

Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn høsten 2015



Uni Research Miljø

Nygårsgaten 112
5008 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN-1892-889

LFI-rapport: 263

Tittel: Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdragene ved Bergen Lufthavn høsten 2015

Dato: 27.januar 2016

Forfatter: Gaute Velle, Marte Haave, Espen Olsen, Ulrich Pulg, Sebastian Stranzl

Geografisk område: Flesland i Bergen kommune (Hordaland fylke)

Oppdragsgiver: Avinor

Antall sider: 60

Emneord: Bunndyr, fisk, vannplanter, vannkjemi, miljøgifter, Vannforskriften

Forsidefoto: Langavatn fotografert mot sør (Foto: G. Velle)

Forord

På oppdrag fra Avinor har Uni Research Miljø undersøkt økologisk status etter Vannforskriften i vassdrag ved Bergen lufthavn Flesland. Undersøkelsene er utført høsten 2015 og inkluderer fisk, bunndyr, vannplanter, perfluorerte forbindelser og vannkjemi. Peter Holmkvist (Avinor) har tatt prøver til vannkjemi og Eurofins Environment Testing Norway (akkrediteringsnummer test 003) har utført kjemiske analyser av vann og perfluorerte forbindelser. Nytt i denne undersøkelsen er at vi vurderer om vassdragene ved Bergen lufthavn bør defineres etter Vannforskriften som Sterk modifiserte vannforekomster.

Kontaktpersoner hos Avinor har vært Peter Holmkvist. Vi vil takke Avinor for oppdragene og ser frem til videre samarbeide.

Bergen, januar 2016



Gaute Velle (prosjektleder hos Uni Research Miljø)

Innhold

Forord	4
Innhold	5
1 Sammen drag	6
2 Introduksjon	8
2.1 Bakgrunn.....	8
2.2 Vassdragene ved Flesland.....	8
2.3 Vannforskriften.....	9
3 Metoder	12
3.1 Fisk og habitatkartlegging.....	18
3.2 Bunndyr.....	23
3.3 Vannplanter.....	25
3.4 Perfluoreerte forbindelser.....	26
3.5 Vannkjemi.....	30
4 Resultater	31
4.1 Fisk.....	31
4.2 Bunndyr.....	37
4.3 Vannplanter.....	40
4.4 Perfluoreerte forbindelser.....	41
4.5 Vannkjemi.....	45
5 Vurderinger	47
5.1 Fisk.....	47
5.2 Bunndyr.....	49
5.3 Perfluoreerte forbindelser.....	50
5.4 Metaller.....	51
5.5 Samlet økologisk vurdering av vassdragene.....	52
5.6 Planlegging av nye inngrep på Flesland.....	53
5.7 Anbefaling som «Sterkt modifiserte vannforekomst» (SMVF).....	53
6 Videre FoU-arbeid ved Bergen lufthavn	54
6.1 Kilde og naturlig forekomst av metaller.....	54
6.2 Ål i Fleslandsvassdraget.....	55
6.3 Hindre spredning av perfluoreerte forbindelser.....	56
6.4 Best practice eksempler for godt økologisk potensiale.....	57
7 Referanser	58

1 Sammendrag

Denne undersøkelsen er en oppfølging av Vannforskriften ved Bergen Lufthavn, som gjennomføres hvert tredje år. Undersøkelsen inkluderer Fleslandsvassdraget og Lønningsvassdraget. Begge vassdragene har nedslagsfelt som blir påvirket av drift og utvidelser ved flyplassen. Vi har analysert de økologiske kvalitetselementene fisk, bunndyr og vannplanter etter Vannforskriften. I tillegg har vi analysert vannkjemi og perfluorerte forbindelser.

Det biologiske mangfoldet av bunndyr har økt noe i Fleslandselven siden 2012, mens det har sunket i Lønningsbekken. Det ble ikke funnet lokalt sjeldne eller nasjonalt rødlistede arter. Etter Vannforskriften er den økologiske status basert på bunndyr ”Moderat” i Fleslandsvassdraget og «Dårlig» i Lønningsbekken. Samlet sett er status basert på bunndyr uendret fra 2012 til 2015. Basert på vannplanter er økologisk status «Moderat» for Langavatn. Det er organisk belastning som påvirker økologisk status negativt både for bunndyr og for vannplanter. Målinger av organisk karbon, fosfor og nitrogen bekrefter en høy tilgang på næringsstoffer.

Under el-fisket ble det funnet lave tettheter av ørret, stingsild og ål i Fleslandsvassdraget, mens det ikke ble funnet fisk i Lønningsvassdraget. Morfologiske inngrep som er forventet å påvirke fisketetthetene inkluderer utfylling, utretting, kanalisering, lukking av vannveier, forbygninger og vandringsbarrierer. Basert på morfologiske kriterier og ungfiskproduksjon blir økologisk status ”Svært dårlig” både for Fleslandsvassdraget og for Lønningsvassdraget. Det har skjedd en gradvis forverring av forholdene for fisk på Flesland fra 2009 til 2015. På grunn av prinsippet med at den verste styrer blir derfor økologisk status «Svært dårlig» for vassdragene ved Bergen lufthavn som helhet. Dette er en forverring siden 2012.

Nivået av kobber, bly og nikkel er faretruende høyt i vassdrag ved Bergen Lufthavn, og med økende konsentrasjoner siden 2012. Med forbehold om at det kan være usikkerheter knyttet til enkeltmålinger, kan metallene utgjøre en helserisiko for mennesker som eksponeres for vannet, og mest sannsynlig også for økosystemene ved Flesland. Kilden til kobber og nikkel er ukjent, og blyet kan stamme fra lærdueskyting.

Fleslandselven er tydelig påvirket av utslipp av perfluorerte forbindelser, sannsynligvis gjennom bruken av AFFF brannskum. PFOS er blant de dominerende PFC-forbindelsene i auren som ble analysert, men den absolutte konsentrasjonen er noe lavere i 2015 enn i 2012. PFOA var under deteksjonsgrensen både i 2012 og 2015, mens PFOSA har økt i relativ og absolutt konsentrasjon siden 2012. Gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i aure fra Fleslandselven overskrider grenseverdien for Kvalitetsstandard (QS) i biota ca. fire ganger (M-241). Det vil i følge disse resultatene ikke være anbefalt å spise fisken i området.

Profiler av temperatur, oksygen og ledningsevne i Langavatn indikerer at avrenning salter og andre stoffer fra flyplassen ikke har noen betydelig påvirkning på lagdelingen av vann i Langavatn. Det er oksygenrikt vann helt til bunnen.

Det betraktes som usannsynlig at miljøtiltak kan reetablere økologisk tilstand til «God» tilstand uten at vesentlige funksjoner til flyplassen reduseres. Det er spesielt dagens arealbruk med lukking, fylling og kanalisering av tidligere vanddekt areal som ikke lar seg reetablere. Vassdragene ved Bergen lufthavn bør følgelig kunne vurderes som en «sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)», og med et tilpasset "godt økologisk potensiale" (GØP) som miljømål. Blant målene som er realistisk å oppnå med dagens arealbruk som lufthavn er (GØP) 1. Reetablering og sikring av sjøaure og ål i Fleslandsvassdraget og Lønningsbekken. 2. Redusert tilførsel av næringssalter 3. Redusert tilførsel av miljøgifter. En reetablering av sjøaure i Fleslandsvassdraget vil ikke medføre en vesentlig spredning av miljøgifter fra Flesland. Tilbakevandrende aure kan forventes å ha lavere nivåer av PFOS enn dagens stasjonære aure.

2 Introduksjon

2.1 Bakgrunn

Våren 2015 ble Uni Research Miljø og andre aktører invitert av Avinor i en tilbudskonkurranse på miljøtjenester ved Bergen lufthavn Flesland. Miljøtjenestene er knyttet til driften og utvidelse av lufthavnen, inklusiv å utføre en resipientundersøkelse høsten 2015. Uni Research Miljø ble valgt som leverandør.

Bergen Lufthavn Flesland har en vassdragsbasert utslippstillatelse som blant annet tar utgangspunkt i Vannforskriften. I den forbindelse er Avinor forpliktet til å lage en miljøovervåkingsplan som blant annet inkluderer biologiske undersøkelser utført hvert tredje år. Undersøkelsene i 2015 omfatter Fleslandsvassdraget og Lønningsvassdraget. Begge vassdragene har nedslagsfelt som blir påvirket av drift og utvidelser ved flyplassen. Vi har analysert de økologiske kvalitetselementene fisk, bunndyr og vannplanter etter Vannforskriften. I tillegg har vi analysert vannkjemi og perfluoreerte forbindelser. Resultatene fra undersøkelsene er sammenfattet i denne rapporten.

2.2 Vassdragene ved Flesland

Det er to vassdrag ved Flesland som berøres direkte av Bergen lufthavn. Dette gjelder Fleslandsvassdraget og Lønningsvassdraget. Nedbørsfeltene til vassdragene er sterkt forandret i sør og vest som følge av flyplassutbygging. I nord og øst er Fleslandsvassdraget preget av skog og myr, og til dels uberørt natur (se eks Figur 6).

Nedbørsfeltet til Fleslandsvassdraget er 4,7 km² (atlas.nve.no, 11/2012, se Figur 2) og med 58 l/km²/s i middel avrenning, noe som gir en (forenklet) middelvannføring på 270 l/s. Skog utgjør 50 % av arealet, urbane overflater 10 %, myr 10 %, dyrket mark 6 % og innsjøer 6 %. (nedbørfeltanalyse er fra atlas.nve.no). Fleslandsvassdraget består av noen mindre tjern, samt fire navnsatte innsjøer. Aretjønna ligger øverst, deretter kommer Træsvatnet, som drenerer via Store Veitabekken ut i Skjenavatnet og videre til Langavatn. Langavatn drenerer ut i Fleslandselven til Raunefjorden i bygden Flesland rett vest for lufthavnen. Skjenavatnet er delvis fylt igjen og nordenden og sørenden av Langavatn er også fylt med masser.

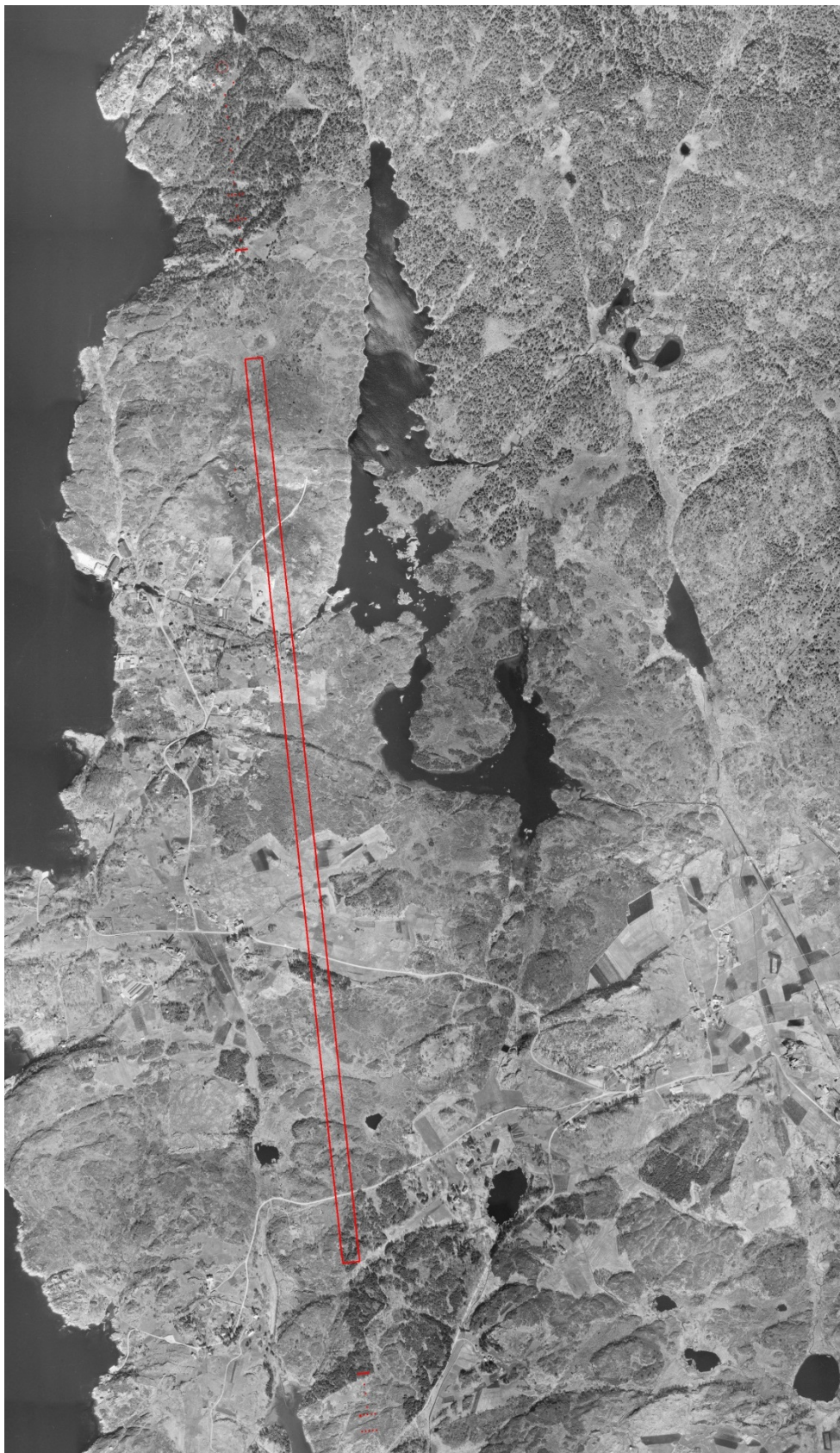
Lønningsvassdraget er sterkt forandret som følge av flyplassområdet på Flesland og tilstøtende næringsområder. Det opprinnelige nedbørsfeltet var på ca. 1 km². Deler av overvannet fra det opprinnelige nedbørfeltet er fraført og dagens areal som drenerer mot hovedbekken i vassdraget, Lønningsbekken, er estimert til 0,4 km² (målt på topografisk kart). Med en middelavrenning på 57 l/km²/s blir middelvannføringen ca. 20 l/s. Det var tidligere en liten innsjø i vassdraget

(Lønningstjørna, 1,2 ha, største dyp 11 m), men dette vannet er nylig fylt igjen som følge av utbygging ved Bergen lufthavn Flesland.

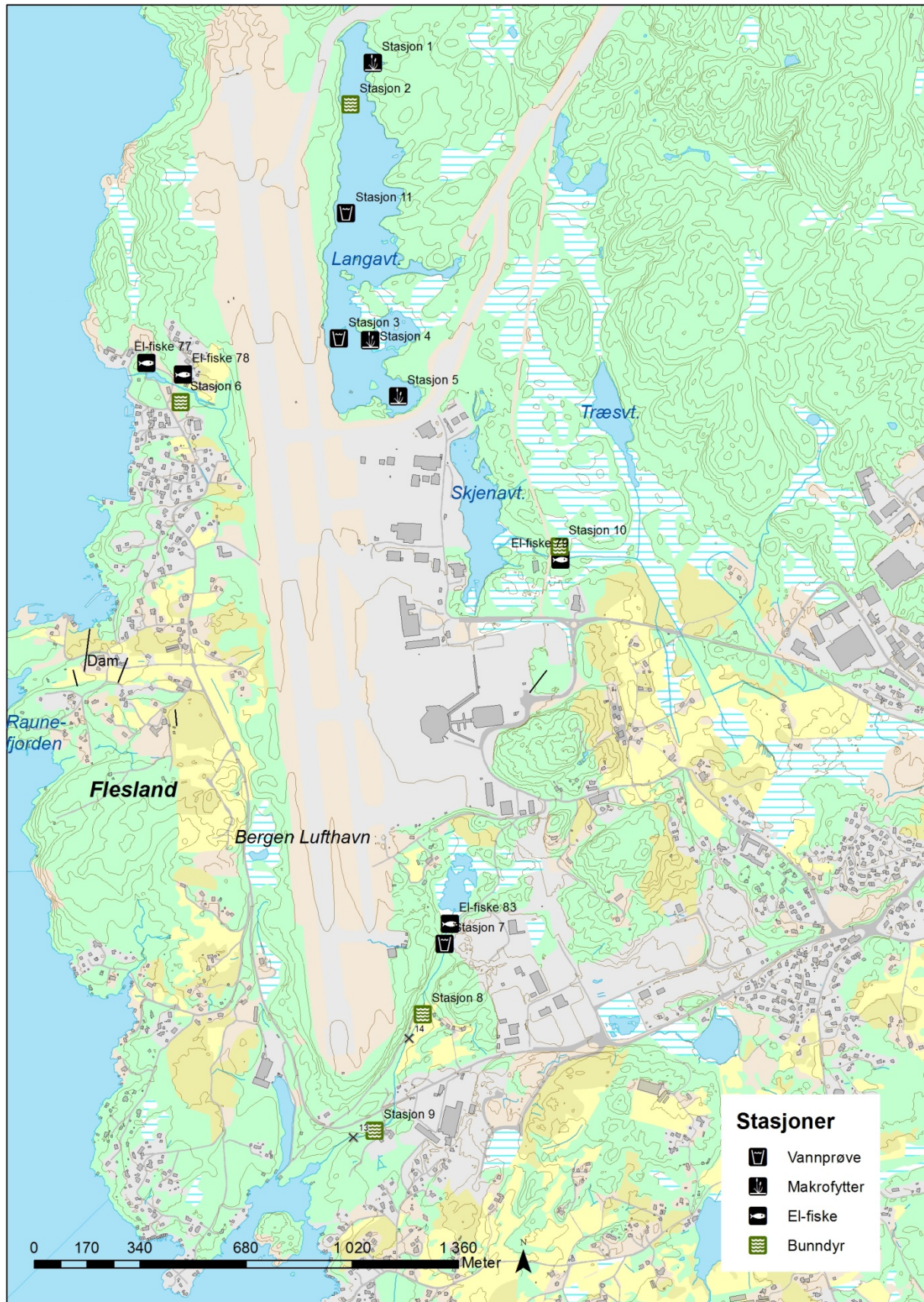
2.3 Vannforskriften

Hovedmålet med EUs rammedirektiv for vann er å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av overflatevann, brakkvann, kystnært vann og grunnvann. Videre skal man om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende miljøtiltak for å sikre miljøtilstanden til vannmiljøet. Vannforskriften tilsier at forvaltningen av vannforekomster skal være økosystembasert. For å måle vannets tilstand bruker man faststatte biologiske organismer: bunndyr, fisk, vannplanter og alger. Økologisk status måles ut ifra avstand fra en referanse som defineres som naturtilstanden, noe som krever en viss kunnskap og forståelse av hva som er naturlig tilstand i vassdraget (Figur 1). Beskrivelse av tilstand følger en femdelt skala fra «Svært god» i den ene enden til «Svært dårlig» i den andre enden. Svært god status betyr at vannforekomsten har en økologisk status tilsvarende eller nær opp til naturtilstand, mens tilstanden «God» kan avvike litt mer fra naturtilstanden. Ut fra one-out-all-out-prinsippet skal vannforekomstene klassifiseres i henhold til det kvalitetselementet som gir dårligst tilstand. Vannforskriften har som overordnet målsetting at alle vannforekomster skal oppnå en tilstand som er «God». Det er derfor viktig å merke seg skillet mellom tilstanden «God» og tilstanden under denne som er «Moderat». Dersom tilstanden er dårligere enn «God» kreves det at tiltak iverksettes for å nå miljømålet.

