

Gaute Kjærstad, Morten A. Bergan,
Kristian Hassel, Per Gustav Thingstad, Karl
Jan Aanes og Jo Vegar Arnekleiv

Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal





Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Zoologisk notat 2011-7

Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal

Gaute Kjærstad, Morten A. Bergan, Kristian Hassel,
Per Gustav Thingstad, Karl Jan Aanes og Jo Vegar Arnekleiv

Trondheim, desember 2011

Dette notatet refereres som: Kjærstad, G., Bergan, M.A., Hassel, K., Thingstad, P.G., Aanes, K.J. & Arnekleiv, J.V. 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2011, 7: 1-57.

Utgiver: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
Telefaks: 73 59 22 95
e-mail: post@vm.ntnu.no

Tidligere utgivelser i samme serie, se:
<http://www.ntnu.no/vitenskapsmuseet/zoologiske-notater>

Forsidefoto: Hofstadelva. Foto: Morten A. Bergan

ISBN 978-82-7126-935-7
ISSN 1504-503X

INNHold

FORORD.....	5
1 INNLEDNING.....	6
2 OMRÅDEBESKRIVELSE.....	7
3 BOTANISKE VERDIER.....	9
3.1 Metoder.....	9
3.2 Botaniske verdier langs Hofstadelva.....	11
4 ORNITOLOGI.....	15
4.1 Metoder.....	15
4.2 Hekkefaunaen langs Hofstadelva.....	15
4.3 Konsekvenser av elveforbygning på hekkefaunanen.....	18
5 BUNNDYR.....	20
5.1 Metoder.....	20
5.2 Resultatvurdering.....	22
5.3 Anbefalinger.....	25
6 VANNKJEMI.....	29
6.1 Metoder.....	29
6.2 Resultatvurdering.....	29
6.3 Tilstandsvurdering.....	33
7 FISK.....	36
7.1 Metoder.....	36
7.2 Resultater.....	37
7.3 Diskusjon.....	39
7.4 Avbøtende tiltak.....	39
8 ELVEMUSLING.....	41
8.1 Metoder.....	41
8.2 Resultater.....	41
8.3 Diskusjon.....	44
8.4 Bevaringstiltak.....	45
9 OPPSUMMERING.....	49
10 REFERANSER.....	53

FORORD

I forbindelse med planlagte rassikringstiltak har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og NTNU Vitenskapsmuseet foretatt biologiske undersøkelser i og langs Hofstadelva i Stjørdal. Følgende personer har hatt ansvaret for de ulike deltemaene: Kristian Hassel, NTNU (botaniske verdier), Per Gustav Thingstad, NTNU (ornitologi), Morten Bergan, NIVA (bunndyr), Karl Jan Aanes, NIVA (vannkjemi), Jo Vegar Arnekleiv og Gaute Kjærstad, NTNU (fisk og elvemusling).

Det rettes en takk til Lars Rønning og Aslak Sjursen, NTNU, for assistanse under feltarbeidet og for bearbeiding av fiskematerialet. Likeledes takkes Karstein Hårsaker for telling av glochidielarver på fiskegjeller og Marc Daverdin for utforming av kart over studieområde og utbredelse av elvemusling. Oppdragsgiver Norges vassdrags- og energidirektorat ved Pernille Bruun og Arne Jørgen Kjøsnes takkes for oppdraget, og for godt samarbeid underveis.

Trondheim, november 2011.

Jo Vegar Arnekleiv
Prosjektleder

1 INNLEDNING

Gråelva er ei sideelv til Stjørdalsvassdraget (vassdragsnr. 124 Z) og drenerer store områder med marin leire i Skjeldstadmarka, Stjørdal. Innenfor nedbørsfeltet finnes flere områder med faregrad “høy” mht. kvikkleire (www.skrednett.no). I deler av selve Gråelva har Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) fra 1992 utført tiltak for å stabilisere elva mot erosjon og ras, noe som i ettertid har gitt bedre vannkvalitet og hatt gunstig innvirkning på fisk og bunn-dyr (Berger et al. 1997). Utlekking av gytegrus har også vært gjennomført og økt produksjo-nen av laks og ørret i de steinsatte delene av elva (Berger et al. 2001, Einum et al. 2005). Som et ledd i sikringen av Gråelvvassdraget ønsker NVE å foreta rassikringstiltak også i Hofstad-elva, som er en sideelv til Gråelva. Planene går ut på å erosjonssikre hele elveprofilen fra samløpet med Gråelva og opp til fylkesvei 752 (ca. 1,9 km strekning) med samfengt sprengt stein, og heve det 2 m. Etter at det nye profilet er utformet tilføres elvesidene vekstmasser, og bunnen tilsettes egnet substrat for elvemusling og for gyte- og oppvekstområder for fisk. Opp-startstidspunkt og fremdrift er usikkert og avhengig av størrelsen på de årlige bevilgningene (Mads Johnsen, NVE, pers. komm.).

NVE ønsket et bedre grunnlag for å ivareta det biologiske mangfoldet i og langs vassdraget før et eventuelt anleggsarbeid iverksettes i elva.

Hensikten med denne undersøkelsen var å foreta en kartlegging av botaniske verdier, bunn-dyr, elvemusling, fisk, fugl, samt foreta vannkjemiske målinger i Hofstadelva, med hovedvekt på det planlagte rassikringsområdet. I tillegg foreslås avbøtende tiltak og bevaringstiltak for elvemusling.

2 OMRÅDEBESKRIVELSE

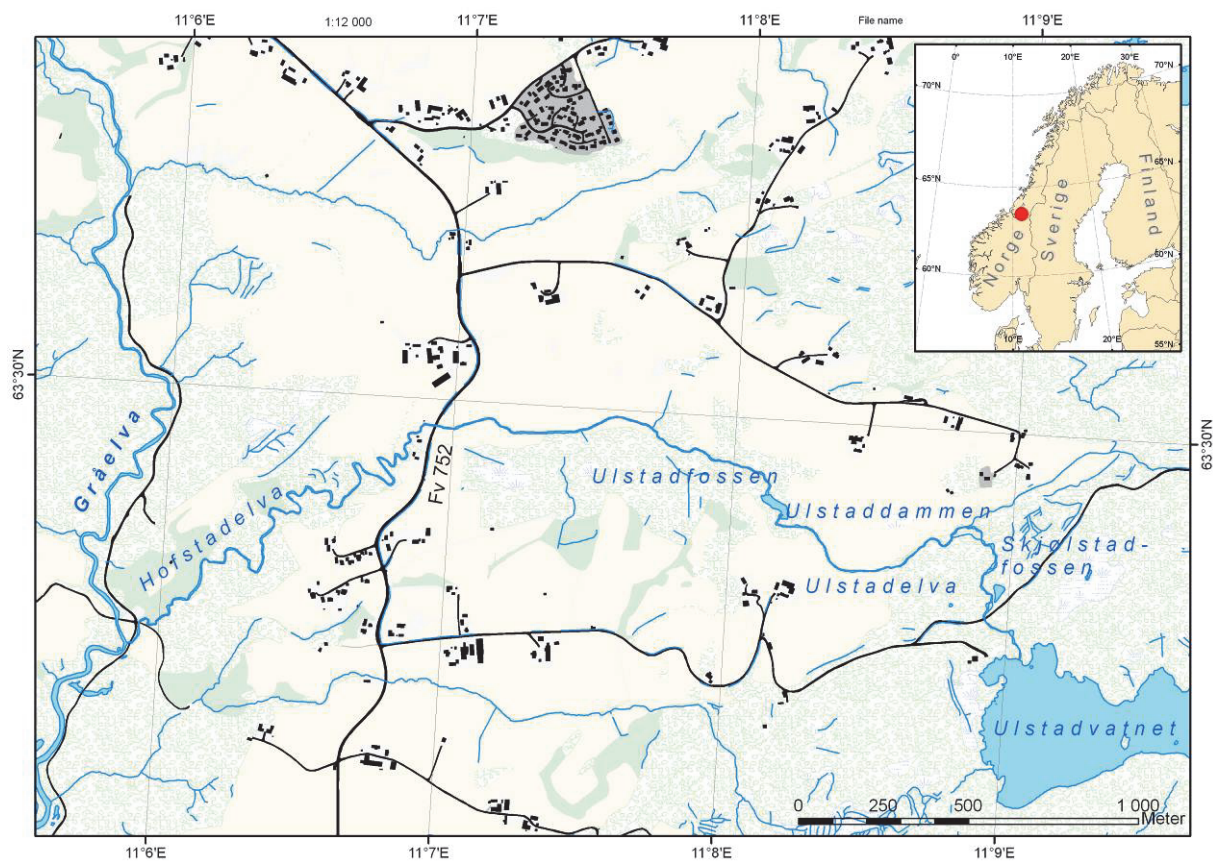
Hofstadelva er en sideelv til Gråelva som renner gjennom Skjelstadmarka, en sidedal til Stjørdalen. Hele området ligger i sørboreal vegetasjonssone som i Skjelstadmarka karakteriseres ved dominans av granskog, men med et betydelig innslag av gråorskoger langs vassdrag, det er betydelige myrareal og forekomst av edelløvskog på steder med godt lokalklima (Moen 1998). Området er dekket av marin leire og Gråelva og dens sidebekker skjærer seg ned i leirmassene og danner et typisk ravinlandskap.

Langs Hofstadelva finner en i dag et landbrukslandskap med rester av skog langs elva. Spesielt på partiet fra samløpet med Gråelva og opp til dyrkamarka til gårdene som ligger inn mot fylkesvei 752 er det enda til dels en brukbar bredde på denne kantskogen i ravinen ned mot elva. Gråora er det dominerende treslaget, men graninnslaget er også betydelige enkelte partier, og helt nord på denne strekningen finnes reine granskogbestander (bilde 1). Bjørk og rogn er andre treslag som inngår i denne blandingsskogen, der elementer med gråor-heggeskog er den botanisk sett mest verdifulle.



Bilde 1. Skogbunnen domineres i våraspektet av kvitveis. Gjenslenkt søppel inngår også i skogbotnen innenfor deler av den øvre strekningen av det planlagte rassikringsområdet. Foto: Per Gustav Thingstad.

Hofstadelva strekker seg ca. 3 km fra samløpet med Gråelva og opp til Ulstaddammen (figur 1). Umiddelbart nedstrøms Ulstaddammen danner Ulstadfossen øvre begrensning for anadrom strekning. Fra Ulstaddammen og opp til Ulstadvatnet (173 moh.), en strekning på ca. 1,3 km, kalles elva Ulstadelva. Skjelstadfossen ligger ca. 500 m nedstrøms Ulstadvatnet.



Figur 1. Oversikt over studieområdet.

3 BOTANISKE VERDIER

3.1 Metoder

Feltarbeidet ble utført 10. november 2011, og dekker elveløpet fra fylkesveg 752 og ned til Gråelva. Det ble lagt vekt på å kartlegge naturtyper, samt rødlistearter av moser, karplanter og lav. Flere av sideelvene til Gråelva ble undersøkt av Øien & Hassel (2005) og for at verdivurderingene skal være sammenlignbare har vi valgt å følge metodene beskrevet der. Det seine undersøkelsestidspunktet gjør at enkelte karplanter blir vanskelige å registrere, men det er få rødlistearter av karplanter som kan forventes i dette miljøet og den eneste rødlistede karplanten registrert av Øien & Hassel (2005) i området var mandelpil *Salix triandra*, denne arten er faktisk lettere å oppdage etter at løvet har falt på grunn av den karakteristiske barken. Når det gjelder moser og lav har tidspunktet for undersøkelsen ingen innvirkning på resultatet av undersøkelsen.

Vegetasjonen langs bekkedalene er beskrevet i forhold til vegetasjonstyper i Fremstad (1997). De botaniske verdiene i området er vurdert etter retningslinjene gitt i DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Rødlistearter og rødliste for naturtyper følger henholdsvis Kålås et al. (2010) og Lindgaard & Henriksen (2011). Navn på arter følger Artsdatabankens Artsnavnedatabase (<http://www.artsdatabanken.no>).

Konsekvensvurderingen

For å gi en mest mulig objektiv og systematisk vurdering av konsekvensene knyttet til tiltaket har vi gjennom en tre-trinns prosedyre analysert verdi, omfang og betydning av tiltaket.

Trinn 1 Status/Verdi

Verdisetting for tema biologisk mangfold er gjort ut fra ulike kilder og basert på metode utarbeidet av Statens vegvesen, Buskerud. Unntaket er at geologi og kvartærgeologi ikke trekkes inn her. Tabell 1 gir en oversikt over kilder vi har forholdt oss til ved verdivurderingen, og hvilke kriterier som må oppfylles for å si at et område har stor, middels eller liten verdi.

Tabell 1. Kilder som er anvendt ved verdisetting, og generelle kriterier for å gi en verdisetting på bakgrunn av disse kildene

Kilde	Stor verdi	Middels verdi	Liten verdi
Naturtyper (Kilde: DN håndbok 2007-13 og Miljødepartementet (1999-2000))	Store og/eller intakte områder med naturtyper som er trua	- Små og/eller delvis intakte områder med naturtyper som er trua - Større og/eller intakte områder med naturtyper som er hensynskrevende	- Små og/eller delvis intakte områder med naturtyper som er hensynskrevende - Andre registrerte naturområder/naturtyper med en viss (lokal) betydning for det biologiske mangfoldet
Arter: Rødlistede arter (Kilde: Kålås et al. 2010) Prioriterte og freda arter (Kilde: Naturmangfoldloven)	Arter i kategoriene CR kritisk truet, EN sterkt truet og VU sårbar, eller der det er grunn til å tro slike finnes Prioriterte arter	- Arter i kategoriene NT nær trua eller DD datamangel, eller der det er grunn til å tro slike finnes - Arter som står på den ”regionale rødlista” (uoffisiell)	Leveområder for arter som er uvanlige i lokal sammenheng
Trua vegetasjonstyper (Kilde: Lindgaard & Henriksen 2011) Utvalgte Naturtyper (Kilde: Naturmangfoldloven)	Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene CR kritisk truet og EN sterkt truet Utvalgte naturtyper	- Små og/eller delvis intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene CR kritisk truet og EN sterkt truet - Store og/eller intakte områder med vegetasjonstyper i kategoriene VU sårbar og NT nær truet	Små og/eller delvis intakte områder med vegetasjonstyper i kategorien VU sårbar og NT nær truet

Verdien blir fastsatt langs en skala som spenner fra *liten verdi* til *stor verdi* (se eksempel).

Verdivurdering		
<i>Liten</i>	<i>Middels</i>	<i>Stor</i>
-----	-----	
□		

Trinn 2 Omfang

Trinn 2 består i å beskrive og vurdere type og omfang av mulige virkninger hvis tiltaket gjennomføres. Konsekvensene blir bl.a. vurdert ut fra omfang i tid og rom og sannsynligheten for at de skal oppstå. Omfanget blir vurdert langs en skala fra *stort negativt omfang* til *stort positivt omfang* (se eksempel).

Omfang				
<i>Stort neg.</i>	<i>Middels neg.</i>	<i>Lite / intet</i>	<i>Middels pos.</i>	<i>Stort pos.</i>
-----	-----	-----	-----	
□				

Trinn 3 Betydning

Det tredje og siste trinnet i vurderingene består i å kombinere verdien (temaet) og omfanget av tiltaket for å få den samlede vurderingen av tiltaket.

Denne sammenstillingen gir et resultat langs en skala fra *svært stor positiv betydning* til *svært stor negativ betydning* (se under). De ulike kategoriene er illustrert ved å benytte symbolene ”-” og ”+”.

Symbol	Beskrivelse
++++	Svært stor positiv betydning
+++	Stor positiv betydning
++	Middels positiv betydning
+	Liten positiv betydning
0	Ubetydelig/ingen betydning
-	Liten negativ betydning
--	Middels negativ betydning
---	Stor negativ betydning
----	Svært stor negativ betydning

3.2 Botaniske verdier langs Hofstadelva

Elveløp som sådan er en nær trua (NT) naturtype (Lindgaard & Henriksen 2011). Hele elveløpet fra fylkesveg 752 og ned til Gråelva er forholdsvis kulturpåvirket, med kun små forekomster av mer naturlig skog. Flere steder langs elva går beitemark helt ned til elvestrengen, beitemarka er delvis åpen og delvis skogsatt i form av en åpen løvskog. Det er partier med granskog langs elva men disse er sterkt kulturpåvirket og med kun små forekomster av liggende død ved. Den naturtypen som er best utvikla langs Hofstadelva er gråor-heggeskog, vi finner både utforminger av flommarksskog og ravineskog langs Hofstadelva. Flommarksskogen finner vi på de litt flate partiene langs elva og en karakterart for disse områdene er strutseving *Matteuccia struthiopteris*. Andre karakteristiske karplanter som ble registrert i tilknytning til gråor-heggeskog var bekkeblom, myrmaure, skogsivaks, bringebær, mjødurt, skogsvinerot, enghumleblom, kvitbladtistel, skogburkne, saueteig, markjordbær, maigull, skogstjerneblom og sølvbunke (*Caltha palustris*, *Galium palustre*, *Scirpus sylvaticus*, *Rubus idaeus*, *Filipendula ulmaria*, *Stachys sylvatica*, *Geum rivale*, *Cirsium heterophyllum*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris expansa*, *Fragaria vesca*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Stellaria nemorum* og *Deschampsia cespitosa*). Som vi ser av dette artsutvalget varierer gråor-heggeskogene fra de fuktige nesten sumppregete til mer tørrere beitepåvirka typer.

For lav ble det lagt mest vekt på å registrere epifyttfloraen, tidligere undersøkelser av Øien & Hassel (2005) konkluderte med at epifyttfloraen i området var dårlig utvikla og forklarte det bl.a. med de fleste ravinedalene er sterkt påvirka av hogst og dessuten omgitt av åpne arealer som dyrkamark og beitemark. De skogkledde områdene blir da ofte for smale til å gi stabile fuktighetsforhold som er en forutsetning for at rike kryptogamsamfunn kan dannes. Det var derfor overraskende å finne et område med brukbar forekomst av lungenever og skrubbenever på et parti med flommarkspreget gråor-heggeskog langs Hofstadelva, begge disse artene anses å være signalarter for særlige verdifulle utforminger av naturtypen (Direktoratet for naturforvaltning 2007).

Mosefloraen i området viste seg å være artsrik og med funn av flere interessante arter, men ingen rødlistearter ble registrert. Det ble registrert omkring 50 arter knyttet til ulike miljø langs elva, disse er oppsummert i tabell 2. Det er i de velutvikla gråor-heggeskogene at de største verdiene ble observert og den mest interessante arten var oremose *Bryhnia scabrida* (bilde 2), dette er en art som i Europa kun er kjent fra Norge og Sverige, ellers vokser arten i Nord-Amerika og Asia. I Sverige er oremose rødlistet og vurdert som sårbar VU, de største trusselene mot oremose i Sverige angis å være hogging av skogen og grøfting av sumpskoger (Hallingbäck 2010). Arten er også med på den europeiske rødlista (ECCB 1995) og omfattes av EU's habitatdirektiv vedlegg 2 noe som innebærer at arten skal beskyttes innenfor Natura 2000 nettverket. I Norge har vi levedyktige populasjoner av arten særlig på Vestlandet og langs Skagerrakkysten. I Midt-Norge er oremose en sjelden art og det er fra før kun tre funn i Nord-Trøndelag, to av disse er fra Stjørdalselva. Med bakgrunn i dette ble oremose ført opp som en ansvarsart for Nord-Trøndelag av Flatberg og Hassel (upublisert notat til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag). Oremose ble registrert sparsomt to steder i gråor-heggeskog langs Hofstadelva.

Mosefloraen knyttet til elveløpet har typiske arter som kjølelvemose, klobekkemose og buttgråmose (*Fontinalis antipyretica*, *Hygrohypnum ochraceum* og *Racomitrium aciculare*), men igjen mer krevende arter ble registrert i selve elvestrengen.



Bilde 2. Oremose *Bryhnia scabrida* ved Hofstadelva. Foto: Kristian Hassel.

