

Overvåkning av resipientforholdene i Leirvåg- bekken, ved HAMOS Forvaltning IKS på Hitra



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

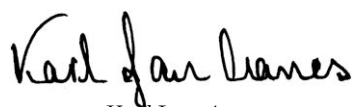
Tittel Overvåking av resipientforholdene i Leirvågbekken, ved HAMOS Forvaltning IKS på Hitra	Løpenr. (for bestilling) 7060-2016	Dato 13.7.2016
	Prosjektnr. Undernr. O-15280	Sider Pris 38
Forfatter(e) Karl Jan Aanes (NIVA) Morten Bergan (NINA)	Fagområde Ferskvannøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) HAMOS Forvaltning IKS	Oppdragsreferanse Gunhild Flaamo
---	-------------------------------------

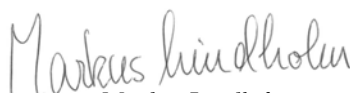
Sammendrag

Rapporten klassifiserer miljøtilstanden i Leirvågbekken basert på fysisk-kjemiske støtteparametere, data om fekal forurensning, sammensetningen av bunndyrsamfunnene og ungfiskundersøkelser. Bekken er ut fra bunnfaunaen vurdert å ha en moderat til dårlig økologisk tilstand. Miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand ble dermed ikke oppnådd. Utslipp fra HAMOS synes ikke å ha påvirket miljøtilstanden i bekken, men det er behov for tiltak for å begrense tilførselen av sanitært avløpsvann og annen påvirkning til bekken. Fysiske endringer i nedre deler av har redusert oppvekstmulighetene for sjørørret. Det er foreslått ulike tiltak for å kompensere for dette. Ut fra en samlet vurdering ble miljøtilstanden i Leirvågbekken betegnet som moderat til dårlig i 2015 i forhold til påvirkningstypene nedslamming, overgjødning, organisk belastning, tarmbakterier og hydromorfologiske endringer.

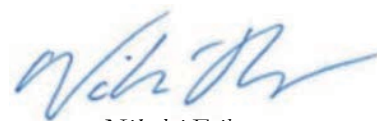
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdrag i Hitra kommune	1. Watercourse in the municipality of Hitra
2. Overvåking	2. Monitoring
3. Leirvågbekken	3. The river Leirvågbekken
4. Økologisk tilstand	4. Ecological status



Karl Jan Aanes
Prosjektleder



Markus Lindholm
Kvalitetssikrer



Nikolai Friberg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6795-2
NIVA Rapport ISSN 1894-7948

**Overvåkning av resipientforholdene i Leirvågbekken,
ved HAMOS Forvaltning IKS på Hitra**

Forord

Rapporten presenterer resultatene fra overvåkingen av vannkvalitet og miljøtilstand i Leirvågbekken ved HAMOS Forvaltning IKS på Hitra. Oppdragsgiver for prosjektet er HAMOS Forvaltning IKS, og vår kontaktperson hos bedriften har vært Gunhild Flaamo.

Karl Jan Aanes ved NIVA, Oslo har vært prosjektleder og Morten A. Bergan (nå NINA tidligere NIVA) har vært ansvarlig for de biologiske undersøkelsene. Sammen har de gjennomført feltarbeidet og skrevet rapporten.

Kjemiske og bakteriologiske analyser er utført av Analysesenteret i Trondheim og deres underleverandør ALS, Oslo.

Rapporten er kvalitetssikret av Markus Lindholm (seniorforsker, NIVA).

Samtlige takkes for godt samarbeid.

Ottestad, 13. juli 2016

Karl Jan Aanes

Innhold

	1
Sammendrag	6
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
2. Materiale og metoder	9
2.1 Lokalisering	9
2.2 Stasjoner, miljøforhold og tidspunkt for undersøkelsene	9
2.2.1 Prøvetakingspunkter	9
2.2.2 Stasjonsbilder	10
2.2.3 Tidspunkt og miljøforhold	14
2.3 Metoder	14
2.3.1 Ungfisktellinger	14
2.3.2 Klassifisering av økologisk tilstand - Laksefisk	15
2.3.3 Bunndyrundersøkelser	15
2.3.4 Vurdering og indekssetting av bunndyrmaterialet	15
2.4 Vannprøver	16
3. Resultater fysisk-kjemiske støtteparametere	17
3.1 Vanntype	17
3.2 Fysisk-kjemiske støtteparametere	17
3.3 EU's prioriterte miljøgifter	18
3.4 Olje	19
3.5 Vannregionspesifikke stoffer	19
4. Resultater biologi	20
4.1 Tarmbakterier	20
4.2 Vassdragets bunnfauna	21
4.2.1 Økologisk tilstand	23
4.2.2 Resultater bunndyr	23
4.3 Ungfisk undersøkelser	24
5. Konklusjon	27
6. Avbøtende tiltak	28
6.1 Tilførsel av gytegrus	28
6.2 Utbedring av vandringsveier	28
6.3 Habitattiltak i nyetablert bekkestrekning	29
6.4 Forslag til tiltak ved miljøstasjonen	30

7. Litteratur	33
Vedlegg A. Analysemetoder	34
Vedlegg B. Kjemi resultater	35
Vedlegg C. Termotolerante koliforme bakterier	37
Vedlegg D. Resultater Bunnfauna: Artslister	38

Sammendrag

Målsettingen for undersøkelsene i Leirvågbekken på Hitra i 2015 for HAMOS Forvaltning IKS har vært å få data om dagens økologiske tilstand som underlag for et fremtidig vannovervåkingsprogram knyttet til bedriftens utslipp og eventuelt behov for nye fiskeundersøkelser.

HAMOS Forvaltning IKS driver en gjenvinningsstasjon for mottak av husholdnings- og næringsavfall i Leirvågen i Hitra kommune. Anlegget har utslippstillatelse fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og i henhold til tillatelsens vilkår 5.1 skal det utarbeides en plan for overvåking av vannforekomsten.

Denne undersøkelsen skal gi oppdatert kunnskap om miljøtilstanden i bekken som renner forbi avfallsanlegget, danne grunnlag for å kunne klassifisere resipienten i forhold til risiko/tilstand etter vannforskriften og data om vannforekomsten slik at det kan utarbeides et fremtidig overvåkingsprogram knyttet til bedriftens utslipp i samarbeid med miljømyndighetene.

NIVA og NINA har på oppdrag fra HAMOS Forvaltning IKS i 2015 gjennomført undersøkelser i Leirvågbekken på Hitra. Bedriften er et interkommunalt avfallsselskap som betjener innbyggerne i Hemne, Agdenes, Meldal, Orkdal, Snillfjord, Skaun, Rindal, Hitra, Frøya, Rennebu og Surnadal kommune. Like oppstrøms Leirvågen, langs Leirvågbekken har HAMOS Forvaltning IKS sin gjenvinningsstasjon for mottak av husholdnings- og næringsavfall.

Fra tidligere kartlegging av anadrom strekning hadde vi kjennskap til Leirvågsbakkens vannøkologi og eksisterende problematikk bl.a. knyttet til sjøørret. Disse dataene danner et viktig bakteppe om tilstanden i vassdraget og er en referanse på førtilstanden for denne undersøkelsen.

Innledningsvis var det lagt opp til en prøvetaking i Leirvågsbekken en gang hvert kvartal der det skulle analyseres på utvalgte parametere (tungmetaller, klorparafiner, olje), samt noen støtteparametere som gir generell informasjon om fysisk-kjemiske forhold, for å kunne klassifisere vanntypen og bedømme kjemisk tilstand i henhold til kriteriesett gitt i vannforskriften. Dette materialet ble supplert med analyse av fekale bakterier (her TKB) og undersøkelser av bunnfaunaen og bestanden av ungfisk i Leirvågbekken.

Befaringen til vassdraget i juni viste at det, som følge av gravearbeider i og langs en sidebekk oppstrøms bedriften, hadde vært en markert påvirkning i Leirvågbekken nedstrøms. Det ble også dokumentert fekal forurensing trolig fra en kommunal avløpsledning i dette området. I nedre deler hadde det blitt gjort en del forbygningsarbeider siden sist vi besøkte vassdraget. Dette hadde nå ført til store morfologiske endringer av bekkeløpet.

Resultatene fra vannprøvene indikerte en svært god kjemisk tilstand i Leirvågbekken. Det var ingen overskridelser av gitte grenseverdier hverken for EU's prioriterte miljøgifter (Hg, Pb, Cd, Ni, og klorerte parafiner), for olje, eller for de fem vannregionspesifikke stoffene (Mn, As, Cu, Cr, og Zn) som ble analysert.

Innholdet av termotabile koliforme bakterier var høyt (dårlig tilstand) både oppstrøms og nedstrøms området til HAMOS og indikerer klart en fekal forurensing der kilden er oppstrøms bedriften.

Undersøkelsene av bunndyrsamfunnet på en stasjon oppstrøms og nedstrøms bedriften den 10. juni viste moderat og dårlig økologisk status. Miljømålet om at vannforekomsten minst skal ha god tilstand er dermed ikke oppfylt. Responsen i bunnfaunaen var knyttet til anrikning med næringssalter og organisk materiale, samt noe nedslamming. Gravearbeider samt utslipp av sanitært avløpsvann oppstrøms bedriften er trolig årsaken til dette.

Det var ikke mulig å observere noen effekt eller påvirkning fra HAMOS sin virksomhet i 2015 slik bunndyrsamfunnet var sammensatt nedstrøms bedriften. En eventuell mindre påvirkning vil i dette materialet overskygges av effektene fra den belastning som da hadde vært fra utslipp og grave-arbeider oppstrøms bedriften i tiden før prøvene ble samlet inn.

Det var i 2015 en svært markant nedgang i fisketetthet av ungfisk i Leirvågbecken sammenlignet med tilsvarende registreringer i 2012. Dette var tilfelle for alle lengdegrupper/årsklasser. Nederste stasjon, stasjon L1, ble undersøkt i 2011 og samlet tetthet av ungfisk var da 34,0 ungfisk per 100 m² (Bergan 2012). Dette resultatet ga en økologisk tilstandsklasse som var «Moderat». Resultatene i 2015 viser en lavere tetthet, og de høyeste tetthetene som da ble registrert i hele bekken ble funnet her på denne stasjonen.

I 2012 ble en stasjon i øvre del av anadrom strekning undersøkt, den tilsvarer stasjonene L4 og L5 nå i 2015. Her ble samlet ungfisktetthet estimert til 130, 8 ungfisk per 100 m², noe som er opp mot forventet naturtilstand for denne typen sjørretvassdrag. Den økologiske tilstanden ble da klassifisert til «Svært god/Naturtilstand» på bakgrunn av ungfisktettheten i 2012. I juni 2015 var reduksjonen i tetthet markant, med resultater helt ned til kun enkeltindivider per 100 m². Funn av ett individ av årets yngel viser at denne årsklassen hadde kommet opp av grusen, og skulle kunne la seg påvise. Et resultatløst søk etter denne aldersgruppen ga ingen fangst, noe som er en klar indikasjon på at det meste av fjorårets gyting ikke har gitt suksess i Leirvågbecken i 2015.