Vannforskriften har en egen kategori av vannforekomster som kalles «sterkt modifiserte vannforekomster» (SMVF). Dette er vannforekomster som har blitt betydelig fysisk endret for å ivareta samfunnsnyttige formål som kraftproduksjon, drikkevann, vannuttak, landbruk, skipsfart, flomvern og lignende. I stedet for "god økologisk tilstand" får SMVF miljømålet "godt økologisk potensiale" (GØP), som er tilpasset den samfunnsnyttige bruken av vannforekomsten. Miljømålet må defineres i hvert tilfelle av SMVF, da påvirkningen på den økologiske tilstanden kan variere mellom ulike vannforekomster og påvirkninger som kvalifiserer til SMVF (Nerbø 2014).



Figur 1. Flesland fotografert i 1951 med dagens flystripe markert i rødt. Legg merke til at det var vanddekt areal mellom Langavatn og Skjenavatn. Området mellom vannene er nå fylt igjen. Lønningstjern ligger mot sentralt sør i bildet. Dette vannet er nå gjenfylt i sin helhet. Bildet er hentet fra <http://www.bergenskart.no/bergen/>



Figur 2. Kart over Bergen Lufthavn Flesland. Se Tabell 1 for detaljer over hvilke elementer som ble prøvetatt ved de ulike stasjonene.

3 Metoder

Alle prøver ble tatt høst 2015 der tidspunkt var tilpasset indikatoren som ble prøvetatt. Vannplanter ble samlet 06.10, vannprøver 19.08 og 06.11, vannprofil 25.11, el-fiske 02.10 og 11.10, bunndyr 25.11 og 26.11. Fisken som ble prøvetatt for miljøgifter ble fisket 02.10 2015. Se også Tabell 1 for detaljer over indikatorer og Figur 3 til 18 for fotografier av lokalitetene.

Tabell 1. Prøvetakingslokaliteter for de ulike indikatorer. *For fiskelokaliteter, se også nærmere lokalisering i kart (Figur 2).

	Stasjon på kart	Bilde i Figur nr	Bunndyr	Vann- planter	Fisk*	Vann- kjemi	Perfluoreerte org. forb.
Langavatnet, nord	1			x	(x)		(x)
Langavatnet, nordvest	2	7	x		(x)	x	(x)
Langavatnet, utløp	3	5				x	
Langavatnet, øst	4	6		x	(x)		(x)
Langavatnet, syd	5	8		x	(x)	x	(x)
Fleslandselven	6	3,4	x		x	x	x
Store Veitabekken	7	10	x		x		x
Lønningsbekk, midt	8	12	x		x	x	x
Lønningsbekk, nedre	9	11			x	x	
Lønningsbekk, nedre		13-15			x		



Figur 3. Fleslandselven rett oppstrøms Fleslandsveien. Det ble tatt prøver for bunndyr her. En del vegetasjon er fjernet rett nord for elven. Foto: G.Velle.



Figur 4. Fleslandselven nedstrøms rullebanen. Det ble tatt prøver for bunndyr her. Foto: G.Velle.



Figur 5. Utløpet fra Langavatn er utformet som fisketrapp. Denne renner ut i Fleslandselven i kulvert under rullebanen. Foto: G.Velle.



Figur 6. Langavatn fotografert mot øst. Denne delen Flesland inneholder opprinnelig natur og er lite direkte påvirket av virksomhet på flyplassen. Foto: G.Velle.



Figur 7. Vestsiden av Langavatn ved stasjon for bunndyrprøver. Foto: G.Velle.



Figur 8. Langavatn ved transekt 1 for vannplanter. Typisk vannvegetasjon av flytebladsplantene hvit nøkkerose og vanlig tjønnaks. I bakgrunnen sees elvesnellestarr-sump. Foto: G.Velle.



Figur 9. Utløp fra Skjenavatnet. Før flyplassen ble bygget var Skjenavatnet en sørlig gren av Langavatnet. Legg merke til lensen. Denne ble plassert i februar 2015 etter et uhell med utslipp av flydrivstoff. Foto: G.Velle.



Figur 10. Store Veitabekken renner inn i Skjenavatnet via kulverter. Bildet er tatt utenfor flyplassen sitt område. Her ble det tatt prøver for bunndyr og el-fisket. Foto: G.Velle.



Figur 11. Plastret flomløp/dreneringskanal nedstrøms ny garasje for bybanen. Denne renner ut i Store Veitabekken (øvre del av Fleslandsvassdraget). Nedstrøms kanalen er grusen noe tett med finmasser. Foto: E.Olsen.



Figur 12. Lønningsbekken mellom munning og Fleslandveien er det et stryk med høy morfologisk mangfold, men lite gytegrus. Foto: U.Pulg.



Figur 13. Lønningsbekken nedstrøms Fleslandsvegen ved stasjon for bunndyr og el-fiske. Foto: G.Velle.



Figur 14. Lønningsbekken rett nedstrøms Fleslandsveien. Elvebunnen er dekket med betongrester. Foto: G.Velle.



Figur 15. Like ovenfor Fleslandsveien oktober 2015. Kulvert i ferd med å tettes av sedimenter fra Betong Vest AS. Foto: U.Pulg.



Figur 16. Midtre del av lønningsbekken ved stasjon for bunndyr og el-fiske. Foto: G.Velle.



Figur 17. Øvre del av Lønningsbekken. Foto: G.Velle.



Figur 18. Øvre del av lønningsbekken. Lønningtjernet er fylt igjen med masser. Foto: G.Velle.

3.1 Fisk og habitatkartlegging

Elektrisk fiske

Elektrisk fiske (el-fiske) ble gjennomført vadende og med et batteridrevet impulsstrømaggregat (1400 V). Hver fiskestasjon lå i en sammenhengende habitattype (Tabell 1, Figur 2-15).. Fisket areal varierte mellom 22 og 60 m² siden en del habitattyper var mindre enn 100 m². Tetthetstall i habitater mindre enn 100 m² ble ekstrapolert til standardstørrelsen 100 m² for å kunne sammenlikne tetthetsdata innad på Flesland og med andre lokaliteter. Det ble fisket med både transektfiske etter Forseth m fl. (2009) og tre gangers overfiske etter Bohlin m fl. (1989). Fangsteffektiviteten i de avgrensede og forholdsvis grunne elvepartiene ble vurdert som høy sammenliknet med fangsteffektiviteten i større vassdrag. All fanget fisk ble lengdemålt og deretter satt tilbake levende. Ettersom mange av bestandene består av få individer, ble det valgt ikke å ta ut fisk for laboratorieanalyse, bortsett fra fisk som ble analysert for perfluorerte organiske forbindelser. Alder ble derfor ikke bestemt. Ungfisk ble skilt etter lengde og skillegrensen baserer seg på observert lengdefordeling som typisk har to eller flere distinkte toppe som gjenspeiler de ulike aldersgruppene. Basert på dette ble fisk under 9 cm regnet som 0+ (årsyngel) og individer større enn dette regnet som «eldre».

Habitatkartlegging

Fiskehabitaterne ble kartlagt okt. og des. 2015, etter metoder beskrevet i Pulg m fl. (2011). Bekkearealet ble visuelt vurdert og inndelt i fire mesohabitattyper: gyteareal, stryk, renne og kulvert. Visuell vurdering av en tilstand kan være effektiv, men gir et mindre nøyaktig bilde som er dårligere reproducerbart enn målinger, f. eks. av substrat og skjul (Finstad m.fl. 2007). Når det gjelder dekningsgrad har visuell vurdering vist seg å gi et tilstrekkelig representativt og reproducerbart mål. Visuell vurdering av dekningsgrad brukes regelmessig innen botanikk og vegetasjonsøkologi (Braun-Blanquet 1928). Habitat i elven vurderes derfor visuelt for dekningsgrad av forskjellige mesohabitattyper eller habitatkvaliteter (rullestein, kantvegetasjon, homogene betongflater m.m.). Elveareal dominert av gytegrus for sjøaure (grus med diameter 10-40 mm og > 50 % dekning) kategoriseres som gyteareal. Bekkeareal som ikke domineres av grus inndeles etter dominerende vannhastighet og vannoverflatens ruhet (som igjen indikerer gradienten). Partier med dominerende vannhastigheter over ca. 0,3 m/s og ru vannoverflate kategoriseres som stryk. Partier med lavere hastighet og glatt vannoverflate blir kategorisert som renne. Det skilles ikke mellom kulp og renne. Kulvert (lukket bekk/rør) vurderes som en egen kategori der habitategenskapene blir vurdert på samme måte som stryk eller renner, avhengig av kulvertens gradient.

Tabell 2. Vurderingsskjema for habitatkartlegging og –vurdering. F = andel fine sedimenter [korndiameter < 1 mm], v = strømhastighet ved medianvannføring og i 40 % av vanddyp sett fra overflaten, d = vanddyp.

Mesohabitattype	Habitategenskap	Vurdering av habitatkvalitet
Gyteareal • Typisk gytegrus dominerer substratet (middels korndiameter 10-50 mm > 50% dekning)	Morfologi	1 dårlig egnet: $v < 0,1$ m/s eller $v > 1$ m/s eller $d < 5$ cm
		2 mindre egnet: $v \approx 0,1-0,2$ m/s eller $v \approx 0,8-1$ m/s eller $d < 10$ cm
		3 egnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d < 20$ cm
		4 velegnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d > 20$ cm
	Substrat	1 dårlig egnet: F > 20 % eller pakket/dekket med vegetasjon (100-75 % dekning)
		2 mindre egnet: F > 10 % eller delvis pakket/ dekket med vegetasjon (75-50% dekning)
		3 egnet: F < 10 % og lite pakket/dekket med vegetasjon (50-25 %)
		4 velegnet: F < 10 % og knapt pakket/dekket med vegetasjon (25-0%)
	Kantvegetasjon eller døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Stryk • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter > 0,3 m/s	Morfologi	1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom
		2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging
		3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygninger
		4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon.
	Substrat	1 dårlig : Bare en homogen substrattyp, fjell, sand eller betong
		2 middels: To substrattyper, fjell/steinblokker/sand og rullestein/døde trær
		3 god: tre typer, fjell/steinblokker/sand, grus og rullestein/døde trær
		4 svært god: flekkvis grus til stede og dessuten mer enn to typer substrat, fjell, steinblokker, rullestein, døde trær eller sand.
	Kantvegetasjon	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Renne • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter < 0,3 m/s	Morfologi	1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom
		2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging
		3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygninger
		4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon.
	Substrat	1 dårlig : en substrattyp, bare finsediment eller bare fjell/betong
		2 middels: to substrattyper, finsediment og rullestein/blokker/ fjell/grus/trær
		3 god: tre typer, finsediment og rullestein og blokker/grus/trær
		4 svært god: mer enn tre typer, finsediment og rullestein og grus og blokker/trær
	Kantvegetasjon og døde trær	1 lite: dekning 0-25 %
		2 middels: dekning 25-50 %
		3 mye: dekning 50-75 %
		4 tett: dekning 75 – 100 %
Kulvert • Vassdrag lukket	Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient	



Figur 19. Strykparti i Apeltunvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 3.
Foto: U.Pulg.



Figur 20. Kanalisert stryk i Sælenvassdraget: Morfologi – 1, substrat – 1, vegetasjon – 1.
Foto: U.Pulg.



Figur 21. Kanalisert stryk i nedre del av Fleslandselven; Morfologi – 2, substrat – 2, vegetasjon – 1. Foto: U.Pulg.



Figur 22. Renne i Vikja; Morfologi – 3, substrat – 3, vegetasjon – 4. Foto: U.Pulg.



Figur 23. Renne i Tungelandselva; Morfologi – 2, substrat – 2, vegetasjon – 1. Foto: U.Pulg.



Figur 24. Gyteareal i Aurlandselvi; Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4. Foto: U.Pulg.

Mesohabitatets kvalitet vurderes etter de tre morfologiske habitategenskaper som er mest vesentlig for gyting og ungfisktetthet av sjøaure (Barlaup m.fl. 2008; Pulg m.fl. 2011): morfologi, substrat og kantvegetasjon. Kvaliteten til disse egenskapene blir kategorisert i fire trinn og tildelt verdier mellom 1-4 (Tabell 2). Deretter blir verdier summert og delt inn i fem vurderingskategorier: 12-11 svært gode habitatforhold for sjøaure, 10-9 gode habitatforhold, 8-7 moderate habitatforhold, 6-5 dårlige habitatforhold og 4-3 svært dårlige habitatforhold. Kriterier for vurderingene er presentert i Tabell 2, og med eksempler i Figur 19 til 24.

Elveareal før og etter inngrep

Elveareal defineres med grunnlag i N5 kartdata fra felles Kart DataBase (FKB), ortofoto og oppmålinger i felt (lasermåler og GPS ved medianvannføring). For å estimere det opprinnelige elvearealet før inngrep kan historiske kart og flyfoto tas i bruk. I denne undersøkelsen ble det brukt en flyfotoserie fra 1951 som ga tilstrekkelig informasjon for å vurdere det opprinnelige bekkearealet (før bekkelukking og kanalisering, se Figur 1 og www.bergenskart.no).

Lokalisering av kunstige vandringsbarrierer kan gi informasjon om elvearealet som ikke lengre er tilgjengelig for fisk, men som bidro til produksjon før barrieren ble satt opp. Effekter av arealreduksjon på grunn av reguleringer (som for eksempel fraføring av vann, kanalisering og utretting) kan estimeres gjennom sammenligning med upåvirkete strekninger ovenfor/nedenfor, ved hjelp av historiske data eller ved hydrauliske modelleringer. Informasjon om nedbørsfeltenes areal disponeres av NVE og kommuner, og er delvis gitt i NVE sin nett-atlas (www.nve.no). Med dette og middels årsavrenning fra samme kilde kan middel vannføring estimeres dersom det ikke finnes bedre målinger.

Estimering av ungfiskproduksjon

Antall fisk som kan produseres i et vassdrag er ved siden av vannkvalitet, antall gytefisk og ungfisktetthet avhengig av habitatbetingelser, og er godt egnet for å vurdere eventuelle endringer i vassdragsmiljøet (Elliott 1994; Jungwirth m.fl. 2003). Nøyaktig måling av fiskeproduksjonen i et vassdrag krever omfattende undersøkelser og kostbare redskap, slik som smoltfeller. Det er derfor vanlig å modellere ungfiskproduksjonen ved hjelp av stikkprøver fra el-fiske i et bestemt areal og oppskalering til hele vassdragsareal. Ved slik oppskalering bør det tas hensyn til at ungfisktettheter ofte varierer svært mye mellom forskjellige mesohabitatyper og habitatkvaliteter (Einum og Nislow 2005; Forseth og Forsgren 2008).

I de anadrome vassdragene på Flesland er det først og fremst produksjon av Sjøaure (*Salmo trutta*). Det er fristende å modellere smoltproduksjon siden dette gir årlig estimat av et viktig livsstadium, men i motsetning til laks har sjøaure en varierende livshistorie der det er vanskelig å generalisere utvandringsmønstre. Dette gjør at smoltestimater for sjøaure basert på el-fiske eller fangst-gjenfangst

metodikk innebærer en stor grad av usikkerhet. For å omgå disse problemene ble det valgt et alternativ for Flesland som baserer seg på resultatene til Forseth m fl. (Forseth og Forsgren 2008). Målet var å etablere en modell som gir et lettfattelig tall, og som representerer habitatbetingelsene i et vassdrag. Modellen beregner antall ungfisk som forventes å finnes i vassdraget ved el-fisketidspunkt (flere årsklasser). Ungfisktetthet blir oppskalert avhengig av tilhørende mesohabitat, dets arealandel i vassdraget og ut ifra habitatkvalitet (Tabell 3). Beregnet ungfisktall for hver mesohabitattype og kvalitet blir til slutt summert til ungfiskestimatet i vassdraget. Det ble skilt mellom habitater som hadde en samlet habitatkvalitet av 12-10 og 9-3 siden fisketetthet varierte mellom disse gruppene. Det viktigste grunnlaget for ungfiskestimat er kvalitet og kvantitet av de forskjellige typene habitater og ungfisktetthet. Det forutsettes at målt ungfisktetthet i en type habitat er representativ for denne habitattypen- og kvaliteten i hele vassdraget. I de undersøkte bekkene ble all fisk med lengde under 19cm kategorisert som ungfisk.

Tabell 3. Beregning av antall ungfisk i et vassdrag.

Grunnlagsdata			Estimat
Ungfisktetthet [ind./100m ²]	Mesohabitattyper [areal]	Habitatkvalitet [kartlegging]	Antall ungfisk i elvearealet til et tidspunkt

Fisk som kvalitetselement

For vurdering av fisk som økologisk kvalitetselement for klassifisering av vassdrag ble klassifiseringssystem for fisk etter Sandlund og Pedersen (2013) benyttet (Tabell 4). I dette systemet blir vassdraget evaluert basert på tilstedeværelse av forventede arter og hvor stor prosentvis endring i bestandsstørrelse i forhold til estimert opprinnelig bestand (seksjon 2.5.4) menneskelig påvirkning har medført.

Tabell 4. Klassifiseringssystem for anadrome aurebekker og mindre elver.

Tabell 7.2 Klassifisering av anadrome aurebekker og mindre elver (dvs. dominerende art er sjøaure) basert på forekomst av de naturlig forekommende artene og bestandsstørrelse av sjøaure på anadrom strekning (basert på kvantitativt prøvefiske).					
Klasse	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Alle forventete arter tilstede?	Alle	Alle	Minst en art mangler	>1 art mangler	Ikke fisk
Menneskeskapte endringer i bestandsstørrelse	- 10 %	- 10-25 %	- 25-50 %	- 50-90 %	- 90-100 %

3.2 Bunndyr

Bunndyr (makroinvertebrater) er dyr uten rygghvirvel som finnes i elver og innsjøer. Bunndyrene har enten hele livssyklusen i vann (for eksempel fåbørstemark, igler, de fleste vannmidd, snegler og muslinger) eller de har larvestadiet i vann og det voksne stadiet på land (for eksempel insekter som

steinfluer, døgnfluer, vårfluer og tovinger). Insekter utgjør den største gruppen av bunndyr og mange har svært ulike krav til miljøet. Noen bunndyr er følsomme ”rentvansarter”, mens andre er tolerante overfor forskjellige typer forurensninger og organisk belastning. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem til å klassifisere økologisk tilstand. Både ved ulike grader av forurensning og organisk belastning ser man en tydelig effekt på bunndyrsamfunnet der sensitive arter forsvinner til fordel for mer tolerante bunndyr. Vannkvalitet kan også måles kjemisk-fysisk (se kapittel om vannkjemi), men der vannkjemi gir et øyeblikksbilde, gir bunndyrene en helhetlig økologisk status over hele sesongen eller hele året.