Tabell 2. Observerte moser og deres habitattilknytning langs Hofstadelva

Vitenskapelig navn	Primære	Sekundær habitat
<i>Brachythecium rivulare</i>	bekk	gråor-heggeskog
<i>Dichodontium pellucidum</i>	bekk	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	bekk	
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	bekk	
<i>Racomitrium aciculare</i>	bekk	
<i>Schistidium</i> sp.	bekk	
<i>Sciuro-hypnum</i>	bekk	
<i>Blepharostoma</i>	dødved	
<i>Herzogiella striatella</i>	dødved	
<i>Lophozia silvicola</i>	dødved	
<i>Tetraphis pellucida</i>	dødved	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	epifytt	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	epifytt	dødved
<i>Orthothecium speciosum</i>	epifytt	
<i>Pterigynandrum filiforme</i>	epifytt	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	epifytt	
<i>Radula complanata</i>	epifytt	
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	epifytt	
<i>Ulota crispa</i>	epifytt	
<i>Ulota drummondii</i>	epifytt	
<i>Dicranum majus</i>	granskog	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	granskog	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	granskog	
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	granskog	
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	granskog	
<i>Atrichum undulatum</i>	gråor-	leirjord, granskog
<i>Brachythecium rutabulum</i>	gråor-	
<i>Bryhnia scabrida</i>	gråor-	
<i>Chiloscyphus pallescens</i>	gråor-	
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	gråor-	
<i>Climacium dendroides</i>	gråor-	
<i>Hylocomiastrum</i>	gråor-	granskog
<i>Plagiochila asplenoides</i>	gråor-	granskog
<i>Plagiomnium elatum</i>	gråor-	
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	gråor-	
<i>Plagiomnium undulatum</i>	gråor-	granskog
<i>Rhytidiadelphus</i>	gråor-	granskog
<i>Schistidium papillosum</i>	gråor-	blokk
<i>Tortella tortuosa</i>	gråor-	blokk
<i>Atrichum tenellum</i>	leirjord	
<i>Blasia pusilla</i>	leirjord	
<i>Bryum</i> sp.	leirjord	
<i>Calliergonella cuspidata</i>	leirjord	granskog, gråor-
<i>Dicranella crispa</i>	leirjord	
<i>Dicranella rufescens</i>	leirjord	
<i>Pellia</i> sp.	leirjord	gråor-heggeskog
<i>Pseudephemerum nitidum</i>	leirjord	

Vegetasjonstyper: A4 Blåbærskog, hovedsakelig i forbindelse med granplantinger
A5 Småbregneskog.
B1 Lågurtskog, små områder
C3 Gråor-heggeskog.

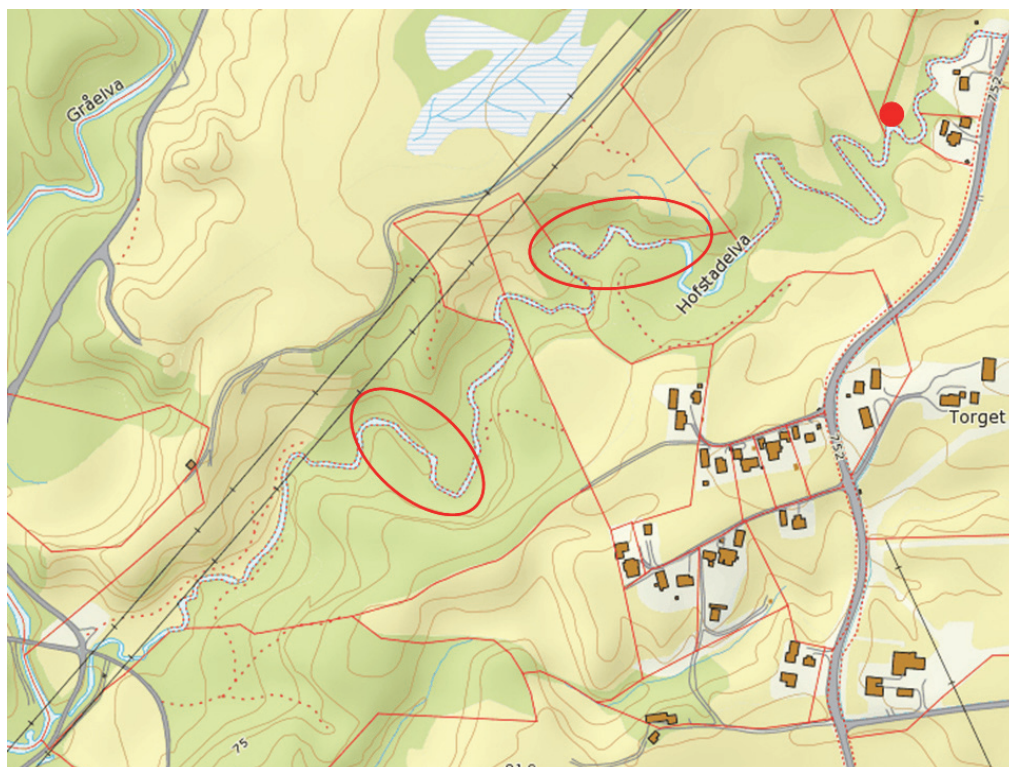
Naturtype: F05 Gråor-heggeskog

Verdivurdering: Gråor-heggeskog er stedvis velutviklet og kan karakteriseres som viktig ut i fra kriteriene gitt av Direktoratet for naturforvaltning (2007). Elveløp er en nær trua NT naturtype (Lindgaard & Henriksen 2011). Samlet sett kvalifiserer derfor lokaliteten til verdi B.

Omfanget av det beskrevne tiltaket anses som stort negativt og vil ødelegge det kontinuitetspreget som er i gråor-heggeskogen langs Hofstadelva

Betydningen av tiltaket anses å være stor negativ. Betydningen kan reduseres til liten/middels negativ hvis avbøtende tiltak settes i verk. De viktigste avbøtende tiltak som kan gjøres for biologisk mangfold knyttet til de botaniske verdiene er:

1. De best utviklede områdene med gråor-heggeskog (figur 2) skånes for inngrep og en prøver å bevare de hydrologiske forholdene i disse områdene.
2. Oremosen som ble registrert i øvre del av undersøkelsesområdet (figur 2) transplanteres til et egnet voksested et annet sted i Stjørdalen.



Figur 2. Kartet viser forekomsten av oremose *Bryhnia scabrida* (rødt punkt) og av områdene med den best utviklede gråor-heggeskogen.

4 ORNITOLOGI

4.1 Metoder

Takseringsfeltet ble lagt ut innenfor denne kantskogen, på sørsida av elva med det ene endepunktet like ovenfor veien som går langs Gråelva og det andre endepunktet ved storsvingene i elva like nedenfor gårdene mot fylkesveien. Lengden på taksert strekning var 900 meter og midtlinja i feltet fulgte elva og dens slynger i en avstand på ca. 50 meter. Også skogen ovenfor midtlinja ble taksert; men her var det på grunn av tilgrensende dyrkamark ikke mulig å få til full bredde på 50 meter på hele strekningen. Det takserte feltet hadde derfor et areal på 0,075 km².

Når en skal vurdere de ornitologiske kvalitetene i kantskogen langs Hofstadelva er det naturlig å sammenligne med de tidligere utførte ornitologiske takseringene ved Gråelva (Thingstad 1993). Her er det nå gjennomført en lignende forbygning som den som nå blir planlagt langs Hofstadelva. Selv om det ikke foreligger noen oppfølging av dette materialet etter at Gråelva er blitt forbygd, kan en benytte dagens situasjon ved Gråelva til å sannsynliggjøre konsekvenser for fuglelivet av de foreslåtte forbygningene langs Hofstadelva.

4.2 Hekkefaunaen langs Hofstadelva

Under takseringsperiode 20.5. til 10.6. ble feltet taksert 9 ganger (standard anbefaling er 10 gjennomganger, jf. Bibby et al. (1992)). Resultat etter takseringsrundene ble tolket etter standardisert oppsett, dvs. "cluster" som inneholdt minimum 3 observasjoner av territorielt hevdende individ av en og samme art ble tolket som et aktivt territorium. Dette resulterte i 51 registrerte territorier fordelt på 17 arter (tabell 3). Den relative fordelingen av disse gir en Shannon's diversitetsindeks på 2,40 ($H' = -\sum p_i \ln p_i$). Videre ble stokkand, kråkefuglene ravn, kråke, skjære og kaie, samt trepiplerke, svartmeis, gråfluesnapper, gulsanger og grankorsnebb registrert, men ingen av disse ble påvist med noen "clustrete" forekomster i feltet (se tabell 4). Dessuten ble trane hørt fra omliggende arealer, noe den også ble ved registreringene langs Gråelva i 1993. Totalt sett ble dermed 28 arter (+ trane) observer i feltet langs Hofstadelva, mot 45 (+ trane) innenfor de 2 Gråelvfeltene i 1993. Hekkefuglfaunaen i kantskogen langs Gråelva, nedstrøms Hofstadelva, ble taksert langs to ulike strekninger forut for elveforbygningsarbeidet her (Thingstad 1993). Resultatene herfra er et nyttig referansemateriale når en skal vurdere verdien av det fuglesamfunnet som vil bli berørt ved en elveforbygning av Hofstadelva. Dessverre mangler vi fortsatt data på hvordan dette fuglesamfunnet er blitt påvirket av de utførte forbygningene langs Gråelva, men dagens habitatinngrep gir grunnlag for faglige hypoteser (jf. bilde 3).

Tettheten i fuglesamfunnet i kantskogen langs Gråelva i 1993 var noe høyere enn den som ble registrert ved Hofstadelva sommeren 2011 (tabell 4). Gransangeren er en dominerende art innenfor denne naturtypen i Midt-Norge, så også innenfor våre takseringsfelter i disse elveravineskogene. De mest øyenfallende forskjellene i artssammensetningen for de mer tallrikt forekommende artene er den høye tettheten av bokfink i 2011 og en gjennomgående mindre andel med trostefugler ved Hofstadelva. Strandsnipe ble ikke registrert ved Hofstadelva, mens det var flere par nede ved Gråelva i 1993. Tettheten av munk var stor i feltet ved Hofstadelva, mens enda mer krevende arter som hagesanger og boksanger kun ble registrert ved Gråelva. I ingen av de takserte kantskogene ved Gråelva eller ved Hofstadelva ble det påvist tettheter i fuglesamfunnene som kommer opp mot de tetthetene som tidligere er påvist innenfor mer velutviklete flompåvirkete oreskoger langs midtnorske vassdrag. Fra 4 slike velutviklete elve-

Tabell 3. Oversikt over territorielle fugleartene innenfor takseringsfeltet langs Hofstadelva sommeren 2011

Art	Antall terr.
Bokfink	10,5
Gransanger	10
Gråtrost	5,5
Munk	5
Rødvingetrost	4,5
Løvsanger	3
Gulspurv	3
Måltrost	1,5
Rødstrupe	1
Jernspurv	1
Svarttrost	1
Grønnsisik	1
Kjøttmeis	1
Blåmeis	1
Ringdue	1
Fuglekonge	0,5
Svarthvit fluesnapper	0,5
Totalt	51

kantskoger med or og tilgrensende dyrkamark er det i snitt registrert en tetthet på 3626 territorier, og maks. hele 4440 territorier omregnet til per km² (Thingstad 1984). Best sammenlignbart er et taksert felt ved Stjørdalselva, der det i 1968 ble registrert en tetthet på 2307 terr./km² (Moksnes 1974); mens Sæther (1980) påviste nærmest ekstreme tettheter ved Gaula i 1977. Disse feltene var imidlertid små av utstrekning (0,035 km²) og følgelig utsatt for store kantpåvirkninger og store utslag av de vurderte individuelle territorieavgrensningene.

Det er et kjent fenomen at artsmangfoldet og dermed artsdiversiteten tenderer til å øke med økt undersøkt areal; i alle fall opp til en viss grense. Takseringsfeltet ved Hofstadelva i 2011 var på 0,075 km², noe som er for lite til at en kan forvente å ha fått fanget inn hele artsmangfoldet som har tilhørighet innenfor den takserte naturtypen i dette området. Det blir derfor litt "urettferdig" å sammenligne resultatene fra Hofstadelva med det samlet sett langt større materialet fra betydelig større taksert skogareal langs Gråelva i 1993. Dette materialet stammer imidlertid fra to ulike takseringsfelter, der det ene var på 0,10 km² og det andre på 0,11 km². Disse arealene er mer direkte sammenlignbare størrelser med vårt felt ved Hofstadelva i 2011. Artsdiversiteten (H') var henholdsvis 2,53 og 2,82 innenfor de to Gråelvfeltene (Thingstad 1993); altså noe høyere en den registrerte diversiteten i fuglesamfunnet ved Hofstadelva (2,40). Antall territorielle arter var også litt høyere i de to feltene ved Gråelva, med henholdsvis 21 og 26 territorielle arter (til sammen 33) mot 17 arter i takseringsfeltet ved Hofstadelva. Uansett var antall territorielle arter større i feltene ved Gråelva og Hofstadelva enn innenfor de takserte oreskogsfeltene ved de andre trønderske vassdrag; disse hadde i snitt 15 arter $\pm$ 0,8 (1 SD). Dette på tross av at vi bare fikk tid til å forta 9 gjennomganger i dette feltet (vi kom i gang litt senere enn påregnet), mot 10 takseringer som standard. En ekstra gjennomgang kunne ha resultert i noen ytterst få flere territorier, og muligens noen flere observerte arter.

Tabell 4. Antall territorier registrert og tetthet (omregnet til per km²) samlet sett innenfor de to takserte kantfeltene langs Gråelva i 1993 (Thingstad 1993) og i feltet langs Hofstadelva i 2011.

+ = observert med atferd som ikke indikerte hekketerritorium innenfor feltet

Art	Gråelva		Hofstadelva	
	Antall terr.	Tetthet	Antall terr.	Tetthet
Gransanger	27	128,5	10	133,5
Gråtrost	27	128,5	5,5	73,5
Rødvingetrost	20,5	97,5	4,5	60
Bokfink	18	85,5	10,5	140
Jernspurv	9	43	1	13,5
Måltrost	8,5	40,5	1,5	20
Munk	8	38	5	66,5
Løvsanger	7,5	35,5	3	40
Gulsanger	6	28,5	+	
Rødstrupe	5	24	1	13,5
Bjørkefink	5	24		
Kjøttmeis	4	19	1	13,5
Strandsnipe	4	19		
Gråfluesnapper	3,5	16,5	+	
Gjerdsmett	3,5	16,5		
Granmeis	3	14,4		
Grønnsisik	2,5	12	1	13,5
Løvmeis	2	9,5		
Ringdue	2	9,5	1	13,5
Gulspurv	1,5	7	3	40
Blåmeis	1	5	1	13,5
Trekryper	1	5		
Hagesanger	1	5		
Fuglekonge	1	5	0,5	6,5
Svarttrost	1	5	1	13,5
Grankorsnebb	1	5	+	
Spett ubest.	1	5		
Bøksanger	0,5	2,5		
Trepiplerke	0,25	1	+	
Gråhegre	+			
Stokkand	+		+	
Spurvehauk	+			
Dvergfolk	+			
Orrfugl	+			
Tårnseiler	+			
Linerle	+			
Stær	+			
Kråke	+		+	
Svarthvit fluesnapper	+		0,5	6,5
Grønnfink	+		+	
Dompap	+			
Svartmeis			+	
Ravn			+	
Skjære			+	
Kaie			+	
Totalt	175,25	835,5	51	681
Antall arter totalt	45		28	
Antall terr. arter	33		17	

Alt i alt utpeker det registrerte fuglesamfunnet langs Hofstadelva seg ikke ut med spesielt store kvaliteter; det inneholder ingen rødlistearter (jf. Kålås et al. 2010), og det hadde mindre tetthet av trostefugler enn andre langt bedre utviklete og mer homogene gråorskogene som fortsatt finnes langs andre midtnorske vassdrag. Heller ikke var skogen av så høy alder og grov dimensjon at noen spettefugl hadde tilhold her. Skogen her er som tidligere beskrevet nokså sammensatt, med innslag fra ulike skog- og kulturmarkhabitater, derfor er artsmangfoldet relativt stort, men da med innslag av mange «trivielle» arter.

4.3 Konsekvenser av elveforbygning på hekkefauanen

Som allerede påpekt foreligger det et ornitologisk referansemateriale fra en ornitologisk forundersøkelse som ble foretatt i forkant av sikringsarbeidet mot erosjon og ras i selve Gråelva (Thingstad 1993). Dessverre har ikke NVE fulgt opp med den bebudete etterundersøkelsen etter dette arbeidet. En slik etterundersøkelse ville gitt oss et helt annet grunnlag for å vurdere konsekvenser og mulige tiltak i forhold til fuglelivet av de planlagte inngrepene i Hofstadelva. Forutsetter en imidlertid en lignende sikring av Hofstadelva som den som allerede er gjennomført ved Gråelva (jf. situasjonsbildene nedenfor på bilde 3) kan en trekke relativt sannsynlige scenarier for det påviste fuglesamfunnet langs Hofstadelva.



Bilde 3. Forbygningsarbeidet langs Gråelva har satt sine tydelige spor i elvekantskogen; mye av den opprinnelige elvekantskogen er erstattet med en steril anleggsveitrasé. Også sidebekkene er blitt kraftig ”plastret”, og elveløpet har fått lange partier med preg av kanalisering. Anleggsveien på den ene sida av elva legger beslag på betydelige arealer og vilthabitater, og forhindrer den naturlige direkte kontakten mellom kantskogen og elvestrengen. Foto: Per Gustav Thingstad.

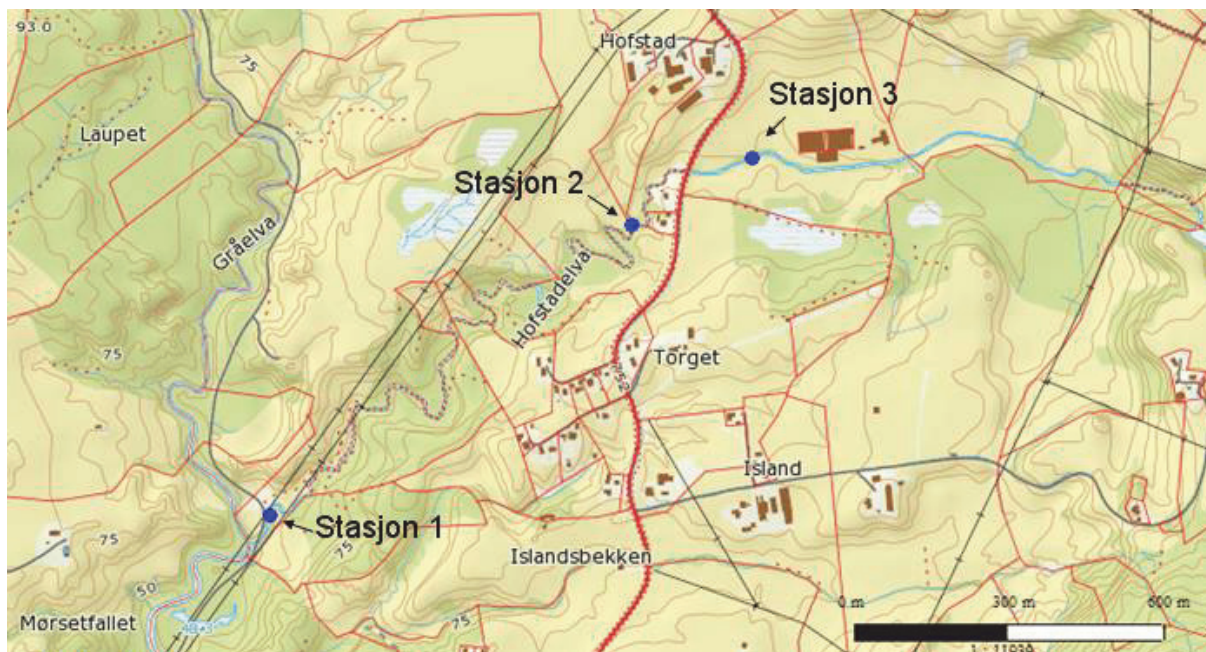
De midtnorske oreskogene representerer en naturtype som har en svært begrenset utbredelse. Vi finner den særlig på fuktig mark og på ustabil ravinegrunn langs våre vassdrag. Skogtypen er imidlertid kjent for sin ekstremt høye tetthet av hekkende spurvefugl (Moksnes 1974, Sæther 1980, Pettersen 1986). Disse høye tetthetene kan blant annet tilskrives kanteffektene mot vassdrag og produktiv kulturmark, der fuglene finner rikelig tilgang på føde, og de registrerte fugletetthetene her ligger høyt over all annen skog på våre breddegrader, edelløvskog inkludert. Etter all sannsynlighet må en gå til tropisk regnskog for å finne høyere tettheter (Moksnes 1985). Generelt har vi derfor en stor utfordring med hensyn til å sikre de resterende oreskogene langs vassdraga våre mot nye inngrep; og her representerer blant annet de pågående elveforbygningene en klar utfordring.

