-229 i: Barnes, J.B. og Minshall, G.W. (Red.). *Stream Ecology*. Plenum Press. New York..
- Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse MT. 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.
- Bauer, G. og Vogel, C. 1987. The parasitic stage of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. I. Host response to Glochidiosis. -Arch. Hydrobiol./Suppl. 76: 393-402.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9- 43.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and inter cohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos* 29: 112-117.
- Brabrand, Å.; Brittain, J.E.; Sand, K.; Aass, P.; Halvorsen, G.; Hindar, K.; Jensen, A.; Johnsen, B.O.; Arnekleiv, J.V.; Dolmen, D.; Rørslett, B.; L'abee-Lund, J.H. 1999. Virkning av flom på vannlevende organismer. -- Brabrand, Å. (ed.): Hydra-rapportserie. Norges vassdrags- og energiverk (NVE). Mi02 :98
- Bremnes, T. og Saltveit, S. J. 1998. Årsaker til reproduksjonssvikt hos laks i Akerselva våren 1997. *Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo* 2/98. 13 s.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1987. Lokalisering av kilde for fiskedød i Akerselva, desember 1986. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 94, 16 s.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1988. A fish-kill in the river, Akerselva, Oslo, Norway: The use of benthos and fish to trace the source of pollution. *Fauna norv. Ser. A9*: 37-42.
- Brittain, J. E. og Saltveit, S. J. 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Fiskedød i Akerselva: Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 92, 18 s.
- Bækken, T., Rustadbakken, A. og Eriksen, T. E. 2011a. Biologiske effekter ved utslipp av natriumhypokloritt til Akerselva. Statusrapport etter befarng 7. mars 2011. NIVA. 6136.12s + Vedlegg
- Bækken, T., Bergan, M., Eriksen, T. E. og Lund, E. 2011b. Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Akerselva og Hovindsbekken vår og høst 2010. NIVA. 6107. 47s
- Bækken, T., Rustadbakken, A., Schneider, S., Edvardsen, H., Eriksen, T. E., Sandaas, K., og Billing, H. 2011c. Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva. NIVA 6240-2011. 69s.
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology* 53: 327-350.
- Frost, S., Huni, A. og Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 39-73.
- Heggenes, J. 1988. Substrate preferences of brown trout fry (*Salmo trutta*) in stream channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1801-1806.

- Heggenes, J. 1989. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers* 5: 341-354.
- Heggenes, J. og Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L, and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology* 33: 885-894.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L. and Cunjak, E. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1-21.
- Hynes, H. B. N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Karlström, Ö. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers with some references to human activities. *Acta univ. Upsaliensis* 404: 1-12.
- Larsen, B.M. 1997. Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*). Litteraturstudie med oppsummering av nasjonal og internasjonal kunnskapsstatus. NINA Fagrapport 28.
- Larsen, B.M. 2008. Overvåking av elvemusling i Norge. Årsrapport 2006 og 2007. NINA rapport 417, 60 s.
- Olsson, I.C., Greenberg, L.A., Bergman, E. & Wysujack, K. 2006. Environmentally induced migration: the importance of food. *Ecology Letters* 9: 645-651
- Saltveit, S. J. og Brabrand, Å. 1988. Utslipp av syre fra Idun fabrikker - en vurdering av virkning på bunndyr og fisk. *Notat Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 1/88, 7 s.*
- Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 2002. Nytteeffekt av spyleflom i Akerselva. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 213, 18s.*
- Saltveit, S.J., Brittain, J.E., Bremnes, T., Brabrand, Å. 2012. Langtidsutvikling av økologisk tilstand i vassdrag i Oslo basert på bunndyr og fisk, med vurdering av effekten på laks av klorutslippet i Akerselva våren 2011. *Vann 03 2012, 371- 385*
- Sandaas, K. 2007. Rekruttering hos elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Sørkedalselva Oslo kommune 1995-2007. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 1 – 2008. 28 sider.
- Sandaas, K. og Enerud, J. 1998. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Skarselva 1994- 1997, Oslo kommune - Utbredelse og bestandsstatus. Etat for miljørettet helsevern og næringsmiddeltilsyn, Oslo kommune. Rapport nr. 10/98.
- Sandaas, K., Enerud, J. og Larsen, J.I. 2012. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Numedalslågen 2004 – 2009 Utbredelse og populasjonsstatus i Vestfold fylke. Fylkesmannen i Vestfold. Rapport nr. 1/2012.
- Young, M. og Williams, J. 1984. The preproductive biology of the freshwater pearl mussel *Maragritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. II. Laboratory studies. -*Arch. Hydrobiol.* 100: 29-43.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82

Vedlegg. Primærdata

Tabell I. Antall individer av arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i Akerselva 28. mars 2012.

