

Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkullverter i Hordaland 2012



RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter i Hordaland 2012	Løpenr. (for bestilling) 6333-2012	Dato 23.4.2012
	Prosjektnr. Undernr. 11466	Sider Pris 77
Forfatter(e) Torleif Bækken og Morten Bergan	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen, Region vest	Oppdragsreferanse Hilde Sanden Nilsen
---	--

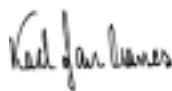
Sammendrag

Foreliggende rapport er todelt: 1) vegforurensning av innsjøer, 2) vandringshindre for laksefisk ved vegkulverter. Resultatene fra undersøkelsen av vegforurensning viste at det var saltindusert oksygenvinn i fire av de sju undersøkte innsjøene. Tveitevatn i Bergen hadde tidligere saltindusert oksygenvinn, men dette var ikke tilfelle i 2012. Alle innsjøene med oksygenvinn hadde høye konsentrasjoner av fosfor i bunnvannet. De fleste innsjøene hadde kobberkonsentrasjoner tilsvarende markert eller sterkt forurenset vann i h.h.t Klifs klassifikasjonssystem. Konsentrasjone av fosfor i sedimentet var moderat høyt, mens konsentrasjonene av totalt nitrogen og totalt organisk karbon var forholdsvis høye og en konsekvens av stort innhold av organisk materiale i sedimentene. Konsentrasjonene av metaller var lave med verdier tilsvarende ubetydelig eller moderat forurenset sediment. Unntak var kobber som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset sedimentet i enkelte innsjøer. Konsentrasjonene av PAH16 varierte fra verdier tilsvarende bakgrunn til dårlig tilstand i sedimentet. Det ble registrert flere sikre og potensielle vandringshindre i forbindelse med veikrysninger i de mindre vassdragene. Noen vassdrag hadde kun veirelatert problematikk, mens andre har en mer sammensatt problematikk som inkluderer bl.a. bekkelukking under jordbruk, bebyggelse og industri, i tillegg til veirelaterte vandringsproblemer. NIVA anbefaler en helhetlig tiltaksrettet overvåkning etter vannforskriften der det blir kartlagt detaljert hvilke aktører som er ansvarlig for brudd på kontinuiteten i vassdraget.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vegforurensning av innsjøer	1. Traffic pollution of lakes
2. Vandringshinder for laksefisk	2. Migration obstacles for sea trout
3. Vegsalt	3. Road salt
4. Vegkulverter	4. Road culvert



Torleif Bækken
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Fagsenterdirektør

Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkulverter i Hordaland 2012

Forord

Vannforskriften ble gjort gjeldende fra 15.12.2006. Forskriften har til hensikt å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene (FOR 2006-12-15 nr. 1446). Foreliggende undersøkelse har sett på virkningen av vegforurensninger på vann- og sedimentkjemiske forhold i utvalgte innsjøer i Hordaland, samt vurdert vandringshindre for fisk ved vegkulverter. Det er gitt forslag til avbøtende tiltak. Prosjektet ble lagt til vintersesongen 2012. NIVA har bemerket at dette ikke er et gunstig tidspunkt for vurdering av fiskebiologiske forhold, men at det for de kjemiske forholdene i vannfase og sedimenter var tilfredsstillende. Fordeling av undersøkte innsjøer og vegkulverter er basert på faglig vurdering sammen med veg- og saltbruk og områder med sjørrretbekker. Oppstartsmøte for prosjektet ble avholdt i Bergen 6.12.2011. Feltarbeidet startet 28.12.2011 for å kunne nå en frist for foreløpig rapportering av kjemiske data 17.02.2012.

Hilde Sanden Nilsen har vært kontaktperson hos Statens vegvesen Region Vest. Undertegnede har vært prosjektleder ved NIVA.

Oslo, 23.3.2012

Torleif Bækken

Innhold

Innhold	4
Sammendrag	5
Summary	7
DEL 1. Vegforurensing i innsjøer	8
1. Innledning	9
2. Metode og materiale	9
2.1 Lokalteter	9
2.2 Innsamling og analyse	17
3. Resultater	18
3.1 Vannkjemi	18
3.1.1 Vanntyper	18
3.1.2 Sprangsjiktet	20
3.1.3 Fosfor	26
3.1.4 Metaller	27
3.2 Sedimentkjemi	28
3.3 Tiltak	31
DEL 2. Vandringshinder ved vegkulverter	38
4. Innledning	39
5. Metode og materiale	39
6. Resultater	41
6.1 Vandringshinder ved vegkulverter	41
7. Oppsummering	75
8. Litteratur	76

Sammendrag

Foreliggende rapport er todelt: DEL1: Vegforurensning av innsjøer, DEL2: Vandringshindre ved vegkulverter. Der det er registrert vesentlige problemer er det anbefalt tiltak.