Årsaken til den markante nedgangen i ungfisktetthet og bortfall av årets yngel i 2015, sammenlignet med tidligere år kan sannsynligvis knyttes til flere samvirkende faktorer. Viktige årsaker er her påvirkning fra en side bekk i øvre deler av den anadrome strekningen der erosjon i forbindelse med gravearbeider har gitt en kraftig nedslamming av substratet i Leirvågbecken, fra samløpet med denne bekken og ned til munning sjø. Denne påvirkningen har vært sammen med utslipp av sanitært avløpsvann.

Vi vurderer resultatene fra 2015 dithen at de individene av bekkens ørretbestand som overlevde denne påvirkningen/utslippet (inkludert bekke-stasjonær gytefisk og ungfisk), har evakuert til områder i bekken nedstrøms utslippet, og hadde når vi el-fisket samlet seg i kulpen nedstrøms Fv 714 (stasjon L1).

Leirvågbecken har de tre siste årene blitt utsatt for store endringer og inngrep i nedre deler. Vi mangler gode nok data fra disse årene til å konkludere med sikkerhet hvilken betydning disse fysiske endringene har hatt. Foreløpig synes utslipp/påvirkning fra nevnt sidebekk som viktigste årsak, i kombinasjon med at det etter hvert har blitt vanskeligere oppgangsmuligheter fra sjøen for gytefisken.

Våre undersøkelser har avdekket et stort behov for avbøtende tiltak for å styrke og hente tilbake sjørretbestand i Leirvågbecken. Dette vil være tiltak som kan reetablere en livskraftig sjørretbestand tilsvarende den situasjonen som var før Leirvågbecken ble forurenset og morfologisk endret.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

NIVA og NINA har på oppdrag fra HAMOS Forvaltning IKS i 2015 gjennomført undersøkelser i Leirvågbekken på Hitra. Bedriften er et interkommunalt avfallsselskap som betjener innbyggerne i Hemne, Agdenes, Meldal, Orkdal, Snillfjord, Skaun, Rindal, Hitra, Frøya, Rennebu og Surnadal kommune. Like oppstrøms Leirvågen, langs Leirvågbekken har HAMOS Forvaltning IKS en gjenvinningsstasjon for mottak av husholdnings- og næringsavfall. Anlegget har utslippstillatelse fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag til bekken og i henhold til tillatelsens vilkår skal det utarbeides en plan for overvåking av vannforekomsten. Resultatene fra overvåkingen skal danne grunnlag for å kunne klassifisere vannforekomsten i forhold til risiko og tilstand i henhold til vannforskriften.

Bakgrunnen for denne undersøkelsen var et behov som bedriften hadde, etter pålegg fra FM i Sør-Trøndelag om å fremskaffe oppdatert kunnskap om miljøtilstanden i bekken som renner forbi avfallsanlegget. Dataene skulle så i samarbeid med miljømyndighetene danne grunnlag for utforming av et fremtidig program for overvåking av eventuelle effekter fra anlegget.

NINA/NIVA hadde kjennskap til Leirvågsbakkens vannøkologi og eksisterende miljøpåvirkninger bl.a. knyttet til sjørretet fra tidligere kartlegging av anadrom strekning (Bergan 2012). Disse dataene danner et viktig bakteppe om tilstanden i vassdraget og tjener som referanse på tilstanden forut for denne undersøkelsen. Befaringen til vassdraget i juni 2015 viste at det, som følge av gravearbeider i og langs en sidebakk oppstrøms bedriften, hadde vært en markert påvirkning i Leirvågbekken nedstrøms, samtidig som det i nedre deler hadde vært forbygningsarbeider som hadde gitt store morfologiske endringer av bekkeløpet siden sist vi hadde besøkt vassdraget.

Innledningsvis var det lagt opp til vannkjemisk prøvetaking i Leirvågsbekken en gang hvert kvartal, der det skulle analyseres på utvalgte parametere (tungmetaller, klorparafiner, olje), samt noen støtteparametere som gir generell informasjon om fysisk-kjemiske forhold, for å kunne klassifisere vanntypen og bedømme kjemisk tilstand i henhold til kriteriesett gitt i vannforskriften (Direktoratsgruppa, 2013). Dette materialet ble supplert med analyse av fekale bakterier (her TKB) og undersøkelser av bunnfauna og ungfisk i Leirvågbekken.



Figur 1. Kartutsnitt av Hitra med vannforekomsten Leirvågbekken avmerket. (Kilde: Norgeskart).

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalisering

Leirvågbekken i Hitra kommune tilhører vannregion Trøndelag og er lokalisert i vannområde Søndre Fosen. Vannforekomsten har ID nr. 117-110-R. I **figur 1** er det vist et kartutsnitt av Hitra hvor dens lokalisering er avmerket. I **figur 2** er det vist et detaljkart av selve vannforekomsten hvor stasjonene for prøvetaking er avmerket.

2.2 Stasjoner, miljøforhold og tidspunkt for undersøkelsene

2.2.1 Prøvetakingspunkter

Det ble opprettet i alt seks stasjoner for ungfisktellinger i Leirvågbekken (stasjon L1 til L6), og en stasjon i en navnløs tilløpsbekk tilknyttet sjørrørførende strekning av vassdraget (stasjon S1). Videre ble det lagt to stasjoner for undersøkelser av bunndyrsamfunnene (stasjon L2 og L5) og uttak av vannprøver (L2 og L3). Stasjonene ble plassert i forhold til HAMOS sin virksomhet i nedbørfeltet. Videre ble det tatt vannprøver fra samlekkummen for drens/avløpsvann inne på miljøstasjonen (D1). Feltbefaringen avdekket imidlertid markant påvirkning fra en navnløs tilløpsbekk oppstrøms bedriften. Det ble i denne lagt en stasjon (S1) for samløp med Leirvågbekken. For å fange opp og vurdere mulige påvirkninger herfra ble det etablert et utvidet stasjonsnett oppstrøms HAMOS (stasjon S1 og L6). Dette var nødvendig for å kunne ha mulighet til skille eventuelle påvirkninger fra de ulike aktivitetene i nedbørfeltet.

Tabell 1. Oversikt over stasjoner i Leirvågbekken (117-110-R), kartreferanser og prøvetatte parametere.

Lokalitet	Kartref. (32 V)	St.	Vann-prøver	Bunndyr	Ungfisk	Areal (m ²)
Leirvågbekken	7051792 N, 498524 E	L1			X	70
Leirvågbekken	7051888 N, 498433 E	L2	X	X	X	63
Leirvågbekken	7051982 N, 498337 E	L3	X		X	80
Leirvågbekken	7052048 N, 498304 E	L4			X	60
Leirvågbekken	7052116 N, 498287 E	L5		X	X	40
Leirvågbekken	7052055 N, 498302 E	L6			X	45
Navnløs Sidebekk	7052176 N, 498265 E	S1			X	55
Drensvann fra HAMOS samlekkum		D1				
Antall stasjoner og totalt areal avfisket			2	2	7	419

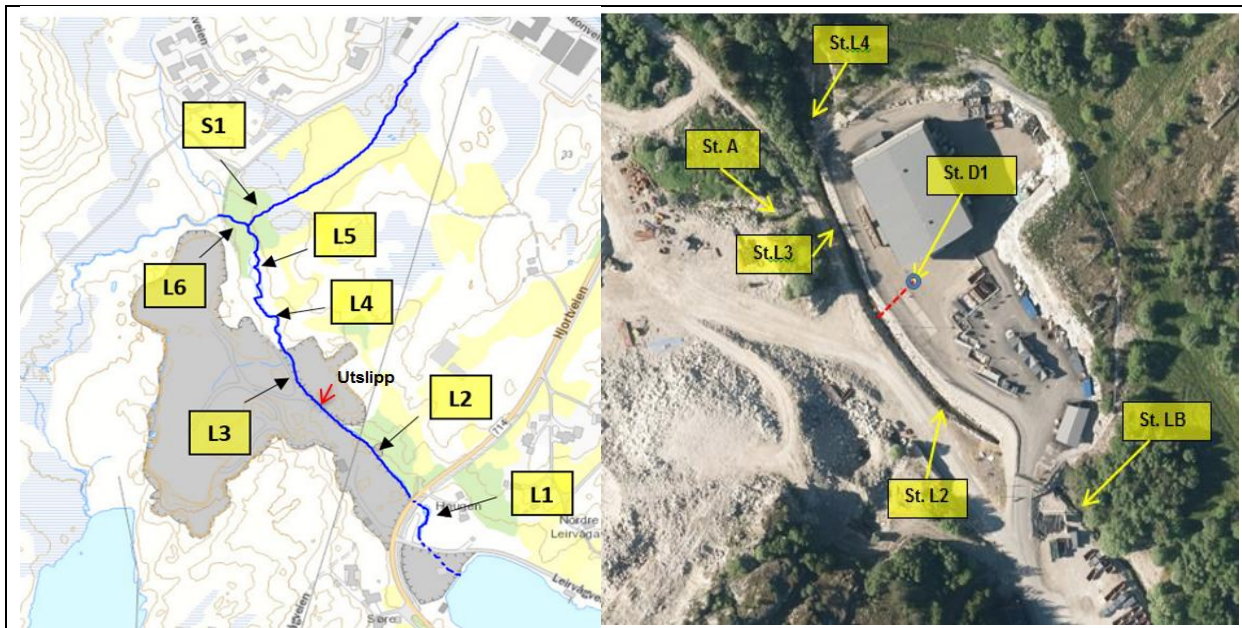
Stasjonene slik de ble plassert i Leirvågbekken er vist i **figur 2**. Den nederste stasjonen (L1) er lokalisert nedstrøms fylkesveien (Fv 714 - Hjortveien), på strekningen mellom Leirvågveien og Fv 714. Deler av denne stasjonen ned mot Leirvågveien er noe påvirket av flo og fjære.

Stasjon L2 ble plassert oppstrøms Fv 714, men nedstrøms den nyetablerte miljøstasjon til HAMOS. Stasjon L3 er lokalisert oppstrøms utslippspunktet fra bedriften. Både stasjon L2 og L3 befinner seg i et parti av Leirvågbekken som er endret og steinsatt etter de forrige undersøkelsene våre i Leirvågbekken (Bergan 2012, Bergan, unpubl. data).

Stasjonene L4 og L5 er lokalisert oppstrøms HAMOS, på bekkpartier som framstår som urørt mht. steinsetting og/eller andre endringer av bekkeløpet. Begge stasjonene er lokalisert nedstrøms en navnløs tilløpsbekk, der stasjon S1 ble etablert i den nedre delen. Stasjon L 6 er lokalisert i Leirvågbekken ovenfor samløp med denne bekken.

Stasjon A og B er supplerende stasjoner benyttet for å vurdere nærmere eventuell fekal forurensning. Stasjon A er lokalisert i en mindre bekk som drenerer et begraverksområde øst for anlegget til HAMOS

Foto av stasjonene er vidt i **figurene** 3 til 9.



Figur 2. Til venstre: Oversiktskart over Leirvågbekkens undersøkte strekninger (blå uthevet linje) med lokalisering av stasjoner for vannkjemi, bunndyr og ungfiskundersøkelser. (Kartgrunnlag: <http://vannnett.no/saksbehandler/>) Til høyre: Flyfoto av Leirvågbekkens med anlegget til HAMOS og på motsatt side steinbrudd/-masseuttak. Stasjonene for prøvetaking av TKB er avmerket på dette bildet. (Norge i bilder).