Metoder

Fire lokaliteter på Flesland ble undersøkt for bunndyr. Dette gjelder Lønningsbekken, Fleslandselven, Langavatn og Store Veitabekken (øvre del av Fleslandsvassdraget) (Tabell 1, Figur 2-12). Fire prøver ble tatt ved hver av lokalitetene (Frost m fl. 1971). Hver bunndyrprøve/sparkeprøve ble tatt ved å rote i substratet i en lengde på ca 9 m (sparketid 3 min) og vi påså at alle typer habitat ble dekket. Prøvene ble tatt med rotehåv med 250 µm maskevidde og konserverert på 96% alkohol. I laboratoriet ble standard metode fulgt der bunndyr sorteres under lupe i en time før de ble artsbestemt. Metodikken følger NS-ISO 7828 og veilederen for Vanndirektivet (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009).

Den totale prøven for hver lokalitet i rennende vann ble brukt i utregningen av økologisk tilstand beregnet etter ASPT indeksen (Average Score Per Taxon) (Armitage m fl. 1983). Dette er en indeks som angir organisk belastning, eller såkalt eutrofiering, på en lokalitet. Ved belastning og gjødsling med organisk stoff vil oksygenforholdene i elvebunnen reduseres, og dette påvirker bunnfaunaen. De ulike artene har forskjellige krav til oksygen og artssammensetningen vil endres langs belastningsgradienten. I ASPT får enkelte familier av bunndyr poeng avhengig av hvor tolerante artene i familien er for organisk belastning. En beskrivelse av indeksen på norsk kan finnes i veilederen for Vannforskriften (Sandlund og Pedersen 2013). Grenseverdiene for ASPT indeksen er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Foreløpige grenseverdier for organisk påvirkning basert på ASPT (Average Score per Taxon) indeksen for bunndyr.

Økologisk status	ASPT – verdi
Svært god	$x \geq 6,8$
God	$6,8 > x \geq 6,0$
Moderat	$6,0 > x \geq 5,2$
Dårlig	$5,2 > x \geq 4,4$
Svært dårlig	$x < 4,4$

Forsuring har tidligere ikke vært et problem ved Flesland, men det vi har uansett undersøkt om faunaen er skadet av forsuring. Dette er gjort ved å regne ut Raddum indeks 1 og Raddum indeks 2, basert på indikatorarter i bunndyrfaunaen (Raddum 1999).

Vanndirektivet krever også at det brukes parametere for biologisk diversitet (for eksempel antall arter, eller artsrikdom). Biodiversitet utgjør en viktig komponent i et økosystem der man blant annet regner med at stabiliteten mot ytre påvirkninger øker med økt biodiversitet. Det er for tiden et betydelig fokus på å bevare naturlig biodiversitet siden menneskelig påvirkning de siste tiårene har ført til et betydelig tap av biodiversitet (UN 2005). Denne trusselen er spesielt stor for ferskvann (Kristensen m fl. 2010). Sjeldenheten til artene er vurdert mot den Norske rødlisten for arter fra 2015 (Henriksen og Hilmo 2015) og mot Uni Miljø sin database over bunndyr på Vestlandet samlet de siste 45 årene.

Vi har tilgang på bunndyrdata fra Flesland fra 2002 og frem til i dag. Dyrene er artsbestemt av LFI Oslo i 2006 og 2009, Uni Miljø i 2002, 2004, 2012 og 2015. Disse dataene er direkte sammenliknbare over tid for Fleslandselven og Lønningsbekken, og gjør det mulig å finne trender i økologisk status (ASPT) og biodiversitet. Vi har valgt å måle biodiversitet som eksponenten av Shannon sin biodiversitetsindeks. Indeksen viser det reelle antallet arter ved en lokalitet når man tar høyde for det totale antallet arter og den prosentvise fordelingen mellom artene (Velle m.fl. 2013b).

3.3 Vannplanter

Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata. Plantene kan deles inn i store alger (kransalger), samt fire livsformgrupper (isoetider: kortskuddsplanter, elodeider: langskuddsplanter, nymphaeider: flytebladsplanter og lemnider: frittflytende planter). De ulike vannplanter har forskjellige krav til lys og næringsinnhold. Eutrofiering fører til at sikten i vannet blir dårligere, noe som påvirker lysforholdene. En eutrofiering vil derfor påvirke mengde planter, artssammensetning, samt hvor dypt plantene kan vokse.

Metoder

Innsamling av vannplanter ble gjort etter metode som beskrevet i Direktoratets gruppa Vanndirektivet (2009). Vi valgte ut de samme tre transektene fra Langavatn som ble undersøkt i 2012 (Figur 8). For hvert transekt samlet vi inn vannplanter fra minst 4 forskjellige punkter jevnt fordelt langs transektet. Synlige vannplanter på overflaten ble artsbestemt og kvantifisert etter en semikvantitativ skala fra 1 (sjelden) – 5 (dominerer). Arter under vannoverflaten ble tatt med kasterive og kvantifisert etter same skala relativt til mengden som ble tatt opp. Det ble ikke gjort en systematisk undersøkelse av vannkantvegetasjon, men dominerende arter ble registrert. For å måle tilstanden til innsjøen brukte vi Trofi Indeksen, T_{IC}. Trofi Indeksen er et mål på graden av eutrofiering av innsjøen og er basert på forholdet mellom sensitive og tolerante vannplanter. Også arter med vide preferanser

(indifferente arter) inkluderes. Verdien kan variere fra 100 (kun sensitive arter er tilstede) og -100 (alle arter er tolerante). Tiltaksgrensen god/moderat har en T_{Ic} verdi på 30, men merk at klassegrensene er under utvikling og de foreløpige grenseverdiene, unntatt grensa mellom «svært god» og «god», derfor er like for alle vanntyper (Tabell 6). Trofi Indeksen omfatter alle livsformer av vannplanter, dvs. isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider, samt kransalgene. Helofytter inkluderes ikke, heller ikke vannmoser eller begroingsalger. Trofi Indeksen kan regnes ut separat for flere deler av en innsjø, men økologisk klassifisering skal baseres på samfunnet samlet for hele innsjøen. Trofi Indeksen beregnes etter Formel 1, der N_s er antall sensitive arter, N_t er antall tolerante arter og N er totalt antall arter.

$$T_{Ic} = \frac{N_s - N_t}{N} \times 100 \quad (\text{Formel 1})$$

Tabell 6. Klassegrenser for Trofi Indeksen, T_{Ic}, basert på vannplanter i innsjøer. Skillet mellom «Svært god» og «God» er vanntype-spesifikt (lavlandsvann, kalkrikt, humøst), mens resten av skillene er under utvikling og er ikke vanntype-spesifikt.

Økologisk status	Trofi indeks
Svært god	x >52
God	52-30
Moderat	30-5
Dårlig	5- -35
Svært dårlig	>-35

3.4 Perfluorerte forbindelser

Det er tidligere blitt gjort analyser av perfluorerte forbindelser (PFC) i ørret fra Fleslandsvassdraget og Lønningsbekken (Velle m.fl. 2013a). En viktig kilde til PFC ved flyplasser over hele landet er AFFF brannskum (Møskeland m.fl. 2010). Brannskum med innhold av den giftige og svært lite nedbrytbare forbindelsen perfluoroktansulfonat (PFOS) eller forbindelser som brytes ned til PFOS og perfluoroktansyre (PFOA) ble forbudt i 2007. Andre fluorforbindelser, blant annet Fluortelomersulfonat (FTS) 6:2FTS var et av erstatningsstoffene for PFOS i brannskum, og 6:2FTS er siden funnet i miljøet i nærheten av utslippspunkter. Nivåene av 6:2 FTS har vist seg å avta med tid og avstand fra utslippspunktet (Haave 2013; Haave m.fl. 2015; Haave og Johansen 2012), som tyder på at det ikke akkumulerer i biota. 6:2 FTS er også i følge produsenter ikke toksisk eller bioakkumulerende, og er heller ikke på ECHAs (European Chemicals Agency) kandidatliste over forbindelser med særlig grunn til bekymring (Substances of Very High Concern). Flere andre langkjedede perfluorerte forbindelser (C8-C14 PFCA), er derimot på ECHAs liste over stoffer man overvåker og vurderer for utfasing grunnet deres persistente og bioakkumulerende natur (<http://echa.europa.eu/candidate-list-table>).

Flere tidligere brukere av AFFF erstatter nå halogenholdig brannskum med ikke-halogenerte varianter. Ved Avinor er AFFF-brannskum erstattet av ikke fluorholdig Moussol-APS (typen Moussol må korrigeres av Avinor). Slik erstatning kan forventes å redusere innholdet av de mest nedbrytbare forbindelsene på kort sikt, mens forbindelser som PFOS som ikke brytes ned, vil forventes å forbli i systemet i lang tid fremover. Utlekking fra forurenset grunn kan være en kilde til PFOS og andre lite nedbrytbare PFC i lang tid fremover, og kan medføre at nivåene vil holde seg stabile eller til og med øke i biota.

Metoder

Årets undersøkelse er en oppfølging av undersøkelsen i 2012, som analyserte 22 perfluorerte forbindelser i ørret i elver og vann ved Flesland. Årets undersøkelse analyserte 23 perfluorerte forbindelser i ørret fra Fleslandselven, fisket både nedenfor kulverten under rullebanen, og ovenfor rullebanen. Fleslandselven har forbindelse med Langavatn og Skjenavatnet, og ørret er forventet å vandre i vassdraget. Det er derfor antatt at fisk som fanges i Fleslandselven, både ovenfor og nedenfor kulverten har oppholdt seg og blitt potensielt eksponert for PFC i hele vassdraget. I undersøkelsen benyttes ørret (*Salmo trutta*) som indikatororganisme for akkumulering av miljøgifter i biota.

Elektrisk fiske (el-fiske) ble gjennomført vadende og med et batteridrevet impulsstrømaggregat (1400 V, impulsstrøm). Hver fiskestasjon lå i en sammenhengende habitattype. Se Tabell 1 og Figur 2 for elfiskestasjoner. Ørret ble fisket 2. oktober 2015. Fisken var av god størrelse (Tabell 7) og prøvene bestod derfor av filet med skinn, mens hode, viscera og bein ble fjernet i alle prøver. Blodrand og synlig blod ble tørket bort med rent papir, og utstyret ble tørket av mellom hver prøve for å hindre krysskontaminering. Ett individ hadde rogn (Tunnel Fle #2, Tabell 7). Ettersom PFC binder seg til proteinet ovalbumin i rogn, vil rognen kunne inneholde mye PFC. Rognen ble derfor nøye fjernet før analyse.

Fisken i tunellen i Fleslandselven var noe større enn fisken i øvre Fleslandselven. Sannsynligvis var de store fiskene på gytevandring, som også støttes av funnet av en fisk med rogn. Dette antyder også at fisken ikke har oppholdt seg der den ble fanget i lengre perioder.

Analyser

Kjemiske analyser er utført akkreditert av Eurofins Environment Testing Norway og deres akkrediterte underleverandører i Tyskland. Analyser av 23 perfluorerte forbindelser (PFC) i ørret er utført ved Eurofins GfA LabService GmbH (Hamburg). Navn, forkortelse og kjedelengde for de perfluorerte forbindelsene er oppgitt i Tabell 8. Statistikkprogrammet SPSS 22 for Windows ble benyttet for databehandling og grafisk fremstilling.

Tabell 7. Beskrivelse av vekt, lengde og lokalitet for ørret tatt med el-fiske til analyser av perfluorerte forbindelser ved Flesland 2015.

ID-nummer	Lokalitet	Lengde (cm)	Hel vekt (g)	Kommentar
#1a	Stasjon 78(Tunnell FE) 2015	17	55	
#1b	Stasjon 78 (Tunnell FE) 2015	15	38	Blandprøve av tre fisk analysert, begge fileter fra alle fisk, blodrand og synlig blod tatt bort
#1c	Stasjon 78 (Tunnell FE) 2015	14	32	
#2	Stasjon 78 (Tunnell FE) 2015	28	254	Hunn med rogn. Rogn tatt bort. Fileter med skinn
#3	Stasjon 78 (Tunnell FE) 2015	38	485,8	en filet m/skinn
#4	Stasjon 78 (Tunnell FE) 2015	41	656	en filet m/skinn
Snitt ± sd		37 ± 6	363 ± 263	
#5	Stasjon 79 (Store Veitabekken)2015	33	397	en filet m/skinn (Stasjon
#6	Stasjon 79 (Store Veitabekken)2015	27	209	begge fileter med skinn
#7	Stasjon 79 (Store Veitabekken)2015	28	263	begge fileter med skinn
#8	Stasjon 79 (Store Veitabekken)2015	33	285	en filet m/skinn
#9	Stasjon 79 (Store Veitabekken)2015	33	418	en filet m/skinn
Snitt ± sd		31 ± 3	314 ± 90	

FE: Fleslandselven

Kvantifiseringsgrense (LOQ)

Kvantifiseringsgrensen (Limit of Quantification: LOQ) er grensen for å angi konsentrasjonen av en forbindelse ved analyse. LOQ er høyere enn deteksjonsgrensen (LOD), som er grensen for å detektere tilstedeværelsen av en forbindelse i prøven, men da i så små mengder at konsentrasjonen er svært usikker. For konsentrasjoner under LOQ, se analysebevis for LOQ per prøve og forbindelse (vedlegg). En forbindelse som ikke finnes i mengder over LOQ kan likevel være tilstede i prøven i mengder like under LOQ, og dermed bidra til total belastning. For et verste-fall scenario kan man oppgi sum PFC som inklusiv LOQ. For å si noe om nivåene i miljøet faktisk blir målbart høyere vil derimot sum PFC eksklusiv LOQ være et godt hjelpemiddel. Det ene er ikke mer korrekt enn det andre, men er ulike måter å vurdere konsentrasjonene.

Vurdering av PFOS i ørret i forhold til menneskelig inntak

Konsentrasjonene av PFC i ørret i 2015 vurderes i forhold til tidligere undersøkelser, og sammenliknes med etablerte grenseverdier for menneskelig konsum. Det finnes så langt ikke vurderinger som dekker miljøkvalitetsstandarder (EQS) eller tilstandsklasser for de fleste perfluorerte forbindelser i biota (TA-3001/2012). Kvalitetsstandarder (QS) i biota med tanke på

menneskelig eksponering/konsum er i henhold til EU basert på 10% av verdi for tolerabelt daglig inntak (TDI), kroppsvekt 70 kilo og inntak av 115 gram fisk/sjømat. QA er utarbeidet for PFOS og PFOA (TA-3001/2012). For PFOS og PFOA er TDI beregnet til henholdsvis 0,15 og 1,5 $\mu\text{g}/\text{kgBW}\cdot\text{day}^{-1}$, som gir QS (klasse IV) for PFOS på 9,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og PFOA på 91 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (TA-3001/2012). Omregnet til ferskvannskvalitet tilsvarer dette tentative nedre grenseverdier for klasse IV på 0,65 ng/l for PFOS og 50 ng/l for PFOA.

Tabell 8. Analyserte perfluoreerte forbindelser med kjemisk navn, forkortelse og kjedelengde

Kjemisk navn	Forkortelse	Kjedelengde (C-F)
Perfluorbutansulfonat	PFBS	C4
Perfluorbutansyre	PFBA	C4
Perfluorpentansyre	PFPeA	C5
6:2 Fluortelomersulfonat	6:2 FTS	C6
8:2 Fluortelomersulfonat *	8:2 FTS	C8
Perfluorheksansulfonat	PFHxS	C6
Perfluorheksansyre	PFHxA	C6
Perfluorheptansulfonat	PFHpS	C7
Perfluorheptansyre	PFHpA	C7
7H-Dodekafluorheptansyre	HPFHpA	C7
Perfluor -3,7-dimetyloktansyre	PF-3,7-DMOA	C8
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	C8
Perfluoroktylsulfonat	PFOS	C8
Perfluoroktansyre	PFOA	C8
Perfluornonansyre	PFNA	C9
2H,2H-Perfluordekansyre	H2PFDA	C10
Perfluordekansulfonat	PFDS	C10
Perfluordekansyre	PFDA	C10
2H,2H,3H,3H-Perfluorundekansyre	H4PFUnA	C11
Perfluorundekansyre	PFUnA	C11
Perfluordodekansyre	PFDoA	C12
Perfluortridekansyre	PFTTrA	C13
Perfluortetradekansyre	PFTA	C14

PFOS vil i denne rapporten vurderes opp mot TDI (livslangt tolererbart daglig inntak). TDI baseres på inntak av 115 gram fisk/skalldyr per dag for en person på 70 kg. Dersom man eksponeres for forbindelsen fra flere kilder benyttes 10% av TDI som grenseverdi, og dersom det ikke er andre vesentlige kilder til forbindelsen benyttes 100 % av TDI som grenseverdi. For PFOS er grenseverdien satt til 0,15 $\mu\text{g}/\text{kgBW}\cdot\text{day}^{-1}$ av EUs mattrygghetsorgan (EFSA Contam Panel) og Mattilsynet. Bakgrunnsnivåer av PFC i mat gir et gjennomsnittlig daglig inntak for den voksne befolkningen på 103 ng/dag, hvorav PFOS utgjør 18 ng/dag. (Haug m.fl. 2010). Et inntak på 18 ng tilsvarer 0,00026 $\mu\text{g}/\text{kgBW}$ for en person på 70 kilo. Ettersom bakgrunnsinntaket for PFOS dermed er svært lavt i forhold til TDI, vil vi forholde oss til 100% av TDI for PFOS for vurdering av inntak av ørret fra Fleslandselven.

3.5 Vannkjemi

En beskrivelse av økologiske tilstandsklasser skal ifølge Vanddirektivet først og fremst utføres ved hjelp av biologiske organismer. Fysisk-kjemiske målinger av vannet (Tabell 9) kan benyttes som støtteparametere. Samtidig er det viktig å overvåke vannets kjemi for å finne om det kan være enkeltparametere som kan utgjøre et miljøproblem. For enkelte av elementene har vi også vurdert toksisiteten for de målte verdiene. Dette er gjort ved sammenlikning av verdien angitt i (Arp m.fl. 2014), der de henviser til studier som viser dødeligheten etter eksponering for ulike stoffer (Tabell 10 viser for klassegrenser for toksisitet). Det skal tillegges at en enkeltstående fysisk-kjemisk vannmåling representerer et øyeblikksbilde som, i motsetning til biologiske indikatorer, kan variere i kortere tidsrom. Vannmålinger bør derfor utføres flere ganger gjennom sesongen for å være sikker på at resultatene er representative.