Del 1. I januar 2012 ble det utført fysiske og kjemiske undersøkelser av 7 innsjøer i Hordaland fylke. Innsjøene ble valgt ut fra beliggenhet ved hovedveg og bruk av vegsalt (barvegsstrategi). Innsjøene er små, og har største dyp fra ca. 4 til 20 m. Innsjøene representerer tre vanntyper i h.h.t vannforskriften (vanntype 1, 2 og 4)

Det var tilnærmet samme temperaturer og like konsentrasjoner av salter (konduktivitet) og oksygen gjennom hele vannsøylen i Strusshamnvatn, Klokkarvatn og Tveitavatn. Det viste at det hadde foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren. I Lekvenvatn, Myrvatn, Søvikatjern og Vestratjern var det tydelige sjiktninger i konduktivitet og saltindusert oksygenvinn i bunnvannet. Konsentrasjonen av klorider i overflatevannet varierte fra ca. 11 mg/l i Klokkarvatn til 85 mg/l i Vestratjern. I bunnvannet varierte konsentrasjonene fra ca. 11 mg/l til 380 mg/l i de samme innsjøene. Høye kloridkonsentrasjoner kan trolig forklares ved avrenning fra saltet veg. Enkelte av innsjøene ligger nær sjøen og kan bli påvirket av saltsprøyt og saltholdig nedbør under uvær.

Tveitavatn har data fra flere år og viser økende saltkonsentrasjoner og dannelse av saltsjiktning og oksygenvinn fram til 2010. 8. januar 2012 var det igjen full sirkulasjon i denne innsjøen og ingen saltsjiktning. Årsaken kan være kraftig vindpåvirkning av innsjøen under flere perioder med ekstremvær høsten 2011.

Prøver fra innsjøene med oksygenvinn hadde høye konsentrasjoner av fosfor i bunnvannet grunnet utlekking fra sedimentene. De fleste innsjøene hadde kobberkonsentrasjoner tilsvarende markert eller sterkt forurenset vann i h.h.t Klifs klassifiseringsveileder. Høye konsentrasjoner av jern i bunnvannet skyldes oksygenvinn. Førøvrig var det stort sett lave eller moderate konsentrasjoner av tungmetaller.

Konsentrasjonene av totalt fosfor (tot-P) i sedimentet var moderat høye. Konsentrasjonene av totalt nitrogen (tot-N) og totalt organisk karbon (TOC) var forholdsvis høye og en konsekvens av stort innhold av organisk materiale i sedimentene.

Konsentrasjonene av metaller i sedimentene var lave med verdier tilsvarende ubetydelig eller moderat forurenset sediment. Unntak var kobber som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset i overflatesedimentene i Tveitavatn og Lekvenvatn. Konsentrasjonene av PAH16 i overflatesedimentet varierte fra verdier tilsvarende bakgrunn til dårlig tilstand.

Del 2. Det er identifisert flere sikre og potensielle vandringshindre i forbindelse med veikrysninger i mange av de mindre vassdragene. Noen inngrep er helt klart negative for vandring av laksefisk, mens andre inngrep er mer usikkert om de er et vandringshinder. Grundigere vurderinger og undersøkelser må her gjøres før man iverksetter tiltak, der yngel-/ungfiskundersøkelser bør inngå i vurderingsgrunnlaget. Det bør innhentes informasjon fra lokalt hold (grunneiere, kjentfolk, jeger-/fiskeforeninger, overvåkingsundersøkelser m.m.) om opprinnelig tilgang for sjøørret og laks. Videre må erfaringsgrunnlaget for vassdrag økes mht. naturlige anadrome vandringsbarrierer og hvorvidt vandrede laksefisk opprinnelig har hatt tilgang til vassdragsstrekningene, samt størrelsen på det potensielt tapte areal for laksefisk oppstrøms det veirelaterte hinderet. Noen vassdrag har kun veirelatert problematikk, mens andre har en mer sammensatt problematikk som inkluderer bl.a. bekkelukkinger i tilknytning til jordbruk, bebyggelse og industri, i tillegg til veirelaterte vandringsproblemer. Det ble registrert oppdrettsrelaterte fiskesperrer i vassdrag som berører veistrekningene som er befart, men disse er ikke vurdert i denne undersøkelsen. Fokus på denne

problematikken må økes, og erfaringsgrunnlag må innhentes og synliggjøres, da det er grunn til anta at betydelige arealer er tapt anadrom for laksefisk som følge slike inngrep.