Den gjenværende kantskogen langs Hofstadelva har som tidligere beskrevet gjennomgående en beskjedne bredde, noe som medfører at et forbygningsarbeid slik som det er blitt gjennomført ved Gråelva, vil ødelegge betydelige deler av denne restbiotopen. Det som blir tilbake av kantskog vil dessuten bli sterkt oppstykket og være så smalt at en ikke kan forvente å opprettholde et fuglesamfunn her som kan knyttes til noen bestemt naturtype, til det vil påvirkningen fra ulike kanter bli alt for stor. De plastrete områdene vil dessuten framstå som fremmedelementer i dette landskapet, og vil bli å betrakte som nærmest sterile habitater i viltsammenheng. Det er imidlertid ikke spesielt store ornitologiske verdier knyttet til denne kantskogen, selv om restene med oreskog langs midtnorske vassdrag generelt har en meget høy bevaringsverdi.

5 BUNNDYR

5.1 Metoder

Feltundersøkelsene ble gjennomført den 20.5. 2011 og 13.9. 2011. Det ble valgt ut tre (semi-) kvantitative stasjoner for undersøkelser av bunndyrsamfunnet i Hofstadelva (figur 3 og tabell 5).



Figur 3. Oversiktskart med ca. lokalisering av prøvetakingsstasjoner for bunndyr og vannkvalitet i Hofstadelva.

Stasjon 1 er lokalisert nederst i elva omlag 50 meter før munning til Gråelva. Stasjon 2 er lokalisert om lag 150 meter nedstrøms FV 752. Stasjon 1 og 2 omfatter dermed tiltaksområdet for det planlagte inngrepet. Stasjon 3 er lokalisert om lag 100-150 meter ovenfor FV752, i et parti av elva som ikke skal berøres av det forestående inngrepet.

Tabell 5. UTM-koordinater for stasjoner i Hofstadelva

Lokalitet	Stasjon	UTM koordinater
Hofstadelva	1	32 7042984 N, 605430 E
Hofstadelva	2	32 7042848 N, 605210 E
Hofstadelva	3	32 7042984 N, 605430 E

Bunndyr og voksne insekter ble samlet inn ved to tidspunkt (vår/tidlig sommer og høst). Prøvetakingstidspunkt for bunndyr og voksne insekter var 20.5. 2011 og 13.9. 2011.

Metoden for innsamling av bunndyrmaterialet ble gjort i henhold til *Veileder 01: 2009: Klasifisering av miljøtilstand i vann* (DG, 2009). Bunndyrprøvene er samlet inn med sparkemetoden (Frost et al. 1971). Metoden går ut på at en holder en firkantet håv (25 x 25 cm, maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyr-

ene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS 4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt 3 ett minutters prøver (R1) på hver stasjon, tilsvarende ca 9 meter elvestrekning, fra ulike habitater av elva. Både hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat (ca. 2 minutter innsats), og sakteflytende /stille partier av elva (ca. 1 minutters innsats), med finere substrat, ble inkludert i prøvetakingen. For om lag hvert minutt med sparking ble håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling av materiale ut av håven. Hver sparkeprøve ble fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse.

For å kompensere for eventuelle larver/nymfer av døgn-, stein- eller vårfluer som pga livs-syklus har forlatt Hofstadelva ved bunndyrinnsamlingen, ble stasjonenes kantvegetasjon håvslått. Håvslåingen ble foretatt i en lengde på ca 50 meter i stasjonsområdet, og omfattet begge bredder av elva. For elvestrekninger med mangel på kantvegetasjon, fortrinnsvis ved stasjon 3, ble elveløpets nærmeste busker- / trær også inkludert.

I henhold til Veileder 01: 2009 (DG 2009) ble ASPT indeksen (Armitage et al. 1983) anvendt til vurdering av den økologiske tilstanden i bunndyr-samfunnet ved begge innsamlingstidspunkt. Denne metodikken forutsetter at prøvetakingstidspunktet er på senhøsten eller vinteren.

Indeksen baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyr-samfunnet i elver, etter deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 for bunnfaunaen i elver.

For nærmere informasjon om vurderingssystemet henvises det til *Veileder 01: 2009* (DG 2009).

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden med økologisk tilstand "God" eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taxa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og det er liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor påvirkning, vil derimot være indikatorer på forurensninger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaxa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT- arter/taxa, som tar utgangspunkt i hvor mange arter av døgnfluer (*Ephemeroptera*), steinfluer (*Plecoptera*) og vårfluer (*Trichoptera*) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT taxa i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet.

Antall EPT arter er anvendt til vurdering av dagens biologiske mangfold.

En vurdering av vassdragets potensiale for rødlistede eller sjeldne arter er foretatt, og antatte/potensielle endringer i bunndyrsmiljøet som følge av det forestående inngrepet er vurdert.

5.2 Resultatvurdering

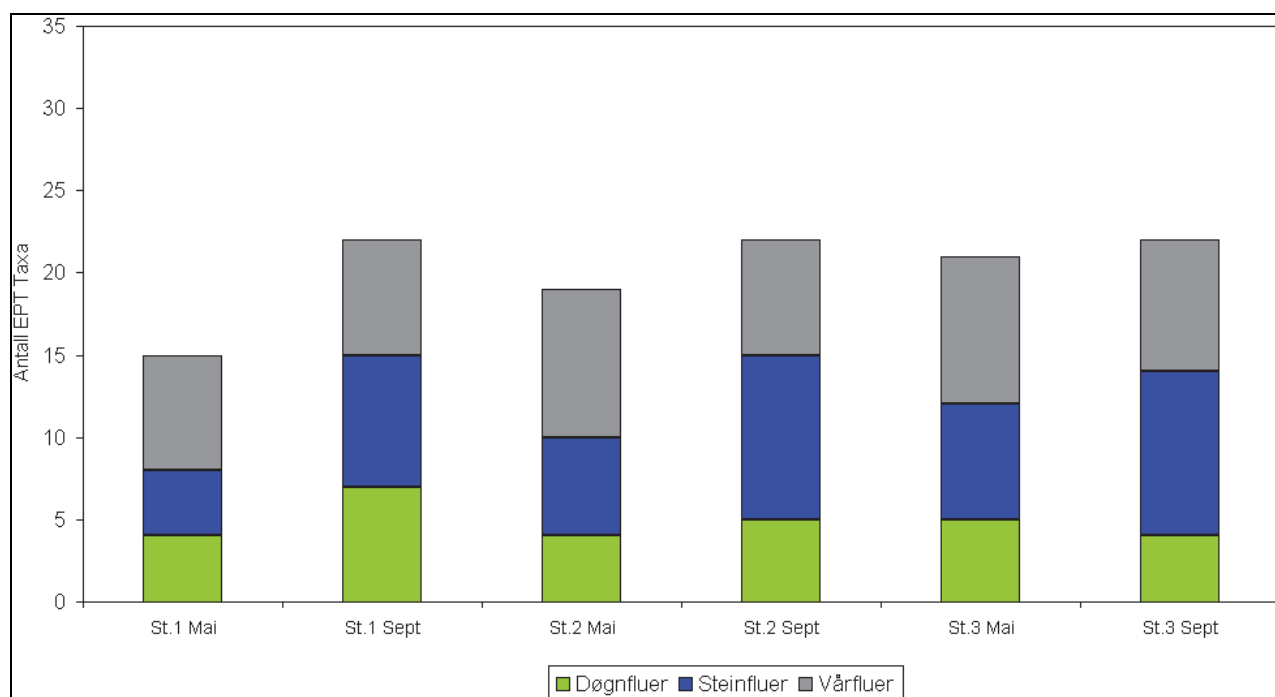
Antall registrerte EPT - taxa per stasjon i Hofstadelva ved bunndyrundersøkelsene i mai og september 2011 er vist i figur 4. Dette er også framstilt i tabell 6, der også voksne er inkludert. Totalt antall registrerte EPT per stasjon og for hele Hofstadelva i 2011, inkludert voksne, er vist i figur 5.

Økologisk tilstand for Hofstadelva målt ved bunndyrsmiljøet er vist i figur 6 og tabell 7.

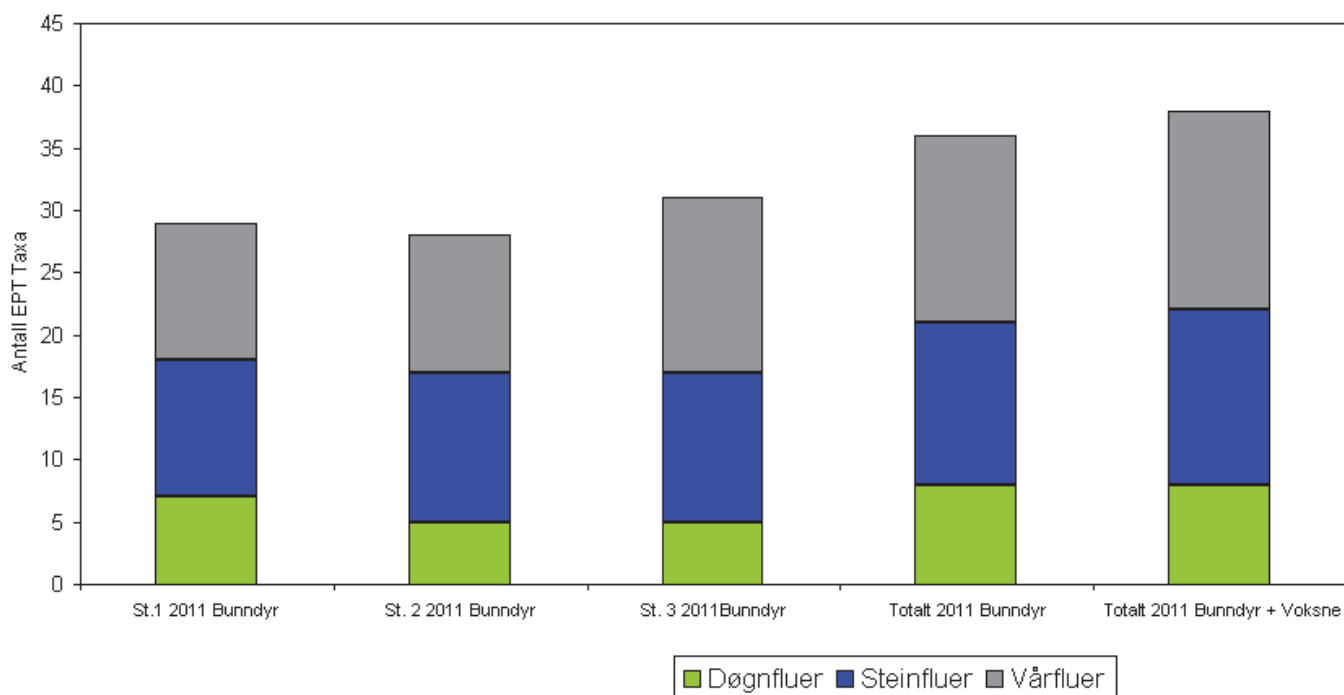
Fullstendig artsliste med antall bunndyr per prøve og antall registrerte voksne EPT finnes i Vedlegg 1 og 2.

Tabell 6. Antall taxa døgn-, stein- og vårfluer registrert på den enkelte stasjon i Hofstadelva ved hvert undersøkelsestidspunkt. Tall i parentes er arter av voksne individer som ikke ble registrert som nymfer/larver i bunndyrprøvene på samme tidspunkt

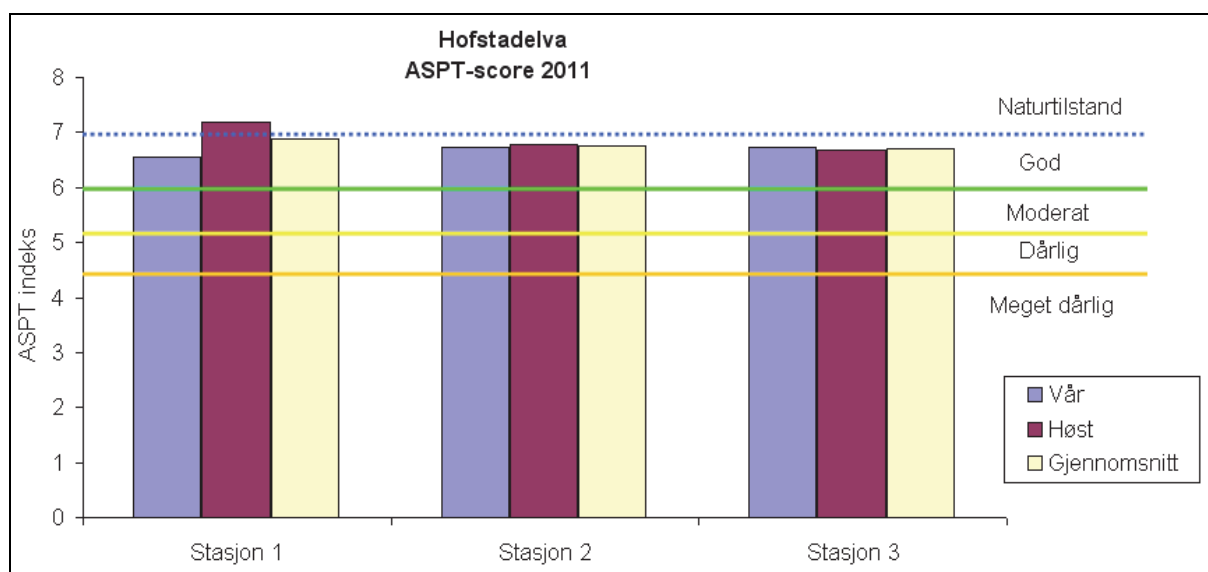
Lokalitet	Dato	Stasjon	Døgnfluer -E	Steinfluer -P	Vårfluer -T	Sum EPT
Hofstadelva	20.05	1	4	4 (4)	7	15 (4)
Hofstadelva	13.09	1	7	8 (1)	7	22 (1)
Hofstadelva	20.05	2	4	6 (3)	9 (2)	19 (5)
Hofstadelva	13.09	2	5	10 (1)	7 (3)	22 (4)
Hofstadelva	20.05	3	5	7 (2)	9	21 (2)
Hofstadelva	13.09	3	4	8	8 (1)	20 (1)
Hofstadelva	2011	alle	8	14	16	38



Figur 4. Antall registrerte taxa av EPT i sparkeprøver (R-3) per stasjon per innsamlingstidspunkt i Hofstadelva i 2011.



Figur 5. Antall registrerte taxa av EPT i sparkeprøver per stasjon Hofstadelva i hele 2011 og totalt for hele vassdraget. Søyle lengst til venstre er inkludert voksne EPT.



Figur 6. Økologisk tilstand i Hofstadelva vist ved søylediagram. Fargede linjer angir grenseverdier for tilstandsklassene etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand.

Tabell 7. Klassifisering av dagens økologiske tilstand i Hofstadelva ved bruk av bunndyrsamfunn

Lokalitet	Stasjon	Mai: ASPT	Sept: ASPT	Gjennomsnitt	Økologisk tilstand
Hofstadelva	1	6,56	7,19	6,87	Svært god tilstand
Hofstadelva	2	6,74	6,77	6,75	God tilstand
Hofstadelva	3	6,74	6,67	6,70	God tilstand

Stasjon 1

Det ble registrert hhv. 15 og 22 EPT- taxa i bunndyrprøvene fra mai og september 2011 ved stasjon 1 i Hofstadelva (tabell 6). Dersom voksne EPT inkluderes blir antallet hhv. 19 og 23. Totalt i 2011 ble det påvist anslagsvis 31 ulike EPT-taxa på stasjon 1 ved bunndyrinnsamlingen og håvslag etter voksne EPT. Det biologiske mangfoldet målt ved antall registrerte EPT på stasjon 1 i Hofstadelva er høyt. Ingen rødlistede eller sjeldne arter ble påvist i 2011.

I mai og september var antall bunndyr per prøve hhv. 5623 og 4182 individer per R-3 (vedlegg 2). Dette indikerer en god bunndyrproduksjon, der døgnflua *Baetis rhodani* dominerte bunndyrsamfunnet i antall per prøve ved begge prøvetakingstidspunkt. *Amphinemura borealis* var mest tallrik blant steinfluene. Blant vårfluene dominerte arten *Rhyacophila nubila*.

Av øvrige bunndyr dominerte gruppene fjærmygg og billelarver ved begge undersøkelsestidspunkt.

Bunndyrfaunaen på stasjon 1 viser kun små tegn til eutrofiering, og ingen tegn på forsurening eller andre antropogene vannkjemiske påvirkninger. Bunndyrsamfunnet avviker i liten grad fra en forventet naturtilstand. Bunndyrfaunaen scorer et gjennomsnitt på 6.87 på ASPT-indeksen og økologisk tilstand klassifiseres som *Svært God, nært opp mot naturtilstand*, på undersøkelsestidspunktet (Tabell 7).

Stasjon 2

Det ble registrert hhv. 19 og 22 EPT- taxa i bunndyrprøvene fra mai og september 2011 ved stasjon 2 i Hofstadelva (tabell 6). Dersom voksne inkluderes blir antallet hhv. 24 og 26. Totalt i 2011 ble det påvist anslagsvis 31 ulike EPT-taxa på stasjon 2 ved bunndyrinnsamlingen og håvslag etter voksne EPT i 2011. Det biologiske mangfoldet målt ved antall registrerte EPT på stasjon 1 i Hofstadelva er høyt. Ingen rødlistede eller sjeldne arter ble påvist i 2011.

I mai og september var antall bunndyr per prøve hhv. 2921 og 8687 individer per R-3 (vedlegg 2). Dette indikerer en god bunndyrproduksjon, der fjærmygg dominerte bunndyrsamfunnet i antall per prøve ved begge prøvetakingstidspunkt. Blant døgnfluene dominerte *Baetis rhodani* i antall per prøve. Arten *Brachyptera risi* var mest tallrik blant steinfluene i mai, mens små individer i slekta *Amphinemura* dominerte i september. Blant vårfluene dominerte arten *Rhyacophila nubila* i mai, mens arten *Silo pallipes* dominerte i september.

Av øvrige bunndyr var gruppen billelarver tallrike ved begge undersøkelsestidspunkt.

Bunndyrfaunaen på stasjon 2 viser kun små tegn til eutrofiering/næringssaltanrikning, og ingen tegn på forsurening eller andre antropogene vannkjemiske påvirkninger. Bunndyrsamfunnet avviker kun mindre fra en forventet naturtilstand. Bunndyrfaunaen scorer et gjennomsnitt på 6.75 på ASPT-indeksen og økologisk tilstand klassifiseres som *God, nært opp mot Svært God*, på undersøkelsestidspunktet (Tabell 7).

Stasjon 3

Det ble registrert hhv. 21 og 20 EPT- taxa i bunndyrprøvene fra mai og september 2011 ved stasjon 3 i Hofstadelva (tabell 6). Dersom voksne inkluderes blir antallet hhv. 23 og 21. Totalt i 2011 ble det påvist anslagsvis 32 ulike EPT-taxa på stasjon 3 ved bunndyrinnsamlingen og håvslag etter voksne insekter i 2011. Det biologiske mangfoldet målt ved antall registrerte EPT på stasjon 1 i Hofstadelva er høyt. Ingen rødlistede eller sjeldne arter ble påvist i 2011.

I mai og september var antall bunndyr per prøve hhv. 4820 og 6790 individer per R-3 (vedlegg 2). Dette indikerer en god bunndyrproduksjon, der døgnfluene *Baetis muticus* og *Baetis rhodani* dominerte bunndyrsamfunnet i antall per prøve ved begge prøvetakingstidspunkt. *Amphinemura borealis* var mest tallrik blant steinfluene. Blant vårfluene dominerte arten *Rhyacophila nubila* i mai, mens arten *Silo pallipes* dominerte i september.

Av øvrige bunndyr dominerte gruppen fjærmygg ved begge undersøkelsestidspunkt.