Tabell 9. Klassegrenser for fysisk-kjemiske parametere i vann fra Andersen et al. (1997), som skal benyttes som støtteparametere inntil nye vanntype-spesifikke klassegrenser er på plass. *Oppdaterte vanntype-spesifikke grenseverdier fra Direktoratgruppen Vanddirektivet (2009). Vanntypebeskrivelse: lavland/skog, kalkrike, humøse. Legg merke til at elementgruppen Forsurende stoffer kun skal brukes dersom forurening er et hovedproblem og at grenseverdiene dermed ikke er tilpasset basiske forhold. Dette elementet er ikke tatt med i videre bedømmelse av vannkvalitet basert på vannkjemi.

Gruppe	Stoff, enhet	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Nærings- salter	TP*, µg/l	<7	7-11	11-20	20-40	>40
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
	TN, µg/l	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer	Toc, mg/l	>2.5	2.5-3.5	3.5-6.5	6.5-15	>15
	Farge, fargeenhet	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
	Kof, 02/l	<2.5	2.5-3.5	3.5-6.5	6.5-15	>15
	Jern, µg/l	>50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan, µg/l	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0.2	0.05-0.2	0.01-0.05	>0.01	0.00
	pH	>6.5	6-6.5	5.5-6.0	5.0-5.5	<5.0
Partikler	Turbiditet, ftu	<0.5	0.5-1	1-2	2-5	>5
	Siktedyp*, m	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
Metaller	Kobber, µg/l	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	Sink, µg/l	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Kadmium, µg/l	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	Bly, µg/l	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	Nikkel, µg/l	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	Krom, µg/l	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	Kvikksølv, µg/l	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,2

Måling av vannkjemi utføres regelmessig ved Bergen lufthavn og rapporteres årlig til Fylkesmannen. I denne rapporten har vi inkludert målinger utført høst 2015, samlet av Peter Holmkvist ved Avinor og analysert ved bruk av akkrediterte metoder av Eurofins Environment Testing Norway (akkrediteringsnummer TEST 003). Vi henviser til klassegrensene for å gi et godt sammenlikningsgrunnlag for de målte nivåene.

Vannets konduktivitet (ledningsevne) er et mål på det totale saltinnholdet. Høye verdier kan skyldes tilsig av saltholdig vann eller avsetning fra bergarter. Avrenning av avrenningsmiddel fra flystripa og av uorganiske næringsstoffer fra sprengmasser kan potensielt føre til at det dannes et vannlag med høy ledningsevne i Langavatn. Dette vannet vil være tungt og legge seg mot bunnen av innsjøen slik at den naturlige sirkulasjon av vannet i innsjøen forhindres (Velle og Pulg 2014). Vannet vil i slike tilfeller være oksygenfattig og kan på sikt føre til omfattende luktproblemer i området, slik man for eksempel har i Sælenvannet i Fyllingsdalen (Johnsen m.fl. 2010). Oksygenvinnet kan også føre til redusert økologisk status for vannet. For å undersøke om dette er et potensielt problem i Langavatn ble det målt profiler i vannsøylen av temperatur, oksygen og konduktivitet ned til 18 meters dyp.

Tabell 10. Tilstandsklasser og toksisitet for en del potensielt giftige elementer, som angitt i Arp m.fl (2014).

Stoff, enhet	Klasse I Bakgrunns- nivå	Klasse II Ingen toksiske effekter	Klasse III Kroniske effekter ved langtids- eksponering	Klasse IV Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Klasse V Omfattende toksiske effekter
Kobber, µg/l	<0,3	7,8	7,8	15,6	>15,6
Sink, µg/l	<1,5	11	11	60	>60
Kadmium, µg/l	<0,04	0,08	0,45	4,5	>4,5
Bly, µg/l	<0,05	1,2	14	57	>57
Nikkel, µg/l	<0,5	1,7	34	67	>67
Krom, µg/l	<0,2	3,4	3,4	360	>360
Arsen, µg/l	<0,15	0,5	8,5	85	>85
Kvikksølv, µg/l	<0,001	0,047	0,07	0,7	>0,7

4 Resultater

4.1 Fisk

Fleslandsvassdraget

Resultatet av habitatkartleggingen vises i Figur 25 og i Tabell 11. Fysiske inngrep av betydning finnes i hele vassdraget: Ovenfor flyplassen er store deler utfylt, rettet ut og kanalisert, på flyplassområdet er Skjenavatnet tilnærmet helt utfylt, elven preget av bekkelukking og i den nederste delen finnes

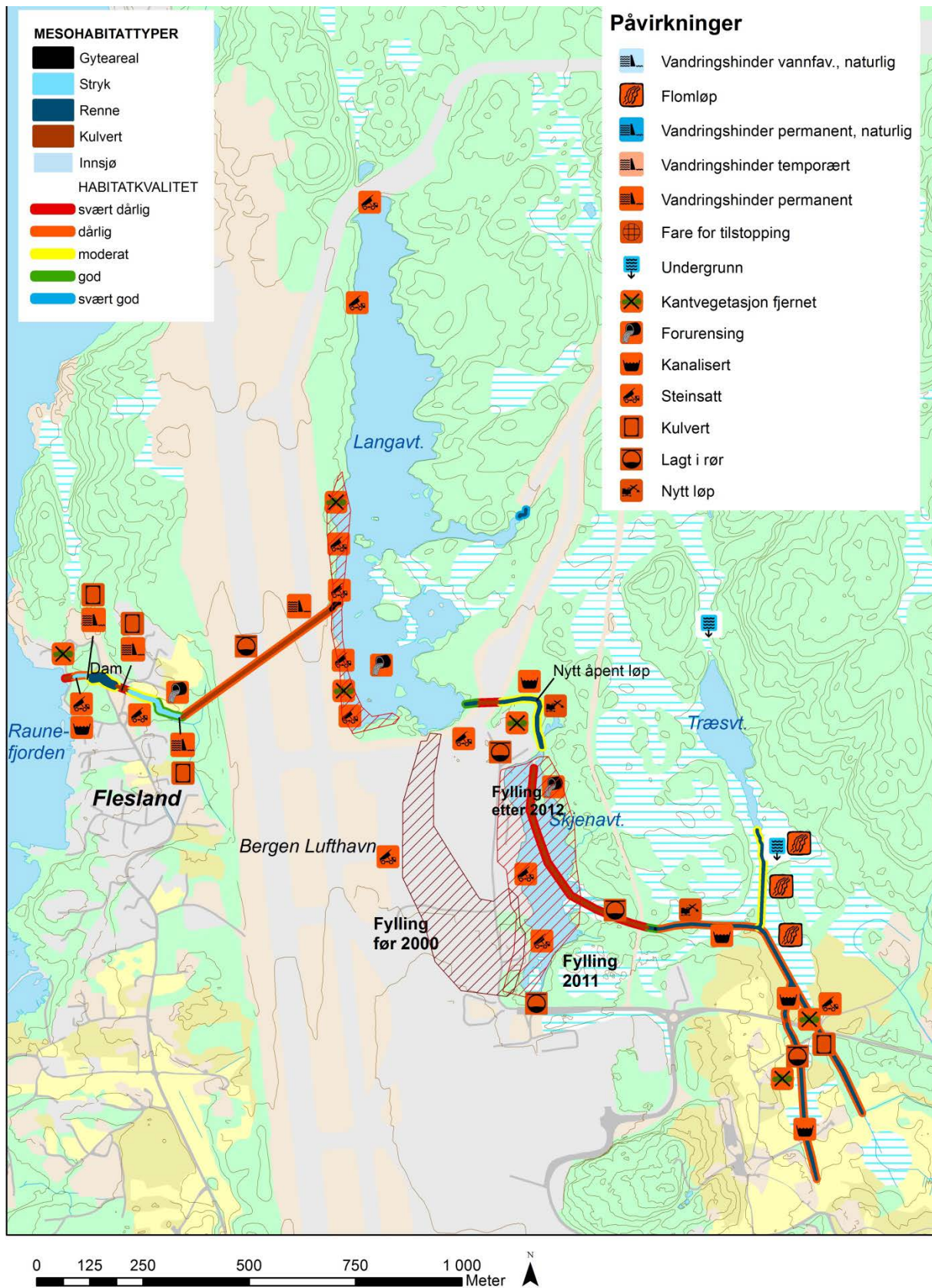
forbygninger og vandringshinder. Bare strekningen mellom flyplassområdet og Fleslandsveien og øvre deler mot Træsvatnet har få eller ingen inngrep. Et nytt flomløp anlagt i en steinsatt kanal (Figur 11) leder vann fra drenert fra den nye bybanestallen inn i bekken oppe ved Træsvatnet. Det finnes svært lite gyteareal i vassdraget. I stryket ovenfor Fleslandveien finnes flekkvis egnet gytegrus, også ovenfor den øverste kulverten. Det finnes også et lite område med gytegrus ved utløpet av Tverråna øst i Langavatnet. Kantvegetasjonen er fjernet langs vestbredden av Langavatnet, i deler av tettstedet Flesland, ved kulvert nær bybaneutbyggingen og i landbruksområder øverst i vassdraget.

Fleslandsvassdraget er i dag svært preget av kulverter og vandringsbarrierer. Vandringsbarrierene som finnes i vassdraget er kunstige og man kan derfor forvente at hele vassdraget på ca. 3 km, derav 2 km elv, opprinnelig var anadromt. Sjøaure og ål betraktes som opprinnelig dominerende fiskearter (biomasse). Siden bare sjøaure gyter og etablerer en populasjon, mens ålen bare benytter elva som fakultativt næringsområde, benyttes sjøauren som hoved indikator for vurderingen av vassdraget. I 2012 ble det estimert at ca. 20 % av innsjøarealet i vassdraget har blitt utfylt (Velle m.fl., 2013). I senere tid er innsjøarealet videre redusert med utfyllinger i Skjenavatnet. Med tilnærmet totalt tap av Skjenavatnet kan det nå samlet sett estimeres at omtrent 23 % (6,25 ha) av innsjøarealet i vassdraget har blitt utfylt eller er ødelagt som fiskehabitat.

Grunnet vandringshinder ved nederste demning er kun ca. 40 m² elvestrekning er tilgjengelig for anadrom fisk i 2015. Anadromt elveareal er dermed betydelig redusert ned til ca. 1,5 % av det opprinnelige arealet anadrom fisk kunne nå. Dagens totale elveareal består av 53 % renner, 37 % kulvert, 8 % stryk og 1 % gyteareal (Tabell 11).

Tabell 11. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier i Fleslandselva. Miljøtilstand er etter Sandlund og Pedersen (2013).

Kategori	Uten inngrep [m ²]	2015			Vurdering
		Status 2015 [m ²]	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. areal [%]	
Anadrom elveareal	ca. 7000	40	-99,4		
Elveareal	ca. 7000	7046		100	
Gyteareal		69		1,0	
Stryk		594		8,4	
Renne		3748		53,2	
Kulvert		2635		37,4	
Innsjø		206500	-23,3	faktor 40	
Uten morfologiske inngrep	7000	700	-90		
Ungfiskproduksjon anadrom elveareal modellert [ind.]	6000	23	-99,9		Svært dårlig
Ungfiskproduksjon hele elvearealet modellert [ind.]	6000	700	-88		



Figur 25. Fleslandsvassdraget – habitatkartlegging og påvirkningsfaktorer.

Alle de tre forventede artene stingsild, ål og aure ble påvist i Fleslandsvassdraget under el-fiske i 2015. Det ble observert anadrom aure nedenfor dammen på Flesland (anadrom del) og resident aure ovenfor dammen. På den nederste stasjonen nær elvemunningen (stasjon 77, Figur 2) ble det funnet 23 ungfisk av ørret, 45 adulte sjøørret og 4 ål per 100 m² (Tabell 12). På stasjonen ovenfor fleslandsveien (stasjon 78) var tettheten av ungfisk bare ca. 12 individer per 100 m². I tillegg ble det fanget og observert 11 ål på strekningen, som gir et estimat på 18 ål per 100 m². På strekningen ovenfor Skjenavatnet utenfor flyplassområdet (stasjon 79) fant vi en tetthet på 67 ungfisk og 37 adulte aurer per 100 m². I fiskepassasjen nedenfor Langavatnet og inn mot kulverten under flyplassen (stasjon 84) fant vi en tetthet på 11 individer både av ungfisk aure og av ål (50-90cm) per 100 m². På sistnevnte stasjon ble det i tillegg observert store mengder stingsild (ikke kvantifisert). Med disse tallene som grunnlag ble antall ungfisk i hele elvearealet beregnet til ca. 700 individer og 23 individer i anadrom del. Dersom ungfisktettheten opprinnelig var som i det sammenlignbare nabovassdraget Grimseidvassdraget, var antall ungfisk i elvearealet opprinnelig ca. 6000 individer (Tabell 11 og 12), (Pulg m.fl. 2011).

Tabell 12. Resultater av el-fiske i Fleslandsvassdraget oktober 2015.

Stasjon	Dato	Aure/100 m ²			Ål	Stingsild	
		Sum ungfisk/100 m ²	0+	>0+			adulte
77	02.10.2015	23	0	23	45	4	0
78	02.10.2015	12	0	12	7	18	0
79	02.10.2015	67	57	10	37	0	0
84	02.10.2015	11	11	0	0	11	Mye

Lønningsbekken

Lønningsbekken er fortsatt per definisjon anadrom i sin helhet og sjøaure kan betraktes som naturlig dominerende art. I tillegg til sjøaure forventes også her stingsild og ål. Vassdraget er omtrent 1200m langt, derav 1030 m med elv. Det opprinnelige anadrome elvearealet ble vurdert til 990 m² (Tabell 13). Vanndekt areal ved redusert middels lavvannføring ble målt til 490 m², altså ca. halvparten av det opprinnelige anadrome areal. 47 % av det totale arealet består av stryk, 43 % av renner, 9 % av kulvert og kun 1% av gyteareal. I den øvre delen av nedbørsfeltet fraføres det forurenset grunnvann av Avinor og bekken kan da periodevis tørke. Fysiske inngrep i vassdraget ligger særlig ved næringsområdet ved Fleslandsveien med fylling og kulvert (Figur 26, samt Figur 13 til 15). Lønningstjern er fylt igjen med masser og den øverste bekkestrekningen nedenfor tjernet er rettet ut (Figur 17 og 18). I stryket nedenfor Fleslandsveien finnes noe egnet gytegrus (Figur 12), men denne er forurenset med betongslam og fremstår som uegnet gytesubstrat (tettpakket og mye finsedimenter). Like ovenfor Fleslandsveien blir det også forurenset med sedimenter fra betongblandeverket og røret under veien var i ferd med å tettes igjen av dette under befaring i 2015

(Figur 15). I strykene og rennene finnes gode morfologiske forutsetninger for et godt oppveksthabitat gitt at der er vann. Redusert vannføring med delvis tørlegging av strekninger reduserer habitatforholdene betydelig (Figur 26). Det er viktig å merke seg at habitatkvaliteten angitt i Figur 26 er potensiell habitatkvalitet ved vannføring. Kantvegetasjonen ble fjernet ved Fleslandsveien og i kulturlandskapet ovenfor, men erstattes delvis av sumpplanter.

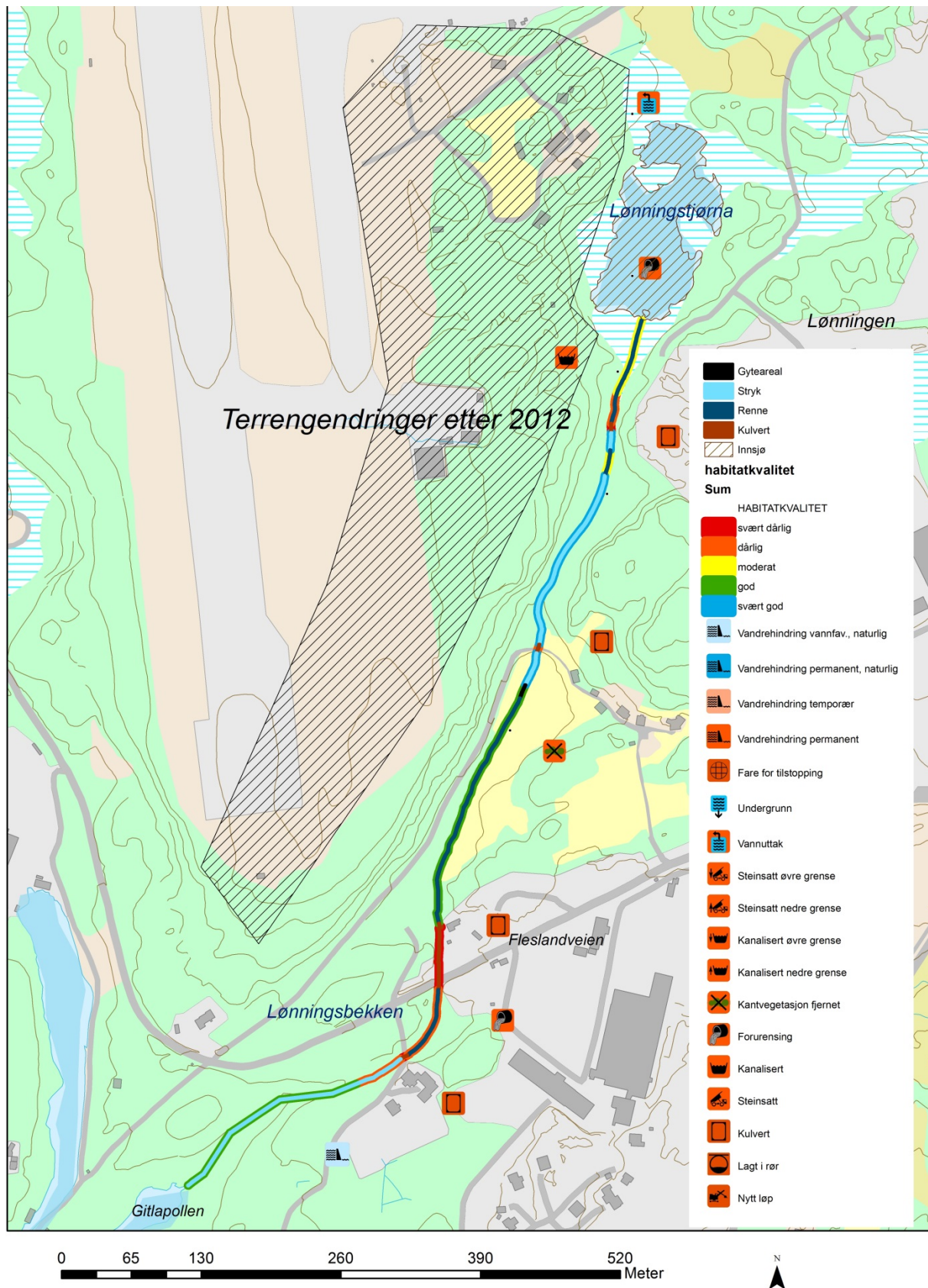
Tabell 13. Sjøaurehabitat og morfologiske kriterier i Lønningsvassdraget. Miljøtilstand er etter Sandlund og Pedersen (2013).