NIVA anbefaler en helhetlig tiltaksrettet overvåkning etter vannforskriften der det blir kartlagt detaljert hvilke aktører som er ansvarlig for brudd på kontinuiteten i vassdraget.

Det er identifisert vandringsproblematikk også i nyanlagte veikulverter eller krysninger i anleggsfasen, noe som helt klart indikerer at dette hensynet ikke automatisk ivaretas for norske småvassdrag. Små vassdrag med avrenning til sjø eller større elv med sjøforbindelse, er veldig viktige for sjørørret I innlandsvassdrag har bekkene viktige økologiske funksjoner som bl.a. gyte-/rekrutteringsbekker og oppvekstområder for yngel-/ungfisk til større vannsystemer med ørret.

Vegkrysningene i mindre vassdrag er utformet for å håndtere vannmengder på en slik måte at det ikke skaper problemer ved flom, mens fiskepassasje ikke synes å være særlig prioritert. I mange tilfeller framstår det som tilfeldigheter at fisk har mulighet til å passere. Årsaken til dette er trolig en kombinasjon av mangel på kunnskap om hvor økologisk viktig selv det minste vassdrag kan være, sviktende kompetanse på kriterier og krav til gode vandringsveier for fisk, i tillegg til økonomiske hensyn.

Summary

Title: Road and traffic pollution in lakes and sea trout migration obstacles at road crossings in Hordaland, Norway.

Year: 2012

Author: Torleif Bækken and Morten Bergan

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6068-7.

This report contains two parts both concerning effects of roads in the county of Hordaland:

- 1) Road and traffic pollution of lakes
- 2) Migration obstacles for sea trout at road crossings.

Road salt induced oxygen deficit was observed in four out of 12 investigated lakes, probably caused by application of road salt. Phosphorous and some heavy metals had elevated concentrations in a few lakes. The sediments were organic with low concentrations of most heavy metals, however, markedly polluted with Cu in some lakes. The concentrations of PAH16 varied from background values to bad ecological status.

In small watersheds, there was observed several possible and potential migration obstacles for sea trout at road crossings. In some instances it was only a road crossing problem, in others it was a more complex problem involving agriculture, densely populated areas and industry.

DEL 1. Vegforurensing i innsjøer

1. Innledning

Vannforskriften ble gjort gjeldende fra 01.1.2007. Forskriften har til hensikt å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Vegtrafikk og drift av veger medfører produksjon av forurensninger. Avrenningsvann fra veg og veggrøfter kan derfor inneholde høye konsentrasjoner av en lang rekke kjemiske forbindelser. Blant de vanligste er vegsalt, enkelte tungmetaller og PAH. Stoffene følger avrenningsvannet til nærliggende resipient. Vegsalt inntar her en spesiell stilling fordi det brukes i meget store mengder, det løses lett i vann, og følger derfor vannstrømmene. Konsentrasjonene av salt i resipientene kan derfor forventes å øke så lenge saltbruken øker. Vann med høy konsentrasjon av salt er tyngre enn vanlig ferskvann. I noen situasjoner vil tungt, saltholdig vann renne til en innsjø og lagre seg ved bunnen. Dette kan videre føre til at vannet i innsjøen ikke fullsirkulerer vår og høst som normalt. Det igjen medfører etter hvert oksygenfritt bunnvann og døde bunnområder i innsjøen. Innsjøer med permanent kjemisk sjiktning og oksygenfritt bunnvann finnes også naturlig (meromiktiske innsjøer), men de er meget uvanlige i Norge.

I henhold til Vannforskriften er den biologiske effekten av salt og andre vegforurensninger i innsjøen en viktig og avgjørende faktor for å vurdere behov for tiltak. Ved saltpåførte sjiktninger som blir permanente (meromiksis), endres de fysiske og kjemiske forholdene i innsjøene vesentlig med påfølgende til dels store biologiske endringer i samfunnene av smådyr som lever på og i bunn-sedimentet i innsjøen. Detaljene i dette er lite undersøkt i Norge. I tillegg kan forhøyede saltkonsentrasjoner, i hele eller deler av vannmassene, gi biologiske virkninger. Undersøkelser har vist at det kan skje endringer i planteplanktonsamfunnet ved omkring 20-25 mg salt pr. liter (Haugen et al. 2011). Dette er konsentrasjoner som tidligere er påvist i flere saltpåvirkede innsjøer (Bækken og Haugen 2006, Bækken og Haugen 2012).