2.2.2 Stasjonsbilder



Figur 3. Stasjon L1.



Figur 4. Stasjon L2.



Figur 5. Stasjon L3



Figur 6. Stasjon L4



Figur 7. Stasjon L5, med svært nedslammet bunn (t.v.).



Figur 8. Stasjon L6.



Figur 9. Stasjon S1.

2.2.3 Tidspunkt og miljøforhold

Feltarbeidet for de biologiske undersøkelsene ble utført den 10. juni 2015, det ble da også hentet inn vannprøver fra stasjon L2 og L3 (fra utløpsrøret fra D1 var det ikke avrenning). Vannføringen var over middels på alle stasjoner. Generelt var det akseptabel sikt i vatnet, men grunnet noe blakket avrenning fra enten punkt-utslipp eller arbeider i nærområde til Leirvågbekken var det noe varierende turbiditet, som ga periodevis nedsatt sikt. Værforholdene varierte fra opphold, til dels noe sol og lite vind, til lettere regnbyger. Vanntemperaturen ble målt til 10 °C, og generelt sett var forholdene denne dagen akseptable for ungfisktelling med bærbart elektrisk fiskeapparat i denne typen mindre vassdrag. Svært små fisk, det vil si årets ørret yngel, kan dog være beheftet med lav fangbarhet under de miljøforhold som var, og vil være vanskeligere å oppdage og fange på høy vannføring og redusert sikt.

Dette materialet ble supplert med nye vannkjemiske prøver den 14. oktober fra stasjon L2 og L3 og fra samlekkumen (D1) den 26. oktober og 16. desember.

2.3 Metoder

2.3.1 Ungfisktellinger

Det ble gjennomført elektrisk fiske med bærbart elektrisk fiskeapparat av Paulsen-type. Alle stasjoner ble overfisket kun en gang, og tetthet beregnet etter standard metode (Zippin 1958; Bohlin m.fl. 1989) basert på en fastsatt fangbarhet (p) på 0,8. Denne fangbarheten er tilsvarende tidligere ungfisktellinger i Leirvågbekken (Bergan 2012, Bergan, upubliserte data). Utover dette ble det også gjennomført søk med fiskeapparatet utenfor stasjonsområdet for å øke erfaringsgrunnlaget om fiskesamfunnet i enkelte partier av vassdraget. Datagrunnlaget fra tidligere undersøkelser (2011 og 2012) samt denne fra 2015 utgjør det erfaringsbaserte kunnskapsgrunnlaget som nå finnes om fiskebestanden i Leirvågbekken.

Tabell 2. Forventningsverdier for tetthet av laksefisk i små lakse- og sjørrettførende vassdrag (tabell 7.1 hentet fra Sandlund m.fl. 2013).

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	18-15	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 2	>7	7-5	4-3	3-2	<2
Anadrom sympatrisk, hab.kl. 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, hab.kl. 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 2	>3	3-2	2-1	<1	0
Stasjonær sympatrisk, hab.kl. 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4

* Allopatrisk: Uten andre, konkurrerende fiskearter til stede. Sympatrisk: I sameksistens med én eller flere konkurrerende fiskearter

2.3.2 Klassifisering av økologisk tilstand - Laksefisk

Sammenslått tetthet av all laksefisk fra det som er eller har vært naturlig anadrom strekning i Leirvåg-bekken med sidevassdrag er vurdert etter forventningsverdier for fisketetthet, i tråd med forslag i gjeldende veileder for klassifisering av økologisk tilstand (Direktoratsgruppa 2013), utledet fra forslag i Sandlund m.fl. (2013). Det kvantitative materialet fra elfisket er derfor klassifisert etter tabell 2, og med verdier til forventet tetthet etter «Anadrom, habitatklasse ikke beskrevet», som utgangspunkt.

2.3.3 Bunndyrundersøkelser

Innsamling av bunndyr er gjort i henhold til klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppa 2013), Veilederen foreslår at det hentes inn et materiale fra bunndyrsamfunnene primært senhøstes, men ble av praktiske grunner gjort i juni. Innsamlingsmetoden er den såkalte «sparkemetoden» (Frost m.fl. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt 3 ett minuts prøver ($R-1 \times 3 = R-3$) på strykpartier i til sammen ca. 9 meters lengde. Utvalgte stasjoner har fortrinnsvis et habitat karakterisert av hurtigrennende vann og dominert av stein/grussubstrat, men også kulper med finere substrat er inkludert i prøvetakingsarealet, dersom det fantes på stasjonen. Etter hvert minutt er håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av materiale. Bunndyrprøvene er fiksert i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse i laboratoriet.

For klassifisering av økologisk tilstand i vannforekomsten er ASPT indeksen benyttet (se nedenfor). I tillegg er også EPT-indeksen anvendt. ASPT- indeksen kan ha lavere presisjon ved punktutslipp i vassdrag der en har god miljøtilstand/vann-kvalitet oppstrøms utslippsområdet, da indeksen ikke tar hensyn til tettheter og antall bunndyr, men kun på registrerer nærvær/fravær av arter. Bunndyrfaunaens strukturelle og funksjonelle sammensetning er derfor også vurdert. Dette er omtalt nærmere under resultatvurderingen for de stasjoner det gjelder.

2.3.4 Vurdering og indekssetting av bunndyrmaterialet

ASPT

For klassifisering av den økologiske tilstanden i vassdraget ved hjelp av bunndyrsamfunnet er ASPT indeksen (Average Score per Taxon) (Armitage m.fl. 1983) anvendt. Indeksen er interkalibrert og standardisert, og regner ut en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyr-samfunnet i elver, mht. deres toleranse overfor organisk belastning og eller næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi vurderes i forhold til en referanseverdi, som er satt til 6,9. **Tabell 3** angir klassegrenser for ASPT-score for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

Tabell 3. Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfaunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. (Tabell 5.9.fra Klassifiseringsveilederen (2013).

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

*interkalibrerte klassegrenser

EPT- verdi og dominansforhold

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensnings-belastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstanden og vannkvaliteten i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra

naturlilstanden og har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være en høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og der det er liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse ovenfor næringssaltanrikning og annen kjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger. En vanlig tilnærming til kunnskap om biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomst av ulike indikatortaksa i bunndyr- samfunnet. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT taksa, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) som en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturlilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning.

Naturlilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse, beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet. Bunndyrmaterialet i denne undersøkelsen er derfor vurdert opp mot ASPT-indeksen og det totale antall EPT-taksa, samt med antall bunndyr per prøve, og dominansforhold mellom følsomme og tolerante bunndyrgrupper som underliggende støttevurderinger.

2.4 Vannprøver

Fysisk-kjemiske støtteparametere, miljøgifter og fekale bakterier

Fra Leirvågbecken ble det hentet inn vannprøver fra stasjon L2 og L3 den 10. juni og den 14. oktober. Stasjonene ligger henholdsvis oppstrøms og nedstrøms utslippsrøret fra oppsamlingskummen for drenevann fra HAMOS (se **figur 2**). Fra selve drenevannsledningen var det da ikke mulig å ta ut prøver da denne var tørr. Det ble da tatt prøver fra selve samlekummen (D1) for drenevann inne på anlegget. Prøver herfra ble tatt den 26. oktober og 16. desember. Ansvarlig for prøvetaking har vært HAMOS, og prøvene er analysert ved Analysesenteret, Trondheim kommune.

I samråd med FM var det utarbeidet et analyseprogram bestående av fysisk-kjemiske støtteparametere (pH, konduktivitet, Ca, farge, KOF (KMnO₄), TOC, BOF₅, Tot-P og Tot-N), et utvalg av EU's prioriterte miljøgifter i vann (Hg, Cd, Pb og Ni, samt klorerte parafiner (**SCCP** og **MCCP**) og vannregion-spesifikke stoffer i vann (Mn, Fe, Cr, Cu, Zn og As), Videre ble det hentet inn vannprøver for oljeanalyser (hydrokarboner C10-C40) og for å beskrive fekal forurensning (TKB). En oversikt over parameterutvalg og analysemetoder er vist i **tabell A** i vedlegget.

Det ble i løpet av undersøkelsesperioden hentet inn vannprøver to ganger (juni, oktober) fra stasjon L2 og L3 og to ganger av drenevannet fra avfallsanlegget (D1) noe senere på året (oktober og desember). Det presiseres at antallet prøver tatt for fastsettelse av økologisk tilstand ved hjelp av fysisk-kjemiske støtteparametere er minimum 6. De vannkjemiske resultatene som benyttes i denne utredningen er derfor kun indikative.

De kjemiske analysene ble utført i henhold til i EU direktiv 2009/90/EC, som spesifiserer metodene for kjemiske analyser og overvåking av tilstanden i vann. Her kreves det blant annet at tungmetallanalysene skal utføres på filtrerte prøver. Dette ble ikke gjort i denne omgang, resultatene kan derfor for noen variabler være høyere enn de ville ha vært etter en filtrering. Analyseresultatene med referanse til grenseverdiene (EQS) er sammenstilt i vedlegg B.

Ved beregning av gjennomsnittskonsentrasjonen for enkeltforbindelser av vannregionsspesifikke stoffer og EUs prioriterte miljøgifter er halve grenseverdien benyttet som verdi ved utregning av gjennomsnittet der den målte konsentrasjonen er under kvantifikasjonsgrensen (<).

For å vurdere konsentrasjonene av de ulike metallene i forhold til grenseverdier og miljøtilstand er siste versjon av miljøkvalitetsstandarder mht. EUs prioriterte miljøgifter benyttet. (Lovdata, sist endret 25. juni 2015): https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446/KAPITTEL_9#KAPITTEL_9. Dette gjelder for kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) og nikkel (Ni).

For kobber (Cu), sink (Zn), krom (Cr) og arsen (As) er Miljødirektoratets rapport M-241 (Arp mfl. 2014) benyttet: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M241/M241.pdf>. En opererer her med fem tilstandsklasser fra I til V, basert på grenseverdier for årsgjennomsnitt.

3. Resultater fysisk-kjemiske støtteparametere

3.1 Vanntype

For å kunne klassifisere kjemisk tilstand må vanntypen i Leirvågbecken bestemmes. Dette gjøres ut fra konsentrasjonen av kalsium og vannets egenfarge og/eller innholdet av totalt organisk karbon (TOC). Analyseverdiene (**tabell 4** og **5**) typifiserer vassdraget som moderat kalkrikt og humøst (elvetype 8).

Tabell 4. Leirvågbecken analyseresultater for stasjon 2 og 3 i 2015.