Kategori	Uten inngrep	2015			Vurdering Miljøtilstand opprinnelig anadrom del
		Status 2015	Reduksjon [%]	Andel i dagens anadr. elveareal [%]	
Samlet produksjonsareal [m ²]	990	490	51		
Gyteareal [m ²]		7		1	
Stryk [m ²]		232		47	
Renne [m ²]		213		43	
Kulvert [m ²]		45		9	
Innsjø [m ²]		0			
Uten morfologiske inngrep [m ²]	990	222	-78		
Ungfiskproduksjon modellert [ind.]	1500	0	-100		Svært dårlig

Det ble ikke funnet hverken aure, ål eller stingsild i Lønningsvassdraget i 2015 (Tabell 14). Fisketettheten på samtlige stasjoner var dermed 0 fisk/100 m² i 2015. Tidligere undersøkelser i vassdraget fra 2010 og 2012 har vist ungfisktettheter mellom 4 og 6 ungfisk per 100 m² (Velle m.fl., 2013). Estimert av det opprinnelige potensialet til vassdraget er basert på fisketettheter fra den morfologiske lignende nabobekken Bønesbekken. Dette ga et produksjonsestimat på 1500 ungfisk (Tabell 5).

Tabell 14. Resultater fra el-fiske i Lønningsvassdraget 02.10.2015.

Stasjon	Dato	Aure/100 m ²			Ål Ind/100 m ²	Stingsild Ind/100 m ²
		Sum ungfisk/100 m ²	0+	>0+		
7	02.10.2015	0	0	0	0	0
8	02.10.2015	0	0	0	0	0
83	02.10.2015	0	0	0	0	0



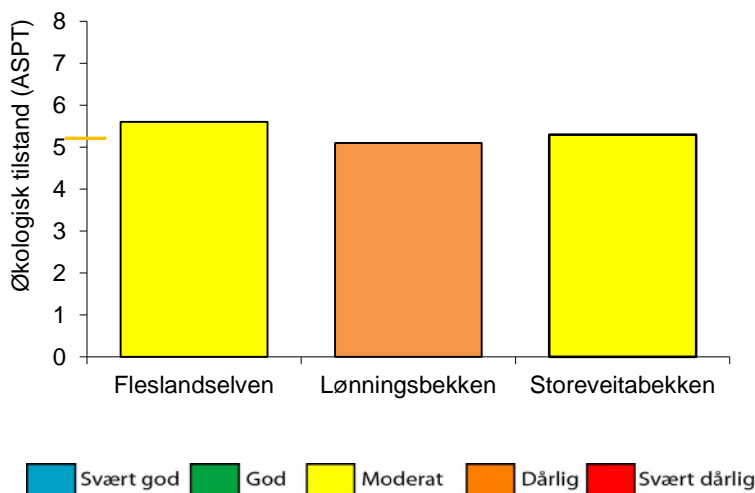
Figur 26. Lønningsbekken – habitatkartlegging og påvirkningsfaktorer.

4.2 Bunndyr

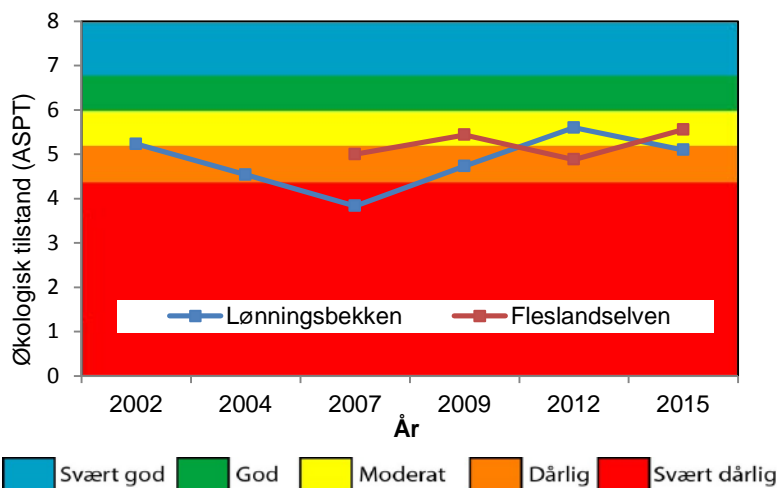
Organisk belastning og ASPT

Det ble bestemt ca 3300 individer av bunndyr i fra Lønningsbekken, Fleslandselven og Storetveitabekken fordelt på 67 taksa (Tabell 15). Det er ikke indikasjon på at noen av artene er sjeldne eller rødlistet. Dyrene angir en ASPT-indeks som indikerer høy organisk belastning og moderat til dårlig økologisk tilstand (Figur 27). Fleslandselven og Storetveitabekken har moderat tilstand, mens tilstanden i Lønningsbekken er dårlig.

Trender i økologisk tilstand angitt som organisk belastning er vist i Figur 28. Den økologiske tilstanden i Lønningsbekken har variert betydelig fra 2002 og frem til i dag. Tilstanden i bekken er forverret fra klasse «moderat» til klasse «dårlig» siden siste måling i 2012. Tilstanden i Fleslandselven har vært mer stabil siden første måling ble utført i 2007, og viser en forbedring fra tilstandsklasse «dårlig» i 2012 til «moderat» i dag.



Figur 27. ASPT-indeks (Average Score per Taxon) basert på bunndyr angir økologisk status høsten 2015 i Fleslandselven, Lønningsbekken og Storetveitabekken. Den oransje streken langs y-aksen indikerer skillet mellom «moderat» og «god».



Figur 28. Trender i økologisk status (ASPT indeks) basert på bunndyr i Lønningsbekken og i Fleslandselven.

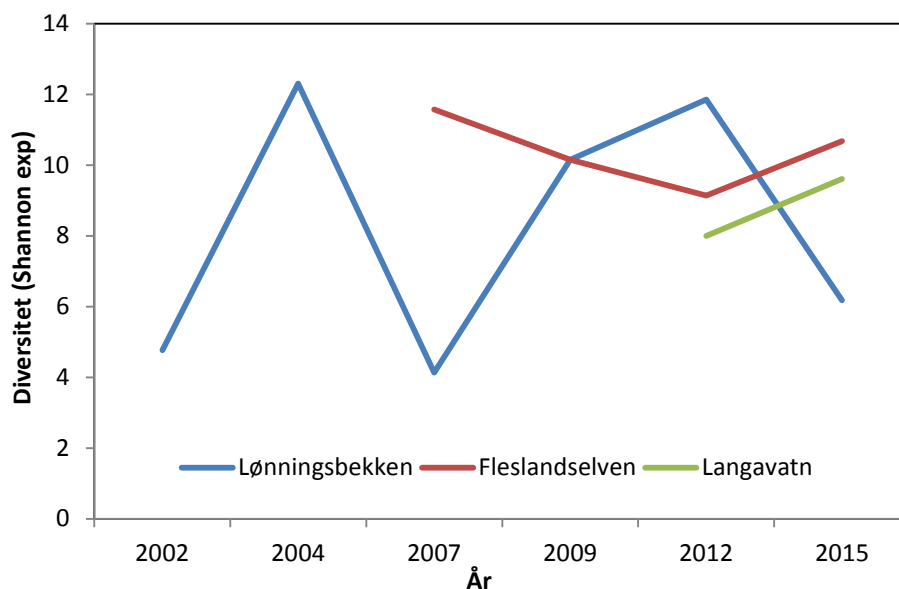
Tabell 15. Registrerte dyr samlet med håv i sparkeprøver fra Fleslandselven, Lønningsbekken, Langavatn og Store Veitabekken. VU sårbar, NT nær truet, LC Livskraftig. *Arten(e) mangler vurdering i den norske rødlisten.

Takson	Norsk navn	Lønningsbekken	Fleslandselven	Store veitabekken	Langavatn	Status for rødliste i Norge
Turbellaria	Flimmerormer					
<i>Polycelis</i> sp.	Planarie		1			*
Oligochaeta	Fåbørstemakk	39	125	42	169	Mange arter *
Acari	Midd	2	6	4		Mange arter *
Bivalvia	Muslinger					
<i>Pisidium</i> sp.	Ertemusling	9	54	11	9	17 arter i Norge; 2 NT
Hirudinea	Igler					
<i>Helobdella stagnalis</i>	Tøyd flatigle			1	6	LC- Livskraftig
<i>Glossophonia complanata</i>	Stor bruskgle	1				*
Gastropoda	Snegler					
<i>Radix balthica</i>	Oval damsnegl			1	8	*
<i>Gyraulus acronicus</i>	Nordskivesnegl	3	11	36	13	*
Zygoptera	Vannymfer					
Coenagrionidae indet.	Blåvannymfer				1	10 arter i Norge, 1 VU
Ephemeroptera	Døgnfluer					
<i>Baetis rhodani</i>	Vanlig smådøgnflue	190	214	53		LC- Livskraftig
<i>Caenis horaria</i>	Håret skjoldgjelledn.				7	LC- Livskraftig
<i>Centroptilum luteolum</i>	Lansettvingedøgnflue				2	LC- Livskraftig
Plecoptera	Steinfluer					
<i>Amphinemura sulcicollis</i>				2		LC- Livskraftig
<i>Amphinemura borealis</i>			1	1		LC- Livskraftig
<i>Leuctra hippopus</i>				22		LC- Livskraftig
<i>Leuctra fusca/digitata</i>			1	8		2 arter; begge LC
<i>Brachyptera risi</i>				1		LC- Livskraftig
<i>Nemurella pictetii</i>		56	1	12		LC- Livskraftig
<i>Protonemura meyeri</i>			44	4		LC- Livskraftig
<i>Nemoura cinerea</i>		1		18		LC- Livskraftig
<i>Isoperla</i> sp.			6	5		1 av 3 arter - alle LC
<i>Isoperla grammatica</i>			11			LC- Livskraftig
Trichoptera	Vårfluer					
<i>Rhyacophila nubila</i>		6	55	20		LC- Livskraftig
<i>Potamophylax cingulatus</i>		5		1		LC- Livskraftig
<i>Halesus radiatus</i>			2	8		LC- Livskraftig
Limnephilidae indet.		10	1	2	69	LC- Livskraftig
<i>Limnephilus</i> sp.					55	LC- Livskraftig
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			1			LC- Livskraftig
<i>Plectrocnemia conspersa</i>		10		9		LC- Livskraftig

<i>Cyrnus trimaculatus</i>						1	LC- Livskraftig
Polycentropodidae indet.		2					Minst 13 arter; alle LC
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>		2				1	LC- Livskraftig
<i>Chaetopteryx villosa</i>		1					LC- Livskraftig
<i>Nemotaulius punctatolineatus</i>						4	LC- Livskraftig
<i>Hydroptila</i> sp.			2				6 arter; alle LC
<i>Trianodes bicolor</i>						2	*
Leptoceridae indet.						1	Ca 30 arter i Norge
<i>Wormaldia</i> sp.		1					2 arter; 1 EN
<i>Hydropsyche siltalai</i>			49				LC- Livskraftig
<i>Sericostoma personatum</i>		1	9				LC- Livskraftig
<i>Apatania</i> sp.					1		8 arter, alle LC
<i>Tinodes waeneri</i>						5	LC- Livskraftig
Chironomidae	Fjærmygg	327	322	143	135		600 norske *
Ceratopogonidae	Sviknott	2	10	2	28		75 norske *
Simuliidae	Knott	61	37	99			50 norske *
Tipuloidea	Stankelbein						
<i>Dicranota</i> sp.			1	24			1 av 3 arter; alle LC
<i>Tipula</i> sp.	Storstankelbein				1		66 norske *
Limoniidae indet.	Småstankelbein		1				130 norske *
Diptera	Tovinger						
Empididae indet.	Dansefluer	3	7				170 norske *
Coleoptera	Biller						
<i>Elmis aenea</i>		24	75	12			LC- Livskraftig
<i>Limnius volckmaris</i>		3	32				LC- Livskraftig
<i>Hydraena</i> sp.	Palpebiller		3				6 arter; 1 VU og 1 EN
Haliplidae indet.	Vantråkkere					3	14 arter; 3 VU og 1 NT
Megaloptera	Mudderfluer						
<i>Sialis lutaria</i>						6	LC- Livskraftig
Corixidae	Buksvømmere						
<i>Sigara dorsalis</i>						5	LC- Livskraftig
Collembola	Spretthaler	2		1	1		
Crustacea	Krepsdyr						
Ostracoda	Muslingekreps						100 arter *
<i>Bosmina</i> sp.							4 arter; alle LC
Cyclopoida		4	1	2	88		Mange arter *
Chydoridae indet.						5	Mange arter *
Malacostraca							
<i>Asellus aquaticus</i>	Gråsugge	1	64	61	97		LC- Livskraftig
Pisces	Fisk						
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Trepigget stingsild					5	LC- Livskraftig
<i>Salmo trutta</i>	Ørret		2			5	LC- Livskraftig
Antall individer		766	1149	607	731		
Antall taksa		26	31	31	27		

Bunndyrene viser ingen tegn til økologisk status er forringet som følge av forsurening. Både Raddum forsuringindeks 1 og forsuringindeks 2 er beregnet til 1 for Fleslandselven, Lønningbekken og Store Veitabekken.

Når det gjelder biologisk mangfold likner trendene til en viss grad trender i økologisk status basert på ASPT-indeks. Det biologiske mangfoldet i Lønningbekken har variert mye de siste 13 årene, mens forholdene i Fleslandselven er mer stabile (Figur 29). I Lønningbekken har det skjedd en betydelig reduksjon i biologisk mangfold siden siste måling i 2012, mens mangfoldet i Fleslandselven har økt noe siden 2012. Mangfoldet har også økt noe i Langavatn mellom 2012 og 2015.



Figur 29. Det reelle antallet arter (målt som eksponenten av Shannon sin diversitetsindeks) over tiden der det eksisterer data for Lønningbekken, Fleslandselven og Langavatn.

4.3 Vannplanter

Artssamfunnet

Langavatn er preget av store inngrep, og spesielt langs vestre bredden av vannets sørlige del der det nå ikke finnes særlig vannkantvegetasjon. Det er høyest tetthet av planter mot øst ved transekt 1 (Figur 8). Følgende arter dominerte: *Equisetum fluviatile* (elvesnelle), *Carex* sp. (trolig flaskestarr), *Potentilla palustris* (myrhatt), *Menyanthes trifoliata* (bukkeblad) og *Epilobium* sp. (Tabell 16.) Andre observerte arter inkluderte (tall i parentes indikerer hvilket transekt de ble funnet langs): *Galium palustre* (myrmaure; 1), *Glyceria fluitans* (Mannasøtgrass; 1 & 2) og *Cicuta virosa* (Selsnepe; 1). Til sammen beskriver dette en typisk *Elvesnelle-starr-sump* (Fremstad 1997). Ved transekt 1 var det en klar sonering av vannkantvegetasjonen, med en indre flaskestarr utforming og en ytre sone med elvesnelle-utforming. Selsnepe ble kun funnet langs transekt 1, på grunnere områder. Mannasøtgrass er en typisk plante i sumpkratt og står gjerne også på middels næringsrik grunn (Fremstad 1997). Selsnepe foretrekker næringsrik grunn. Den finnes kun spredt i Hordaland (Lid og Lid 1994) og vi

gjør oppmerksom på at planten er meget giftig. Ingen kortskuddsplanter eller kransalger ble funnet. Langs alle transektene er det lav artsrikdom, og kun langskuddsplanter og flytebladsplanter ble funnet. Alle transekter domineres av *Potamogeton natans* (vanlig tjønnaks) og *Nymphaea alba* (hvit nøkkerose), og ofte i tette bestander (Figur 8).

TIc verdien for samtlige transekter ligger mellom 17-25. Kombineres alle transektene gir dette en TIc på 30. Langavatn har Ca- innhold på 13 mg/l. Dermed defineres vannet som moderat kalkrikt. Basert på innsjøtype (lite, lavtliggende, moderat kalkrikt, humøst) og vannplanter er tilstanden for organisk belastning i Langavatn moderat, og mot grensen mellom moderat/god.

Tabell 16. Registrerte vannplanter, Trofi-indeks (TIc) og tilstandsklasse for 3 transekter i Langavatn og totalt sett for hele vannet (TransT).

Latinsk navn	S	Trans.1	Trans.2	Trans.3	TransT
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (E)	s			2	2
<i>Alisma plantago aquatica</i> (s/a)	i	2	1		2
<i>Potamogeton natans</i> (N)	s	2,5	3,5	3	3
<i>Potamogeton obtusifolius</i> (E)	t	3		2-3	3
<i>Nymphaea alba</i> (N)	i	2	2	2	2
<i>Menyanthes trifoliata</i> (s/a)	i	1	2		2
<i>Glyceria fluitans</i> (s/a)	i	3	1		3
<i>Lemna minor</i> (L)	s	1			1
<i>Ranunculus reptans</i> (I)	i		1	1	1
<i>Sparganium angustifolium</i> (N)	s	2			2
Tic		25	17	20	30
Tilstandsklasse		Moderat	Moderat	Moderat	Moderat

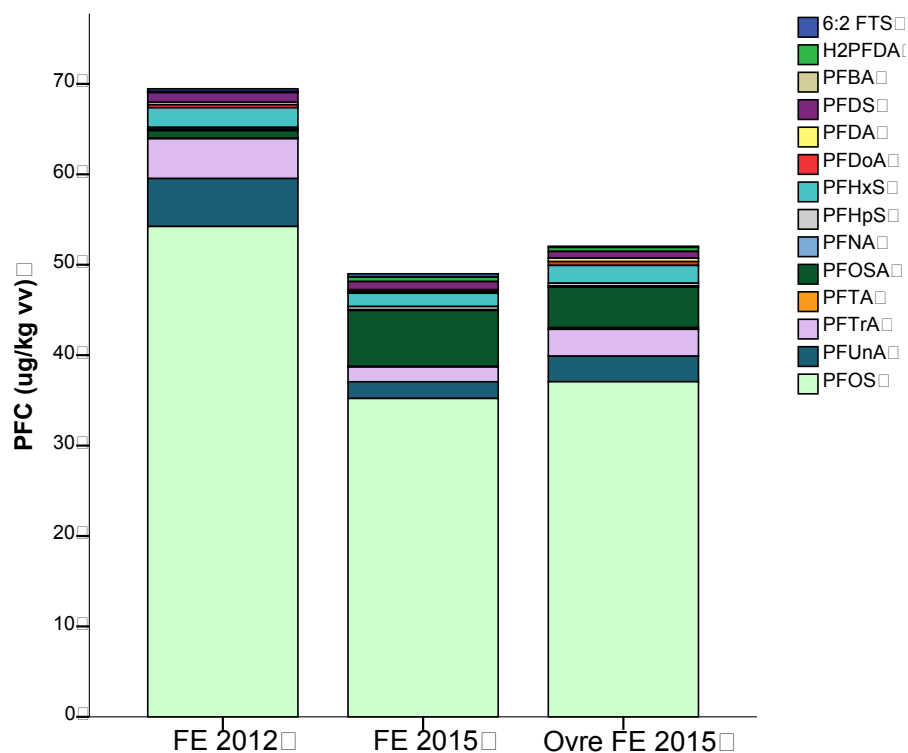
Parentes etter latinsk navn indikerer E: Eloideider/langskuddsplanter, N: Nymphaeider/flytebladsplanter, L: Lemnider/flytere I: Isoetider/kortskuddplanter og s/a: Sumpplanter/andre. Sensitivitet (S) er av tre typer; s – sensitive arter, t – tolerante arter og i – indifferente arter (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Tall for ulike transekt viser mengde (1-5) og flere tall henviser til ulik mengde langs transektet.