Tungmetaller og PAH i vegavrenning er i stor grad knyttet til partikler. Disse forbindelsene vil derfor for en del holdes tilbake i grøfter og vegkanter. Etter at de kommer ut i tjern og innsjøer vil en betydelig andel sedimentere på bunnen (Bækken & Færøvig 2004). En mindre andel vil imidlertid kunne holde seg løst i selve vannfasen. Dette avhenger av typen metall og den øvrige vannkjemien. Høye konsentrasjoner av salt i smeltevann i grøfter øker mobiliteten til tungmetallene og gjør at de lettere transporteres til resipientene.

Foreliggende prosjekt skal undersøke eventuell påvirkning fra vegforurensning, særlig med hensyn på problemene omkring tilførsel av vegsalt, men også i forhold til andre aktuelle kjemiske forbindelser. Det er i rapporten gitt anbefalinger mht. beskyttelsestiltak.

2. Metode og materiale

2.1 Lokalteter

I januar 2012 ble det utført en undersøkelse som inkluderte sju innsjøer i Hordaland fylke. Innsjøene ble valgt ut fra beliggenhet ved hovedveg (ikke kommunale veger) og barvegstrategi (saltes). Innsjøene er små, og har største dyp fra ca 4 til 20 m.

I Bergensområdet er det også tidligere gjort undersøkelser av innsjøer med hensyn på vegpåvirkninger som del av større undersøkelser i Sør-Norge (Bækken og Haugen 2006, 2011). Det ble unngått å ta prøver fra de samme innsjøene for å få et enda større utvalg av innsjøer. Unntak her var Tveitevannet.

Her finnes det tidligere prøver fra 1995, 2005 og 2010, der resultatene antyder en negativ trend. I 2010 var det likevel en langt mindre skarp gradient i konduktiviteten enn i 2005. Vi valgte å følge opp Tveitvatnet for å se på utviklingen.



Figur 1. Oversikt over innsjøer undersøkt i Hordaland 2012.

Tabell 1. Koordinater for de sju innsjøene prøvetatt i Hordaland januar 2012.

		Sone	N	Ø	NVE Nr.	Vassdr. Nr.
Hordaland	Klokkarvatnet	33	6720119	-31826	26897	056.2A
Hordaland	Lekvenvatnet	33	6708201	-29249	144655	055.72
Hordaland	Myrvatnet	33	6727332	-31112	26784	056.3A
Hordaland	Strusshamntjern	33	6737526	-38519	26656	059.32
Hordaland	Søvikatjern	33	6725504	-35151	144351	056.32
Hordaland	Tveitvatnet	33	6729844	-30972	26747	056.4
Hordaland	Vestratjern	33	6722561	-38181	144451	056.31



a)



b)

Figur 2. Klokkarvatn med vegsystem.



Figur 3. Lekvenvatn med nærliggende vegsystem



a)



b)

Figur 4. Myravatn med nærliggende vegsystem.



a)



b)