Parameter	Dato	Stasjon L2		Stasjon L3	
		10. 06.	14. 10.	10. 06.	14. 10.
pH		6,9	7,3	7,0	7,4
Konduktivitet mS/m		7,4	12,8	8,1	15,5
Fargetall, mg Pt/l		108	116	107	106
Kalsium mg Ca/l		3,14	6,06	3,68	8,4
TOC mg C/l		9,1	8,8	9,2	8,6

Tabell 5. Leirvågbecken. Typebeskrivelse og elvetype

Klima-region	Type-beskrivelse	Elve-type nr.	Kalsium mg Ca/l	Humus mg Pt/l	TOC mg C/l	Størrelse km ²
Lavland <200 moh	Moderat Kalkrik, Humøs	8	4 - 20	30 - 90	5 - 15	Alle

3.2 Fysisk-kjemiske støtteparametere

Resultatene fra analysen av vannprøvenes innhold av total fosfor og nitrogen er vist i **tabell 6**. I **tabell 7** er grenseverdiene listet opp med hensyn til innhold av Tot P og Tot N for den aktuelle vanntypen. Det må presiseres at verdiene er basert på bare to prøver, noe som ikke er tilstrekkelig til å foreta en forskriftsmessig vurdering av økologisk tilstand etter fysisk-kjemiske støtteparametere.

Gjennomsnittet av resultatene fra de to vannprøvene som ble hentet inn i juni og oktober i 2015 gir en tilstand både for fosfor og for nitrogen som er svært god på stasjon 2 og 3 i Leirvågbecken (**tabell 6**).

Bruker vi de samme vurderingskriterier på tilsvarende verdier fra dreinsvannet fra anlegget (stasjon 1) får det dårlig tilstand mht. innhold av totalt fosfor (midlere verdi = 66,2 µg P/l), mens konsentrasjonen av nitrogen gir en svært god vannkjemisk tilstand (midlere verdi = 535 µg N/l),

Tabell 6. Leirvågbecken Analyseresultater for Tot- P og Tot - N i 2015.

Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
Fosfor, totalt µg P/L	10. 06. 2015		19,4	19,7
	14. 10.		15,3	14,1
	26. 10.	92,0		
	16. 12.	40,4		
Nitrogen, total µg N/L	10. 06. 2015		350	390
	14. 10.		470	550
	26. 10.	690		
	16. 12.	380		

Tabell 7. Grenseverdier for fysisk-kjemiske støtteparametre, her Tot – P og Tot – N, for elvetype 8, i henhold til vannforskriften.

Elvetype	Høydereion	Total Fosfor (Tot-P) i elver (µg/L)					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
8, 10	Lavland	11	1 - 20	20 - 29	29 - 58	58 - 98	> 98

Elvetype	Høydereion	Total Nitrogen (Tot-N) i innsjøer og elver (µg/L)					
		Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
8, 10, 11	Lavland	325	1-550	550-775	775-1325	1325-2025	> 2025

3.3 EU's prioriterte miljøgifter

I **tabell 8** er resultatene sammenstilt og vurdert for EUs prioriterte miljøgifter i vann (Hg, Cd, Pb og Ni). Beregnede gjennomsnittsverdier for hver parameter er oppgitt, samt grenseverdi. Ingen av disse overskrider grenseverdien EQS, som er satt for det respektive metall. Alle målepunktene får god tilstand (blå farge; Arp m. fl. 2014). Klorerte parafiner som også er på listen over EU's prioriterte miljøgifter omtales i neste avsnitt.

Tabell 8. Kjemisk tilstand for EUs prioriterte miljøgifter i vann. Stasjonene L2 og L3 ligger henholdsvis oppstrøms og nedstrøms drensledning fra avfallsdeponiet på Fillan. Stasjon D1 er fra selve avløpet. Beregnede gjennomsnittsverdier (n = 2) for hver parameter er oppgitt for hver stasjon, samt grenseverdi. Det verste styrer prinsippet ligger til grunn når tilstanden skal vurderes. Stoffer som overskrider grenseverdien angis med rød celle, blå er god tilstand.

Stasjon	EUs prioriterte miljøgifter				Total- resultat
	Kvikksølv (Hg) µg/l (MAC EQS = 0,07)	Kadmium (Cd) µg/l (AA EQS = 0,08 *)	Bly (Pb) µg/l (AA EQS = 7,8)	Nikkel (Ni) µg/l (AA EQS = 4)	
St. D1	0,0095	0,043	1,64	1,4	God Tilstand
St. L2	< 0,006	0,0055	0,305	0,55	
St. L3	< 0,006	0,0055	0,36	0,55	

*vurdert opp mot klasse 1: Hardhet < 40 mg CaCO₃.

Klorerte parafiner

Det ble også hentet inn vannprøver som ble analysert for innhold av kort- (SCCP) og mellomkjedetet klorerte parafiner (MCCP). Dette er en stor stoffgruppe som deles i grupper etter kloreringsgrad og

lengde. De er utbredt i norsk natur, brytes sakte ned og har en evne til å oppkonsentreres i organismer. Kortkjedete klor-parafiner kan transporteres langt med luft- og havstrømmer, og er forbudt i Norge og i mange andre vestlige land.

Kortkjedete og mellomkjedete klorparafiner er funnet i ferskvannsfisk flere steder, i blåskjell og i torskelerver langs norskekysten, samt hos sjøfugl og flere andre dyr. Stoffene er i tillegg funnet i sedimenter både i ferskvann og langs kysten. De høyeste nivåene i sedimenter er målt i Drammensfjorden og indre Oslofjord (Oslo havn). I sedimenter dominerer de mellomkjedete klorparafinene, mens i fisk og blåskjell er det funnet mest kortkjedete. Kortkjedete klorparafiner er funnet i avrenning fra avfalls-deponier og i slam og vann ut fra renseanlegg. Nivåene som er målt i luft og vann er generelt lave. Alle analyseresultatene av klorparafiner i denne undersøkelsen var lave og under deteksjonsgrensen (**tabell 9**).

3.4 Olje

Det ble hentet inn egne vannprøver for bestemmelse av olje parallelt med de øvrige vannprøvene fra dremsvannet fra HAMOS. Disse ble analysert på oljefraksjoner i området fra > C10 til C40 og er bestemt ved metoden GC - FiD i henhold til EN ISO 9377-2. Kvantifikasjonsgrensene for fraksjonene > C10-C12 og C12-C16 er 5 µg/l og for > C16-C35 30 µg/l mens de for fraksjonen C35-C40 er 10 µg/l. Ansvarlig laboratorium har vært ALS Laboratory Group Norge ved ALS Czech Republic for prøvene fra Leirvågbecken. ALS har her vært underleverandør til Analysesenteret i Trondheim.

Resultatene fra målinger av vannets innhold av olje viser at konsentrasjonene (tabell 9) er svært lave og under det som er laboratorienes deteksjons-grense for analysen. Disse angis i analyserapportene fra laboratoriet som «not detected».

Tabell 9. Analyseresultater 2015: Vannprøver Leirvågbecken. Oljeanalyse (Hydrokarboner C10-C40), og kort- og mellomkjedete klorerte parafiner (SCCP og MCCP). (n.d. = not detected).

Stasjon	Dato	Oljeanalyse, Hydrokarboner C10 - C40 (µg/l)						Klorerte parafiner i VANN (µg/l)	
		Fraksjon :						Kortkjedete	Mellomkjedete
		>C10 - C12	>C12 - C16	>C16 - C35	>C35 - C40	>C10 - C40 <50	Sum >C12 - C35		
St. D1	15. 06								
	14. 10								
	26. 10						< 2	<0,20	<0,20
	16. 12						< 2	<0,10	<0,10
St. L2	10. 06	< 5.0	< 5.0	< 30	< 10	< 50	n.d.	<0,10	<0,10
	14. 10	< 5.0	< 5.0	< 30	< 10	< 50	n.d.	<0,10	<0,10
	28. 10								
	16. 12								
St. L3	10. 06	< 5.0	< 5.0	< 30	< 10	< 50	n.d.	<0,10	<0,10
	14. 10	< 5.0	< 5.0	< 30	< 10	< 50	n.d.	<0,10	<0,10
	28. 10								
	16. 12								

3.5 Vannregionspesifikke stoffer

I **tabell** Error! Reference source not found. **10** er tilsvarende data sammenstilt og vurdert mht. vannregionspesifikke stoffer. Også her viser det seg at alle resultatene ligger innenfor de respektive grenseverdiene (EQS) (Arp m. fl. 2014) for stasjon 2 og 3 i Leirvågbecken. Dremsvannet som ble hentet opp fra samlekkummen (st. 1) har konsentrasjoner som er over EQS verdien for arsen og sink. Dette har sammenheng med høye verdier i vannprøven fra oktober.

Tabell 10. Konsentrasjoner av vannregionspesifikke stoffer ved stasjon L2 og L3 i vassdraget, samt i drenevannet (stasjon D1). Beregnede gjennomsnittsverdier ($n = 2$) for hver parameter er oppgitt for hver stasjon, samt grenseverdi. Det verste styrer prinsippet ligger til grunn for tilstandsvurderingen. Stoffer som overskrider EQS verdien angis med sort celle med hvit tekst, ellers hvit.

Stasjon	Vannregionspesifikke stoffer					Total- resultat
	Arsen (As) µg/l (AA EQS = 0,5)	Kobber (Cu) µg/l (AA EQS = 7,8)	Krom (Cr) µg/l (AA EQS = 3,4)	Mangan (Mn) µg/l (< 50) *	Sink (Zn) µg/l (AA EQS = 11)	
St. D1	0,65	6,35	1,8	17,1	37,9	> EQS krav
St. L2	0,21	1,15	0,55	9,7	2,2	Ok
St. L3	0,25	1,35	0,6	10,5	3,3	< EQS krav

* ved vurdering er Veileder 97:4 (Andersen m.fl. 1997) benyttet.

4. Resultater biologi

4.1 Tarmbakterier

Stasjonene som ble brukt for prøvetaking av fekale indikatorbakterier (forekomst av TKB, termostabile koliforme bakterier) er vist i **figur 2**. Konsentrasjonene var til dels høye både oppstrøms på stasjon L 4 og L3 og nedstrøms anlegget til HAMOS (st. LB), og ser ut til å øke noe nedstrøms bedriften (**tabell 11**). Nivåene i Leirvågbekken tilsvarer tilstandsklasse dårlig når verdiene vurderes ut fra SFT/Klif's grenseverdier (**tabell 12**) for miljø-kvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). For prøven tatt av HAMOS sitt drenevann (D1) i samle-kummen inne på bedriftsområdet var tilstanden i grenseområdet mellom mindre god og dårlig 26. oktober og meget god 16. desember. Tilstanden var da også god på stasjon B nederst i Leirvågbekken.

Det skal ikke være utslipp av sanitært avløpsvann fra avfallsanlegget til HAMOS, så undersøkelsen ble supplert med en ny stasjon (St. A) den 14. oktober for å søke etter mulige andre kilder. Stasjon A er i bekken fra bergverket mens stasjonene L4 og L3 i Leirvågbekken er henholdsvis rett oppstrøms og nedstrøms samløpet med denne bekken. Konsentrasjonene her var lave og bidrar ikke til fekal forurensing av Leirvågbekken, men samtidig viste resultatene fra stasjon L4, som ligger oppstrøms, en betydelig fekal påvirkning. Dette kan tyde på noe lekkasje fra den kommunale ledningen som ligger parallelt med Leirvågbekken. Driftsoperatørene ved HAMOS hadde merket tydelig lukt av kloakk i området uken før denne prøven ble tatt.