Bunndyrfaunaen på stasjon 3 viser kun små tegn til eutrofiering, og ingen tegn på forsurening eller andre antropogene vannkjemiske påvirkninger. Bunndyrsamfunnet avviker kun mindre fra en forventet naturtilstand. Bunndyrfaunaen scorer et gjennomsnitt på 6.70 på ASPT-indeksen og økologisk tilstand klassifiseres som *God, nært opp mot Svært God*, på undersøkelsestidspunktet (Tabell 7).

Samlet vurdering av bunndyrsamfunnet i Hofstadelva

Dagens biologiske mangfold i tilknytning til Hofstadelva er høyt, uttrykt ved antall registrerte EPT i bunndyrprøver og håvslag ved de to innsamlingsrundene i mai og september i 2011. Det ble totalt påvist 8 arter/slekter av døgnfluer, og 14 arter/slekter steinfluer. Antallet påviste vårfluearter-/slekter var 16. Dette gir et minimumsanslag på 38 ulike EPT arter/slekter i vassdraget.

Den økologiske tilstanden for alle stasjoner er kun mindre avvikende fra det som antas å være naturtilstand for slike systemer.

Det biologiske mangfoldet, dominansforhold, sammensetning og struktur hos bunndyrfaunaen i Hofstadelva indikerer derfor at vassdraget i dag har en akseptabel vann- og miljøkvalitet, der dagens belastninger ikke har stor negativ effekt.

Det ble ikke registrert rødlistede eller sjeldne arter av døgn-, stein- og vårfluer i denne undersøkelsen. Dette betyr derimot ikke at sjeldne arter ikke finnes i vassdraget. En bør vanligvis påregne betydelig større undersøkelsesinnsats flere ganger i året over flere år for å kunne påvise rødlistede eller sjeldne arter innen disse gruppene. Basert på undersøkelsene i 2011 kan en derfor ikke utelukke at tiltaksområdet i Hofstadelva har rødlistede eller sjeldne arter av EPT, til tross for at dette ikke ble registrert i 2011.

5.3 Anbefalinger

Spesielle hensyn og avbøtende tiltak

Det må forventes at fysiske inngrep som medfører endringer i substrat-, vannhastighet, kantvegetasjon og andre hydromorfologiske forhold i Hofstadelva vil føre til endringer i bunndyr-samfunnets struktur, sammensetning og dominansforhold.

Dagens høye biologiske mangfold i Hofstadelva vil kunne reduseres etter inngrepet. Reduksjonen kan bli større enn nødvendig dersom ikke avbøtende tiltak og spesielle hensyn tas. Dersom avbøtende tiltak, som skisseres i dette kapitlet, utføres i vannstrengen, ansees inngrepet å ha mindre innvirkning på dagens økologiske tilstand. En potensiell reduksjon i biologisk mangfold og/eller endring i bunndyrsamfunnets struktur, sammensetning og dominansforhold vil også endres mindre sammenlignet med i dag.

Hofstadelva har enkelte elvepartier med finere substrat i dag i tiltaksområdet. Dette er elvepartier som karakteriseres ved grusdominerte (2-10 cm diam.) stryk, vekselvis rolige kulper med finere (≤ 2 cm) substrat og mudder.

Fysiske faktorer som vanddyb, vannhastighet og substrat er viktige for utformingen av bunn-dyrsamfunnet og artsinventaret i et vassdrag. Vannhastigheten har mye å si for utbredelsen av arter. I tillegg til arter som lever i store deler av elva, finnes enkelte arter som kun trives i sakteflytende/stillestående vann med finsubstrat, mens andre bare finnes på hurtigrennende partier med stein-/grussubstrat.

Gravende arter med preferanse for bløtbunn vil kunne reduseres ved steinsetting eller utretting, der døgnflua *Ephemera danica* nevnes spesielt for Hofstadelva. Denne døgnflua kan regnes som en karakterart i vassdraget, og er i dag til stede med gode forekomster i tiltaksområdet. Arten ble registrert med moderate forekomster på begge stasjoner i tiltaksområdet ved begge undersøkelsestidspunkt i 2011. Den representerer et periodevis svært viktig nærings-emne for stedegen laksefisk i vassdraget. Det er derfor ikke ønskelig at forekomsten av arten reduseres betydelig på strekningen som skal steinsettes. En endring av substrat- og hydromorfologi mot grovere substrat, evt økning i vannhastighet eller mangel på kulper og rolige partier med innslag av finsubstrat/mudder, vil kunne føre til en vesentlig reduksjon av *E. danica*. Vi anbefaler å bevare en andel av overnevnte biotoper/habitater i tiltaksområdet etter steinsettingen er slutført.

Tiltaksområdet i Hofstadelva karakteriseres i dag ved stor grad av relativt urørt kantvegetasjon og høy andel nedsunkne røtter og dødt trevirke. En slik kantvegetasjon er avgjørende for dagens vannøkologi i Hofstadelva. Dagens kantvegetasjon nedstrøms FV752 skaper skjulmuligheter for fisk, og er sammen med akseptabel vannkvalitet en av de viktigste grunnene til at vassdraget i dag gir rom for stor produksjon av laksefisk. Dette er i tillegg avgjørende faktorer for dagens høye biologiske mangfold av døgn-, stein- og vårfluer. Dødt trevirke og delvis nedsunkne trær er viktige biotoper for mange bunndyr, f.eks. arter av vårfluer, i forbindelse med egglekking og andre stadier av livssyklus. Intakt kantvegetasjon er også avgjørende for tilstedeværelse av voksne insekter. Overhengende og dekkende kantvegetasjon har også innvirkning på lystilgang, algebegroing og vanntemperatur i elva. Steinflua *Isoperla difformis* ble registrert med moderate forekomster både som nymfe og voksen i tiltaksområdet (bilde 4). Denne arten registreres kun unntaksvis i mindre vassdrag (bekker) i Trøndelag i lavlandet, der artene *Isoperla grammica* og *Isoperla obscura* som oftest dominerer. *I. difformis* regnes for å være sårbar for økt vanntemperatur, og betegnes som sjelden i Finland i dag, som følge av menneskeskapte, hydromorfologiske inngrep og redusert vannkvalitet (Rassi et al. 1992, Vouri et al 1999). Endring/fjerning av kantvegetasjon og økt vanntemperatur nevnes som mulig årsak. Det er verdt å nevne at *I. difformis* har en lavere spredningsmulighet sammenlignet med de fleste andre steinfluer, som følge av reduserte vinger (micropterus) hos hanner som voksen (Malmqvist & Sjöström 1989, Bagge & Hynynen 1995). Dette ble også registrert hos voksne hanner av *I. difformis* i Hofstadelva. Hanner av *I. difformis* har alltid tilhold nær elvebankene (Kuusela & Huusko, 1996), og trolig kun i nær tilknytning til elveavsnittet hvor de er produsert.

Det anbefales i størst mulig grad å re-introdusere en kantvegetasjon lik dagens, som også ivaretar dagens funksjon. Det bør vurderes i tillegg å legge ut dødt trevirke og trestammer, helt eller delvis nedsunket, i deler av elveløpet. Et sluttresultat med homogen, steindominert elvebredd uten kantvegetasjon og/eller uhensiktsmessig kantvegetasjon, vil ha negativ effekt på de fleste vannøkologiske nivåer i Hofstadelva.



Bilde 4. Voksne *Isoperla difformis* hunn og hann (til venstre) og nymfe av *Isoperla* sp. (til høyre) fra Hofstadelva i 2011. Foto: Morten Bergan.

Hofstadelvas økologiske tilstand vil på lang sikt sannsynlig ikke reduseres som følge av det forestående inngrepet, selv om en betydelig degradering av tilstand må påregnes i anleggsfasen og i en periode etter slutføring. Rekolonisering fra ovenforliggende elvestrekninger gjennom drift og annen spredning vil derimot re-etablere bunndyrsamfunnet innen rimelig tid. Generelt skjer en slik bunndyr-rekolonisering av ferskvannshabitater rask. I finske elver rekoloniserte faunaen til normal sammensetning etter 10 dager i forbindelse med habitatendringer og graving i elveløpet (Tikkanen et al. 1994), mens rekoloniseringen av en nyrestaurert bekk i Sverige tok 200 dager (Malmquist et al. 1991).

Dersom det finnes strekninger ovenfor tiltaksområdet med god bunndyrproduksjon og bunndyrmangfold, vil rekoloniseringen skje hurtigere enn dersom dette ikke finnes. Hofstadelva har slike strekninger ovenfor tiltaksområdet. Derfor forventes en rask rekolonisering, først med typiske pionerarter som f.eks. døgnfluearter i familien Baetidae (*Baetis rhodani*) og andre arter med god forekomst ovenfor tiltaksområdet, med høy drivaktivitet og spredningspotensiale. Rekoloniseringen vil etterfølges av innslag av mer saktespredende arter. Et tilsvarende reetableringsscenario ble også registrert i Ilabekken i Trondheim etter restaurering, sanering av kloakk og åpning av vassdraget etter over hundre år i rør (Bergan 2010). Rekolonisering nedenfra og oppover (fra Gråelva) vil også bidra til reetableringen av bunndyrsamfunnet. For den nyrestaurerte Sverresdalsbekken, en sidebekk til Nidelva i Trondheim, ble det påvist *Baetis rhodani* og små, husbyggende Limnephilidae (vårfluefamilie) den andre høsten (dvs etter ca 1 år) etter anleggsarbeidet var avsluttet og vannføringen tilnærmet normalisert. Denne bekken har trolig ingen ovenforliggende strekninger med bunndyrproduksjon, da vannføringen dannes fra avrenning fra spredt overflatevann i urbaniserte, drenerte og tettbebygde områder. Rekoloniseringen har trolig skjedd nedenfra og opp (fra Nidelva, ca 150 meter nedstrøms prøvetakingsstasjonen) i form av sverming av voksne insekter og/eller vandring oppover langs bekkebunnen (Bergan, i arbeid)

Elvepartier på referansestrekninger ovenfor FV 752 har i dag betydelig redusert kvalitet som direkte følge av husdyrhold, fjerning av kantvegetasjon og tidligere utretting av elveløpet. Avbøtende tiltak for vassdraget som en helhet vil være å re-etablere kantvegetasjonen også her, som er helt bort flere plasser, og det anbefales en utlegging av egnet grus i strykpartier,

og tilførsel av spredt, grovere elvestein, i dette elveavsnittet. I dag er det dominans av finere substrat på strykpartiene og i kulper umiddelbart ovenfor FV752.

Husdyr (kveg) har tilgang til store deler av Hofstadelva ovenfor FV 752 i dag (se bilde 5). Dette har negativ effekt på flere vannøkologiske og vannkvalitetsmessige forhold i Hofstadelva. Tilgangen bør derfor reduseres til enkelte partier på dette elveavsnittet for å avbøte på belastningen vassdraget vil få i forbindelse med det forestående inngrepet.



Bilde 5. Stasjonsområde 3 ovenfor tiltaksområde, med tråkk av kveg i elvestrengen. Foto: Morten Bergan.

Det bør utarbeides en grundig plan for aktuelle kompensasjonstiltak i Hofstadelva for å ivareta vassdragets potensiale mht. biologisk mangfold i og ovenfor tiltaksområdet. Det bør iverksettes oppfølgende bunndyrundersøkelser i anleggsfasen, i tillegg til etterundersøkelser, i forbindelse med det planlagte inngrepet i vassdraget. Dette blir spesielt viktig i forhold til om nye, på forhånd ukjente problemstillinger synliggjøres etter hvert som anleggsfasen tiltar, og å avdekke om de avbøtende tiltakene fungerer etter sin hensikt.

6 VANNKJEMI

6.1 Metoder

Det ble samlet inn vannprøver fra tre stasjoner i Hofstadelva (figur 3, s. 20) en gang i måneden fra perioden mai til september i 2011. Dette ble gjort for å beskrive den fysiske-kjemiske vannkvaliteten i vassdraget ved prøvestasjonene. Innsamlingsdatoene var 20.5, 27.6, 28.7, 18.8 og 13.9.

Prøvene ble analysert på Eurofins Norsk Miljøanalyse AS sine laboratorier. Vannprøvene ble analysert for parameterne pH, konduktivitet/ledningsevne, turbiditet, total fosfor, nitrat, total organisk karbon og kalsium (tabell 8).

Tabell 8. Måleparametre, måle-enheter og analysemetode

Parameter	pH	KOND	TURB	TOT P	NO3-N	Ca	TOC
Enhet	pH	mS/m	ftu	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
	NS	ISO	EN ISO	NS EN ISO	NS EN ISO	EN	NS EN ISO
Metode	4720	7888	7027	15681-2	13395	1484	11885

Vannføring ved prøvetakingstidspunkt ble vurdert etter en tre-delt skala fra lav, middels til høy (vedlegg 3). Vedlegg 3 viser også alle måleverdier for alle prøvetakingstidspunkt på de ulike stasjonene. Resultatene er presentert i enkle figurer og tabeller, og det er foretatt en enkel vurdering av verdiene etter SFT (1997), DG (2009) /Lyche-Solheim et al. (2008).

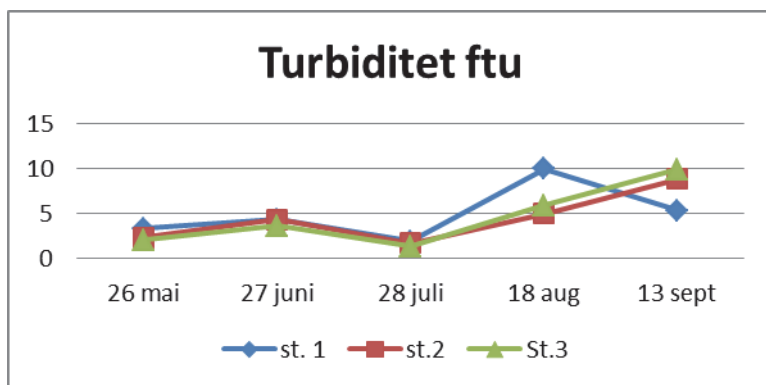
6.2 Resultatvurdering

Vannkvalitet

Resultatene fra vannprøvene som ble samlet inn i 2011 i Hofstadelva er sammenstilt i tabeller som finnes i vedlegg 3. I dette avsnitt er resultatene vurdert og grafisk fremstilt i enkle figurer. Det er videre foretatt en vurdering av analyseresultatene opp mot SFT (1997), nå Klifs, vurderingskriterier for miljøkvalitet i ferskvann, og ved å benytte veilederen for vannforskriften (DG 2009).

Turbiditet

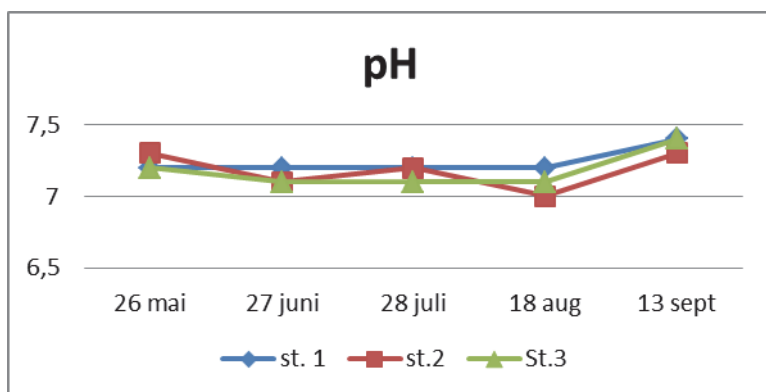
Resultatene fra analysene av vannprøvenes turbiditetsverdi er sammenstilt i figur 7. Verdiene sier noe om partikkelinnholdet (suspendert stoff) i Hofstadelva. Verdiene er jevnt over høye og avspeiler en vannkvalitet som er sterkt påvirket av partikler, og i dette vassdraget skyldes det i stor grad tilførsler av leirmineraler fra erosjon i og nær vassdraget. Vurdert utfra nevnte SFT-veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997) (tabell 9), og den midlere turbiditetsverdien for undersøkelsesperioden får alle de undersøkte vassdragsavsnittene en dårlig miljøtilstand og stasjon 1 er nær ved å nå den dårligste miljøtilstanden (tilstandsklasse 5: Meget dårlig).



Figur 7. Hofstadelva. Turbiditetsverdier fra prøvetakingen i 2011.

pH

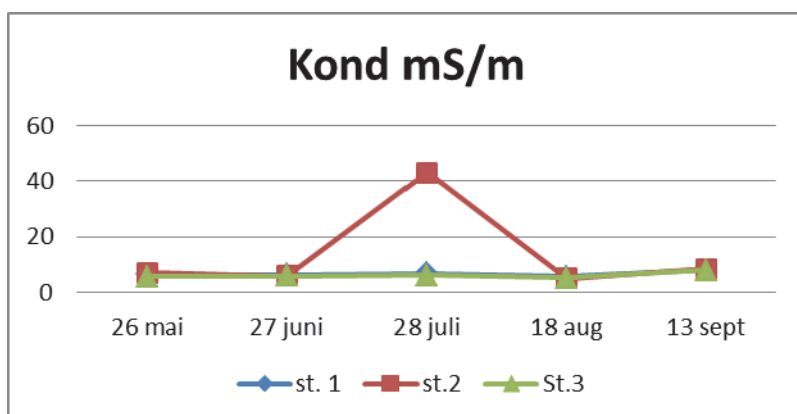
Analyseresultatene viser at på alle stasjonene var pH (surhetsgraden) stor sett større enn 7,0 (figur 8). Den midlere pH verdien ligger nær pH 7,2 på samtlige stasjoner (tabell 11). Dette beskrives som en god vannkvalitet som gir beste tilstandsklasse etter SFT's (1997) vurderingssystem for vannkvalitet i ferskvann. Vassdraget har derfor forutsetninger for å gi grunnlag for en rik og variert elve-fauna og flora.



Figur 8. Hofstadelva. pH verdier fra prøvetakingen i 2011.

Konduktivitet

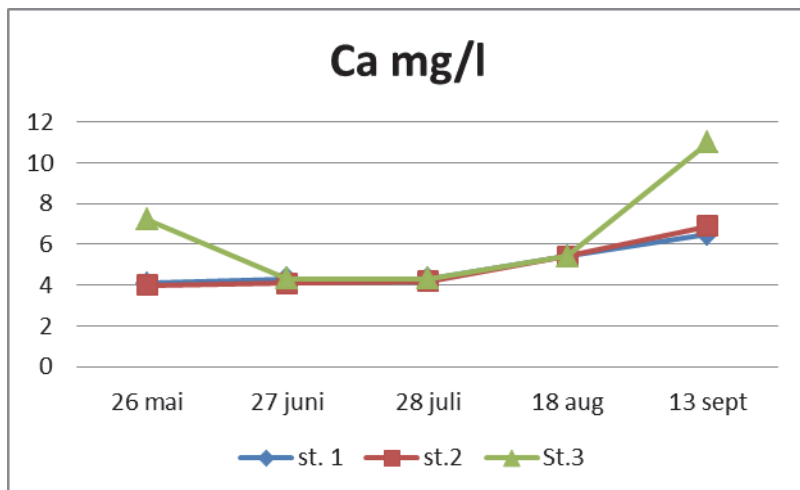
Resultatene fra målingene av vannets ledningsevne er vist i figur 9. Hofstadelva er preget av en ganske stabil ledningsevne med en midlere verdi på vel 6 mS/s (tabell 11). På stasjon 2 ble det den 28. juli målt en verdi på 43,2. Dette resultatet antar vi er feil da det ikke gjenspeiler seg i målingene på stasjonen nedstrøms ved samme prøvetakingstidspunkt.



Figur 9. Hofstadelva. pH verdier fra prøvetakingen i 2011.

Kalsium

Etter Vannforskriften klassifiseres vannkvaliteten etter Ca innholdet inn i tre tilstandsklasser. Vannet er svært kalkfattig dersom kalkinnholdet er mindre enn 1 mg Ca/l, kalkfattig når kalkinnholdet er mellom 1- 4 mg Ca/l og kalkrikt ved et kalkinnhold som er over 4 mg Ca/l. Analyse-resultatene fra prøvene tatt i 2011 viser at alle stasjonene gjennom hele prøveperioden hadde et kalsium innhold som var større enn 4 mg Ca/l. Vannkvaliteten typifiseres som kalkrik (tabell 10).