Figur 5. Strusshamtjern med nærliggende vegsystem

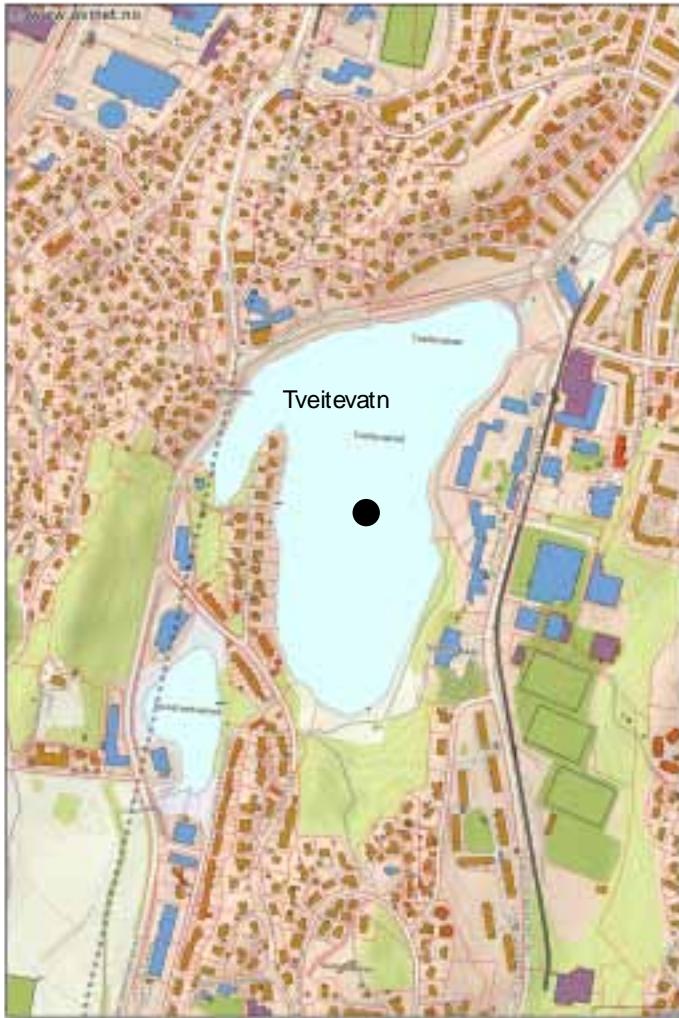


a)

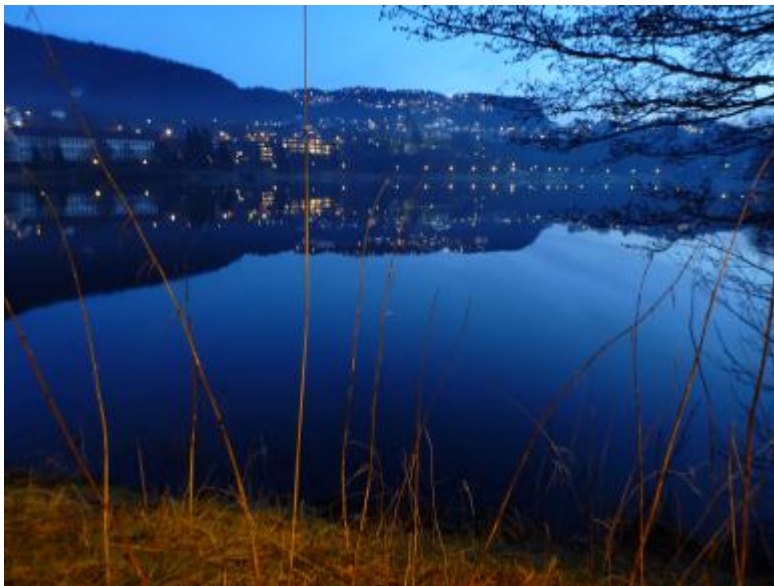


b)

Figur 6. Søvikatjern med nærliggende vegsystem.



a)



b)

Figur 7. Tveitevannet med nærliggende vegsystem.



Figur 8. Vestratjern med nærliggende vegsystem.

2.2 Innsamling og analyse

Prøver fra alle innsjøene ble tatt i januar 2012. På dette tidspunkt vil det normalt ha foregått fullsirkulasjon av vannmassene i innsjøene. Prøvene ble tatt over det dypeste sted i innsjøen. Dersom det ble påvist klart adskilte innsjøbasseng ble det tatt prøver fra hvert basseng. Det ble tatt sedimentprøver fra dypeste sted. Vannprøver ble hentet fra 1m dyp og nær bunnen.

Vannprøvene ble analysert på farge og kalsium for å kunne angi innsjøtype, men også for å få en bedre forståelse av de vannkjemiske forholdene i innsjøene. I tillegg ble det analysert på klorid, totalt fosfor samt et utvalg av 10 metaller. Ved hver prøvestasjon ble det også målt temperatur, konduktivitet, oksygenkonsentrasjon, pH og turbiditet (partikler) gjennom hele vannsøylen.

Sedimentprøvene ble tatt opp med prøvetaker av rørhenter-typen. Fra en hel sedimentsøyle ble det tatt prøve av overflatesedimentet (0-2 cm) og bunnsediment (nederste 3 cm i sedimentsøylen). Disse ble analysert hver for seg på de samme 10 metallene som for vannprøvene. I tillegg ble det i sedimentet analysert på kvikksølv (Hg) og PAH (Polysykliske aromatiske hydrokarboner) totalt fosfor (tot-P), totalt karbon (TOC) samt organisk innhold. Sedimentsøylen ble fotografert og det ble i felt gjort en visuell karakterisering av sedimentet.