Tabell 11. Leirvågbekken. Konsentrasjoner av termostabile koliforme bakterier (TKB).

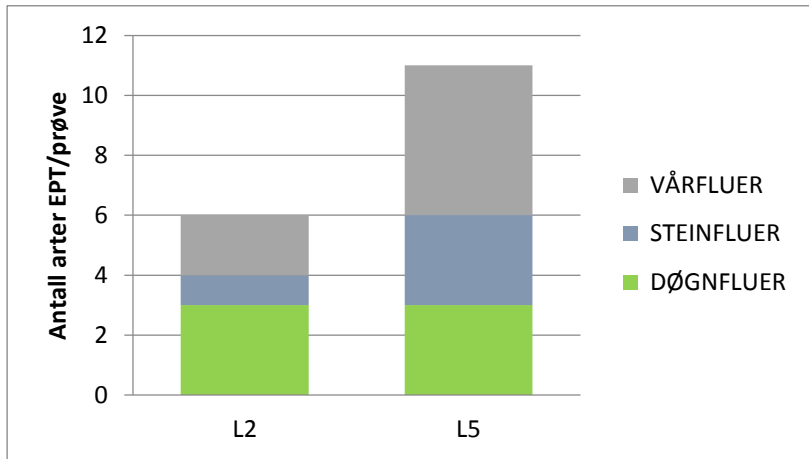
Parameter	Dato 2015	Stasjon D1	Stasjon L4	Stasjon A	Stasjon L3	Stasjon L2	Stasjon B
TKB #/100 ml	10. 06.		300	-	-	-	800
	14. 10.		500	2	500	-	800
	26. 10.	200	-	-	-	-	-
	16. 12.	0	-	-	-	80	40

Tabell 12. Klassegrenser for vurdering av miljøtilstand basert på TKB (Andersen mfl. 1997)

Bakterier	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Termotol. Kolibakt. (TKB) antall/100 ml	< 5	5 - 50	50 - 200	200 - 1000	> 1000

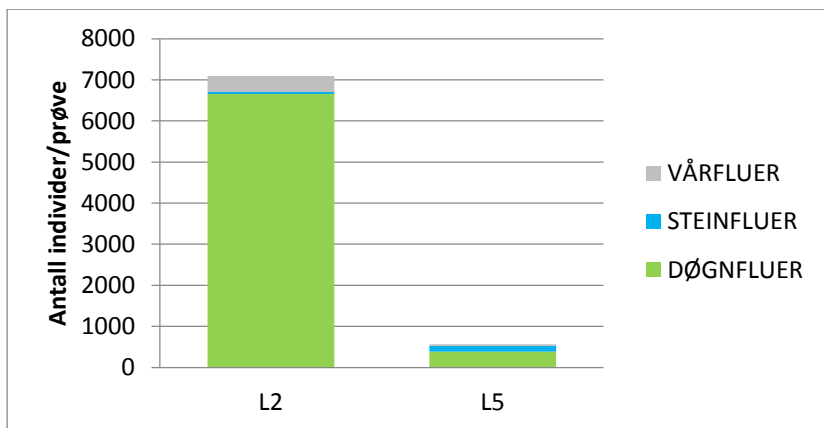
4.2 Vassdragets bunnfauna

Resultatet fra bunndyrsundersøkelsene i juni 2015 som ble gjort på stasjonene L 2 og L5 (**figur 2**) er vist med komplette artslistene og antall dyr per prøve i vedlegg C. Antall taksa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT verdien) var ulik (**figur 10**) mellom de to stasjonene. Resultatene viste henholdsvis 6 og 11 taksa og lavest mangfold var det på den nederste stasjon i Leirvågbecken (stasjon L2). Her ble det registrert hhv. tre døgnflue-, en steinflue- og to vårflue-taksa. Øverste stasjon, stasjon L5, hadde et høyere mangfold, med hhv. tre døgnflue-, tre steinflue- og fem vårfluetaksa.



Figur 10. Antall arter av døgn- stein- og vårfluer (EPT verdi) påvist på stasjon L2 og L5 i Leirvågbecken i juni 2015.

Tettheten av bunndyr på stasjonene viste at det var markant forskjell mellom de to stasjonene med hensyn til antall individer av EPT taksa per prøve (**figur 11**). Stasjon L2 hadde totalt 7092 individer fra disse dyregruppene per prøve, og her var det en meget tydelig dominans av døgnfluer med hele 6656 individer, mens det var 48 steinfluer og 388 vårfluer (**tabell 13**). Stasjon L5 hadde totalt 569 individer av EPT per prøve, fordelt på hhv. 384 døgnfluer, 144 steinfluer og 41 vårfluer (**tabell 13**).



Figur 11. Antall individer av døgn-, stein- og vårfluer i tre minutters sparkeprøver på stasjon L2 og L5 i Leirvågbecken i juni 2015.

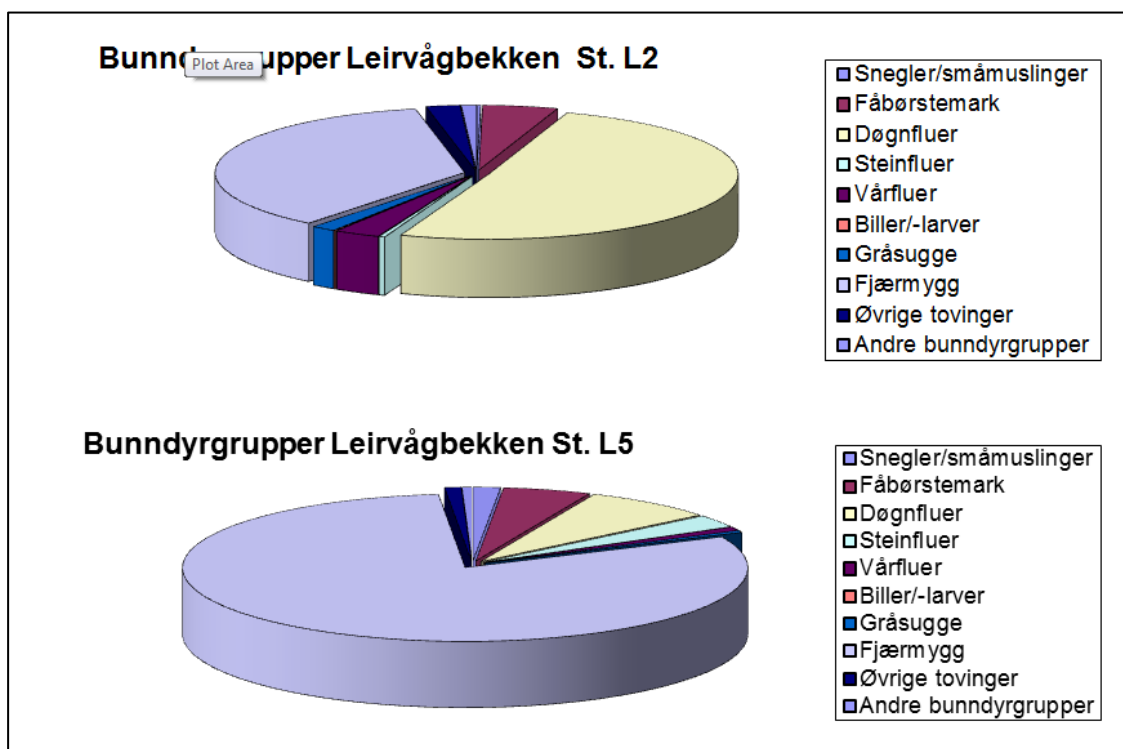
Det totale antall bunndyr per prøve var 13156 dyr på stasjon L2, og 5099 bunndyr per prøve på stasjon L5. Resultatene er vist i tabell 13 og i figur 14.

Tabell 13. Antall dyr per 3 min. sparkeprøve på stasjonene L2 og L5 i ulike bunndyrgrupper.

Leirvågbekken, stasjon L2		Leirvågbekken, stasjon L5	
Bunndyrgrupper	Antall per prøve	Bunndyrgrupper	Antall per prøve
Snegler/småmuslinger	32	Snegler/småmuslinger	80
Fåbørstemark	640	Fåbørstemark	256
Døgnfluer	6656	Døgnfluer	384
Steinfluer	48	Steinfluer	144
Vårfluer	388	Vårfluer	41
Biller/-larver	16	Biller/-larver	1
Gråsugge	208	Gråsugge	20
Fjærmygg	4752	Fjærmygg	4096
Øvrige tovinger	288	Øvrige tovinger	48
Andre bunndyrgrupper	128	Andre bunndyrgrupper	29
Sum	13156	Sum	5099

Bunndyrsamfunnet på stasjon L2 var sterkt dominert av døgnfluer og fjærmygg, samt fåbørstemark og isopoden *Asellus aquaticus* (gråsugge), som her var ganske tallrik.

Situasjonen på stasjon 5 oppstrøms HAMOS var til dels lik den vi registrerte på stasjon L2, med de samme gruppene representert, men her hadde samfunnet en sterk dominans av fjærmygg, etterfulgt av døgnfluer og fåbørstemark (tabell 13, figur 12).



Figur 12. Leirvågbekken. Resultater faunasammensetning juni 2015. (Datagrunnlag tabell 13).

4.2.1 Økologisk tilstand

Klassifiseringen av økologisk tilstand skal i henhold til vannforskriften primært baseres på biologiske kvalitetselementer, i dette tilfellet bunndyr og fisk (Direktoratsgruppa 2013). Fysisk-kjemiske data brukes som støtteparametere i vurderingene (men her tas forbehold, da antallet vannprøver var lavere enn det klassifiseringsveilederen angir).

Basert på bunndyrsamfunnenes sammensetning ble den økologiske tilstanden vurdert i henhold til den gjeldende klassifiserings-veilederen for vannforskriften (Direktoratsgruppa 2015, Veileder 02:2013 - revidert 2015, <http://www.vannportalen.no/>).

Resultatene viser at de to undersøkte stasjonene i juni hadde et bunndyrsamfunn med en sammensetning som gir en ASPT indeksverdi på henholdsvis 4,50 for stasjon L2 og 5,56 for stasjon L5. Dette er indeksverdier som gir en økologisk tilstand som klassifiseres som «Dårlig» og «Moderat» (tabell 14).

Tabell 14. Økologisk klassifisering av tilstand etter beregnet ASPT-verdi for stasjonene i Leirvågbekken. Fargekoder er etter en fem-delt skala for økologisk tilstand der gul og orange farge representerer henholdsvis moderat og dårlig økologisk tilstand.

Vassdrag	Stasjon	ASPT
Leirvågbekken	L2	4,50
Leirvågbekken	L5	5,56

4.2.2 Resultater bunndyr

Bunndyrundersøkelsene i juni 2015 tilsier at det var tydelig organisk belastning på begge stasjonene i Leirvågbekken. Bunndyrsamfunnet har respondert noe ulikt på påvirkningene som bekken hadde hatt forut for prøvetakingen. Øverste stasjon (L5) nærmest påvirkningskilden hadde da et svært redusert individantall av døgn-stein og vårfluer, mens stasjon (L2) hadde en markant oppblomstring av arter som er tolerante for organisk belastning og næringsalter. Resultatene samsvarer godt med ungfisktellingerne (se nedenfor).