4.4 Perfluorerte forbindelser

Konsentrasjoner av perfluorerte forbindelser fra ørret ved Flesland i 2012 og 2015 er vist i Tabell 13. Forbindelser som ikke ble kvantifisert er ikke vist. Dominerende perfluorerte forbindelser er vist i Figur 30. Kvantifiseringsgrensen (LOQ) er oppgitt i analysebeviset. Ni av 23 analyserte forbindelser ble ikke kvantifisert i ørret fra Flesland i 2015 (Tabell 13). PFBA (kjedelengde C4) ble kvantifisert i 2012 i lave konsentrasjoner, men ble ikke funnet i prøvene i 2015.

I likhet med tidligere analyser fra området (Møskeland m.fl. 2010) er PFOS blant de dominerende PFC-forbindelsene, men den absolutte konsentrasjonen er noe lavere enn i 2012. PFOA var under deteksjonsgrensen, som i 2012, mens PFOSA (C8) har økt i relativ og absolutt konsentrasjon siden 2012. De langkjedete perfluorerte forbindelsene PFUnA (C9) og PFTrA (C13) og PFHxS (C7) er

fortsatt blant de mest dominerende forbindelsene, som i 2012 (Figur 30). Fluortelomeren 6:2 FTS som tidligere ble funnet i høye konsentrasjoner i ørretlever (Møskeland m.fl. 2010) ble også kvantifisert i filet av ørret fra Fleslandselven i 2015, men i lave konsentrasjoner. Dette støtter observasjonen av at denne forbindelsen ikke akkumulerer i biota, men brytes ned eller skilles ut med tid og avstand fra utslippet.



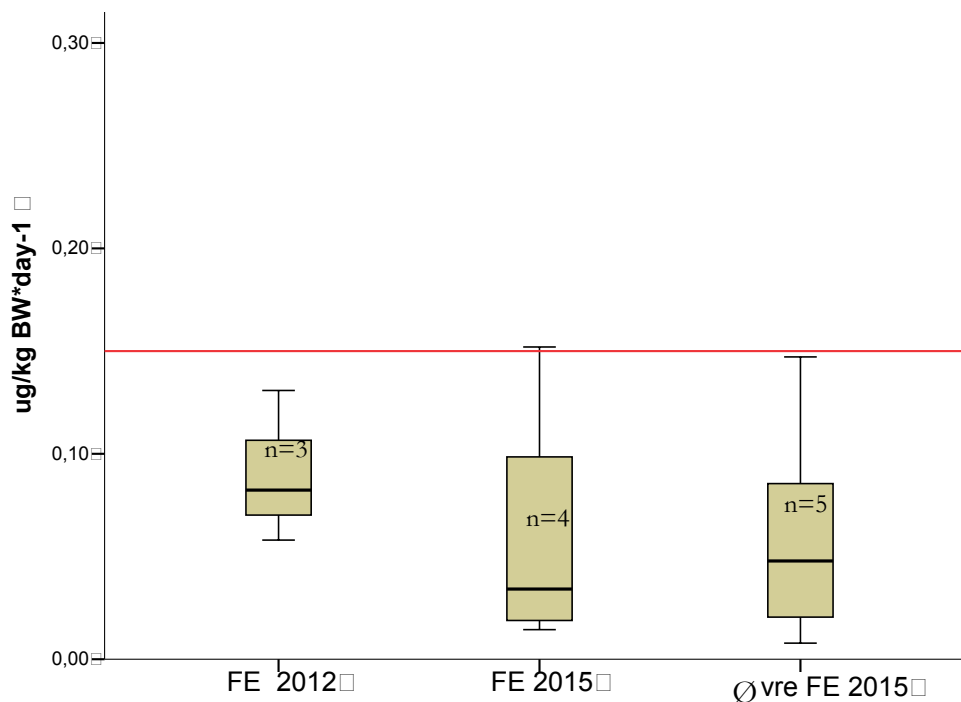
Figur 30. Dominerende perfluoreerte forbindelser i ørret fra Fleslandselven (FE) og Øvre Fleslandselven i 2012 og 2015. i 2012 ble fisken analysert med uten skinn, mens i 2015 er skinnen inkludert.

Tolerabelt Daglig Inntak for mennesker

European Food Safety Authority (EUs mattrygghetsorgan) sitt ekspertpanel for miljøgifter EFSA's Contam panel har oppgitt et livslangt tolerabelt daglig inntak (TDI) av PFOS for mennesker på $15 \mu\text{g}/\text{kgBW} \cdot \text{dag}^{-1}$ (mikrogram per kg kroppsvekt per dag), basert på inntak av 115 gram filet for en person på 70 kilo (Figur 31). Dette nivået representerer ikke en toksisk dose for mennesker siden det er satt med en sikkerhetsmargin og med tanke på daglig inntak gjennom et langt liv. Ved inntak av 115 gram ørretfilet fra Fleslandselven vil man kunne overskride tolerabelt daglig inntak (TDI) i følge konfidensintervallet for konsentrasjonene av de analyserte prøvene. På grunn av et lavt antall analyserte prøver er konfidensintervallet høyt.

Kvalitetsstandard (QS) for PFOS og PFOA

Det er ikke oppgitt en offisiell EQS for PFOS i biota (TA-3001/2012, men en klassegrense (kvalitetsstandard- QS_{biota}) for tilstandsklasse IV er likevel regnet ut basert på 10% TDI (ikke 100% TDI, TA-3001/2012). I følge de konservative beregningene er grenseverdien for klasse IV for PFOS i biota 9,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette medfører at gjennomsnittskonsentrasjonen av PFOS i ørret fra Fleslandselven overskrider grenseverdien for tilstandsklasse IV i biota ca. fire ganger (Tabell 17). Det er verdt å merke seg at beregningene er omtalt som usikre, men konservative, ettersom de er basert på 10% TDI. Det vil i følge disse resultatene ikke være anbefalt å spise fisken i området.



Figur 31. Boksplot som viser grenseverdien for livslangt tolerabelt daglig inntak (100% TDI, rød linje) av PFOS i forhold til konsum av 115 gram ørretfilet fra Fleslandselven i 2012 og 2015 (forutsatt 70 kg BW). Den horisontale linjen i boksen angir median konsentrasjon av PFOS per lokalitet. Området som dekkes av boksen angir spredning (25 -75%) av konsentrasjonene. Vertikale linjer (whiskers) angir 95% konfidensintervall (CI). n= antall analyserte prøver.

Effekter av PFOS

PFOS er regnet som den mest toksiske av de perfluorerte forbindelsene, og er også den minst nedbrytbare i miljøet. Noen effekter av PFOS og PFOA som er påvist i flere arter omfatter leverskader, forstyrrelser av lipidmetabolisme, økt kolesterolnivå og forstyrrelser av immunforsvaret. På fosterstadiet er det i dyreforsøk vist hormonforstyrrende og fosterskadelige effekter. Det er også vist påvirkning av hjernens proteinsammensetning og signalsubstanser, som sannsynligvis vil påvirke hukommelsen og læringsevnen. Mutagene og kreftfremkallende effekter av PFOS er ikke de mest fremtredende, da andre effekter slår inn ved lavere konsentrasjoner.

Tabell 17. Kvantifiserte perfluorerte forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våt vekt) i ørret fanget i Fleslandselven september 2012 og november 2015.

Lokalitet (antall)	år	Lengde (cm)	vekt (g)	6:2 FTS	8:2 FTS	H2PFDA	PFBA	PFDS	PFDA	PFDoA	PFHxS	PFHpS	PFNA	PFOSA	PFTA	PFTra	PFUnA	PFOS	sum PFC eks 8:2 FTS
		Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD	Sn \pm SD
Fleslandselven (n=3)	2012	24,7 \pm 7,4	189, \pm 140,2	,3 \pm ,2	i.a	, \pm ,1	,1 \pm ,1	1,1 \pm ,7	,3 \pm ,1	,3 \pm ,2	2,2 \pm 1,5	,2 \pm ,1	,2 \pm ,1	,8 \pm 1,4	,1 \pm ,1	4,4 \pm 2,7	5,3 \pm 3,8	54,2\pm22,2	69,6 \pm 29,5
Fleslandselven (n=4) Øvre	2015	37, \pm 6,3	362,6 \pm 263,3	,4 \pm ,2	,8 \pm ,4	,5 \pm ,7	<LOQ	,9 \pm 1,	,2 \pm ,1	,2 \pm ,2	1,5 \pm 1,2	,3 \pm ,4	,1 \pm ,	6,2 \pm 3,6	,1 \pm ,1	1,6 \pm 1,6	1,8 \pm 1,3	35,2\pm38,1	49,1 \pm 47,
Fleslandselven (n=5)	2015	30,7 \pm 2,9	314,4 \pm 89,8	,1 \pm ,1	1,1 \pm 1,6	,4 \pm ,4	<LOQ	,7 \pm ,6	,4 \pm ,3	,4 \pm ,1	2, \pm 1,1	,3 \pm ,3	,1 \pm ,1	4,5 \pm 2,1	,2 \pm ,1	3, \pm ,9	2,8 \pm 1,7	37,1\pm33,8	52, \pm 39,9

Sn= gjennomsnitt, SD: Standardavvik, SUM PFC er uten 8:2 FTS, da denne forbindelsen først ble analysert i 2015.

4.5 Vannkjemi

Vannkjemien ved vassdragene på Flesland høsten 2015 er vist i Tabell 18. Tabellen viser også miljøklasser for en del av stoffene, samt en vurdering av toksisitet. Vannet ved enkelte av stasjonene inneholder forhøyede konsentrasjoner og redusert kjemisk status av total organisk karbon, totalt fosfor, totalt nitrogen, bly, jern, kobber og nikkel.

Tabell 18. Vannkjemi ved ulike stasjoner ved Bergen Lufthavn med klassegrenser angitt i Vannrammedirektivet og med vurderinger av stoffenes toksisitet. Klassegrenser mangler for flere av stoffene.

Parameter	LB1	LVN 1m	FE	SB	Enhet	LOQ	MU
Formiat	<0,5		<0,5		mg/l	,5	20 %
Konduktivitet/ledningsevne	51,7	11,4			mS/m	,1	10 %
pH målt ved 23 +/- 2°C	7,4	7,4				1	
Suspendert stoff	<1,5	<1,5	2,4	2,8	mg/l	1,5	15 %
Total organisk karbon (TOC/NPOC)	4,3	5,9	17	11	mg/l	,5	20 %
Propylenglykol	<0,2		<0,2		mg/l	,2	
Total Fosfor	7,8	6,9	29	50	µg/l	3	40 %
Total Nitrogen	4300	360	1800	980	µg/l	10	10 %
Aluminium (Al), oppluttet	27	61	370	310	µg/l	5	15 %
Kalsium (Ca), oppluttet	58	9,9	24	15	mg/l	,05	15 %
Magnesium (Mg), oppluttet	7,0	2,0	3,5	2,6	mg/l	,1	20 %
Silisium (Si), oppluttet	2600	580	2700	2800	µg/l	40	15 %
Kalium (K), oppluttet	7,7	2,4	18	2,8	mg/l	,1	20 %
Natrium (Na), oppluttet	24	11	10	13	mg/l	,1	20 %
Arsen (As), oppluttet ICP-MS	0,25	<0,20	0,43	0,67	µg/l	,2	35 %
Bly (Pb), oppluttet ICP-MS	<0,20	0,81	0,62	10†	µg/l	,2	35 %
Jern (Fe), oppluttet ICP-MS	41	99	540	640	µg/l	2	25 %
Kadmium (Cd), oppluttet ICP-MS	<0,010	<0,010	0,027	0,022	µg/l	,01	35 %
Kobber (Cu), oppluttet ICP-MS	5,4	14††	45†††	6,7	µg/l	,5	15 %
Krom (Cr), oppluttet ICP-MS	<0,50*	<0,50*	1,7	0,78	µg/l	,5	25 %
Mangan (Mn), oppluttet ICP-MS	7,9	3,3	7,6	20	µg/l	,2	30 %
Nikkel (Ni), oppluttet ICP-MS	1,7	2,5	13†	4,1	µg/l	,5	25 %
Sink (Zn), oppluttet ICP-MS	< 2,	19	9,6	11	µg/l	2	15 %
Kvikksølv (Hg), oppluttet	<0,005*	<0,005*	0,007	< 0,005*	µg/l	,005	20 %

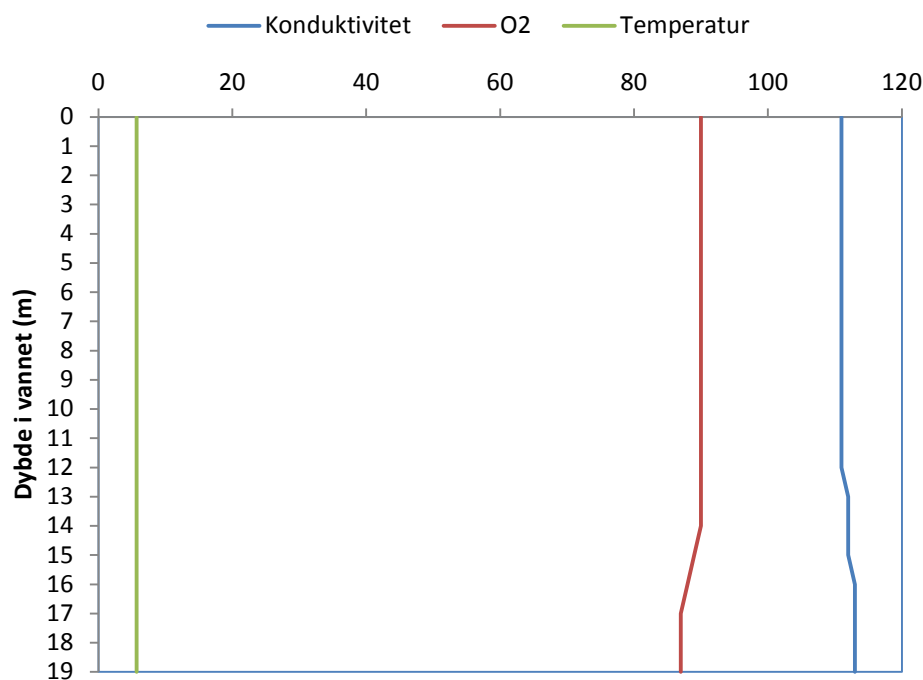
Miljøklasser:



LB1=Lønningsbekken, LVN 1m Langavatn nord 1 meter, FE=Fleslandselven, SB=Store Veitabekken, LOQ= kvantifiseringsgrense, MU=måleusikkerhet. Langavatn prøvetatt 19.08.2015 (Eurofins rapportkode AR-15-MM-014617-01, prøvekode 439-2015-08200292), resten prøvetatt 06.11.2015 (Eurofins rapportkode AR-15-MM-021607-01, prøvekode 439-2015-11060060, 439-2015-11060062, 439-2015-11060064). * klassegrensene ligger under kvantifiseringsgrensen. Verdiene er vurdert mot toksisitet (Arp m.fl. 2014) slik at † tilsier kroniske effekter ved langtidseksposering, †† tilsier akutt toksiske effekter ved korttidseksposering og ††† tilsier omfattende toksiske effekter.

Innholdet av nærings saltene nitrogen og fosfor var høyt i vannet fra Store Veitabekken (tilstandsklasse Svært dårlig for fosfor og Dårlig for nitrogen), Fleslandselven (klasse Dårlig for nitrogen og Svært dårlig for nitrogen), mens innholdet av nitrogen var forhøyet i Lønningsbekken (klasse Svært dårlig). I tillegg var innholdet av totalt organisk karbon forhøyet for alle vannprøvene, og spesielt i Fleslandselven (klasse Svært dårlig) og i Store Veitabekken (klasse Dårlig).

Det er spesielt verdt å merke seg at konsentrasjonen av flere av metallene er høye og forventes å gi toksiske effekter på biota (Tabell 18). Dette gjelder konsentrasjonen av bly i Store Veitabekken (nivå tilsier kroniske effekter ved langtidseksposering), konsentrasjonen av kobber i Langavatn (nivå tilsier akutte toksiske effekter ved korttidseksposering), konsentrasjonen av kobber i Fleslandselven (nivå tilsier omfattende toksiske effekter) og konsentrasjonen av Nikkel i Fleslandselven (nivå tilsier kroniske effekter ved langtidseksposering).



Figur 32. Dybdeprofiler av konduktivitet (også kalt ledningsevne, mS/s), oksygen (%O₂) og temperatur, (°C) i Langavatn.

Profilene av temperatur, oksygen og ledningsevne viser ingen tegn til forhøyet konsentrasjon av salter og tungt vann mot bunnen av Langavatn (Figur 32). Profilene viser at det ikke var sjiktning i vannet, noe som indikerer at vannsøylen var under full omrøring under perioden da målingene ble utført. Det er dermed lite sannsynlig at avrenning av avisningsmiddel fra flystripen har noen betydelig påvirkning på lagdelingen i Langavatn, selv om ledningsevnen mot bunnen trolig vil øke noe etter kalde perioder med høy bruk av avisningsmiddel. Den øvre grenseverdien for konduktivitet i drikkevannskilder er ifølge Drikkevannforskriften 250 mS/s, men verdiene i langavatn var rundt 110 mS/s.

5 Vurderinger

5.1 Fisk

Fleslandsvassdraget

Forekomst av aure (anadrom og resident), ål og stingsild viser at samtlige opprinnelige forventede arter forekommer i vassdraget. Det anadrome elvearealet er betydelig redusert av vandringsbarrierer, kanalisering og bekkelukking. Disse vandringshindrene inkluderer; 1. demning ved dammen på Flesland, 2. kulvert under Fleslandsveien og 3. utløp kulvert under rullebane. I øvre del av kulverten under rullebanen er det blitt bygget fiskepassasje. Ovenfor Langavatnet skal kulverten opp mot Skjenavatnet være passerbar for aure, men det er uvisst om fisk kan vandre videre opp fra restene av Skjenavatnet. Ål er i stand til å komme seg opp til Langavatnet (pers. observasjon), men det ble som i 2012 ikke funnet ål ovenfor flyplassområdet i 2015. Skjenakulverten er trolig en fysisk barriere for ål. Stingsildens habitatbruk er trolig også påvirket av de nevnte barrierer. Samtlige av barrierene i vassdraget er menneskeskapte og kunstige. Også før lufthavnen ble opprettet var det kunstige vandringshinder i vassdraget. Flyfoto fra 1951 (Figur 1) viser minst to potensielle hindringer; demningen ved dammen var allerede etablert og ved utløpet av Langavatnet fantes også en demning som kan ha fungert som barriere for fisk. På strekningene som i dag er lagt i rør, men som fortsatt var åpne i 1951, er imidlertid ingen vandringsbarrierer synlige på flyfoto. Terrengets gradient i disse områdene gjør det heller ikke sannsynlig at det var noen form for barrierer her. Det betraktes derfor som lite sannsynlig at det har fantes naturlige vandringshinder i vassdraget og hele vassdraget var sannsynligvis anadromt.