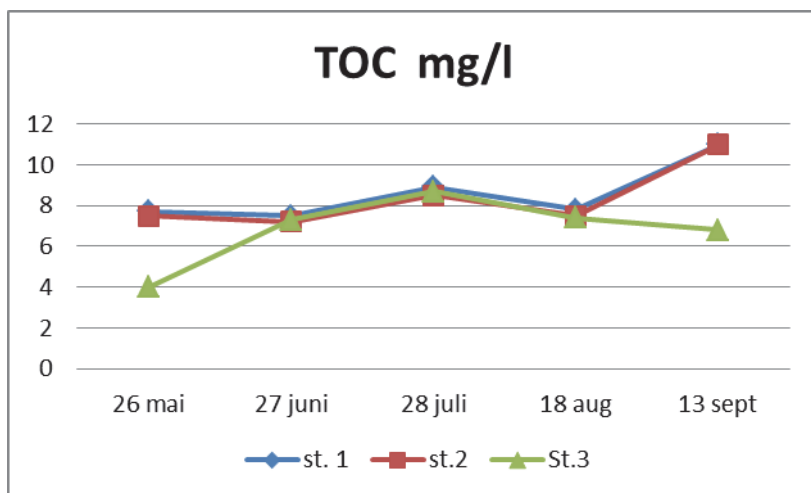


Figur 10. Hofstadelva. Kalsiumverdier (mg Ca/l) fra vannprøver i 2011.

TOC

I vurderingssystemet knyttet til vannforskriften er vannets humusinnhold en viktig parameter for å typifisere vannforekomsten. Dette er i stor grad bestemmende for vannets farge, og blir typifisert i henhold til forskriften ved å måle vannets egenfarge. Grensen mellom de to vann-typene klare og humøse er her satt ved en fargeverdi på 30 mg Pt/l. Ved denne undersøkelsen ble fargeverdiene ikke målt, men vannprøvens totale innhold av organisk materiale (TOC) ble registrert. I vurderingssystemet for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997) er det gitt verdier for miljøtilstand både for TOC og vannets egenfarge (tabell 9).

Resultatene viser at alle stasjonene hadde en midlere verdi for TOC som var større enn 6,8 mg/l. Dette gir i følge den tidligere SFT veilederen en dårlig miljøtilstand. Dette tilsvarer i det samme vurderings-systemet en verdi for vannets egenfarge som er >30 mg Pt/l (tabell 9). Størst verdi for TOC finner vi på stasjonene 2 og 3 som følger hverandre ganske likt gjennom prøveperioden (figur 11). Avrenning fra myr områder i øvre deler av nedbørfeltet bidrar til humusinnholdet, samtidig som avrenning fra landbruksområder og avrenning fra spredt bebyggelse bidrar til høye TOC verdier.



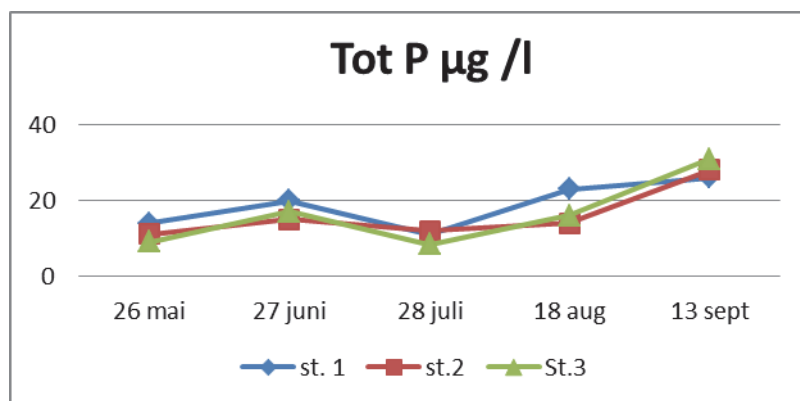
Figur 11. Hofstadelva. Resultatet fra målte konsentrasjoner av vannets TOC- innhold.

Tabell 9. Vurderingssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997)

	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Næringssalter:					
Total fosfor, µg P/l	< 7	7-11	11-20	20-50	>50
Total nitrogen, µg N/l	< 300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer:					
TOC, mg C/l	< 2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
Farge mgPt/l	< 15	15 - 25	25 - 40	40 – 80	> 80
Forsurende stoffer:					
pH	> 6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Partikler:					
Turbiditet, F.N.U.	< 0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig

Fosfor

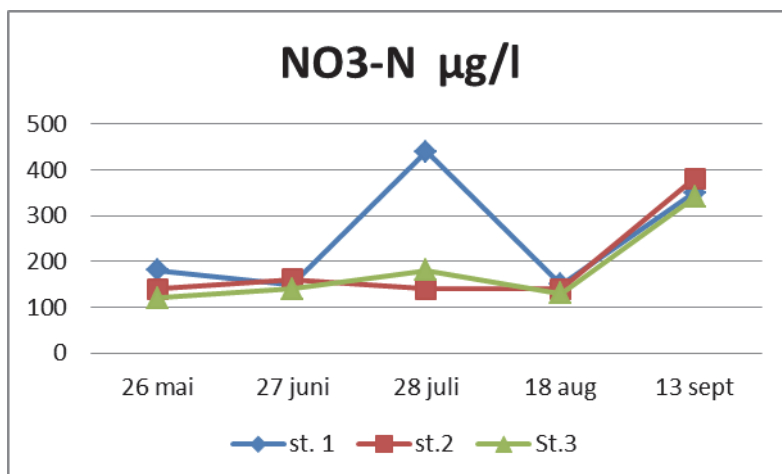
Resultatene fra prøvetakingen i 2011 viste at vannprøvene hadde et innhold av total fosfor med midlere konsentrasjoner fra 16,3 til 19 µg P/l (tabell 11). De største verdiene ble målt i september med maksverdi på 31 µg P/l (se Fig. 12). Verdiene er høye og gir etter det tidligere systemet for å klassifiseremiljøkvaliteten i ferskvann mindre god tilstand (tabell 9). En vurdering etter vannforskriften er nærmere omtalt i avsnitt 6.3.



Figur 12. Hofstadelva. Resultater fra analyser av total fosfor i 2011.

Nitrogen

Vurdering av nitrogen innholdet i vassdraget er basert på analyser av nitrat (NO₃-N) som er sammenstilt vist grafisk figur 13. Dataene viste at vannprøvene hadde et nitratinnhold som følger hverandre tett gjennom prøve-perioden, bortsett da fra prøvetakingen den 28. juli, da stasjon 1 øverst i vassdraget skiller seg markert fra de andre stasjonene. Det ble her målt en konsentrasjon på 440 µg NO₃-N/l på st. 1.



Figur 13. Hofstadelva. Resultater fra målte konsentrasjoner av NO₃-N i 2011.

6.3 Tilstandsvurdering

For å kunne vurdere tilstanden er det viktig i henhold til vannforskriften å vite hvilken vann-type vi har i Hofstadelva (tabell 10). Verdiene for vannets TOC innhold ga en indikasjon på at vi har en vannkvalitet som trolig kan karakteriseres som en humøs vann-type. Tilsvarende ga resultatene fra analysene av Ca innhold informasjon om at vassdraget på de undersøkte vassdragsavsnittene kan typifiseres som kalkrikt.

Vanntypen er med å bestemme kriteriesettet som skal benyttes når vannkvaliteten skal klassifiseres i henhold til vannforskriften. I tillegg har vassdraget en høy turbiditet, noe som i seg selv vil påvirke miljøforholdene og biotilgjengeligheten av næringssaltene. Det er viktig å nevne at dersom Hofstadelva klassifiseres som et leirvassdrag, så sier vannforskriften at grenseverdiene for total fosfor relateres til dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfelter under marine grense, mens grenseverdiene for total nitrogen er de samme som for andre kalkrike vassdrag.

Grenseverdiene mellom god og moderat tilstand er da henholdsvis 60, 50 eller 40 µg/l Tot – P for vassdrag med en leirdekningsgrad på henholdsvis 40, 30, 20 %. Våre målinger for tot-P viste midlere verdier for stasjonen 1, 2 og 3 på henholdsvis 18,8, 16,0 og 16,3 µg P/l.

I tabell 10 er det vist grenseverdier i henhold til vanndirektivets kriteriesett for total fosfor (Tot-P) og for total nitrogen (Tot-N) for tilsvarende elvesystemer. Alle grenseverdier er angitt som µg/l, og gjelder årsmiddelverdier med unntak for målinger tatt under flom og i tørkeperioder. Det er i tabellen også tatt med de tidligere klassegrensene som ble utarbeidet av NIVA for SFT (Andersen m.fl. 1997).

Tabell 10. Tidligere og nye grenser for tilstandsklasser mht Tot - P og Tot - N i elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	Tot – P				
			ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	kalkfattige, klare,	6	11	17	30	60
Lavland	RN3	kalkfattige, humøse	9	17	24	45	83
Lavland	RN1	moderat kalkrik, klar	8	15	21	38	75
Lavland		moderat kalkrik, humøs	11	20	29	53	98
Skog	RN5	kalkfattige, klare,	5	8	11	23	45
Skog	RN9	kalkfattige, humøse	8	14	20	36	68
Fjell	RN7	kalkfattige, klare,	3	5	8	17	30
SFT - 1997				7	11	20	50

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	Tot – N				
			ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a; RN2	Kalkfattige, klare, grunne	250	300	400	575	1000
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	225	300	350	475	800
Lavland	LN3a; RN3	Kalkfattige, humøse	300	400	500	800	1300
Lavland	LN1; RN1	Kalkrike, klare	275	375	450	700	1200
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	300	450	550	900	1500
Skog	LN5; RN5	Kalkfattige, klare	225	275	325	475	800
Skog	LN6; RN9	Kalkfattige, humøse	275	350	450	675	1100
Fjell	LN7; RN7	Kalkfattige, klare	200	225	275	400	575
SFT - 1997				300	400	600	1200

Materialet fra Hofstadelva dekker bare deler av året. Vannprøvene er derimot tatt inn på både lave vannføringer og i perioder med høy vannføring / etter flom, slik at måleverdier vil være relativt representative for det Hofstadelva mottar av belastning fra nedbørfeltet. Særskilte episoder i forbindelse med omkringliggende jordbruksdrift, snøsmelting m.m. vil derimot ikke fanges opp med denne undersøkelsen. For den vanntypen denne vannforekomsten representerer er det ennå ikke utarbeidet et kriteriesett for fosforbelastning. Benytter vi vanndirektivets grenseverdier for en nærliggende vanntype i lavlandet som er moderat kalkrik og humøs vil grenseverdiene mellom svært god og god for total fosfor være 29 µg P/l. For total nitrogen er denne vanntypen klassifisert (LN8a), og tilsvarende grenseverdi er her 550 µg N/l mellom god og mindre god.

Dette gir da en tilstand i dette vassdraget, vurdert ut fra fosforbelastning, som beskrives som god på alle de tre stasjonene.

Tabell 11. Hofstadelva. Resultater fra prøverundene sommerperioden mai-september 2011

Middelverdier

Analyse-variabel	pH	Kond	Turb	TotP/L	NO ₃ -N/L	Ca	TOC
Enhet		mS/m	Ftu	µg P/l	µg N/l	mg/l	mg C/l
Stasjon							
1	7,24	6,62	4,96	18,8	254	4,92	8,58
2	7,18	13,94	4,42	16	192	4,92	8,34
3	7,18	6,198	4,54	16,28	182	6,44	6,84

7 FISK

7.1 Metoder

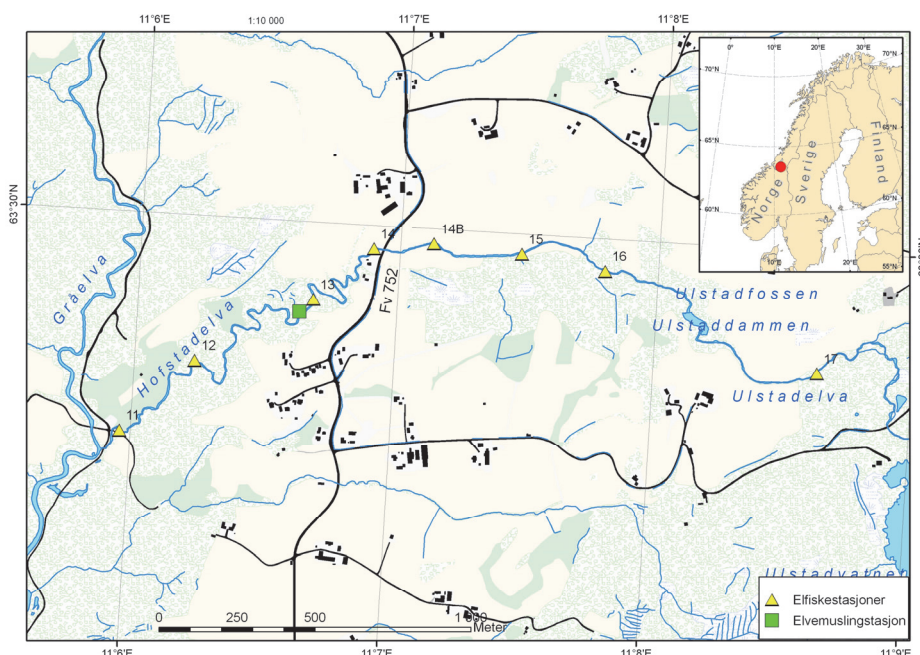
Det ble opprettet fire el-fiskestasjoner i det planlagte rassikringsområdet nedstrøms fylkesvegbrua (RV 752) og fire referansestasjoner oppstrøms brua (tabell 12, figur 14). Stasjon 17 ble lagt i Ulstadelva, oppstrøms Ulstaddammen, mens de øvrige stasjonene ble lagt i selve Hofstadelva. Fem av stasjonene (st. 11-15) ble opprettet i samsvar med koordinater over eldre stasjoner angitt i Einum et al. (2005). El-fisket ble gjennomført etter standard prosedyre med tre omgangers suksessivt fiske (Bohlin 1984, Bohlin et al. 1989). På hver stasjon ble all fisk artsbestemt og lengdemålt, og under opptelling ble det skilt mellom årsyngel og eldre fisk.

Telling av gytefisk og gytegrøper ble gjort både nedstrøms fylkesvegbrua (rassikringsområdet) og i ovenforliggende elveavsnitt. Telling av gytefisk skjedde ved visuell observasjon og ved punkt-elfiske. Posisjonen til observerte gytegrøper ble lagt inn på GPS og kartfestet.

El-fiske ble utført 8-9.09. 11. og gytetaksering den 14.10. 11.

Tabell 12. UTM-koordinater for el-fiskestasjoner i Hofstadelva

Stasjon	Sone	Ø	N
11	32V	604748	7042553
12	32V	605109	7042782
13	3 2V	605287	7042963
14	32V	605477	7042997
14B	32V	605761	7042990
15	32V	606032	7042960
16	32V	606738	7042696
17	32V	605068	7042739

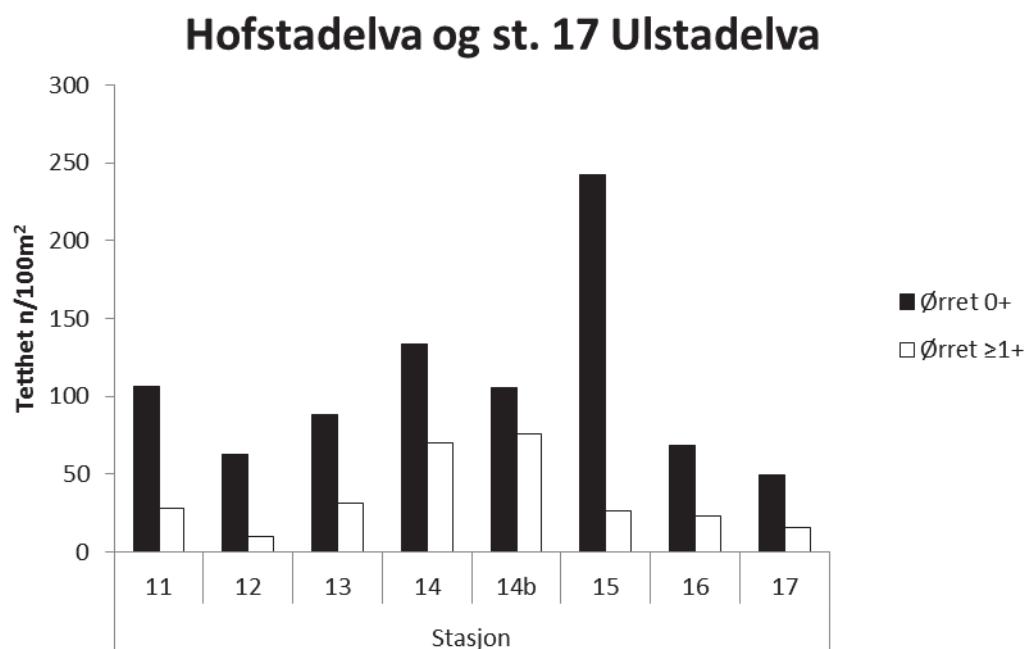


Figur 14. Oversikt over el-fiskestasjoner og stasjon for lengdemåling og tetthetsberegning av elvemusling.

7.2 Resultater

Ungfisktettheter

I Hofstadelva varierte tettheten av 0+ ørret fra 62 til 242 individer pr 100 m² på de ulike stasjonene, mens det for ørret $\geq 1+$ lå mellom 10 til 75 individer pr. 100 m² (figur 15).



Figur 15. Tetthet (N/100 m²) av ørret på ulike stasjoner i Hofstadelva og Ulstadelva.

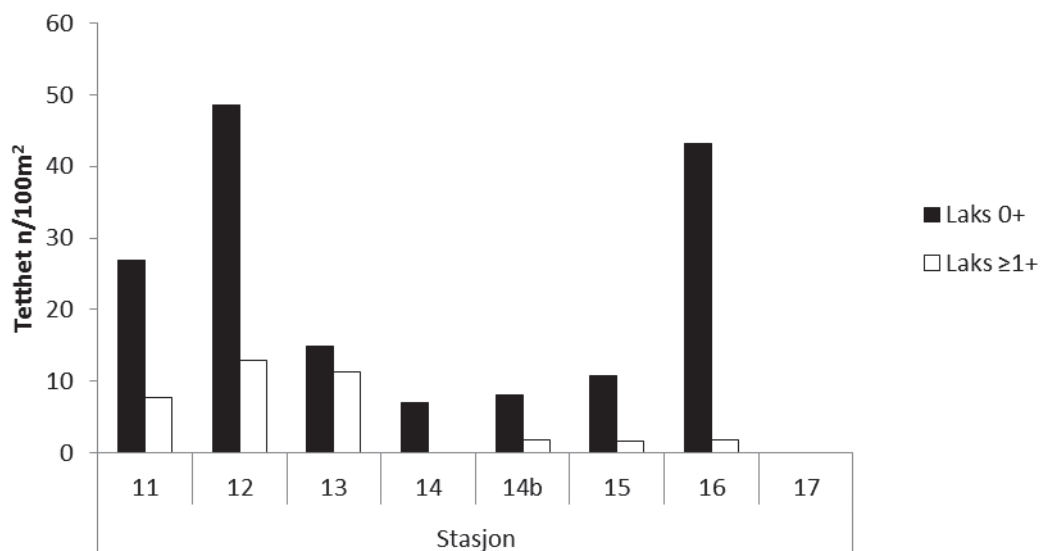
For hele Hofstadelva lå gjennomsnittstettheten for 0+ ørret på 115,2 (sd=61) individer pr. 100 m², mens den for ørret $\geq 1+$ lå på 37,7 (sd= 24,9) individer pr. 100 m² (tabell 13). Dersom tetthetene innenfor det planlagte rassikringsområdet (stasjon 11-14) sees under ett var gjennomsnittet for ørret 0+ på 97,6 (sd=29,9) og for $\geq 1+$ på 34,8 (sd=25,1) individer pr. 100 m² (tabell 13). Tilsvarende gjennomsnittsettheter for 0+ og $\geq 1+$ oppstrøms planlagt rassikringsområde var henholdsvis 138,6 (sd=91,5) og 41,5 (sd=29,6). I Ulstadelva lå tettheten på 0+ og $\geq 1+$ ørret på henholdsvis 49,4 og 15,8 individer pr. 100 m².