3. Resultater

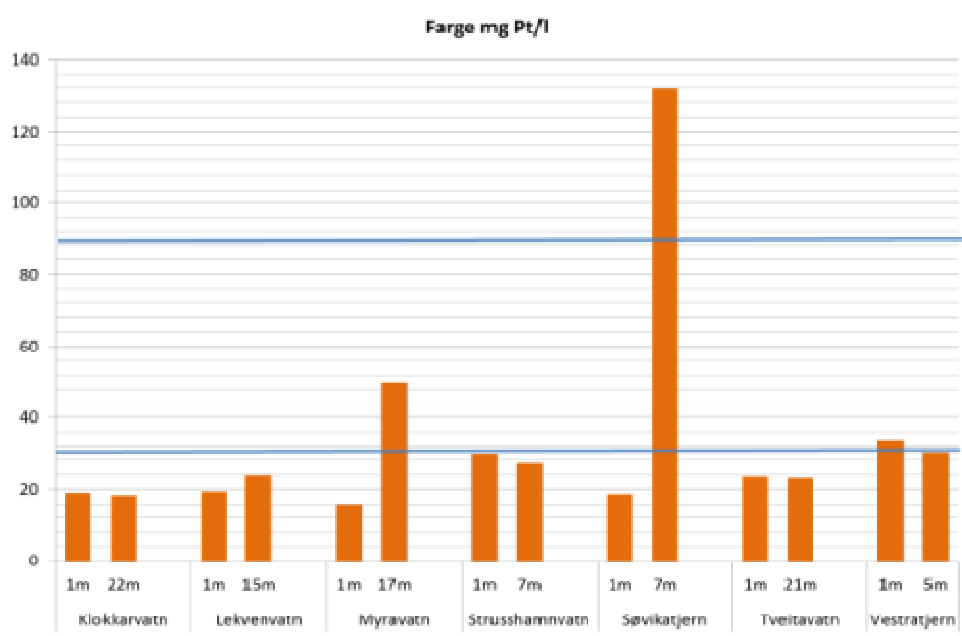
3.1 Vannkjemi

3.1.1 Vanntyper

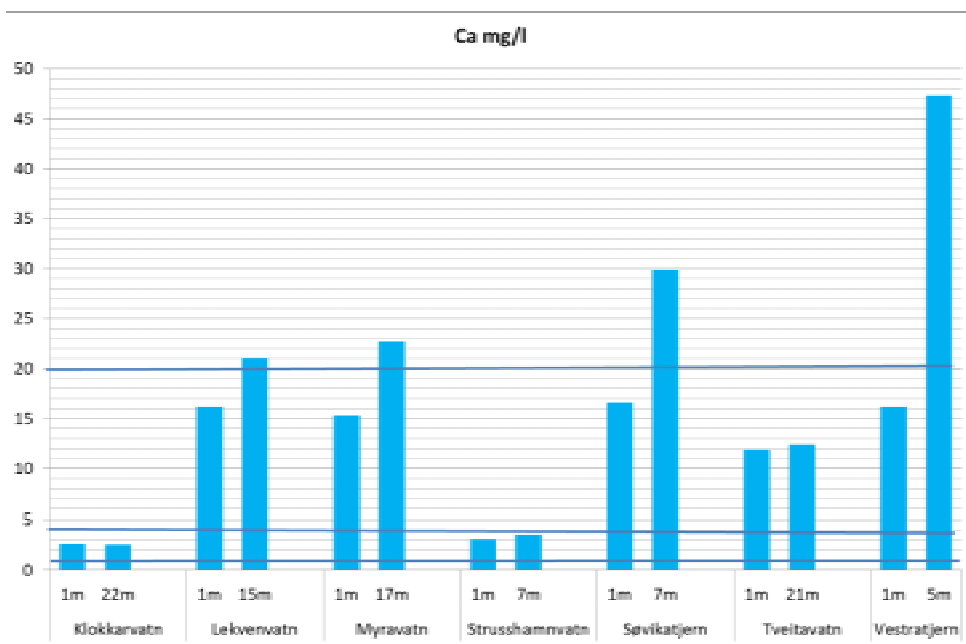
Alle vannforekomstene er beliggende i lavlandet og har et areal mindre enn 5 km².