Vi antar at avsnittene av Leirvågbekken nedstrøms samløpet med sidebekken (med stasjon S1) hadde som en respons på belastningen herfra fått en kraftig reduksjon av bunndyrfaunaen i perioder hvor denne påvirkningen pågikk, trolig har det meste av bunnfaunaen blitt slått ut eller blitt ført (katastrofedrift) til bekkepartier nedstrøms. Bunndyrsamfunnet var når vi tok ut prøvene våre i juni i ferd med å hente seg gradvis inn, og vi antar at det da var i en rekoloniseringsfase ved stasjon L5.

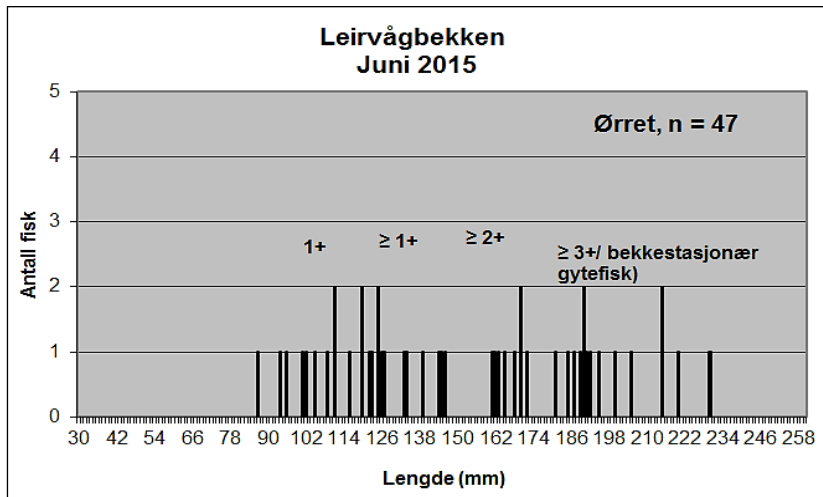
Rekolonisering av bunndyr i Leirvågbekken skjer ovenfra og ned, da det er vassdragstrekninger med svært god tilstand oppstrøms tilløpsbekken (figur 8). Disse friske vassdragspartiene vil her fungere som en artsbank for påvirkede strekninger nedstrøms, slik at en forstyrret bunndyrfauna etter hvert rekoloniseres og gjenopprettes. Rentvanskrevende bunndyrtaksa fra bekkepartier ovenfor utslippet vil etablere seg via naturlig drift, men kun dersom den vannkjemiske belastningen og erosjonen fra gravearbeidene avtar og stopper helt opp. Dersom disse belastningene opphører vil gradvis utvasking av slam og begroing fra substratet nedstrøms utslippet føre til at habitatkvaliteten gjenopprettes.

Ved stasjon L2 kan det se ut til at anrikning med næringsalter og organisk materiale, samt noe nedslamming, har ført til at steinfluer nesten har forsvunnet fra bekkepartiene, mens døgnfluer (i familien *Baetidae*) har fått en kraftig oppblomstring. Dette er typiske responser ved denne type belastning.

Det var ikke mulig å observere noen effekt fra HAMOS sin virksomhet i 2015 slik bunndyrsamfunnet var sammensatt vha. ASPT indeksen, nedstrøms bedriften. En eventuell påvirkning overskygges kanskje av effekten fra den belastning som har vært fra punktutslipp og gravearbeid i tiden før prøvene ble samlet inn lengre oppe i vassdraget.

4.3 Ungfisk undersøkelser

For ungfisketellingene i Leirvågbebben har vi skilt mellom ørret i årsklassene antatt 0+ (årsyngel), 1+ og individer $\geq 1+$ (ettåringer eller eldre). Lengdefordelingen danner grunnlaget for skillet i alder, bl.a. fordi sjøørretbestanden er sårbar i vassdraget, og det er ikke formålstjenlig å avlive fisk for aldersbestemmelse. To ørretunger med lengder på hhv. 87 mm og 115 mm ble imidlertid avlivet for bestemmelse av alder ved hjelp av otolitter i NINAs laboratorium i Trondheim. Begge individer var klare ettåringer (1+), dvs. fjorårets årsyngel, som kom opp av grusen i mai 2014. Dette viser at det er stor variasjon i lengdevekst og alder for ørretunger i Leirvågbebben, noe som er vanlig forekommende for sjøørretbekker i regionen. Ved ungfisketellingen i Leirvågbebben ble det fanget totalt 47 ungfisk av ørret. Til sammen 419 m² ble avfisket. Ørret var dominerende fiskeart, og eneste laksefisk som ble fanget i vassdraget. Det ble også fanget tre ål (*Anguilla anguilla*) med lengder på om lag 100 mm, 200 mm (på stasjon L1) og en på 350 mm (stasjon L3). På de nederste bekkpartiener nedstrøms Fv 714 (stasjon L1) ble det også påvist tallrike forekomster av tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og enkeltindivider av skrubbe (*Platichthys flesus*). To sistnevnte arter er oppvandret fra sjø (saltvann), og regnes som en del av den marine fiskefaunaen, men er i tillegg vanlig forekommende i så vel brakkvanns-sone og rent ferskvann i bekker og elver. Begge arter er tolerante ovenfor redusert vannkvalitet, men indikerer at det er en enkel oppvandring fra sjø til Leirvågbebben under lukket strekning før munning (i rør under bakken – figur 2).



Figur 13. Antall ørretunger, lengdeforedling og antatte aldersgrupper. Alle stasjoner sammenslått.

Det ble søkt og lett spesielt etter årets yngel av ørret. Disse svært små individene (± 30 mm) er vanskelig å fange og oppdage på vannføring over middels og noe blakket vann. Kun ett individ ble fanget; ved stasjon L5. Utover dette var søket resultatløst.



Figur 14. Årets yngel.

I **tabell 15** er det foretatt en økologisk tilstandsklassifisering basert på total ungfisktetthet. Tilstanden er klassifisert basert på forslag til forventningsverdier i norske småvassdrag i henhold til vannforskriften (Sandlund m. fl 2013), med utgangspunkt i habitatklasse 2-godt egnet. Gytefisk av ferskvannstasjonær variant er inkludert i tetthetsestimaten.

Tabell 15. Samlet tetthet av laksefisk på hver stasjon i Leirvågbekken. Fargekoder etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand, basert på forventningsverdier i norske småvassdrag med anadrom laksefisk.

Vassdrag	St.	Areal	N	Tetthet (p = 0,8)
Leirvågbekken	L1	76	15	24,7
Leirvågbekken	L2	63	12	23,8
Leirvågbekken	L3	80	10	15,6
Leirvågbekken	L4	60	3	6,3
Leirvågbekken	L5	40	1	3,1
Leirvågbekken	L6	45	4	11,1
Sidebekk	S1	55	2	4,6
Alle stasjoner		1362	47	14,0

*Forklaring til tabell: St= stasjon, Areal= avfisket areal, N = fangst per stasjon, Tetthet= estimert tetthet per 100 m², med fangbarhet fastsatt p = 0,8.

Stasjon L1 og L2 hadde de høyest tetthetene og størst fangst av ørretunger. 27 av 47 ørretunger ble fanget på disse to stasjonene, og samlet ungfisktetthet var hhv. 24,7 og 23,8 ungfisk per 100 m². Både tetthet og fangst avtok oppover i vassdraget, der laveste tetthet/fangst (3,1, n=1) ble registrert på stasjon L5 (**figur 2**) nærmest påvirkningen som kom fra denne sidebekken. Oppstrøms denne sidebekken på stasjon L6, økte fangst og tetthet av ungfisk til hhv. 11,1 ungfisk per 100 m² (n=4). I sidebekken (stasjon S1) ble to ørret fanget et stykke oppe i bekken, ovenfor de antatt verste påvirkningene som hadde vært forut for våre undersøkelser i dette nedbørfeltet (punktutslipp og avrenning fra omfattende gravearbeider i og ved bekken med nedslamming av vassdraget nedstrøms). Bekken var fisketom i de nederst 40 - 50 meterne før samløp med Leirvågbekken.

Resultatene viser at ingen stasjoner i Leirvågbekken og i sidebekken nevnt over oppnår en økologisk tilstandsklasse som tilsvarer et fastsatt miljømål for Leirvågbekken i 2015. Den økologiske tilstanden klassifisert ved bruk av laksefisk som kvalitetselement er enten «Dårlig» (fire stasjoner) eller «Svært dårlig» (tre stasjoner) (**tabell 15**). Gjennomsnittlig ungfisktetthet i hele vassdraget er 14,0 ungfisk per 100 m², tilsvarende «Dårlig økologisk tilstand», men nært opp mot «Svært dårlig».

Det var i 2015 en markant nedgang i fisketetthet i Leirvågbekken sammenlignet med tetthetene av ungfisk som ble registrert i 2011 (Bergan 2012) og 2012 (Bergan, upubliserte data). Dette gjelder både for alle lengdegrupper og alle antatte årsklasser. Nederste stasjon, stasjon L1, ble undersøkt i 2011. Samlet tetthet av ungfisk var da her 34,0 ungfisk per 100 m² (Bergan 2012). Dette resultatet ga en økologisk tilstandsklasse som var «Moderat» i henhold til **tabell 2**. Resultatene viser en lavere tetthet i 2015, til tross for at de høyeste tetthetene som da ble registrert i hele bekken ble funnet her på denne stasjonen.

I 2012 ble en stasjon i øvre del av anadrom strekning undersøkt (Bergan, unpubl. data). Denne stasjonen tilsvarer bekkpartiener ved stasjonene L4 og L5 nå i 2015. Her ble samlet ungfisktetthet estimert til 130, 8 ungfisk per 100 m², noe som er opp mot en forventet naturtilstand for denne typen sjøørretvassdrag. Den økologiske tilstanden ble da klassifisert til «Svært god» på bakgrunn av ungfisktettheten i 2012. Resultatene fra 2012 reflekterer en svært god miljøtilstand i Leirvågbekken, og hvor det hadde vært en god suksess mht. gyting høsten 2011, og med en tilfredsstillende overlevelse fram til første leveår.

I juni 2015 var reduksjonen i tetthet markant, med resultater helt ned til kun enkeltindivider per 100 m² på stasjon L5. Funn av ett individ av årets yngel viser at denne årsklassen hadde kommet opp av grusen, og dermed skulle kunne påvises. Et utvidet søk etter denne årsklassen ga ingen fangst, noe som er en klar indikasjon på at det meste av fjorårets gyting ikke har gitt suksess i Leirvågbecken i 2015.

Årsaken til den markante nedgangen i ungfisktetthet og bortfall av årets yngel i 2015, sammenlignet med tidligere år, kan sannsynligvis knyttes til flere samvirkende faktorer. Vi fastslår allikevel, uten særlig tvil, at utslipp fra tilløpsbekken (S1) og påfølgende kraftig nedslamming av substratet i Leirvågbecken, fra samløp med denne bekken ned til munningen i sjøen, som en av hovedårsakene. Ungfiskdataene viser en økning i tetthet og fangst av ungfisk med økende avstand fra utslippspunktet (tilløpsbekken), og dette kan med rimelig sikkerhet knyttes direkte til uheldig avrenning herfra.