Store deler av elvearealet er lagt i rør og vannflater har blitt utfylt (~6,25 ha). Skjenavatnet som opprinnelig hang sammen med Langavatnet har blitt betydelig redusert, også utover det som ble rapportert av (Velle m.fl., 2013). Så godt som hele Skjenavatnet er per dags dato utfylt. Store deler av resterende elvestrekning har blitt steinsatt og kanalisert, spesielt i nedre deler. Forurensing av næringsstoffer og finsedimenter har trolig bidratt til silting og gjengroing av gytegrus, og dermed dårligere gyteforhold for fisk. Tilførsel av silt/finsediment ble også observert fra nye steinsatte flomløp under bebyggelse nær Træsvatnet, hvilket kan true det resterende brukbare gyteområdet ovenfor flyhavnen. Den naturlige grustilførselen er nesten opphørt på grunn av forbygning og kulverter. Disse endringene er sannsynligvis årsaken til at ungfisktetthet er gjennomgående lav i forhold til i nabovassdrag (Pulg m.fl. 2011). Helt øverst i vassdraget finnes det ikke fisk. Dette kan henge sammen med mudderbunnen som er etablert etter kanalisering, som hverken gir skjul eller gytehabitat for aure. Ål og stingsild mangler også i denne delen av vassdraget, noe som også kan tyde på at denne delen kan tørke ut eller er utsatt for sterke periodiske forurensninger som dreper fisk.

Defineres Fleslandselven som en vannforekomst vurderes miljøtilstand for fisk som «svært dårlig» (etter klassifiseringsveiler Sandlund og Pedersen, 2013) ettersom sjøaurepopulasjonen er redusert med mer enn 90 % fra den den estimerte opprinnelige populasjonsstørrelsen. Hovedårsakene til dette kan rangeres slik:

1. Vandringsbarrierer
2. Redusert habitatkvalitet (mangel på gytegrus, mindre skjul, forurensning o.l.)
3. Redusert elveareal (fylling og etablering av kulverter)

Miljømål: Miljøtilstanden kan forbedres vesentlig hvis anadrom fisk (sjøaure) reetableres og bestanden og innvandring for ål sikres. Dette kan først og fremst gjøres med fiskepassasjer og elverestaurering i de resterende elveløpene. Dette er forenlig med dagens samfunnsnyttige bruk som flyplass. Reetablering og sikring av sjøaure og ål ansees derfor som GØP for fisk.

Vassdraget bør igjen gjøres tilgjengelig for sjøaure ved konstruksjon av fiskepassasjer ved menneskeskapt vandringshindre, også under rullebanen.

Eventuell spredning av miljøgifter via sjøaure

Sjøauren klekker i ferskvann og har sine første få leveår i ferskvann. Deretter vandrer den ut i havet i ung alder som smolt (12-15 cm lang), og resten av veksten skjer i havet. Tilbakevandrende kjønnsmodne individer vil ha akkumulert evt. miljøgifter som finnes i marine beiteområder, men den anadrome fisken kan forventes å ha langt lavere nivåer av PFOS enn dagens stasjonære aure. Spredningen av PFOS fra Flesland via utvandrende smolt vil utgjøre en ubetydelig mengde PFOS og andre perfluorerte forbindelser fra forurensede masser som drenerer til sjø fra det gamle brannøvingsfeltet nord for Rullebanen via Lindavikabekken (Se Haave m. fl 2016, kjemirapport Bergen Lufthavn, *in prep*). Spredningen av miljøgifter skjer først og fremst via vann. Det er også verdt å merke seg at dagens vandringsveier kun er sperret for fisk som svømmer oppover vassdraget. Vi kan forvente at en andel av den stasjonære auren fremdeles slipper seg ned og ut i havet (Gabrielsen m.fl. 2015). Biomassen av voksen aure som vandrer ut vil utgjøre en betydelig biomasse i forhold til smolt som vandrer ut. Dette innebærer at spredning av miljøgifter via fisk skjer uavhengig av om vandringsveiene åpnes eller ikke, og at en gjenåpning av vandringsveiene vil ikke medføre en vesentlig spredning av evt. miljøgifter, slik som PFOS, via fisken.

Lønningsbekken

Sjøaurehabitatet vurderes som redusert først og fremst grunnet redusert vannføring i vassdraget, men også av forurensning. Produksjonen av sjøaure vurderes etter årets resultater til å ha blitt redusert med 100 %. Etter klassifiseringsveiler (Sandlund og Pedersen, 2013) vurderes miljøtilstand for fisk som «svært dårlig» ettersom ingen av de forventede fiskearter ble funnet i vassdraget i 2015.

Forklaringen for populasjonsreduksjonen ligger trolig i fraføring av vann ved flyplassen, særlig ved utbyggingen siden 2012 (da det var noe aure her) og forurensning. De morfologiske forutsetningene er forholdsvis gode for sjøaure i stryk og renner. Lite gyteareal er imidlertid tilgjengelig for aure. Habitatforholdene er i områdene rundt Fleslandsveien redusert av fyllinger og forurensning. I deler av bekken rundt fleslandsveien er substratet i hovedsak preget av finsedimenter og betongslam. Nedstrøms betongutslippet, forventes forhold som medfører akutt fiskedød i perioder. Forurensning og redusert vannføring vurderes som avgjørende flaskehals for sjøaureproduksjonen i dag. Overvann bør renses og ledes fra flyplassområdet og inn i Lønningsbekken for å sikre tilstrekkelig vannspeil. Det bør også gjøres tiltak for å rydde opp i forurensningen, og hindre ytterligere forurensning av vassdraget. Elvebunnen i bekken bør restaureres i hele lengden og tilpasses den nye vannføringen. Med dette vil det være mulig å reetablere et habitat for sjøaure og ål i Lønningsbekken – også her ansees dette som realistisk miljømål for GØP fisk som lar seg forene med dagens arealbruk.

5.2 Bunndyr

Både økologisk tilstand og biologisk mangfold har variert betydelig i Lønningsbekken og i Fleslandselven de siste 12 årene. Dette kan være knyttet til endringer i ulike eksterne påvirkningsfaktorer i vassdragene. Lønningsbekken har for eksempel tørket ut under enkelte perioder, og er i dag påvirket av at Lønningstjern er fylt igjen og at vannet er forurenset av betong og finsedimenter fra Betong Vest AS. Dette er forventet å påvirke bunndyrsamfunnet negativt i bekken.

Når det gjelder Fleslandselven har de økologiske forholdene vært mer stabile enn i Lønningsbekken. Basert på bunndyrene er den organiske belastningen redusert siden 2012, og oppnår i 2015 den beste økologiske status siden første måling i 2007. Dette kan henge sammen med at avrenning fra uomsatt nitrogen fra anleggsvirksomhet, fjellboring og sprengningsarbeid er redusert de seneste årene. Den økologiske tilstanden i Store Veitabekken (øvre del av Fleslandsvassdraget) tilsvarer klasse Moderat, noe som indikerer at det også tilføres næringsalter til vassdraget utenfor Bergen Lufthavn sitt område. Dette kan for eksempel stamme fra anleggsarbeidet med bybanen (se Figur 25) der det er gravearbeid og tipper som drenerer mot Store Veitabekken.

5.3 Perfluorerte forbindelser

Fisk i Fleslandselven og Store Veitabekken er tydelig påvirket av utslipp av perfluorerte forbindelser, sannsynligvis gjennom bruken av AFFF brannskum som har foregått ved tidligere brannøvingsfelt nord for rullebanen fra tidlig 70-tall til 1994. Brannøvingsfeltet som ble etablert øst for Langavatn (like ved stasjon Langavatn Øst) ble tatt i bruk i 1995. Fisken som ble tatt i Store Veitabekken kan ha oppholdt seg i Langavatn og Fleslandselven, og er derfor potensielt eksponert i alle disse områdene. Tidligere inneholdt brannskummet PFOS, eller forbindelser som ble brutt ned til PFOS og PFOA. Etter 2007 ble brannskum med innhold av PFOS forbudt, og ble erstattet av brannskum basert på fluortelomersulfonat (FTS). I produksjonen av FTS benyttes langkjede perfluorerte alkaner, som vi nå ser i økende grad i miljøet og i biota. Flere storforbrukere har nylig gått over til å benytte ikke-halogenert brannskum. Dette gjelder også Avinor ved Flesland. Det er forventet at dette vil medføre en gradvis reduksjon i konsentrasjonene av perfluorerte forbindelser i miljøet ved utslippspunktene.

Det er sannsynlig at den største kilden til PFOS ved Flesland er forurenset grunn fra brannøvingsfeltene, og vi kjenner ingen andre vesentlige kilder til PFC i området. Nord for rullebanen ble det deponert store volumer sprengstein og betong (ca 10 000 m³) fra midten av 80-tallet, og vi kan anse den forurensede grunnen som i stor grad utilgjengelig for opprydding (Avinor, pers. komm.) PFOS er svært bestandig mot bakteriell nedbrytning, slik at en avrenning av PFOS til vassdraget fra disse spredte områdene forventes å fortsette i uoverskuelig fremtid. Et mulig tiltak for å motvirke spredning av PFOS fra disse kildene til miljøet rundt er å lokalisere de mest forurensede områdene og avrenningspunktene og sette inn filtre som i stor grad fjerner PFOS og andre perfluorerte forbindelser i sigevannet. Det er benyttet et PFC-filter oppstrøms for Skjenavatnet de siste årene for å hindre tilsig av PFOS fra deponiet, og dette vil bidra til et redusert tilsig. Ettersom PFOS innholdet i Lindevikabekken er høyt vil et filter her kunne være av betydning for å redusere spredningen fra det gamle brannøvingsfeltet. Det bør også undersøkes om det er mulig å sette inn filter ved innsig til Langavatn. Dersom spredningen går gjennom grunnen kan dette være svært vanskelig. Det anbefales derfor å gjøre forsøk på kartlegging av punktkilder og avrenningspunkter for å vurdere utbedrende tiltak (se kapittel 6.3 nedenfor).

Effekten av tiltakene mot spredning til miljøet kan undersøkes ved fortsatt overvåkning av PFOS i ørret i vassdraget, eller alternativt ved å analysere innholdet i albusnegl (*Patella vulgata*) i sjøen nedenfor Flesland, f.eks i Lindevika. Albusnegl har vist seg å være en god indikatorart for perfluorerte forbindelser, da den er stedfast og lever lenge, og også akkumulerer perfluorerte forbindelser. Innholdet PFC i albusnegl ble undersøkt første gang av Uni Research i 2012 (ref SAM e-rapport 7-2013).

5.4 Metaller

Metaller er sporstoffer som er livsnødvendige for en del prosesser i organismen, for eksempel enzymaktivitet, opptak av oksygen og transport. I høye konsentrasjoner vil metallene forstyrre normale fysiologiske prosesser. Med forbehold om at måleusikkerheten kan være høy for enkeltprøver, er innholdet av bly, kobber og nikkel for enkelte av vannprøvene svært høye og i konsentrasjoner som kan forventes å gi toksiske effekter på biota (Tabell 18). For eksempel angir konsentrasjonen av kobber i Fleslandselven dårligste toksiske tilstandsklasse, dvs nivåer som kan gi omfattende toksiske effekter. Det vil si at en kort eksponering kan være skadelig for vannlevende organismer. Sammenliknet med de kjemiske undersøkelsene i 2012 (Velle m.fl. 2013a) har konsentrasjonen av kobber økt i alle prøver (Tabell 19), med forbehold om at måleusikkerhet er For Fleslandselven er konsentrasjonen nesten 5-doblet siden 2012. Konsentrasjonen av nikkel i Lønningsbekken er omtrent uendret mellom 2012 og 2015, er redusert i Langavatn og har økt i Fleslandselven. Når det gjelder bly har Store Veitabekken konsentrasjoner som kan gi kroniske effekter ved langtidseksponering. Også her har innholdet økt noe mellom 2012 og 2015. Undersøkelser av vassdragene ved Bergen lufthavn fra 2006 og 2009 viser også høye konsentrasjoner av kobber og middels høye konsentrasjoner av bly og nikkel (Bjørklund m.fl. 2007; Johnsen og Urdal 2011).

Påvirkningen disse stoffene har på økosystemet er for det meste ukjent, blant annet fordi andelen av biologisk tilgjengelige metallioner eller konsentrasjoner i biota er ukjent. Inntil man vet dette er det frarådet at mennesker eksponerer seg for vannet eller spiser fisken fra lokaliteter med toksiske konsentrasjoner av metaller. Høye konsentrasjoner av kobber kan være toksisk og for eksempel føre til redusert biodiversitet av bunndyr og akutt fiskedødelighet (Canning-Clode m.fl. 2011). Dette gjelder spesielt ved konsentrasjoner over 20 µg/l (Grande m.fl. 1991). Til sammenlikning ble konsentrasjonene av kobber i Fleslandselven målt til 45 µg/l. Biotilgjengeligheten og toksisiteten kan forventes å variere avhengig av vannets pH, alkalinitet og løst organisk karbon (Niyogi og Wood 2004). Ved Flesland er det høye pH-verdier og høyt innhold av løst organisk karbon. Høye pH-verdier kan bidra til å redusere toksisitet av metaller i fisk, samtidig som høyt innhold av organisk karbon bidra til å øke toksisiteten av metaller (Kristensen m.fl. 2011). Fisken er sårbar for forgiftning av metaller i gjellene, og spesielt i livsstadier der det skjer store morfologiske og fysiologiske endringer, slik som i yngelstadiet og under smoltifisering (Hoar 1988).

Tabell 18. Sammenlikning av konsentrasjoner av metaller mellom 2012 og 2015 (måleenheten er µg/l).

	Lønningsbekken		Langavatn		Fleslandselven		Store Veitabekken	
	2012	2015	2012	2015	2012	2015	2012	2015
Kobber	4	5,4	4	14	9,4	45	1,6	6,7
Bly	0,012	< 0,20	0,15	0,81	0,81	0,62	8,9	10
Nikkel	2	1,7	11,8	2,5	2,8	13	1,9	4,1

5.5 Samlet økologisk vurdering av vassdragene

Vassdragene rundt Flesland er ikke skilt ut som egne forvaltningsenheter, og bekkfeltet Flesland skal derfor også inngå i en felles økologisk klassifisering. Forsuring har tidligere ikke hatt en kjent effekt i vassdragene på Flesland, noe 2015-undersøkelsen også bekrefter.

Når det gjelder organisk belastning er denne vurdert ved hjelp av bunndyr (ASPT-indeks) og vannplanter (Tic- indeks). Bunndyr og planter indikerer at den organiske belastningen i vassdragene er høy, og tilsvarer økologisk status «Dårlig». Samlet sett er organisk belastning uendret siden 2012. Kvalitets-elementet fisk tilsier at statusen er «Svært dårlig». På grunn av prinsippet med at den verste styrer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) blir den samlede økologiske derfor «Svært dårlig» for Bergen lufthavn. De undersøkte lokalitetene har forringet økologisk status som følge av organisk belastning, og/ eller forringet habitat. Potensielle kilder til organisk belastning i vassdragene ved Bergen lufthavn er diskutert i Velle m. fl. (2013). I korthet er det sannsynlig at noe organisk belastning kommer fra naturlige kilder, det vil si våtmark, i det øvre nedslagsfeltet. En hovedkilde er likevel mest sannsynlig uomsatt nitrogen fra sprengstoff og uorganiske- og organiske næringspartikler fra fínsedimenter avsatt under anleggsarbeid. I øvre deler av Fleslandsvassdraget pågår det nå anleggsarbeid i forbindelse med utbygging av bybanen (Figur 11). I Lønningsvassdraget har det nylig foregått omfattende anleggsarbeidet rundt gamle Lønningtjern, og graving foregikk høsten 2015 ved midtre deler av Lønningsbekken.

Sammenliknet med tidligere år har det skjedd en gradvis forverring av økologisk status ved Flesland (Tabell 19). Forholdene har tidligere variert mellom «Dårlig» og «Moderat», mens for 2015 er forholdene for fisk og fisketetthetene betydelig forverret.

Tabell 19. Sammenlikning av økologisk tilstand i Vassdragene ved Flesland i 2009, 2012 og 2015 *Vi benytter one-out-all-out-prinsippet/ det verste styrer (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) og vurderer økologisk tilstand i henhold til det biologiske elementet fra Johnsen og Urdal (2011) som gir dårligst tilstand. Dette avviker fra Johnsen og Urdal (2011) som gir tilstanden Moderat for Lønningsvassdraget i 2009.

Vurderingsfaktor	År	Fleslandsvassdraget	Lønningsvassdraget
Vannplanter	2009	-	-
	2012	Moderat	
	2015	Moderat	-
Bunndyrstatus	2009	Moderat	Dårlig
	2012	Dårlig	Moderat
	2015	Moderat	Dårlig
Fiskestatus	2009	Moderat	Moderat
	2012	Dårlig	Dårlig
	2015	Svært dårlig	Svært dårlig
Økologisk tilstand	2009	Moderat	Dårlig*
	2012	Dårlig	Dårlig
	2015	Svært dårlig	Svært dårlig

5.6 Planlegging av nye inngrep på Flesland

Vannforskriften krever at forvaltning av vannforekomstene skal være økosystembasert. Vannforekomstene på Flesland har forringet økologisk status fra opprinnelig tilstand til 2015 og med en gradvis forringelse mellom 2009 og 2015. Ifølge vanddirektivet kan en forringelse av økologisk status godtas dersom samfunnsnyttien av aktiviteten er større enn tapet eller forringelsen av miljøet. En sentral paragraf i Vannforskriften er imidlertid § 12 som omhandler ny og/eller endret aktivitet som kan medføre forringelse. Før tiltak som kan forringe økologisk status iverksettes skal det utredes om hensikten med aktiviteten kan oppnås på en måte som er miljømessig bedre. I tillegg skal alle praktisk gjennomførbare tiltak settes inn for å begrense den negative virkningen. Det kreves videre at planlagte inngrep/utslipp skal dokumenteres. Det skal dokumenteres hvor inngrepet vil skje, hva som er dagens tilstand i vannforekomsten og hvordan det planlagte inngrepet vil påvirke tilstanden. Dette er en helhetlig tilnærming som omfatter alle typer aktiviteter som kan påvirke økologisk tilstand i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland.