Tabell 13. Tetthet av ungfisk av ørret i Ulstadelva og gjennomsnittstettheter i Hofstadelva

	Ørret 0+		Ørret $\geq 1+$	
	N/100m2	SD	N/100m2	SD
Hele Hofstadelva (st. 11-16)	115,2	61,0	37,7	24,9
Tiltaksområdet (st. 11-14)	97,6	29,9	34,8	25,1
Oppstrøms tiltaksomr. (st. 14b-16)	138,6	91,5	41,6	29,6
Ulstadelva (st. 17)	49,4		15,8	

Hos laks varierte tettheten av 0+ fra 7,1 til 48,5 individer pr 100 m², mens $\geq 1+$ hadde tettheter mellom 0 og 12,9 individer pr 100 m² (figur 16).

Hofstadelva og st. 17 Ulstadelva



Figur 16. Tetthet (N/100 m²) av laks på ulike stasjoner i Hofstadelva og Ulstadelva.

For hele Hofstadelva lå gjennomsnittstettheten for 0+ laks på 22,7 (sd=17,2) individer pr. 100 m², mens den for ≥1+ laks lå på 6,2 (sd= 5,1) individer pr. 100 m² (tabell 14).

Innenfor planlagt rassikringsområdet var den gjennomsnittlige tettheten av 0+ laks på 24,3 individer pr 100 m² (sd=19,6), mens den for ≥1+ lå på 10,6 individer (sd=2,7). Tilsvarende tettheter oppstrøms planlagt rassikringsområde lå på 20,6 individer pr 100 m² (sd=19,6) for 0+ og på 1,7 individer (sd=0,08) for ≥1+.

Tabell 14. Gjennomsnittstettheter hos ungfisk av laks i Hofstadelva

	Laks 0+		Laks ≥ 1+	
	N/100m ²	SD	N/100m ²	SD
Hele Hofstadelva (st. 11-16)	22,7	17,2	6,2	5,1
Tiltaksområdet (st. 11-14)	24,3	19,6	10,6	2,7
Oppstrøms tiltaksomr. (st. 14b-16)	20,6	19,6	1,7	0,1

Gytefisk

Gytegrop/gytefiskregistreringer ble foretatt på hele den anadrome strekningen, fra samløpet med Gråelva, og opp til strykene på under Ulstadfossen. De nederste delene av elva er rasktflytende og grovsteinet og lite egnet som gyteområde. Kun sporadiske forekomster av gytegroper og gytefisk ble påvist. Innen tiltaksområdet lå de viktigste gyteområdene i den meanderende delen av elva, fra fylkesvegbrua og ca. 900 m nedstrøms. Området består av gytefelt av ulik størrelse, kun avbrutt av mindre arealer med finsubstrat. Mye ørret stod på dette elveavsnittet, men også laks, deriblant ble en god del mellomlaks (rundt 5 kg) observert. På de nærmeste 700 meterne oppstrøms fylkesvegbrua var det svært mange gytegroper, stedvis i form av sammenhengende, større felt. Lengre opp i elva mot Ulstadfossen ble det observert

sporadiske forekomster av gytegroper, men mye gytefisk. Det aller meste av den observerte fisken oppstrøms fylkesvegbrua var ørret på 0,2-2 kg.

7.3 Diskusjon

I Hofstadelva ble det påvist relativt høye tettheter av ørret med et gjennomsnitt pr. 100m² på 106,9 for 0+ og 34,9 for eldre ørretunger ($\geq 1+$). For laks var gjennomsnittstetthetene betraktelig lavere med 22,7 for 0+ og 6,2 for eldre laksunger. Høye tettheter av ørret og relativt lave tettheter av laks samsvarer godt med tidligere undersøkelser i Hofstadelva (Berger et al. 1994, 1997, Einum et al. 2005). Den gjennomsnittlige tettheten av 0+ ørret var betraktelig høyere i 2005 (285 ind./100 m²) og for eldre ørretunger litt høyere (40 ind./100m²) enn i 2011. Undersøkelsen i 2005 ble imidlertid utført i juni og vår undersøkelse i september. Tettheten, spesielt for 0+, vil være høyere på våren enn utover høsten pga. spredning/dødelighet. For 0+laks var tettheten lavere i 2005 (0,3 ind./100m²), men høyere for eldre laksunger (19,9 ind./100m²) enn vår undersøkelse. I 2005 ble det kun påvist 0+ laks på en av fem stasjoner, mens det i 2011 ble påvist 0+ laks på samtlige sju stasjoner i anadrom del. Einum et al. (2005) påpeker at sidebekkene kan ha fått økt produksjon som følge av oppvandring av fisk fra de nykonstruerte gytefeltene i Gråelva. Dette kan fremdeles være tilfelle til tross for lavere tetthet av eldre laksunger i 2011 enn i 2005.

Det ble registrert mye gytefisk i hele den anadrome delen av elva. Det meste av dette var ørret, men også en god del mellomlaks rundt 5 kg ble påvist nedstrøms fylkesvegbrua. Det er større, sammenhengende gytefelt i de nærmeste hundre meterne både oppstrøms og nedstrøms fylkesvegbrua.

Basert på tetthetsundersøkelsene og gytere registreringene er det liten tvil om at Hofstadelva er et svært viktig gyte- og oppvekstområde for ørret. I selve Stjørdalselva er andelen ørret lav i forhold til laks og høy produksjon i sideelver som Hofstadelva er derfor viktig for å opprettholde ørretbestanden i vassdraget. Forekomst av 0+ laks på samtlige stasjoner i anadrom del og relativt mye voksen laks på elva i oktober 2011 viser at alle deler av elva benyttes som gyteområde av både av ørret og laks.

7.4 Avbøtende tiltak

Nedre del av Hofstadelva bør primært gjenskapes med tanke på ørret, siden dette er den klart dominerende fiskearten, og samtidig er vertsfisk for elvemusling. Årsyngel av laks ble imidlertid påvist på samtlige el-fiskestasjoner i tiltaksområdet og det bør derfor tilrettelegges for gyting og oppvekst også av denne arten.

For å unngå kanalisering og for å opprettholde lengden på nåværende elvestrekningen er det ønskelig at det nye elveløpet legges i samme trasé som det gamle. Man vil da oppnå noenlunde samme fall- og strømningsforhold som tidligere. Det er viktig å utforme elveløpet slik at fiskens habitat og vandringsmuligheter opprettholdes ved å sikre stort nok vanddyp og unngå for høye fall f.eks. ved dårlig anlagte kulverter. Den opprinnelige grusen kan med fordel legges til side og plasseres ut i elva etter at bunnen er sikret med sprengt stein. Det vil også være aktuelt å legge ut annen masse, spesielt i utløpet av kulper, for å gjenskape gyteområder slik det er gjort i Gråelva (Berger et al. 2001) og i Smemobekken, lengre opp i Stjørdalsvassdraget (Koksvik et al. 2003). Det bør også legges ut større steiner/blokk for å skape

standplasser og skjul for fisk og for å stabilisere substratet. Gode gyteområder for ørret og laks vil samtidig være gode habitater for andre organismer som elvemusling og bunndyr. Kulper bør lages dype nok til at større laks og ørret kan finne skjul og standplasser. For å ivareta et best mulig ungfiskhabitat er variasjon i strømhastighet og dyp vesentlig, samt skjulmuligheter gjennom et variert substrat.

Trær og busker langs bredden er viktig som skjul for fisk og tilholdssteder for terrestriske og en del voksne limniske invertebrater. I deler av året representerer denne typen invertebrater en viktig næringskilde for fisk. I følge NVE er det planlagt å legge ut vekstmasse langs elva. Massen bør imidlertid legges så nært elveløpet som mulig slik at det raskest mulig vokser opp overhengende vegetasjon som i dag. For å framskynde veksten bør det plantes ut stedege trær langs bredden. Dødved og utstikkende røtter langs bredden er en viktig komponent i mange ferskvannslokaliteter, og skaper variasjon og habitat for fisk og andre organismer. I rassikringsområdet finnes i dag betydelige mengder dødved i elva. Etter at sikringstiltaket er ferdigstilt vil det trolig gå lang tid før elva får tilført dødved av betydning. Det bør derfor legges ut noe dødved og røtter på og i det nye elveprofillet.

I forbindelse med veianlegg i elvas nedre del ved samløpet med Gråelva er det anlagt to kulverter. Den som ligger lengst oppstrøms har et relativt høyt fall som, i alle fall for mindre fisk og muligens for gytefisk på lav vannføring, kan skape problemer under oppvandring. Når elva likevel skal rassikres bør denne kulverten senkes ned mot elvebunnen for å lette oppvandring av fisk. Bilde 6 viser aktuell kulvert ved lav vannføring.



Bilde 6. Kulvert i Hofstadelvas nedre del ved lav vannføring. Foto: Morten Bergan.

8 ELVEMUSLING

8.1 Metoder

For å kartlegge dagens bestand på det planlagte rassikringsområdet ble elva, fra samløpet med Gråelva og opp til fylkesvegbrua (Fv 752), gått over med vannkikkert og antall individer telt opp. I tillegg ble det opprettet en stasjon der det ble gjort en mer grundig undersøkelse med standard kartleggingsmetodikk (se Larsen & Hartvigsen 1999). Denne metodikken inkluderer bl.a. telling av individer innenfor transekter for å få et mål for gjennomsnittstetthet. Skallengde av samtlige individer innenfor avgrensede arealer ble målt, inkludert eventuelle individer som lå nedgravd i grusen. Stasjonen ligger ca. 600 m nedstrøms fylkesvegbrua (UTM 32V 605068 7042739, figur 14, s. 36).

Et utvalg fisk ble innsamlet i forbindelse med el-fiske og senere sjekket på lab for forekomst av muslinglarver på gjellene. Fisk ble innsamlet i området fra samløpet med Gråelva til el-fiskestasjon 12 (nedre del), fra fylkesvegbrua og ned til el-fiskestasjon 13 (midtre del), samt oppstrøms fylkesvegbrua (øvre del).

Med tanke på lokalisering av egnet lokalitet for flytting av muslinger i anleggsperioden og fram til elva har stabilisert seg, ble områdene oppstrøms fylkesvegbrua befart.

Innsamling av fisk for å sjekke påslag av muslinglarver ble gjennomført 25.05.11., kartlegging av elvemusling på planlagt rassikringsområde 27-28.06. 11. og befaring av områder oppstrøms fylkesvegbrua 09.09. 11.

8.2 Resultater

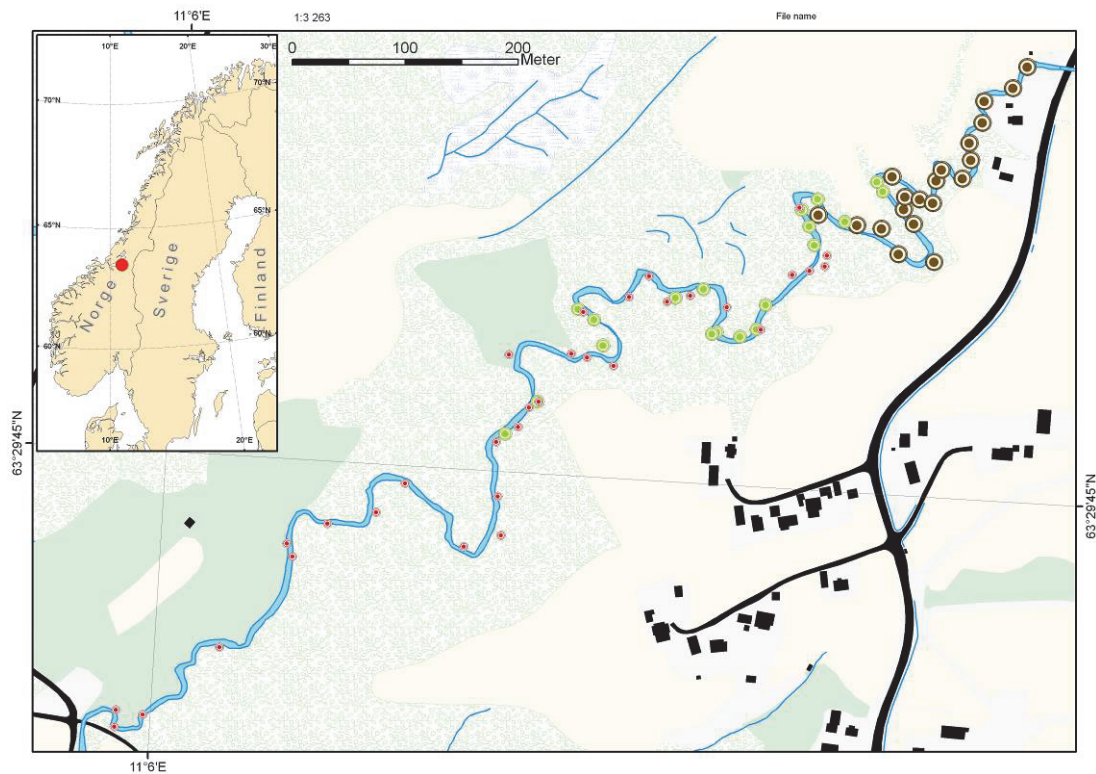
Utbredelse

Alle synlige, levende muslinger i tiltaksområdet ble telt og totalantallet ble 3206, mens antall tomme skall var 122. De aller fleste individene oppholdt seg på de nærmeste 500 m nedstrøms fylkesvegbrua (figur 17). Muslingene stod helt opp til, samt inne i selve kulverten under Fv 752.

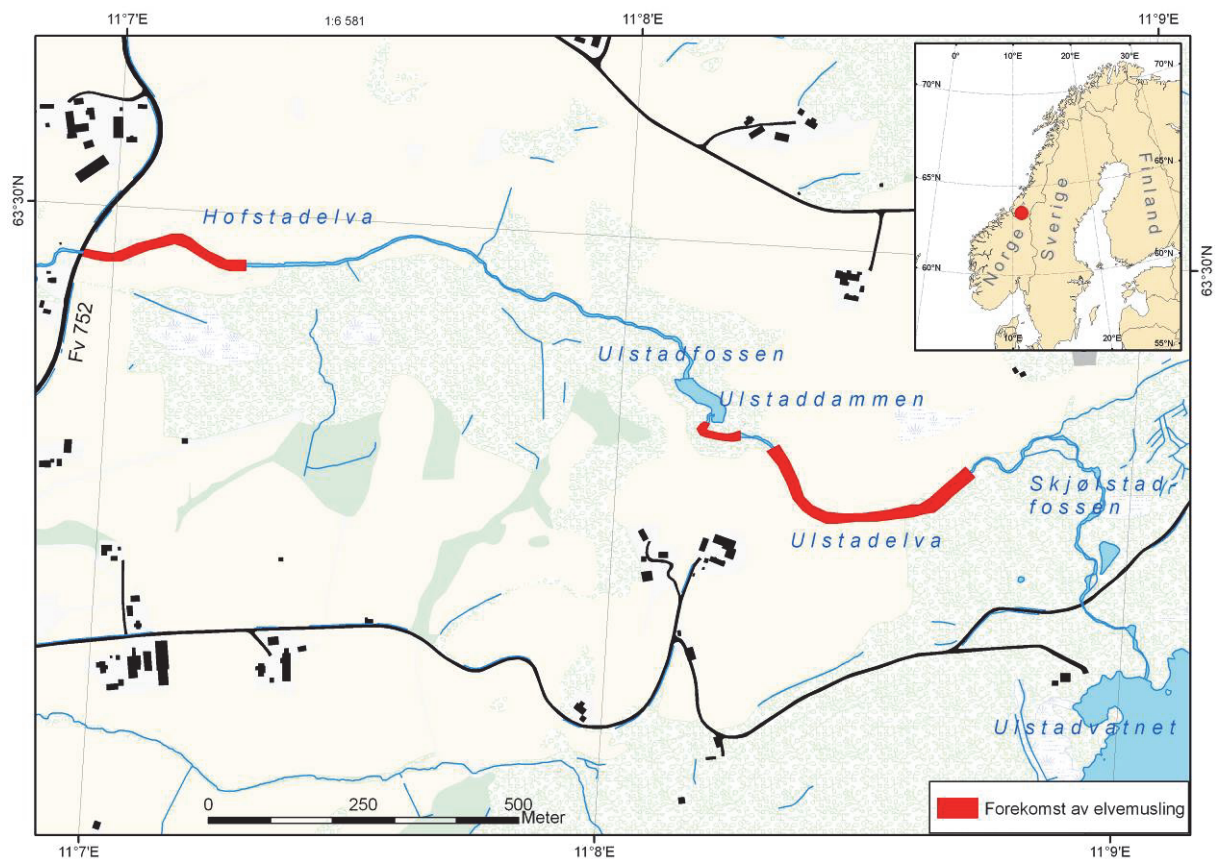
Områdene oppstrøms fylkesvegbrua ble gått over med vannkikkert men ikke så grundig som i tiltaksområdet. Fra like oppstrøms kulverten under fylkesvegen og 300m oppstrøms ble det påvist 25-30 individer som stod spredt på de dypeste partiene. Videre oppstrøms til Ulstadfossen blir elva grunn og relativt rasktflytende og tilsynelatende uten muslinger.

Like oppstrøms Ulstaddammen ble det påvist muslinger på en dyp, sakteflytende (ca 0,2 m/s) strekning med løst, finkornet substrat. Individene stod spredt opp til kulpen under den første fossen. Videre oppstrøms kommer en strykstrekning uten muslinger. Ovafor strykstrekninga står anslagsvis noen hundre muslinger på de nærmeste hundre meterne. Etter hvert som vannhastigheten og grovheten i substratet økte oppover i elva, avtok tettheten av muslinger. Forekomsten av elvemusling oppstrøms fylkesvei 752 er vist i figur 18.

Området mellom Skjølstadfossen og Ulstadvatnet ble også befart uten at det ble påvist elvemusling.



Figur 17. Forekomst av synlige muslinger i områdene mellom fylkesvegbrua (RV 752) (øverst til høyre) og samløpet med Gråelva (nederst til venstre). Røde prikker = 1-5 individer, grønne prikker = 6-50 individer og brune prikker = over 50 individer.

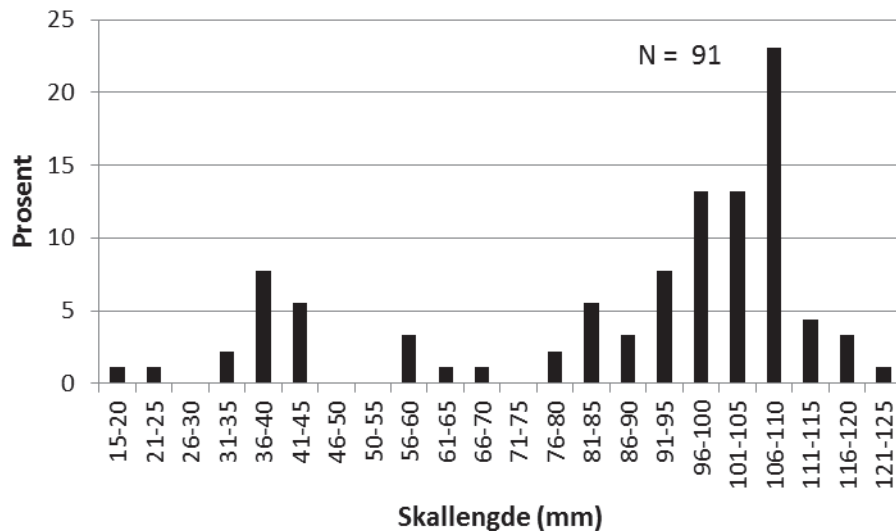


Figur 18. Områder med påvist forekomst av elvemusling oppstrøms fylkesveg 752.

Lengdefordeling og tetthet

Skallengden varierte fra 16 til 121 mm, og gjennomsnittslengden lå på 88 mm. Over halvparten av muslingene (57,1%) hadde en skallengde på mellom 90 og 120 mm (figur 19). Andelen muslinger under 20 mm var 1,1%, mens andelen under 50 mm var 17,6%. Bilde 7 på s. 45 viser elvemusling på ca 30 mm fra Hofstadelva.

Tettheten av levende muslinger og tomme skall på muslingstasjonen var på henholdsvis 4,8 og 0,04 individer pr. m².



Figur 19. Lengdefordeling av levende elvemusling fra Hofstadelva.