Det er også en avvikende lengde-/aldersfordelingen i ungfiskmaterialet i 2015 sammenlignet med tidligere år. Selv om undersøkelsestidspunktene tidligere år var høst, og 2015 var juni, finner vi resultatet så vidt markant at det bør kommenteres. Både i 2011 og spesielt i 2012 var fiskebestanden dominert av yngre årsklasser, med et stort overtall av årsyngel, samtidig som det ble påvist lite stasjonær ørret/gytefisk eller ørret eldre enn $\geq 3+$ i Leirvågbecken. Det er det første som er normalt i slike mindre vassdrag med sjøvandrende ørret. Gytefisken har ofte stor kroppsstørrelse (fra 0,5 kg opp til flere kilo) og høy rognproduksjon per gytegrup, samt at majoriteten av ørretbetsanden smoltifiserer ved 2-3 års alder, og forlater bekken naturlig.

Vi vurderer resultatene fra 2015 dithen at de individene av bekkens ørretbestand som overlevde denne påvirkningen fra sidebekken nevnt over mens det pågikk (inkludert bekke-stasjonær gytefisk og ungfisk), har evakuert til områder i bekken nedstrøms. Da vi befarte vassdraget i juni 2015 var de samlet relativt konsentrert i kulpen nedstrøms Fv 714 (stasjon L1). Det er et vanlig fenomen at både voksen fisk og ungfisk av ørret kan unngå miljøskadelige akutt-utslipp på denne måten, som oftest ved nedstrøms vandring eller ved å trekke opp i mer upåvirkede sidebekker. Lignende observasjon ble bl.a. gjort i Vikelva i Trondheim, da et uhellsutslipp av lut skjedde vinteren 2014. (Bergan, 2014). En fikk også her en markant nedgang i fisketetthet fra utslippspunktet, og en økning i tetthet i nedre deler av elven før munning til Trondheimsfjorden (Bergan 2014).

Fiskesamfunnet og de lave tetthetene i Leirvågbecken kan også indikere rekrutteringssvikt de siste årene som følge av økt vannkjemisk belastning, fysiske inngrep eller vandringshindre som har gjort det vanskelig å nå de viktigste gyteområdene oppstrøms HAMOS, og/eller andre faktorer knyttet til sjøfasen (som f.eks. for høyt lusepress og sterk seleksjon mot ferskvannstasjonær livshistorie).

Leirvågbecken har de tre siste årene blitt utsatt for store endringer og inngrep på sjøvandrende strekning. Vi mangler sammenhengende og gode nok data fra disse årene til å konkludere med sikkerhet hvilken betydning disse fysiske endringene har hatt. Foreløpig synes utslipp/påvirkningen fra side bekken å være viktigste årsak, i kombinasjon med at det etter hvert har blitt vanskeligere oppgangsmuligheter fra sjøen for gytefisken.

Resultatene gir ingen indikasjoner på endringer i vannkvalitet som følge av utslipp fra HAMOS sin aktivitet ved Leirvågbecken og at dette har gitt negative effekter. Derimot har nok de morfologiske endringene som er gjort i forbindelse med etableringen av miljøstasjonen, gjennom steinsetting og ytterligere kanalisering av bekken, bidratt til å redusere produksjonspotensialet (**figur 4 og 5**).

Det er nå et stort underskudd på egnede områder for gyting fra miljøstasjonen og nedover til utløpet i sjøen. Vassdraget har nå fått en utforming der både steinstørrelse, type og bekkleiets utforming ikke er velegnet som gytesubstrat, samt at dypere partier for overlevelse om vinteren er redusert mye i forhold til slik det var opprinnelig.

5. Konklusjon

Vannprøvene som ble hentet fra Leirvågbekken for å beskrive fysisk–kjemiske støtte parametere ga en tilstand for fosfor og nitrogen som var svært god oppstrøms og nedstrøms anlegget til HAMOS. En rekke parametere som ble analysert for å dokumentere kjemisk tilstand viste ingen påvirkning fra miljøstasjonen. Dette var relevante komponenter valgt ut i samarbeid med FM og knyttet til EUs prioriterte miljøgifter i vann, oljeforbindelser og et utvalg vannregionspesifikke stoffer. Også her viser det seg at alle resultatene lå innenfor de respektive grenseverdiene (EQS) (Årp m. fl. 2014) for stasjonene 2 og 3 i Leirvågbekken.

Resultatene viser at etableringen av avfallsanlegget/-miljøstasjonen rent vannkjemisk så langt synes å ha hatt mindre eller ingen innvirkning på tilstanden i Leirvågbekken. Det må imidlertid tas forbehold om at antallet vannkjemiske analyser er mindre enn det vannforskriften angir. Nylig gjennomførte morfologiske inngrep og endringer i og langs bekken har redusert bekkens produksjonspotensiale for sjørret.

Ungfisktellinger og bunndyrundersøkelser som ble gjennomført i juni 2015 avdekket at vannforekomsten hadde hatt store vannkjemiske belastninger forut for våre undersøkelser og der kilden har vært utslipp av ukjent omfang og art, knyttet til omfattende gravearbeider inntil, og i en navnløs tilløpsbekk. Trolig har nok dette bidratt vesentlig til å redusere Leirvågbekkenes økologiske tilstand i 2015. Bestanden av ungfisk synes svært redusert i Leirvågbekken sammenlignet med data fra 2011 og 2012. Trolig har en betydelig andel av ungfisk fra bestanden av sjørret og rogn dødd når utslippet pågikk, mens noe ungfisk og eldre stasjonær bekkørret har overlevd ved å evakuere utslippsområdet. Store deler av bekkens gjenværende ørretbestand sto i juni 2015 i de nedre delene av vassdraget før munning til sjø.

Det er sannsynlig at fjorårets gyting av sjørret har hatt liten eller ingen suksess som følge av nedslamming av rogn og/eller nyoppstegen yngel. For å ha hatt mulighet til å fastslå dette måtte en ha gjort supplerende ungfisktellinger høsten 2015. Stor gytefisk av sjørret har trolig sluppet unna dersom utslippet pågikk våren/forsommeren 2015 (iht. opplysninger fra lokale kilder), da det er sannsynlig at voksen sjørret oppholdt seg i sjøen i denne perioden. Dersom utslipp av en slik art skjer i september-oktober, kan gyteklar oppgangsfisk bli svært skadelidende.

Det var ikke mulig å observere noen økologisk effekt eller påvirkning fra HAMOS sin virksomhet i resultatene fra bunndyrundersøkelsene. En eventuell mindre negativ effekt vil overskygges av belastningen som utslipp/gravearbeidene oppstrøms bedriften hadde påført vassdraget. Bunndyrresultatene viser at Leirvågbekken i juni 2015 hadde et påvirket bunndyrsamfunn og redusert økologisk tilstand, der samfunnets strukturelle og funksjonelle oppbygning indikerer utslipp knyttet til slam, organisk belastning og eutrofierings-problematikk.

Samlet sett er resultatene fra både ungfisk- og bunndyrundersøkelsene i 2015 slik at vi anbefaler en videreføring av overvåkingen i Leirvågbekken. Dette er viktig for å følge utviklingen i vann- og miljøkvaliteten, og for å få bekreftet om ungfisk- og bunndyrsamfunnene reetableres i den anadrome strekning av bekken.



Figur 15. Til venstre: Sjørrettsmolt fra stasjon L1, som snart vil gå ut i sjøen. Til høyre: Eldre ørret fra stasjon L1, såkalt bekkestasjonær ørret, som har oppholdt seg bekken fram til nå uten å gå til sjøen

6. Avbøtende tiltak

Våre undersøkelser avdekker et stort behov for avbøtende tiltak for å styrke og hente tilbake sjøørretbestand i Leirvågbecken. Dette vil være tiltak som kan reetablere en livskraftig sjøørretbestand tilsvarende den situasjonen som var før Leirvågbecken ble forurenset og morfologisk endret.

6.1 Tilførsel av gytegrus

De siste årenes utstrakte steinsetting og endring av bekkeløpet i nedre deler er gjort på en måte som ikke fremmer fiskeproduksjon. Det er benyttet utelukkende grov sprengstein, og bekken har nå akutt mangel på områder med egnet gytesubstrat. Vår befaring i Leirvågbecken avdekket at det kun er marginalt med egnede gytemuligheter på strekningen fra HAMOS og ned mot munning til sjø. Så mye som 30-40 % av bekkens produksjons-potensiale kan være tapt som følge av dette.

Videre har utslipp ført til at de begrensede gyteområdene på strekninger som er lite berørt av morfologiske endringer (omkring stasjon L4 og L 5) nå er svært nedslammet (**figur 16**). Det foreslås å bearbeide grusen som allerede er her for å få ut slammet og så etterfylle med gytegrus. Dette for å styrke allerede gode gyteområder i den urørte delen av bekken, samtidig foreslår vi å legge ut betydelig med gytegrus på nyetablerte strekninger i bekken. Utlegging av gytegrus bør gjøres etter at eventuelle andre habitattiltak (se under) er utført, og etter at eventuelle pågående utslipp er sanert. Et forslag til kostnadsfordeling vil være at ansvarlig forurensere i tilløpsbekken bekoster gytegrus og utlegging oppstrøms miljøstasjonen, og at HAMOS Forvaltning IKS bekoster strekninger nedstrøms sitt ansvarsområde. Dette er tiltak hvor det er mulig å søke støtte via fiskefond og lignende ordninger, gjerne i samarbeid med kommunen og lokale jeger- og fiskeforeninger.



Figur 16. Dagens viktigste gyteområder i Leirvågbecken var svært nedslammet i juni 2015. Gytstein og –grus var dekt av et tykt lag med rødlig slam

6.2 Utbedring av vandringsveier

Kulvertene under fylkesveien og under veien inn til miljøstasjonsområdet (nyetablert) er vist i **figur 17** og **18**. Begge har en utforming som ikke er optimalt utformet for fiskevandring i Leirvågbecken, og disse inngrepene vil være periodisk vandringshindrende. Det er i dag kun stor sjøørret som kan passere på

vannføringer over middels eller høyere. Vi anbefaler å tilrettelegge for vandringer på et større vannføringsvindu. Dette innebærer i første rekke å redusere spranget opp til kulvertene, ved å bygge mindre terskler for å heve vannspeilet i kulpen nedstrøms utløpet av kulvertene.



Figur 17. Kulvert under Fv 714.



Fig 18. Nyetablert kulvert under vei inn til HAMOS sin miljøstasjon.

6.3 Habitattiltak i nyetablert bekkestrekning

Den nyetablerte bekkestrekningen rett nedstrøms og i selve miljøstasjonsområdet er ugunstig utformet for sjørret. Bekken framstår som sterkt kanalisert, der det er avsnitt av vassdraget med strykområder og grunne områder som dominerer. Variasjon i strømningsbildet og i habitatet er svært lite i dag, og dypere kulper (± 1 meter) finnes ikke. Leirvågbekken har svært liten vannføring i tørre perioder, og overlevelse av

ungfisk er avhengig av kulper og dypområder. Vi anbefaler derfor å etablere noen dypere kulper, spesielt på strekningen nedstrøms miljøstasjonen og ned mot fylkesveien. Det bør også tilstrebes å skape økt variasjon i strømbildet i bekken, enten ved å etablere strømstyrere eller enkle terskler. Dette vil gi brudd i dagens monotone situasjon. Nedlegging av trestokker og/eller røtter kan her være en effektiv metode, og vil være en naturhermende restaureringsteknikk som fungerer.