5.7 Anbefaling som «Sterkt modifiserte vannforekomst» (SMVF)

Miljøstatus defineres med sammenlikning mot en opprinnelig tilstand, der målsettingen blir å oppnå god økologisk tilstand. Sammenliknet med den opprinnelige tilstanden ved Flesland har utbyggingen ved Bergen lufthavn medført vesentlig negativ innvirkning gjennom hydromorfologiske endringer. Betydelige vanddekte arealer er fylt igjen med faste masser. Dette gjelder for eksempel Lønningstjern i sin helhet, det meste av Skjenavatnet og deler av Langavatn. For Lønningsvassdraget gjenstår i dag ca. halvparten av det opprinnelige anadrome areal, mens for Fleslandsvassdraget er 23 % utfyllt eller er ødelagt som fiskehabitat. I disse vassdragene er det ikke mulig å fjerne alle de fysiske inngrepene i vannforekomsten uten betydelig påvirkning på området bruk og funksjon. I Vannregion Vest er bekker i Fleslandsområdet, samt Langavatn allerede nevnt (høring for reviderte miljømål gjennomført høst 2015) som elvevannforekomster og innsjøvannforekomster i risiko med standard miljømål (høring for reviderte miljømål). Det er likevel foreslått at vannforekomstene skal oppnå god økologisk tilstand innen 2021. Dagens økologiske tilstand ved Flesland kategoriseres som «svært dårlig» og det betraktes som høyst usannsynlig at miljøtiltak kan reetablere økologisk tilstand til tilnærmet opprinnelig nivå uten at vesentlige funksjoner til flyplassen reduseres. Uten gjenåpning av Fleslandselven vil det for eksempel ikke være mulig å nå god tilstand – bare ut i fra de arealmessige forandringene. Betraktes bruk som flyplass som samfunnsnyttig vil det altså per definisjon være et «sterkt modifisert vannforekomst» (SMVF). I slike tilfeller er det ifølge Vanddirektivet lite hensiktsmessig å ha god økologisk tilstand som miljømål. I stedet for god økologisk tilstand får SMVF miljømålet «godt økologisk potensiale» (GØP), som er tilpasset den samfunnsnyttige bruken av vannforekomsten (Nerbø 2014).

Det er vannregionmyndigheten som i samarbeid med vannregionutvalget skal bestemme hvilke vannforekomster som skal utpekes som sterkt modifiserte og som har ansvar for å utarbeide

miljømål for disse vannforekomstene. Prosessen som leder til avgjørelser rundt SMVF kan starte etter innkomne forslag. Vannforekomster som utpekes som SMVF skal få egne miljømål som fastsettes med tiltaksmetoden. Dette innebærer en lokal tiltaksanalyse der miljømålet settes på bakgrunn av hvilke avbøtende tiltak som er realistiske. Vassdrag med et nedbørsfelt under 10 km² vil i utgangspunktet ikke vurderes som egen vannforekomst, men samlet med andre småvassdrag som ”bekkefelt”. Nedbørsfeltene ved Flesland under 10 km². Likevel ligger en intensjon i Vannforskriften at informasjon behandles på laveste geografiske nivå, samtidig som Vannforskriften tilsier at alt vann skal forvaltes innen sitt nedslagsfelt. I dette tilfelle foreligger informasjon for de enkelte nedslagsfelt, slik at disse bør kunne skilles som SMVF uten å inkludere resten av vannforekomsten.

Når man tar utgangspunkt i miljømålet «Godt økologisk potensiale», er det rom for å forbedre dagens tilstand ved Bergen lufthavn uten at det går ut over selve bruken som flyplassen. Miljøtilstanden forbedres ved å fjerne vandringsbarrierer, redusere forurensingen, øke vannføring og vanndekket areal i Lønningsbekken, øke tilgjengelig gyteareal, fjerne fyllinger og forbedre ungfiskhabitatet. Videre bør man følge opp fiskepassasjen under rullebanen med fokus på hydrauliske betingelser, substrat og mulige fysiske endringer. I tillegg bør vandringsmuligheter for ål følges opp. Vandringshindre i området skal kunne utbedres uten at de påvirker områdets nyttefunksjon, og særlig vandringshindre i forbindelse veibygging (ref. kulvert under Fleslandsveien) fører i seg selv ikke til utpeking av SMVF (Nerbø 2014). Utover dette bør Lønningsbekken restaureres og substratet renses. Merk at § 5 tredje ledd i Vannforskriften spesifiserer at SMVF skal ha god kjemisk tilstand, hvilket innebærer at forurensning må reduseres betydelig. Vannforekomster med dårlig kjemisk tilstand i dag har som miljømål å oppnå god kjemisk tilstand innen 2021. Når det gjelder organisk belastning i Fleslandsvassdraget kan det se ut til at tilstanden er under forbedring, slik at avrenning av uomsatt nitrogen og steinstøv er stabil og på vei ned. Samtidig peker stikkprøvene på at metallforurensing har økt i omfang.

6 Videre FoU-arbeid ved Bergen lufthavn

6.1 Kilde og naturlig forekomst av metaller

Nivået av kobber, bly og nikkel er faretruende høyt i vassdrag ved Bergen Lufthavn. Med forbehold om at det kan være usikkerheter knyttet til enkeltmålinger, kan metallene utgjøre en helserisiko for mennesker som eksponeres for vannet, og mest sannsynlig også for økosystemene ved Flesland. Siden konsentrasjonen av metallioner i vannet ved Flesland er vedvarende høy og muligens økende, vil vi sterkt anbefale å søke kildene til metallet, kartlegge omfang av forurensede områder, deretter konsentrasjoner og effekter på biota. En undersøkelse av kilder vil være avgjørende for å kunne redusere forurensingen og å bestemme om det er mulig å oppnå god kjemisk tilstand, jamfør

Vannforskriften § 5. Dersom kilden er menneskeskapt kan undersøkelsen være avgjørende for å redusere nivået av metaller.

Blyet i vannet kan stamme fra leirdueskyting som tidligere ble praktisert ved Træsvatnet. Kobber og nikkel kan enten stamme fra naturlige kilder, slik som kobberrik kismalm i berggrunnen, eller fra menneskelig aktivitet, slik som impregneringsmiddel i trevirke og garn, forbrenningsutslipp av drivstoff eller fra bremseklosser på fly. Relativt enkle undersøkelser kan utføres for å avgjøre om nivåene er naturlige eller menneskeskapt:

1. Det er vedvarende høye verdier av bly, kobber og nikkel i vannprøvene. Likevel er det usikkerheter knyttet til enkeltmålinger, slik som ekstremmålingen av kobber for 2015. Det vil være av interesse å følge utviklingen i metallnivåer hyppig, og vurdere om dette er en trend, eller en forbigående økning. Dette er noe vi kan vurdere i vårens planlagte rapport for vannkjemi. Kan benytte DGT (Diffusive Gradient in Thin Films)³ Videre foreslår vi å bruke passive prøvetakere (Diffusive Gradient in Thin Films, DGT, se Zhang og Davison 1995) for å få et gjennomsnitt av utvalgte metaller over tid, og dermed sikrere målinger. En passiv prøvetaker står ute over lengre tidsrom og kan for eksempel måle innholdet av biologisk tilgjengelig kobber i vann og i sediment. Det er det biologisk tilgjengelige som er mest interessant i et økologisk-toksisk perspektiv, og ikke målinger som inkluderer total oppløsning av metallene.
2. Undersøke konsentrasjoner av metaller i fiskekjøtt (relevant for menneskelig konsum) og i hele fisker (økologisk relevant). Selv om konsentrasjoner av enkelte metaller i vannet kan være toksiske, mangler informasjon om nivåer i organismene, og dermed om effekter i økosystemet.
3. Måle konsentrasjonen av metaller i vann ved og utenfor Bergen lufthavn. Dersom flere målepunkter innen et større område gir høye konsentrasjoner er det sannsynlig at metallet stammer fra berggrunnen.
4. Undersøkelse naturlige konsentrasjoner av metaller. Ved å analysere metallnivåene nedover i sedimentkjerner kan man finne naturlige konsentrasjoner av metallene, dvs nivåer før- og etter at menneskelig påvirkning startet. Undersøkelsen gjøres ved å ta en sedimentkjerne fra Langavatn og måle metallkonsentrasjonen nedover i kjernen. Kjernen er et naturlig arkiv over historiske miljøendringer. Alderen på sedimentene fastslås ved å datere kjernen (210PB og 137Cs). Ved å utvide denne undersøkelsen til også å inkludere analyse av insektrester (dvs hodekapsler av fjærmygg, se for eksempel Velle 2007), kan man si noe om økologisk status før menneskelig påvirkning startet.

6.2 Ål i Fleslandsvassdraget

De siste tiårene har europeisk ål (*Anguilla anguilla*) hatt en enorm tilbakegang, og bestandssituasjonen er i dag utenfor trygge biologiske grenser (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) og rødlistet i Norge. Ålen er katadrom og gyter i Sargassohavet, men utfører næringsvandring til ferskvann. Ålen tilhører en felles europeisk bestand, hvilket betyr at en ål fanget i en norsk elv kan

være avkom av ål fra Middelhavet eller andre deler av Europa. Dette medfører at påvirkninger på ålen i en del av utbredelsesområdet kan ha betydning for utviklingen av bestanden i hele utbredelsesområdet. Den nøyaktige årsaken til tilbakegangen er per dags dato ukjent, men blokkering av vandringsruter i forbindelse bebyggelse er foreslått som en av flere potensielle påvirkningsfaktorer. Det ble funnet stor ål (opp til 90cm) i Fleslandsvassdraget under el-fiske både i 2012 i 2015, og ål ble registrert på alle stasjoner nedenfor Langavatnet. Mellom utløp av vassdraget til sjøen og fisketrappen ved Langavatnet (øverste stasjonen det ble funnet ål på) finnes tre permanente vandringshindre.. Dette gjelder demning nedenfor dammen ved Fleslandsveien, kulvert under Fleslandsveien og dukket utløp av kulvert under rullebanen. Disse barrierene er definerte som permanente vandringshindre med hensyn til oppvandring av sjørret, men siden det finnes ål ovenfor kan den vandre opp i noen perioder.

Relevante forskningsspørsmål i forhold til dette er:

1. Hvordan og ved hvilken forhold kan ålen vandre i Fleslandsvassdraget? Dette vil bidra til forskning om ålens atferd og vernetiltak som ålepassasjer, samt styrking av ålen i Fleslandsvassdraget.
2. Er det mulig å finne løsninger ved Bergen lufthavn som gjør at oppvandrende ål kommer forbi samtlige vandringshindre, og nedvandrende ål finner veien ut i sjøen igjen?

I tillegg til direkte relevante spørsmål for flyplassområdet, vil det også være interessant i et økologisk perspektiv og for å bevare ålen å se på oppvandringstidspunkt, oppholdstid, utvandringstidspunkt fremkommelighet og habitatbruk for ål generelt. For å besvare disse spørsmålene kan en benytte PIT (Passive Integrated Transponder) merker. Disse implanteres i fisken med et enkelt inngrep, og registreres ved bruk av antenner montert nær vandringshindre i elven. Når en ål evt. passerer vil denne registreres med individmerke på antennen. Svømmeretning (oppvandring/nedvandring) kan også bestemmes ved at en plasserer to antenner nær hverandre, og ser på hvilken antenne fisken ble registrert på først.

6.3 Hindre spredning av perfluorerte forbindelser

Grunnen som nå delvis ligger under rullebanen er en betydelig kilde til PFOS og det er forventet at avrenningen fra området vil fortsette. Filtre har vist seg å kunne motvirke spredning av PFOS, men da må avrenningspunktene lokaliseres. Punktkilder og avrenningspunkter bør derfor lokaliseres.

Man vil da ta jordprøver og vannprøver nedstrøms for området som Avinor definerer som sannsynlig påvirket av PFOS-forurensede masser. Vi vil på denne måten snevre inn området for avrenning for å fastslå om det er punkter med høy konsentrasjon hvor det vil være mulig å gjøre effektive tiltak for begrensnng av utslippene. Vurdering av tiltak i bekker som leder PFOS/PFC til sjøen er mulig. Avinor har for eksempel god erfaring med bruk av filtre for fjerning av PFC i avløpsvann (Avinor, pers. komm.).

En videre overvåkning av fastsittende organismer (Albusnegl, *Patella vulgata*) i sjøen i Lindvika nedenfor nordre ende av rullebanen vil være en effektiv og lite invasiv måte å overvåke utslipp til utenforliggende områder. Slike metoder har vært benyttet ved annen miljøovervåkning i en årrekke (Haave 2013; Haave m.fl. 2015). Albusnegl er egnet for overvåkning, da de viser rask respons på variasjoner i miljøbelastning, samtidig som de lever lenge og er stedfaste.

6.4 Best practice eksempler for godt økologisk potensiale

Hensikten med dette FoU-arbeidet er å inkludere vassdragrestaurering på Flesland i utviklingen av metoder som brukes for å bedre miljøtilstanden etter Vannforskriften. Dette er i høyeste grad relevant for vannforskriftsarbeidet, men også konkret for elvene på Flesland siden vi kan finne hva som er miljømessig mulig i vassdrag med intens bruk og forandring. Fremgangsmåte, metoder og resultater vil dokumenteres nøye og publiseres på nasjonalt nivå. Med grunnlag i dagens kunnskap vil det være sannsynlig å få alle fiskearter tilbake og opp i øvre deler av Fleslandsvassdraget (inkl. ål og sjøaure), samt å oppnå god miljøstatus basert på bunndyr. Dette vil kunne fremstå som eksemplarisk miljøarbeid.

Det som trengs for dette arbeidet er:

- Biologisk overvåking
- Tiltaksplan, arbeidsbeskrivelse og byggeoppfølging (fisketrapper, restaurering)
- Gjennomføring av tiltak
- Dataanalyse, presentasjon og publisering

7 Referanser

Andersen JR, Bratli JL, Fjeld E, Faafeng B, Grande M, Hem L, Holtan H, Krogh T, Lund V, Rosland D, Rosseland BO, Aanes KJ (1997) SFT veiledning 97:04. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, Oslo

Arp HP, Ruus A, Macken A, Lillicrap A (2014) Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Miljødirektoratet, 170 + vedlegg s.

Barlaup BT, Gabrielsen SE, Skoglund H, Wiers T (2008) Addition of spawning gravel - A means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications* 24: 543-550

Bjørklund AE, Kålås S, Brekke E (2007) Enkel undersøkelse av miljøtilstanden i innsjøer og bekker med mulig forurensning fra Bergen Lufthavn. Rådgivende Biologer AS, Bergen, 44 s.

Braun-Blanquet J (1928) Pflanzensoziologie : Grundzüge der Vegetationskunde, Berlin

Canning-Clode J, Fofonoff P, Riedel GF, Torchin M, Ruiz GM (2011) The Effects of Copper Pollution on Fouling Assemblage Diversity: A Tropical-Temperate Comparison. *PLoS ONE* 6: e18026

Direktoratsgruppa, for, gjennomføring, av, vanddirektivet (2009) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim, 181 s.

Einum S, Nislow KH (2005) Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia* 143: 203-210

Elliott JM (1994) Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford

Finstad AG, Einum S, Forseth T, Ugedal O (2007) Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52: 1710-1718

Forseth T, Forsgren E (2008) El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488. 74 s.

Fremstad E (1997) Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12, 279 s.

Gabrielsen SE, Skår B, Halvorsen GA, B.T. B, Lehman GB, Wiers T, Normann E, Skoglund H (2015) Fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2002-2015. Utlekking av rogn som kultiveringsmetode. Uni Research LFI rapport 261

Grande M, Andersen S, Arnesen RT, Bækken T, Iversen ER, Aanes KJ (1991) Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT). NIVA rapport nr.2562-91, Oslo, 141 s.

Haave M (2013) Oppfølgende undersøkelser av perfluorerte forbindelser (PFC) ved Kollsnes prosessanlegg i 2012., SAM e-rapport 3-2013, 75 pp. s.

Haave M, Hatlen K, Johansen P-O (2015) Miljøgifter i biota ved Statoil Mongstad. SAM e-rapport 35-2015: 29 s.

Haave M, Johansen P (2012) Analyse av Perfluorerte forbindelser i Albuesnegl (*Patella vulgata*) ved Statoil Mongstad SAM e-notat 24-2012. Uni Research, 18 s.

Haug LS, Salihovic S, Jogsten IE, Thomsen C, van Bavel B, Lindstrom G, Becher G (2010) Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. *Chemosphere* 80: 1137-1143

Henriksen S, Hilmo O (2015) Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken Norge, Trondheim

Hoar WS (1988) The physiology of smolting salmonids. In: W. S. Hoar og D. J. Randall (eds.), Fish Physiology. Academic press, London, s. 275-343

Johnsen GH, Urdal K (2011) Miljøkvalitet i innsjøer og bekker ved Bergen Lufthavn Flesland høsten 2009. Rådgivende Biologer AS, Bergen, 21 s.

Johnsen TM, Daae KL, Yakushev E (2010) Overvåking av hydrogensulfid i Sælenvatnet, Bergen kommune, 2010. NIVA, 22 s.

Jungwirth M, Haidvogel G, Moog O, Muhar S, Schmutz S (2003) Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien

Kristensen T, Holen SN, Garmo Ø, Kvassnes AS, Iversen E (2011) Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene: Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkningen. NIVA report, Oslo

Lid J, Lid DT (1994) Norsk flora (Norwegian Flora). Samlaget, Oslo

Mørskeland T, Arp HP, Nyholm JR, Grabic R, Andersson P, Karrman A, Elgh-Dhalgren K, Venzi MS (2010) Environmental screening of selected "new" brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009. In: Klif (ed.). Statlig Program for Forurensningsovervåking, 157 s.

Nerbø L (2014) Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak, 26 s.

Niyogi S, Wood CM (2004) Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. Environmental Science & Technology 38: 6177-6192

Pulg U, Barlaup B, S.-E. G, Skoglund H (2011) Sjøaurebekker i Bergen og omegn. Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, LFI Uni Miljø, Bergen, LFI-rapport nr 181, 295 pp s.

Sandlund OT, Pedersen A (2013) Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktorsgruppen Vannportalen, 263 s.

Velle G (2007) Fjærmygg og klimaforskning. Naturen 1: 17-24
http://www.idunn.no/ts/natur/2007/2001/fjermygg_og_klimaforskning

Velle G, Pulg U (2014) Testkjøring av pumpe i Apeltunvannet. LFI notat, 8 s.

Velle G, Pulg U, Andersen GL, Haave M, Schneider S (2013a) Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland. LFI rapport 212. LFI Uni Miljø, Bergen, 83 + 15 s.

Velle G, Telford R, Skjellkvaale BL, C.Curtis, L.Eriksson, A.Fjellheim, J.Fölster, G.A.Halvorsen, Hildrew A, Hoffmann A, Indrikson I, Kamasová L, Kopáček J, Orton S, Krám P, Monteith DT, Senoo T, Shilland EM, Stuchlík E, Wiklund M-L, Wit Hd, Skjellkvaale B-L (2013b) 30 years of biodiversity trends in European fresh waters. ICP Waters, Bergen, 66 p. s.

Zhang H, Davison W (1995) Performance-Characteristics of Diffusion Gradients in Thin-Films for the in-Situ Measurement of Trace-Metals in Aqueous-Solution. Analytical Chemistry 67: 3391-3400



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

Ferskvannsekologi - laksefisk - bunndyr

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre.

Våre internettsider finnes på www.miljo.uni.no