28. mars 2012	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
DØGNFLUER						
<i>Baëtis rhodani</i>	956	380	-	120	40	-
<i>Caenis luctuosa</i>	28	24	-	-	-	-
<i>Caenis rivulorum</i>	-	-	-	-	-	4
<i>Centroptilum luteolum</i>	-	8	-	-	-	-
<i>Heptagenia sulphurea</i>	20	12	-	4	-	1
<i>Heptagenia</i> sp. (små)	-	12	-	4	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	-	8	-	-	-	4
<i>Leptophlebia vespertina</i>	1	4	-	-	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	-	8	-	-	-	-
STEINFLUER						
<i>Amphinemura borealis</i>	136	12	-	-	-	-
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	-	12	-	-	-	-
<i>Isoperla grammatica</i>	12	24	4	-	-	-
<i>Leuctra</i> sp. (m. små)	240	236	24	-	4	4
<i>Nemoura cinerea</i>	-	4	-	-	-	-
VÅRFLUER						
<i>Hydropsyche siltalai</i>	104	56	8	28	40	80
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	12	4	1	12	4	4
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)	196	72	-	8	48	36
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	44	12	-	-	4	1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	20	-	-	-	-	-
Leptoceridae ubest.	32	-	-	-	-	-
Limnephilidae ubest.	-	4	-	-	-	1
<i>Mystacides azurea</i>	-	-	-	-	-	4
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	60	-	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4	-	-	-	-	-
Polycentropodidae ubest. (små)	4	-	-	-	-	4
<i>Psychomyia pusilla</i>	-	12	-	4	-	28
<i>Rhyacophila nubila</i>	8	24	-	28	36	-

Tabell II. Antall individer av de øvrige gruppene av bunndyr i Akerselva 28. mars 2012.

28. mars 2012	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
HYDRA	8	-	-	-	-	-
FLATMARK	12	-	-	-	96	112
RUNDORMER	12	-	-	16	4	112
FÅBØRSTEMARK						
<i>Eiseniella tetraedra</i>	4	8	-	-	-	4
Meitemark ubestemte (store)	24	24	1	8	128	20
Ubestemte	428	380	1920	3460	692	2930
IGLER						
<i>Glossophonia complanata</i>	-	-	-	-	-	4
<i>Erpobdella octoculata</i>	28	-	-	1	48	40
<i>Helobdella stagnalis</i>	-	-	-	-	-	1
MUSLINGER						
<i>Pisidium</i> spp.	216	32	-	4	20	8
SNEGL						
<i>Ancylus fluviatilis</i>	-	-	-	16	4	8
<i>Bathymomphalus contortus</i>	4	-	-	4	-	16
<i>Gyraulus acronicus</i>	1	-	-	-	8	4
<i>Radix baltica</i>	-	-	-	-	4	4
KREPSDYR						
<i>Asellus aquaticus</i>	-	-	-	12	4	72
<i>Astacus astacus</i>	-	-	-	1	-	-
VANNMIDD	12	4	4	4	12	36
SPRETTHALER	-	-	-	8	4	-
TOVINGER						
FJÆRMYGG	612	3320	2040	1840	1000	1200
KNOTT	72	148	-	-	-	-
SVIKNOTT	132	16	4	4	12	16
SMÅSTANKELBEIN						
<i>Antocha</i> sp.	1	24	4	-	-	-
<i>Dicranota</i> sp.	-	16	-	-	-	-
Ubestemte	-	-	-	-	4	-
DANSEFLUER	16	184	32	128	180	92
SOMMERFUGLMYGG						
<i>Pericoma</i> sp.	-	4	-	-	-	-

Tabell III. Antall individer av arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i Akerselva 2.- 9. oktober 2012.