6.4 Forslag til tiltak ved miljøstasjonen

Det bør arbeides videre med tiltak for å hindre at avrenning/avløp fra sorteringsplassen havner i bekken. Videre bør samlekkummen for avfallsvann/avrenning fra aktiviteter og arealer inne på miljøstasjonen gjøres dypere slik at det blir mulig her å ta ut representative vannprøver også i tørre perioder.

Prøvetakingspunktet som tidligere var tenkt fra utløpsrøret før det munner i Leirvågsbekken (**figur 2**) bør flyttes til samlekkummen nevnt ovenfor etter at den er utbedret.

Erfaringene fra denne undersøkelsen har vist at det også er andre aktiviteter i nedbørfeltet som har og potensielt kan påvirke vannkvaliteten i Lerivågsbekken. I en videreføring av overvåkingen av tilstanden i denne vannforekomsten bør en ta dette med i planleggingen og ved fremtidig stasjonsplassering. Det kan i den sammenheng være nyttig å få til et samarbeide med kommunen og de som driver steinbrudd/-masseuttak i nedbørfeltet like ved bekken og med HAMOS Forvaltning IKS sine aktiviteter.



Figur 19. Mangel på dypområder og kulper er karakteristisk for dagens nyetablerte strekninger av Leirvågbekken.



Figur 20. Naturlilstanden i øvre deler av Leirvågbecken har dype, meanderende kulper som gir svært god skjulkapasitet for ungfisk av sjørret, og er samtidig viktige oppholdsområder for stor gytefisk av sjørret før og etter gyting.

7. Litteratur

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K. J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Arp, H.P., Ruus, A., Macken, A. og Lillicrap, A. 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Miljødirektoratet. Rapport M-241/2014. 170 s + vedlegg.
<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M241/M241.pdf>

Bergan, M. A. 2012. Anadrome vassdrag på Hitra, Sør Trøndelag; Vurderinger av vandringshindre, - barrierer og andre hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften. NIVA-rapport nr. L. NR. 6405-2012. 153 s.

Bergan, M. A. 2014. Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2013. NIVA-rapport nr. L. NR 6784-2015 43 s.

Direktoratsgruppa vanndirektivet 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Revidert 2015.

Lovdata 2015. https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446/KAPITTEL_9#KAPITTEL_9

Sandlund, O.T., M.A. Bergan, Å. Brabrand, O.H. Diserud, H-P. Fjeldstad, D. Gausen, J. Halleraker, T.O. Haugen, O. Hegge, I.P. Helland, T.H. Hesthagen, T. Nøst, U. Pulg, A. Rustadbakken, S. Sandøy. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Trondheim: Miljødirektoratet 2013 59 s. Rapport/Miljødirektoratet (M22-2013).

Vedlegg A. Analysemetoder

Analysevariabler, metode, enhet A: Generell vannkvalitet, B: Næringsalter C: Metaller, D: organiske (Hydrokarboner og parafiner) og E: Termotabile koliforme bakterier (TKB).

A : Parameter	Metode	Enhet	Analyse lab.
pH	NS-EN 15933		Analysesenteret Trondheim kommune
Konduktivitet	NS ISO 7888	mS/m	
Fargetall, 410 nm	ISO 7887:2011		
Kalsium	NS-EN ISO 17294-2	mg Ca/L	
Karbon, totalt organisk	NS-EN 1484	mg C/L	
BOF5	NS 4758	mg O/L	
KOF Mn		mg O/L	

B : Parameter	Metode	Enhet	Analyse lab.
Fosfor, totalt	Intern metode	µg P/L	Analysesenteret Trondheim kommune
Nitrogen, total		µg N/L	

C : Parameter	Metode	Enhet	Analyse lab.
Krom ICP-MS	ICP-MS	µg Cr/L	Analysesenteret Trondheim kommune
Mangan ICP	ICP	µg Mn/L	
Jern	ICP	µg Fe/L	
Nikkel	ICP-MS	µg Ni/L	
Kobber	ICP-MS	µg Cu/L	
Sink	ICP-MS	µg Zn/L	
Arsen	ICP-MS	µg As/L	
Kadmium	ICP-MS	µg Cd/L	
Bly	ICP-MS	µg Pb/L	
Kvikksølv	NS-EN 1483	µg Hg/L	

D : Parameter	Metode	Enhet	Analyse lab.
Oljeanalyse, Hydrokarboner C10-C40	GC/FID	5 µg /l	ALS Czech Republic
Klorerte parafiner (C10-C13) og (C14-C17)	ISO 12010	0,10 µg /l	GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH

E : Parameter	Metode	Enhet	Analyse lab.
Termotol.kolif.bakt. (TKB) MF, vann	NS 4792	# / 100 ml	Analysesenteret Trondheim kommune

Vedlegg B. Kjemi resultater

Analyseresultater HAMOS. St. 1 utslipp og st. 2 og 3 Leirvågbecken. **A:** Generell vannkvalitet, **B:** Næringsalter **C:** Metaller, og **D:** Olje og klorerte parafiner

A : Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
pH	10. 06. 2015	-	6,9	7,0
	14. 10.	-	7,3	7,4
	26. 10.	6,7		
	16. 12.	5,9		
Konduktivitet mS/m	10. 06. 2015		7,4	8,1
	14. 10.		12,8	15,5
	26. 10.	10,6		
	16. 12.	7,1		
Fargetall, mg Pt/l	10. 06. 2015		108	107
	14. 10.		116	106
	26. 10.	260		
	16. 12.	146		
Kalsium mg Ca/l	10. 06. 2015		3,14	3,68
	14. 10.		6,06	8,4
	26. 10.	5,21		
	16. 12.	1,92		
Karbon, totalt organisk mg C/l	10. 06. 2015		9,1	9,2
	14. 10.		8,8	8,6
	26. 10.	18,8		
	16. 12.	9,7		
BOF5 mg O/l	10. 06. 2015		< 10	< 10
	14. 10.		< 10	< 10
	26. 10.	< 10		
	16. 12.	< 10		
KOF Mn mg O/l	10. 06. 2015		20,6	13,1
	14. 10.		12,8	13,3
	26. 10.	30,9		
	16. 12.	20,0		

B : Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
Fosfor, totalt µg P/L	10. 06. 2015		19,4	19,7
	14. 10.		15,3	14,1
	26. 10.	92,0		
	16. 12.	40,4		
Nitrogen, total µg N/L	10. 06. 2015		350	390
	14. 10.		470	550
	26. 10.	690		
	16. 12.	380		

C : Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
Krom µg Cr/L	10. 06. 2015		0,6	0,7
	14. 10.		0,5	0,5
	26. 10.	3,1		
	16. 12.	0,5		

C Forts.: Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
Mangan µg Mn/L	10. 06. 2015		8,7	11,5
	14. 10.		10,7	9,5
	26. 10.	25,2		
	16. 12.	9,0		
Jern µg Fe/L	10. 06. 2015		358	398
	14. 10.		355	347
	26. 10.	1720		
	16. 12.	306		
Nikkel µg Ni/L	10. 06. 2015		0,6	0,6
	14. 10.		0,5	0,5
	26. 10.	2,3		
	16. 12.	0,5		
Kobber µg Cu/L	10. 06. 2015		1,4	1,5
	14. 10.		0,9	1,2
	26. 10.	10,9		
	16. 12.	1,8		
Sink µg Zn/L	10. 06. 2015		2,8	3,2
	14. 10.		1,6	3,4
	26. 10.	65,2		
	16. 12.	10,5		
Arsen µg As/L	10. 06. 2015		0,23	0,24
	14. 10.		0,19	0,25
	26. 10.	0,85		
	16. 12.	0,45		
Kadmium µg Cd/L	10. 06. 2015		< 0,010	< 0,010
	14. 10.		0,006	0,006
	26. 10.	0,068		
	16. 12.	0,018		
Bly µg Pb/L	10. 06. 2015		0,35	0,41
	14. 10.		0,26	0,31
	26. 10.	2,91		
	16. 12.	0,37		
Kvikksølv µg Hg/L	10. 06. 2015			
	14. 10.		< 0,006	< 0,006
	26. 10.	0,016		
	16. 12.	0,006		

D : Parameter	Dato	Stasjon D1	Stasjon L2	Stasjon L3
Oljeanalyse, Hydrokarboner C10-C40* µg /l	10. 06. 2015		n.d.	n.d.
	14. 10.		n.d.	n.d.
	26. 10.	< 2,0		
	16. 12.	< 2,0		
Klorerte parafiner** µg /l	10. 06. 2015		< 0,10	< 0,10
	14. 10.		< 0,10	< 0,10
	26. 10.	< 0,20		
	16. 12.	< 0,20		

* Samme resultat for st. L2 og L3 for Sum > C 12-C 35 = ikke detektert (n. d.)

** Samme resultat for korte- (C 10-13) og langkjedete klorerte parafiner (C 14-17)

Vedlegg C. Termotolerante koliforme bakterier

E : Parameter	Dato 2015	Stasjon D1	Stasjon L4	Stasjon A	Stasjon L3	Stasjon L2	Stasjon B
TKB #/100 ml	10. 06.		300	-	-	-	800
	14. 10.		500	2	500	-	800
	26. 10.	200	-	-	-	-	-
	16. 12.	0	-	-	-	80	40

Vedlegg D. Resultater Bunnfauna: Artslister

Leirvåg bekken, Hitra kommune. Innsamlingsdato: 10. 06. 2015

Bunndyr	3 minuttssparkeprøve (R-3)	
	St. L2	St. L5
Bivalia (Småmuslinger)		
Sphaeriidae	24	80
Gastropoda (Snegler)		
Lymnaeidae	8	0
Hirudinea (Iglar)		
Helobdella stagnalis	0	4
Annelida (Bløtdyr)		
Oligochaeta	640	256
Isopoda		
Asellus aquaticus	208	20
Arachnidae (Edderkoppdyr)		
Acari	128	24
Ephemeroptera (Døgnfluer)		
Baetis sp.	3584	256
Baetis rhodani	2688	120
Baetis fuscatus/scambus	384	8
Plecoptera (Steinfluer)		
Isoperla grammatica	0	8
Amphinemura sulcicollis	0	16
Leuctra sp.	48	120
Coleoptera (Biller)		
Dytiscidae	0	1
Elmidae, juvenile	16	0
Trichoptera (Vårfluer)		
Rhyacophila nubila	384	16
Plectrocnemia conspersa	4	8
Polycentropus flavomaculatus	0	4
Limnephilidae sp.	0	12
Potamophylax cingulatus	0	1
Odonata (Øyestikkere)		
Cordulegaster boltoni	0	1
Diptera (Tovinger)		
Tovingelarver ubest	128	8
Limoniidae	32	8
Simuliidae	0	16
Ceratopogonidae	128	16
Chironomidae	4752	4096
Antall bunndyr per prøve	13156	5099

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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