Muslinglarver på fiskegjeller

Forekomst av muslinglarver på fiskegjeller ble påvist hos samtlige undersøkte ørreter, men ikke hos laks (tabell 15). Påslag av muslinglarver var høyere på ettåringer sammenlignet med toårig ørret. Antall larver pr. fisk (infeksjon/intensitet) varierte fra 1 til 440 individer og hadde en avtakende tendens dess lengre opp i elva fisken stod.

Tabell 15. Registrering av muslinglarver på ungfisk av ørret og laks (gjeller på høyre side) fra ulike deler av Hofstadelva i mai 2011. Forekomst av muslinglarver er oppgitt som andel av undersøkt fisk som er infisert (prevalens) og gjennomsnittlig antall larver på infisert fisk (intensitet). N = antall fisk samlet inn og undersøkt, Maks = maksimum antall muslinglarver på enkeltfisk. Min = minimum antall muslinglarver på enkeltfisk, SD = standardavvik

Art	Område	Alder	N	%	Gj.snitt	SD	Maks	Min
Ørret	Nedre	1	6	100	281	162	414	55
		2	1	100	81			
	Midtre	1	12	100	186	154	440	39
		2	4	100	103	162	344	1
	Øvre	1	7	100	95	62	200	32
		2	1	100	19			
	Totalt	1	25	100	182	147		
		2	6	100	85	130		
	Nedre	1	2	0				
		2	4	0				
Laks	Midtre	1	1	0				
		2	1	0				
	Øvre	1	0	0				
		2	2	0				
	Totalt	1	3	0				
		2	7	0				

8.3 Diskusjon

I det planlagte rassikringsområdet fra samløpet med Gråelva og opp til RV 752 ble det telt 3200 levende muslinger, der mesteparten av individene stod på de nærmeste 500 m nedstrøms fylkesvegbrua. Undersøkelser av elvemusling i Hofstadelva i 1996 (Larsen 1997) viser at hoveddelen av bestanden stod i samme delen av elva som i 2011. Basert på tettheter fra 19 stasjoner i samme område estimerte Larsen (1997) en bestand på 8-10 000 individer mellom fylkesvegbrua og samløp Gråelva. Metodene for beregning av bestandsstørrelse var ulike i de to undersøkelsene. På grunn av den store forskjellen i antall individer, er det likevel liten tvil om at bestanden i denne delen av elva har hatt en betydelig nedgang fra midten av 1990-tallet og fram til i dag.

Områdene oppstrøms fylkesvegbrua ble befart med vannkikkert men ikke like grundig som på det planlagte tiltaksområdet. På strekningen fra fylkesvegbrua til Ulstadfossen ble det kun funnet 25-30 individer spredt på de nederste 300 meterne. Larsen (1997) påviste 176 muslinger fordelt på tre stasjoner i dette området. Bestanden har derfor hatt en sterk nedgang siden midten av 1990-tallet også i denne delen av elva.

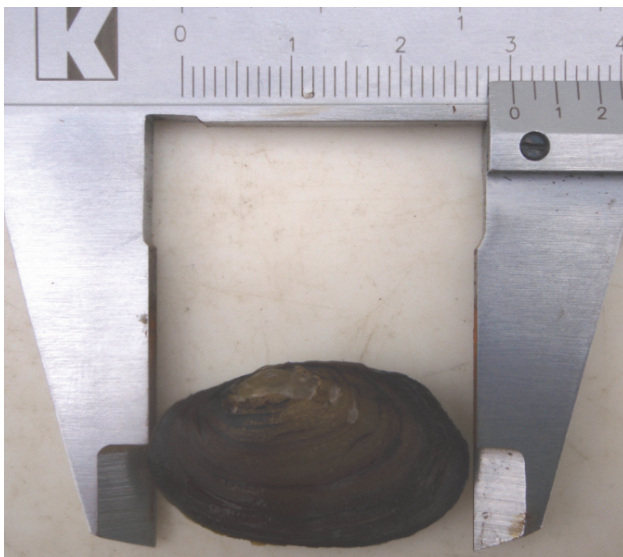
Strekningen Ulstaddammen - Skjølstadfossen ble gått over med vannkikkert og det ble påvist noen hundre individer, med størst tetthet 100-300 m oppstrøms dammen. Det ble ikke gjort systematiske tellinger og vi kan derfor ikke si noe om eventuelle endringer i bestanden i denne delen av elva.

Larsen (1997) påviste noen få store og gamle muslinger på strekningen mellom Skjølstadfossen-Ulstadvatnet. Under vår befarings fant vi verken levende muslinger eller tomme

skall/skallfragmenter på denne strekningen. Elvemuslingene i dette området kan derfor være utdødd.

Måling av skallengde av synlige og nedgravde muslinger ble foretatt i et område nedstrøms fylkesvegbrua. Det viste seg at 17,6% av muslingene (16 av totalt 91 individer) var under 50 mm (se bilde 7). I undersøkelsen fra 1996 (Larsen 1997) ble det ikke påvist muslinger under 50 mm nedstrøms fylkesvegbrua og rekrutteringen ble karakterisert som dårlig eller helt sviktende. Rekrutteringssvikten ble satt i sammenheng med økt erosjon/sedimentering etter omfattende fysiske inngrep oppstrøms fylkesvegbrua på 1970- og 80-tallet. Elva ble da rettet ut og senket, og tilgrensende områder planert og oppdyrket. Våre resultater viser at det har foregått vellykket rekruttering i dette området de siste årene, noe som betyr at forholdene for små muslinger trolig har bedret seg noe.

Det ble samlet inn et fiskemateriale for å påvise eventuelle muslinglarver på gjellene. Det ble funnet larver på samtlige 31 undersøkte ørreter, mens det var fravær av muslinger på de 10 undersøkte laksene. Det er også tidligere påvist infeksjon av glochidielarver på ørretgjeller fra Hofstadelva (Larsen 1997). Antall undersøkte laks var relativt lavt og vi kan derfor ikke utelukke at også laks kan være vertsfisk for elvemusling i Hofstadelva. Resultatene tyder likevel på at ørret er den viktigste vertsfiskarten i elva.



Bilde 7: Elvemusling på ca. 30 mm fra Hofstadelva. Foto: Gaute Kjærstad.

8.4 Bevaringstiltak

I utgangspunktet skal nedre del av Hofstadelva, fra samløpet med Gråelva og opp til fylkesvegbrua rassikres. Dette betyr at så mange som mulig av de 3-4000 muslingene i tiltaksområdet må flyttes før sikringsarbeidet starter, og plasseres tilbake etter at elva har stabilisert seg. Følgende tiltak er aktuelle:

1. Vi mener, i likhet med Larsen (1997), at man bør utrede muligheten for å la de nærmeste 500 m nedstrøms fylkesvegbrua stå urørt. På den måten vil størstedelen av bestanden bli uberørt av tiltaket, og kun et mindre antall muslinger trenger å flyttes.
2. Flytte muslinger til området mellom fylkesvegbrua og Ulstadfossen. Innen dette området vurderes de nærmeste 300 m oppstrøms fylkesvegbrua som best egnet (figur 20).

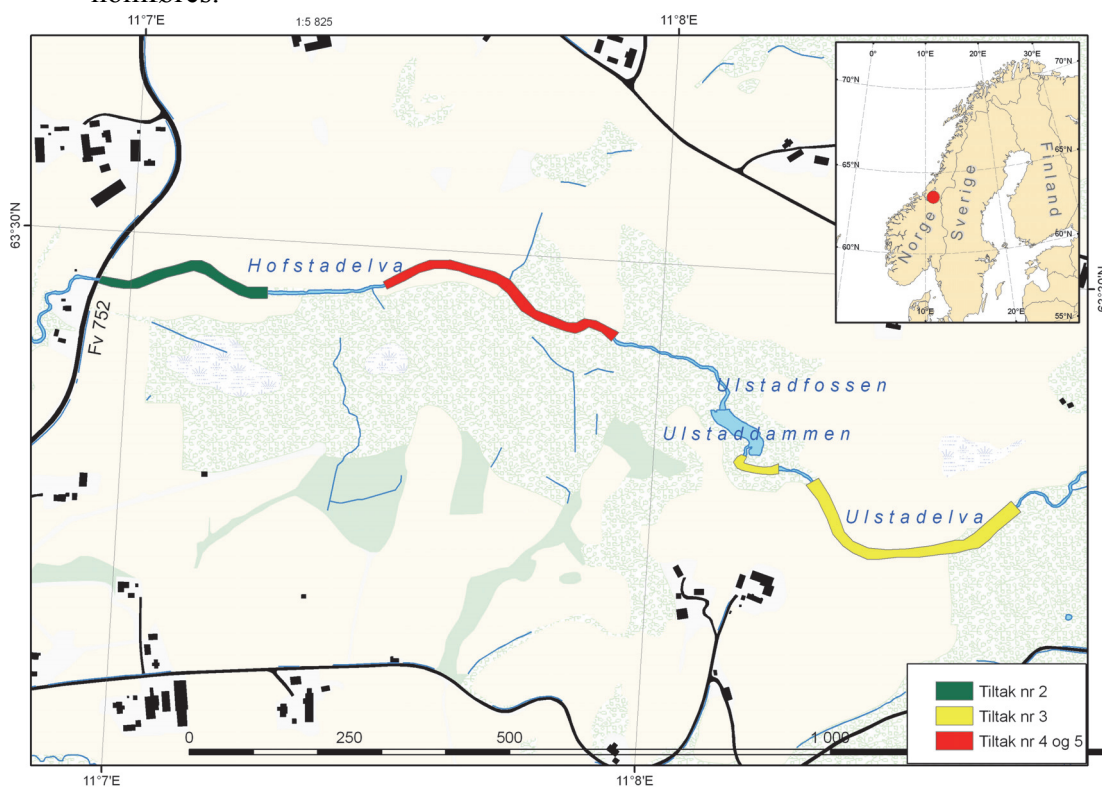
Her veksler elva mellom mindre stryk og kulper hvor det i dag står noen få muslinger, vesentlig i de dypeste partiene. En smal, delvis sammenhengende stripe med gråor står langs bredden og sikrer noe skygge for muslingene. Storfe har adgang til denne delen av elva (jf. bilde 5 på s. 28) og tråkk kan skade muslingene direkte eller gjennom oppvirvling av finstoff. Dersom musling skal settes ut bør det meste av dette området skjermes mot tråkk fra storfe. Det bør også plantes ut mer trær langs bredden. Videre oppstrøms mot Ulstadfossen er det ikke påvist muslinger. Her blir elva gjennomgående grunnere og det vil derfor være større fare for bunnfrysning/uttørking. Deler av denne elvestrekningen er dessuten helt uten kantskog, noe som er ugunstig for muslingene.

3. Flytte muslinger til området mellom Ulstaddammen og Skjølstadfossen (figur 20). Store deler av dette området er gunstig for elvemusling og huser i dag flere hundre individer. Et dypt, sakteflytende parti like oppstrøms Ulstaddammen har en spredt forekomst av musling der det vil være plass til en god del individer. En del muslinger vil også kunne settes ut lengre opp i elva nedenfor gården Ulstad.
4. Plassere muslinger i kar ved elva, f.eks. like oppstrøms tiltak nr. 5 (figur 20). Ved å oppbevare elvemuslingene i kar vil man kunne sikre overlevelse gjennom kontrollerte betingelser. Det vil også være enklere å registrere eventuell dødelighet enn for individer satt ut i elva. Karene må fylles med egnet substrat og tilføres/fracføres elvevann for å sikre vanngjennomstrømning. En begrenset del av elva vil da få redusert vannføring. Det må gjennomføres en mer detaljert planlegging før dette tiltaket iverksettes.
5. Konstruere et nytt område egnet for elvemusling. Et mindre område kan konstrueres innenfor strekningen 350-750 m oppstrøms fylkesvegbrua (se figur 20) ved at elva kan ledes inn i et konstruert elveløp med strykpartier og kulper. Man unngår dermed å berøre viktige gyteområder umiddelbart oppstrøms fylkesvegbrua. Det aktuelle området er i dag tilsynelatende uten elvemusling, men har høy tetthet av ungfisk av ørret. Her ble det også påvist fisk som var infisert med muslinglarver, slik at grunnlaget for denne delen av livssyklusen skulle være bra. Store deler av denne elvestrekningen er imidlertid grunn og faren for at muslingene kan utsettes for uttørking/innfrysing er stor. Elvemusling påtreffes hovedsakelig i rennende vann og ofte på dybder fra 0,5-2 m (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Den nylaga elveløpet bør ha varierende fall med stryk, kulper og sakteflytende områder. Dette er viktig fordi muslingene krever ulike vannhastigheter avhengig av hvor de er i livssyklusen. Elvemusling er påvist i lokaliteter med vannhastigheter fra 0 og opp til 2 m/s, mens unge individer ser ut til å trives best i relativt sakteflytende vann. Elvemusling kan finnes på et bredt spekter av substrat, men oftest i lokaliteter der grus- og steinbunn dominerer og der det i tillegg er store steiner og steinblokker som bidrar til å stabilisere substratet (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Det er viktig at substratet er relativt porøst slik at det sikres god vanngjennomstrømning til de minste, nedgravde muslingene, som er mest sårbare overfor sedimentering av finpartikler. En annen negativ faktor er at mesteparten av skogen langs elva er hogd ut. Ved fjerning av kantskog vil lys- og temperaturforholdene endres. Det er tidligere påvist at elvemusling kan forsvinne fra områder der skogen hoggs helt ned til vannkanten (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Elvemusling finnes normalt i områder med 30-100 % skyggedekning langs elvebredden, men det optimale er over 60 % skyggedekning. Fjerning av kantskog vil i tillegg medføre økt erosjon og økt sedimentering, og dermed forverre forholdene for muslingene. Det er derfor viktig at kantskogen får lov til å vokse opp. Samtidig bør det plantes ut stedegne trær, fortrinnsvis løv-

trær, for raskt å skape en nødvendig buffersone mot dyrkamarka. I påvente av utviklingen av en funksjonell buffersone, og for å etterligne forholdene lengre ned i elva der vi i dag har høye tettheter av musling, bør det også legges ut noe dødved/røtter i det nye elveløpet. Området bør skjermes mot tråkk fra storfe. I tilknytning til den store driftsbygningen ca. 300 m oppstrøms fylkesvegbrua er det et inngjerdet område for storfe som inkluderer ca. 50 m av elva. Gjerdet består av netting og holder igjen store mengder kvist og annet organisk materiale slik at oppgangen av fisk kan vanskeliggjøres i perioder. Gjerdet bør erstattes med et strømførende trådgjerde for å sikre frie vandringsveier.

I Norge og i flere andre land er det foretatt flytting av elvemusling, både til nye lokalteter, og re-introdisert til områder der muslingene har dødd ut. I noen tilfeller er det aktuelt med tiltak som forbedrer vannkvalitet og/eller det fysiske miljøet i og omkring elva før muslinger settes ut. En grundig gjennomgang av restaureringstiltak for elvemusling er gitt i Degermann et al. (2009), som bør danne grunnlaget for en detaljplan for bevaringsarbeidet.

Etter at rassikringstiltakene nedstrøms fylkesvegbrua er ferdige kan mesteparten av muslingene tilbakeføres dit. Dette betinger imidlertid at forholdene i rassikringsområdet er lagt til rette på lignende måte som i det nye området (jf første del av pkt. 5). De resterende muslingene kan bli stående i det nye området oppstrøms FV 752 og forhåpentligvis danne grunnlaget for en fremtidig bestand. I tillegg vil infisert fisk tilføre området muslinglarver som forhåpentligvis vil vokse opp. Gjennom dette tiltaket vil man få tilbake noe av de tapte områdene etter de store inngrepene på 1970- og 80-tallet. Det er imidlertid nødvendig å gjennomføre en mer detaljert planlegging, inkludert befarings og tillatelser fra fylkesmannen/grunneiere, før tiltakene/rassikringen kan gjennomføres.



Figur 20. Forslag til lokalisering av tiltak oppstrøms rassikringsområdet.

Etter vår mening bør det benyttes en kombinasjon av tiltak for å “spre risikoen” dersom et av tiltakene skulle mislykkes. I tråd med handlingsplan for elvemusling (Direktoratet for naturforvaltning 2006) må de ulike tiltakene følges nøye opp med overvåking og evaluering. Erfaring som tilegnes underveis vil senere kunne benyttes i lignende prosjekter. Primært ønsker vi å satse på tiltak nr.1 og i tillegg benytte tiltak 2 og 3 til de resterende ca. 500 muslingene. Dersom hele strekningen fra samløpet med Gråelva og opp til fylkesvegbrua skal rassikres, bør tiltak 2-5 benyttes. Vi foreslår å benytte ca. 200 individer i tiltak nr. 2 og ca. 1000 individer på hvert av tiltakene 3, 4 og 5.

I følge NVE er oppstartstidspunkt og fremdrift for rassikringstiltaket usikkert og avhengig av størrelsen på de årlige bevilgningene. Uansett om rassikringstiltakene nedstrøms fylkesvegbrua påbegynnes i 2012 eller ikke, mener vi at de avbøtende tiltakene 2-5 bør iverksettes så fort som mulig. Den beste tida for tiltak anses imidlertid å være om sommeren på lav vannføring (Degermann et al. 2009). Dersom rassikring ikke gjøres i 2012 bør de ulike tiltakene testes med mindre grupper av muslinger. Man får da en pekepinn på hvilke av de avbøtende tiltakene som egner seg best, og får tid til å gjøre eventuelle justeringer. Det er imidlertid viktig at det konstruerte området får tid til å stabilisere seg før muslingene settes ut. Degermann et al. (2009) anbefaler at man jobber seg nedover i elva fordi man da får se hvordan vannstrømmen strukturerer elvesenga, og raskt får anledning til å foreta evt. justeringer.

9 OPPSUMMERING

Botaniske verdier

Gråor-heggeskogen har de største botaniske verdiene langs Hofstadelva der vi finner små men velutvikla arealer, både av flommarksutformingen og ravineutformingen. En videre bekreftelse på en velutviklet gråor-heggeskog er forekomst av lungenever og skrubbenever i det sørligste området avmerket på figur 2. Begge disse artene anses å være signalarter for særlige verdifulle utforminger av naturtypen gråor-heggeskog. Mosefloraen i området viste seg å være artsrik og med funn av flere interessante arter, deriblant oremose *Bryhnia scabrida*, som står oppført på den svenske og europeiske rødlista. I Midt-Norge er oremose en sjelden art og det er fra før kun tre funn i Nord-Trøndelag, to av disse er fra Stjørdalselva. Oremose er fore slått som en ansvarsart for Nord-Trøndelag.

Gråor-heggeskogen er stedvis velutviklet og kan karakteriseres som viktig ut fra kriterier gitt av Direktoratet for naturforvaltning. I Norsk rødliste for naturtyper står elveløp oppført som en nær trua (NT) naturtype. Samlet sett kvalifiserer derfor lokaliteten til verdi B (viktig). Omfanget av det beskrevne tiltaket anses som stort negativt og vil ødelegge det kontinuitetspreget som er i gråor-heggeskogen langs Hofstadelva. Betydningen av tiltaket anses å være stor negativ. Betydningen kan reduseres til liten/middels negativ hvis avbøtende tiltak settes i verk. De viktigste avbøtende tiltak som kan gjøres for biologisk mangfold knyttet til de botaniske verdiene er:

1. De best utviklede områdene med gråor-heggeskog skånes for inngrep og en prøver å bevare de hydrologiske forholdene i disse områdene.
2. Oremosen som ble registrert i øvre del av undersøkelsesområdet transplanteres til et egnet voksested et annet sted i Stjørdal.

Ornitologi

Innen tiltaksområdet ble det observert 28 fuglearter (+ trane). Det registrerte fuglesamfunnet langs Hofstadelva inneholdt ingen store kvaliteter, bl.a. var det fravær av rødlistearter. Kantskogen her hadde mindre tetthet av trostefugler enn andre langt bedre utviklete, og mer homogene, gråorskogene som fortsatt finnes langs andre midtnorske vassdrag. Skogen var heller ikke av så høy alder og grov dimensjon at noen spettefugl hadde tilhold her.