Bare for Vestratjern var fargetallene i overflatevannet høyere enn 30 mg Pt/l som er angitt som øvre klassegrense for klarvanns innsjøer. Det vil være årstidsvariasjoner i fargeverdier. De høye verdiene kan være forårsaket av mye nedbør og avrenning fra myrområder i nedbørfeltet forut for prøvetakingene. Kalsiumkonsentrasjonene i overflatevannet varierte mellom 4 og 20 mg for de fleste innsjøene og defineres derved som «moderat kalrike». Strusshamtjern og Klokkevatnet hadde imidlertid lavere konsentrasjoner og blir karakterisert som kalkfattige utfra den ene vannprøven. Samlet sett blir da innsjøene av type 1, 3 og 4 i henhold til klassifiseringsveilederen (**Tabell 2**).

I Myrvatnet og Søvikatjernet var humusinnholdet høyere i bunnvannet enn i overflatevannet. Stor avrenning i løpet av sommer og høst vil påvirke overflatevannet. I dypere områder av innsjøen vil mikrobiell nedbrytning av organisk materiale bidra til økt humusinnhold. For kalsium var det for flere av innsjøene høyere konsentrasjoner i bunnvannet enn i overflatevannet. Kalsiumkonsentrasjonen i innsjøene er oftest et resultat av innholdet av kalsium i jordsmonn og berggrunn. Det er også kalsium i vegavrenningen, som del av vegsalt og vegslitasje. Andelen kalsium i vegsalt er imidlertid lav i forhold til klorid, langt lavere enn det som vises i vannprøvene fra innsjøene, slik at vanlig vegsalting bidrar ikke mye til kalsiuminnholdet. Den mest sannsynlige årsaken til høye konsentrasjoner i bunnvannet er at sedimenterende kalsiumholdig materiale løses i bunnvannet som er overmettet av karbon-dioksid (aggressivt CO₂). Når bunnvannet ikke blir med i sirkulasjonen, vil løst kalsium akkumulere. Det gir en forsterkende effekt på sjiktningen fordi mengden salter i bunnvannet øker.



Figur 9. Humusinnhold i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linjer angir grenseverdier mellom klar og humøs og meget humøs.



Figur 10. Kalsiuminnhold i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linjer angir grenseverdier mellom kalsiumklasser: Svært kalkfattig, kalkfattig, moderat kalkrik og kalkrik.

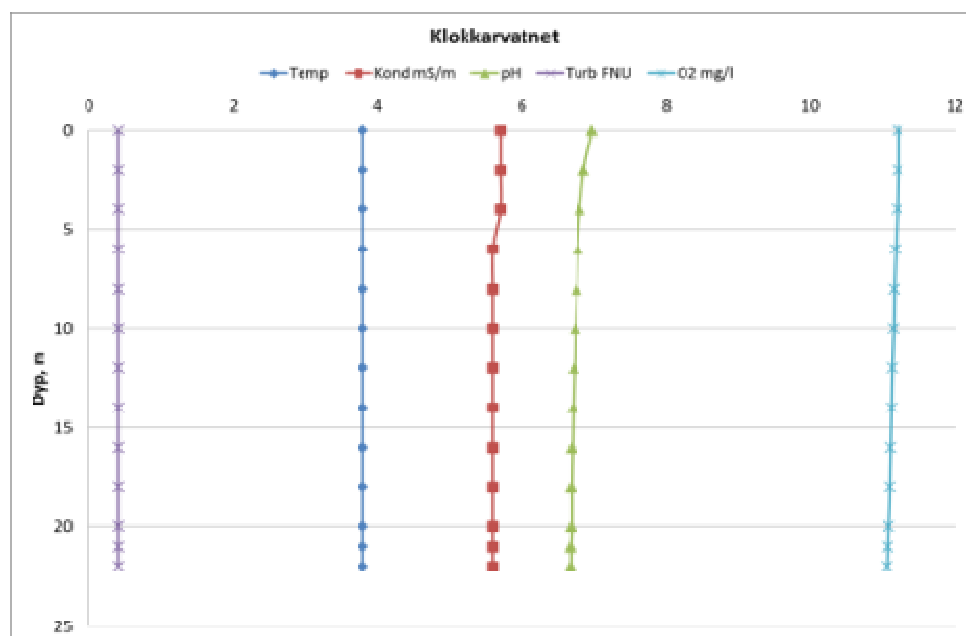
Tabell 2. Ulike data for hver innsjø.