2. - 9. oktober 2012	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
DØGNFLUER						
<i>Baëtis rhodani</i>	116	224	88	252	-	72
<i>Baëtis scambus/fuscatus</i>	-	-	1	-	4	-
<i>Baëtis</i> sp. (små)	24	-	-	-	-	-
<i>Caenis luctuosa</i>	20	24	12	-	-	-
<i>Centroptilum luteolum</i>	4	-	8	-	-	-
<i>Heptagenia sulphurea</i>	20	20	8	2	-	8
Heptageniidae ubest. (små)	-	36	12	-	-	-
<i>Kageronia fuscogrisea</i>	4	-	-	-	-	-
<i>Leptophlebia marginata</i>	4	8	-	-	-	-
<i>Nigrobaëtis niger</i>	-	52	4	4	-	-
<i>Serratella ignita</i>	-	-	-	-	-	4
STEINFLUER						
<i>Amphinemura borealis</i>	28	40	-	-	-	-
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	24	128	12	-	-	8
<i>Isoperla grammatica</i>	32	-	4	-	-	4
VÅRFLUER						
<i>Agapetus</i> sp.	-	4	-	-	-	-
<i>Hydropsyche siltalai</i>	60	300	4	64	32	680
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	12	32	1	16	1	4
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)	36	108	4	40	12	156
<i>Hydroptila</i> sp.	80	16	-	-	-	-
Hydroptilidae ubest (1. instar)	-	12	-	-	-	-
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	68	40	4	4	-	-
<i>Lepidostoma hirtum</i>	92	40	-	-	-	-
Leptoceridae ubest.	32	8	4	-	12*	8*
Limnephilidae ubest.	-	4	-	-	-	-
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	468	-	-	-	-	-
<i>Oecetis</i> sp.	-	8	-	-	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	24	4	-	-	-	-
Polycentropodidae ubest. (små)	32	12	-	-	-	-
<i>Psychomyia pusilla</i>	-	20	8	4	36	4
<i>Rhyacophila nubila</i>	4	4	8	8	-	4

* = to ulike ubestemte arter påvist

Tabell IV. Antall individer av de øvrige gruppene av bunndyr i Akerelva 2.- 9. oktober 2012.

2. - 9. oktober 2012	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
HYDRA	32	-	-	-	-	-
FLATMARK	28	-	8	8	132	40
RUNDORMER	12	8	-	-	8	32
FÅBØRSTEMARK						
Meitemark ubestemte (store)	8	44	16	32	8	16
Ubestemte	540	268	192	220	228	216
IGLER						
<i>Glossophonia complanata</i>	-	-	-	-	4	4
<i>Erbobdella octoculata</i>	16	-	-	8	24	24
<i>Helobdella stagnalis</i>	-	-	-	1	-	-
MUSLINGER						
<i>Psidium</i> spp.	136	48	-	4	160	-
SNEGL						
<i>Ancylus fluviatilis</i>	-	-	-	20	-	1
<i>Bathymorphalus contortus</i>	44	-	4	20	116	96
<i>Gyraulus acronicus</i>	-	-	-	1	48	1
<i>Physa fontinalis</i>	-	-	-	4	8	-
<i>Radix baltica</i>	-	-	-	-	2	4
KREPSDYR						
<i>Asellus aquaticus</i>	1	-	-	1	32	32
Copepoda Harpacticoida	-	-	-	-	-	4
Ostracoda	12	24	-	-	-	-
VANNMIDD	44	16	12	4	88	164
SPRETTHALER	4	-	-	-	-	-
TOVINGER						
FJÆRMYGG	1020	1260	52	580	148	2500
KNOTT	-	16	-	-	-	-
SVIKNOTT	52	12	4	8	20	16
SMÅSTANKELBEIN						
<i>Antocha</i> sp.	-	-	4	1	-	-
<i>Dicranota</i> sp.	-	8	1	-	-	-
DANSEFLUER	-	60	8	60	48	112
VANNFLUER	-	-	-	-	4	-
SOMMERFUGLMYGG						
<i>Psycoda</i> sp.	-	-	-	-	-	4

Tabell V. EPT-verdier for seks stasjoner i Akerselva før og til ulike tider etter utslippet av natriumhypokloritt 2. mars 2011. Resultater fra før 2012 er fra Bækken et al. 2011a,b,c)

	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
27.apr.10	22	14	8	5	6	3
01.nov.10	18	11	9	5	7	6
07.mar.11	7	7	6	5	3	-
26.okt.11	17	12	8	8	5	5
28.mar.12	15	18	4	6	6	11
02.okt.12	18	19	14	8	6	11

Tabell VI. ASPT-verdier for seks stasjoner i Akerselva før og til ulike tider etter utslippet av natriumhypokloritt 2. mars 2011. Resultater fra før 2012 er fra Bækken et al. 2011a,b,c)

	AKR1	AKR2	AKR3	AKR4	AKR5	AKR6
27.apr.10	6,50	6,06	5,29	4,27	4,29	3,50
01.nov.10	6,65	5,44	4,71	4,10	4,73	4,73
07.mar.11	4,89	5,60	5,43	5,13	3,38	-
26.okt.11	6,11	5,94	4,92	4,75	3,69	4,17
28.mar.12	6,25	6,27	5,60	4,58	4,36	5,47
02.okt.12	5,90	6,25	5,92	4,21	3,58	5,41