Den gjenværende kantskogen langs Hofstadelva har gjennomgående en beskjedne bredde, noe som medfører at et forbygningsarbeid slik som det er blitt gjennomført ved Gråelva, vil ødelegge betydelige deler av denne restbiotopen. Det som blir tilbake av kantskog vil dessuten bli sterkt oppstykket og være så smalt at en ikke kan forvente å opprettholde et fuglesamfunn her som kan knyttes til noen bestemt naturtype, til det vil påvirkningen fra ulike kanter bli alt for stor. Dersom områdene langs elva plastres som ved Gråelva vil de framstå som fremmedelementer i dette landskapet, og vil bli å betrakte som nærmest sterile viltområder. Det er imidlertid ikke spesielt store ornitologiske verdier knyttet til denne kantskogen, selv om restene med oreskog langs midtnorske vassdrag generelt har en meget høy bevaringsverdi.

Bunndyr og vannkjemi

Undersøkelser viser at vassdraget i dag har et høyt biologisk mangfold med tilfredsstillende bunndyrproduksjon, målt ved antall arter av døgn-, stein- og vårfluer og antall bunndyr per 3-

minutts prøve. Det ble totalt påvist 8 arter/slekter av døgnfluer, og 14 arter/slekter steinfluer. Antallet påviste vårfluearter-/slekter var 16. Dette gir et minimumsanslag på 38 ulike EPT arter/slekter i vassdraget. Hofstadelvas økologiske tilstand målt ved bunndyrsamfunnet i 2011 er God til Svært god.

Det høye biologiske mangfoldet og den gode økologiske tilstanden måles i både tiltaksområdet og i elveavsnittet ovenfor. Resultatene gjenspeiler dagens miljøkvalitet i Hofstadelva, der elveløpet er for en stor del intakt i tiltaksområdet i dag, og vannkvaliteten ikke er begrensende for bunndyrsamfunnet. Det ble ikke påvist rødlistede eller sjeldne arter i Hofstadelva i 2011. På bakgrunn av dagens miljøkvaliteter og det høye biologiske mangfoldet i vassdraget, vurderer vi at potensialet er til stede.

Analyseresultatene fra prøvene tatt i 2011 viser at alle stasjonene gjennom hele prøveperioden hadde et kalsiuminnhold som var større enn 4 mg Ca/l. Vannforekomsten typifiseres derfor som kalkrik. Etter vannforskriften typifiseres Hofstadelva til lavlandsvassdrag, moderat kalkrik og humøs. Hofstadelva kan trolig klassifiseres som et leirvassdrag. Vannforskriften mangler foreløpig fullstendig typifisering av slike vannforekomster.

Mht. fosforbelastning beskrives Hofstadelva som god på alle de tre stasjonene. Nitratverdiene er stort sett mellom 100- 200 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ på alle stasjoner i mai-august, bortsett fra en topp på 440 μg på øverste stasjon i juli. I september er nitratverdiene på alle stasjoner mellom 300-400 μg .

Verdiene på turbiditet i Hofstadelva er jevnt over høye, og avspeiler en vannkvalitet som er sterkt påvirket av leirpartikler. Alle de undersøkte vassdragsavsnittene har en dårlig miljøtilstand vurdert ved denne parameteren. Analyseresultatene viser at pH (surhetsgraden) var større enn 7,0 på alle stasjoner.

Hofstadelva er preget av en ganske stabil ledningsevne med en midlere verdi på vel 6 mS/s. Resultatene viser at alle stasjonene hadde en midlere verdi for TOC som var større enn 6,8 mg/l, tilsvarende en dårlig miljøtilstand for denne parameteren.

Det må forventes at fysiske inngrep som medfører endringer i substrat-, vannhastighet, kantvegetasjon og andre hydromorfologiske forhold i Hofstadelva vil føre til endringer i bunndyrsamfunnets struktur, sammensetning og dominansforhold. Det anbefales å foreta avbøtende tiltak, både i tiltaksområdet og ovenfor, for å minimere det forestående inngrepets betydning for biologisk mangfold av bunndyr, økologisk tilstand i Hofstadelva og mht. andre vannøkologiske og vannkjemiske forhold i vassdraget:

Vi anbefaler å:

-bevare, skjerme og/ eller gjenopprette viktige biotoper/habitater i vassdraget, som i dag vurderes som avgjørende for det biologiske mangfoldet og forekomsten av økologisk viktige karakterarter i bunndyrsamfunnet

-re-etablere en kantvegetasjon i tiltaksområdet, som ivaretar alle dagens økologiske funksjoner for vassdraget

-forsterke vannøkologiske forhold ovenfor tiltaksområdet, dvs. reetablere kantvegetasjonen og utlegging av egnet substrat på strykområder og i kulper.

-iverksette tiltak for å forbedre vannkjemiske og økologiske forhold ovenfor tiltaksområdet, gjennom å begrense tilgangen av kveg i vassdraget til et minimum

Ved å gjennomføre overnevnte, avbøtende tiltak i Hofstadelva vil den økologiske tilstanden på lang sikt sannsynlig ikke reduseres som følge av det forestående inngrepet, selv om en betydelig degradering av tilstand må påregnes i anleggsfasen og i en periode etter slutføring.

Dagens biologiske mangfold i Hofstadelva vil kunne reduseres etter inngrepet, men reduksjonen vil bli av et mindre omfang dersom overnevnte tiltak tas til følge.

Fisk

I Hofstadelva lå gjennomsnittstettheten for 0+ ørret på 115,2 individer pr. 100 m², mens den for ørret ≥1+ lå på 37,7 individer pr. 100 m². I Ulstadelva lå tettheten på 0+ og ≥1+ ørret på henholdsvis 49,4 og 15,8 individer pr. 100 m². Gytereregistreringer viste at det var mye voksen fisk, hovedsakelig ørret, men også en del laks på elva i oktober. Store gyteområder ble påvist både på det planlagte tiltaksområdet og lengre oppstrøms. Basert på tetthetsundersøkelsene og gytereregistreringene må Hofstadelva anses som en meget viktig gyte- og oppvekstelv for ørret.

Det er viktig å utforme det nye elveløpet slik at fiskens habitat og vandringsmuligheter opprettholdes ved å sikre stort nok vanndyp og unngå for høye fall. Kulper bør lages dype nok til at større fisk kan finne skjul og standplasser. Det bør legges ut egnet substrat, spesielt i utløpet av kulper, for å gjenskepe gyteområder. For å ivareta et best mulig ungfiskhabitat er variasjon i strømhastighet og dyp vesentlig, samt skjulmuligheter gjennom et variert substrat. Vekstmasse bør legges så nær elveløpet som mulig slik at det raskt vokser opp overhengende vegetasjon som i dag. Stedegne trær bør plantes langs bredden og dødved bør legges i det nye elveprofilen.

Elvemusling

Opptelling viste at det stod 3200 elvemuslinger i det planlagte tiltaksområde. I Hofstadelva ser bestanden ut til å ha blitt vesentlig redusert siden midten av 1990-tallet. Deler av bestanden i Ulstadelva har trolig dødd ut.

I Hofstadelva varierte skallengden fra 16 til 121 mm, og gjennomsnittslengden lå på 88 mm. Av totalt 91 lengdemålte individer var 17,6 % under 50 mm, noe som viser at det har vært vellykket rekruttering de senere årene.

I forbindelse med rassikringstiltak i nedre del av Hofstadelva foreslås følgende bevaringstiltak for elvemusling:

1. La de øverste 500 m av tiltaksområdet stå urørt.
2. Flytte muslinger fra tiltaksområdet til området mellom fylkesvegbrua og Ulstadfossen.
3. Flytte muslinger fra tiltaksområdet til området mellom Ulstaddammen og Skjølstadfossen.
4. Flytte muslinger fra tiltaksområdet til kar ved elva oppstrøms tiltaksområdet.
5. Konstruere et nytt område egnet for elvemusling oppstrøms tiltaksområdet.

Dersom tiltak nr. 1 gjennomføres kan sannsynligvis resten av bestanden av elvemusling sikres gjennom tiltakene 2-3 og eventuelt 4. Dersom tiltak nr. 1 ikke lar seg gjennomføre bør alle tiltakene 2-5 gjennomføres for å kunne sikre bestanden av elvemusling i utbyggingsperioden. For å gjennomføre tiltakene 4 og 5 må det gjennomføres befaring og utarbeides en detaljert plan.

10 REFERANSER

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17:333-347.
- Bagge P. & Hynynen, J. 1995. Plecopteran communities and annual emergence in five forest streams and two lake outlet streams of Central Finland. *Entomol. Fennica* 6: 99–108
- Bergan, M.A. I arbeid. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovervåking 2011. NIVA-rapport.
- Bergan, M.A. 2010. Bunndyrovervåking i Ilabekken, Trondheim kommune. Undersøkelser i 2009. NIVA-rapport L.NR. 5988-2010. 29 s.
- Berger, H.M., Breistein, J.B., Nøst, T.H. & Larsen, B. M. 1994. Effekter av redusert slamtilførsel på vannkvalitet, bunn- og fiskefauna i Gråelva. *Forundersøkelser 1990-1992. NINA Oppdragsmelding* 291: 1-35.
- Berger, H.M., Breistein, J., Larsen, B. M. & Nøst, T. 1997. Gråelva – Mindre leirslag gir mer bunndyr og fisk. *NINA Oppdragsmelding* 468: 1-42.
- Berger, H.M., Lamberg, A., Fleming, I.A., Hindar, K. & Fjeldstad, H. P. 2001. Etablering av gyteområder for sjøaure og laks i Gråelva i Stjørdal i Nord-Trøndelag. 1999-2000. – *NINA Oppdragsmelding* 678: 1-27.
- Bibby, C.J., Burness, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird census techniques*. – Academic press, London.
- Bohlin, T. 1984. Quantitative electrofishing for salmon and trout - view and recommendations. - *Information från Søtvattenlaboratoriet Drottningholm* 4: 1-33.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. *Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids*. - *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Degerman, E. Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, B.M. & Søderberg, H. 2009. Restoration of freshwater pearl mussel streams. WWF Sverige, Solna.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2006. *Handlingsplan for elvemusling, Margaritifera margaritifera*. – Rapport 2006, 3: 1-28.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. - *DN-håndbok* 13: 1-238, 6 vedlegg.
- Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet . Iversen, A. (leder) 2009. *Veileder 01: 2009: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*”. 181 s.
- ECCB. 1995. *Red data book of European bryophytes*. - The European Committee for Conservation of Bryophytes, Trondheim.
- Einum, S., Berger, H.M. & Kvingedal, E. 2005. Etablering av gyteområder for sjørret og laks i Gråelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag - Effekter på fisketetthet seks år etter. - *NINA Minirapport* 139: 1-17.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *NINA Temahefte* 12: 1-279.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Can. J. Zool.* 49.
- Hallingbäck, T. 2010. http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Bryhnia_Novae_Angliae_180.pdf
- Koksvik, J., Arnekleiv, J.V., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2003. *Rassikring av Krogstadmarka, Meråker – innvirkning på gyteområder, ungfisk og bunndyr samt forslag til kompensasjonstiltak i Stjørdalselva og Smemobekken*. NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2003-4: 1-30.
- Kuusela K. & Huusko A. 1996. Post-emergence migration of stoneflies (Plecoptera) into the nearby forest. *Ecological Entomology* 21: 171–177.

- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Larsen, B. M. 1997. Forekomst av elvemusling, *Margaritifera margaritifera*, i Hofstadelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 463: 1-14.
- Larsen, B. M. & Hartvigsen, R. 1999. Metodikk for feltundersøkelser og kategorisering av elvemusling *Margaritifera margaritifera*. NINA-Fagrapport 037: 1-41.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lyche-Solheim, A., D. Berge, A.-K. Schartau, T. Hesthagen, F. Kroglund, H. Borch, H.O. Eggestad, A. Engebretsen, E. Skarbøvik, T. Tjomsland og I. Tryland. 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametere i innsjøer og elver, og egnethet for brukerinteresser. NIVA rapport 5708-2008.
- Malmqvist B. & Sjöström P. 1989. The life cycle and growth of *Isoperla grammatica* and *I. difformis* (Plecoptera) in southernmost Sweden: intra- and interspecific considerations. *Hydrobiologia* 175: 97–108.
- Malmquist, B., Rundle, S., Brönmark, C. & Erlandson, A. 1991. Invertebrate colonization of a new, man-made stream in southern Sweden. – *Freshw. Biol.* 26: 307-324.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Moksnes, A. 1974. Litt om hekkefuglbestandens tetthet og sammensetning i oreskog. – *Fauna* 27: 139-148.
- Moksnes, A. 1985. Oreskogen langs vassdraga – dyreliv og naturvern. – *Trøndersk Natur* 12: 55-56.
- NS 4719. 1/1988. Bunnfauna - Prøvetaking med elvehåv i rennende vann.
- NS-ISO 7828. 1/1994. Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv avakvatiske bunndyr.
- Pettersen, R. 1986. Bird community changes in grey alder forests due to grazing by cattle. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 10: 1-5.
- Rassi P., Kaipiainen H., Mannerkoski I. & Ståhls G. 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1991:30, Helsinki, Finland.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04
- Sæther, B.-E. 1980. The composition of the bird community in a grey alder forest in Central Norway during a four-year period. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 3: 80-83.
- Thingstad, P.G. 1984. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1985;7: 1-27 + vedlegg.
- Thingstad, P.G. 1993. Ornitologiske forundersøkelser i forbindelse med sikringsarbeider mot erosjon og ras i Gråelva, Stjørdal kommune. – *Vitenskapsmuseet Notat Zool. avd.* 1993;11: 1-14.
- Tikkanen, P., Laasonen, P., Moutka, T., Huhta, A. & Kuusela K. 1994. Short-term recovery of benthos following disturbance from stream habitat rehabilitation. – *Hydrobiol.* 273: 121-130.
- Vuori, K.-M., Luotonen, H. & Liljaniemi, P. 1999. Benthic macroinvertebrates and aquatic mosses in pristine streams of the Tolvajärvi region, Russian Karelia. *Boreal Env. Res.* 4: 187–200.
- Øien, D.-I. & Hassel, K. 2005. Botaniske verdier langs sidebekker til Gråelva, Stjørdal. Konsekvenser av rassikringstiltak. - NTNU Vitenskapsmuseet Botanisk notat 2005-9: 1–17.
- Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L.nr. 2278. 62 s.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Artslister fra håvslag av voksne EPT

Lokalitet	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva
Dato	20.05.2011	13.09.2011	20.05.2011	13.09.2011	20.05.2011	13.09.2011
Voksne EPT- H�vslag	St.1	St.1	St.2	St.2	St.3	St.3
Ephemeroptera						
Baetis rhodani	1					
Plecoptera						
Isoperla difformis	9		3			
Isoperla grammatica	2					
Brachyptera risi	1		5		4	
Nemoura sp			1		1	
Protonemura meyeri	1					
Capniposis schilleri			19		4	
Leuctra hippopus	1		5			
Leuctra nigra			1		2	
Leuctra fusca		15		1		27
Trichoptera						
Rhyacophila nubila		2				
Limnephilidae ubestemt				1		
Potamophylax cingulatus/latipennis				1		
Chaetopteryx villosa				1		
Limnephilus sparsus						1
Totalt antall Voksne EPT	15	17	34	4	11	28

Vedlegg 2. Artslister fra bunndyrinnsamling

Lokalitet	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva	Hofstadelva
Dato	20.05.2011	13.09.2011	20.05.2011	13.09.2011	20.05.2011	13.09.2011
Taxa	St.1	St.1	St.2	St.2	St.3	St.3
Nematoda	32		4		16	
Bivalia						
Sphaeriidae	8	12	16	48	8	64
Gastropoda						
Lymnaeidae						3
Annelida						
Oligochaeta	128	48	64	128	208	304
Ostracoda- muslingkreps		32		32		32
Arachnidae						
Acari	144	32	48	32	416	64
Ephemeroptera						
Centropilum luteolum					16	
Baetis sp	48	224	16	80		64
Baetis niger/digitatus		64	4	128	6	16
Baetis muticus	720	272	192	928	896	304
Baetis rhodani	2016	1664	848	1776	816	3024
Heptagenia sulphurea	8	2		8		
Ephemerella mucronata		4				
Ephemera danica	12	4	32	24	96	2
Paraleptophlebia sp		2				
Plecoptera	16			128	48	1
Isoperla sp.	4	20	2	8	2	32
Isoperla grammatica			1			
Isoperla difformis		16		24		8
Taeniopteryx nebulosa		8		1		
Brachyptera risi	12		72		16	8
Siphonoperla burmeisteri				3		16
Amphinemura sp		64	32	256	16	80
Amphinemura borealis	32		64		80	
Nemoura sp		8	4	8	2	1
Protonemura meyeri					8	
Capniidae				8		
Capnia sp.		1		14		
Capniopsis schillerii		48		96		32
Leuctra sp.		32		48		1
Leuctra fusca						1
Coleoptera						
VannkalMarver				4		
Billelarver	592	48	80	640	272	272
Hydraena sp	3	8	16	32		48
Elmidae, larve	320	160	4	128		80
Limnius volckmari	48	8		32	32	16
Elmis aenea	16	16		16	32	16
Trichoptera						
Rhyacophila nubila	112	64	112	128	144	144
Agapetus ochripes						32
Hydroptila sp.						16
Polycentropodidae	1	4		1	1	
Polycentropus flavomaculatus	2	8	8	8		
Plectrocnemia conspersa					1	
Hydropsyche siltalai	1	1	16	24	2	16
Hydropsyche pellucidula		8	2	16	4	8
Limnephilidae	16		96		32	
Halesus sp	2					
Halesus digitatus	2		48		32	
Potamophylax cingulatus	32		4		2	
Chaetopteryx villosa						1
Sericostoma personatum		4	16		32	
Silo pallipes	64	48	4	160	80	192
Leptoceridae				8		4
Diptera	32		32			
Tipulidae	192	64	64	256	128	352
Simuliidae	16	16	32	112	32	464
Ceratopogonidae	32	16	16	16	16	16
Chironomidae	992	1104	976	3200	1344	672
Psychodidae		48		128		384
Totalt antall bunndyr	5623	4182	2921	8687	4820	6790

Vedlegg 3. Vannkjemiske måleverdier i Hofstadelva. Resultater fra vannprøver hentet inn gjennom sommerperioden 2011.

Analyseparameter			pH	KOND	TURB	TOT-P	N	Ca	TOC
Enhet ==>			pH	mS/m	ftu	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
Dato	Stasjon	Vannføring							
20052011	1	Lav/middels	7,2	6,45	3,3	14	180	4,1	7,7
27062011	1	Middels	7,2	6,26	4,3	20	150	4,3	7,5
28072011	1	Lav/middels	7,2	6,84	1,9	11	440	4,3	8,9
18082011	1	Høy	7,2	5,62	10	23	150	5,4	7,8
13092011	1	Høy	7,4	7,94	5,3	26	350	6,5	11
Gjennomsnitt			7,24	6,62	4,96	18,8	254	4,92	8,58
Dato	Stasjon	Vannføring							
20052011	2	Lav/middels	7,3	7,14	2,3	11	140	4	7,5
27062011	2	Middels	7,1	5,96	4,3	15	160	4,1	7,2
28072011	2	Lav/middels	7,2	43,2	1,7	12	140	4,2	8,5
18082011	2	Høy	7	4,98	5	14	140	5,4	7,5
13092011	2	Høy	7,3	8,43	8,8	28	380	6,9	11
Gjennomsnitt			7,18	13,94*	4,42	16	192	4,92	8,34
Dato	Stasjon	Vannføring							
20052011	3	Lav/middels	7,2	5,76	2	9	120	7,2	4
27062011	3	Middels	7,1	5,86	3,6	17	140	4,3	7,3
28072011	3	Lav/middels	7,1	6,24	1,3	8,4	180	4,3	8,7
18082011	3	Høy	7,1	5,26	5,9	16	130	5,4	7,4
13092011	3	Høy	7,4	7,87	9,9	31	340	11	6,8
Gjennomsnitt			7,18	6,198	4,54	16,28	182	6,44	6,84

VITENSKAPSMUSEET ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg:

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **alle typer faunakartlegging**
- **biologiske overvåkingsprosjekter**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene:

- **ferskvannsøkologi**
- **fiskebiologi**
- **ornitologi (fugl) og mammalogi (pattedyr)**
- **viltøkologi**
- i samarbeid med andre forskningsinstitusjoner kan ytterligere fagfelt dekkes

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt så tidlig som mulig. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU
Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim

Tlf.nr.: 73 59 22 80
Telefax.: 73 59 22 95
E-mail: naturhistorie@vm.ntnu.no

ISBN 978-82-7126-935-7
ISSN 1504-503X