	Vanntype	NGIG type	NVE Nr.	Areal km ²	H.o.h
Klokkarvatnet	1	L-N2	26897	0.1728	53
Lekvenvatnet	3	L-N1 + L-N4	144655	0.0104	37
Myrvatnet	3	L-N1 + L-N4	26784	0.0532	
Strusshamtjern	1	L-N2	26656	0.0553	
Søvikatjern	3	L-N1 + L-N4	144351	0.0207	1.7
Tveitavatnet	3	L-N1 + L-N4	26747	0.1447	50
Vestratjern	4	L-N8	144451	0.0123	

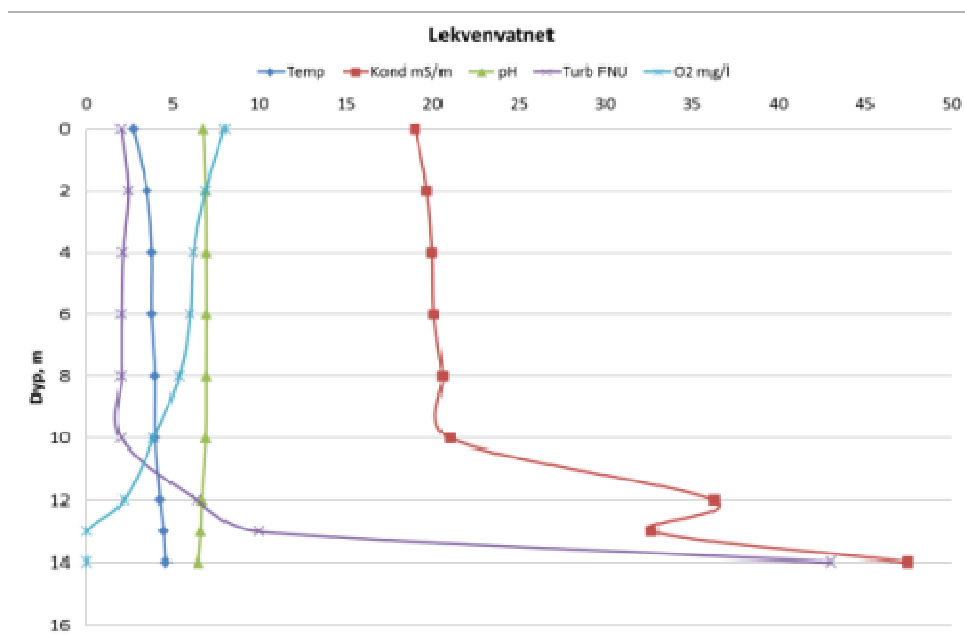
3.1.2 Sprangsjiktet

I alle innsjøene ble det målt konduktivitet (salter), oksygenkonsentrasjon, turbiditet (partikler) og temperatur gjennom hele vannsøylen etter at den potensielle fullsirkulasjonen normalt har foregått i løpet av senhøsten. Den mer eller mindre brå overgangen i fysiske og kjemiske forhold fra overflatevannet til bunnvannet kalles ofte sprangsjiktet. En tetthetsforskjell, som normalt i hovedsak skyldes temperaturforskjeller, holder overflatevannet og bunnvannet hver for seg unntatt under to perioder på året. Både høst og vår kommer det en situasjon der temperaturene etter hvert blir like både i bunnvannet og i overflatevannet. På dette tidspunktet har det ofte foregått en vindrevet fullsirkulasjon som blander vannmassene i innsjøene. Dersom det siger saltholdig vann mot bunnområdene i innsjøene, øker dette tettheten til bunnvannet. Det betyr at det må større krefter til for å klare og full-sirkulere vannet. Det blir derfor økt sannsynlighet for redusert sirkulasjon når vann med høyt saltinnhold lagres inn i bunnvannet. Det igjen medfører oksygenvinn og biologisk døde områder. Det kan samtidig medføre akkumulering av ytterligere salter og humusstoffer som igjen gir tyngre bunnvann. I perioden før og under prøvetakingen i 2012 var det flere perioder med kraftig vind som kan ha motvirket tendensen til stagnasjon av bunnvannet i saltpåvirkede innsjøer (Berit, Dagmar og Emil).

I **Klokkarvatnet** ble det ikke observert sjiktning i noen av variablene. Det var de samme verdiene øverst og nederst i vannsøylen (**Figur 11**). Dette viser at det har foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren. Konsentrasjonen av klorider var forholdsvis lave med ca. 10 mg/l både i overflatevannet og bunnvannet (**Figur 19**).

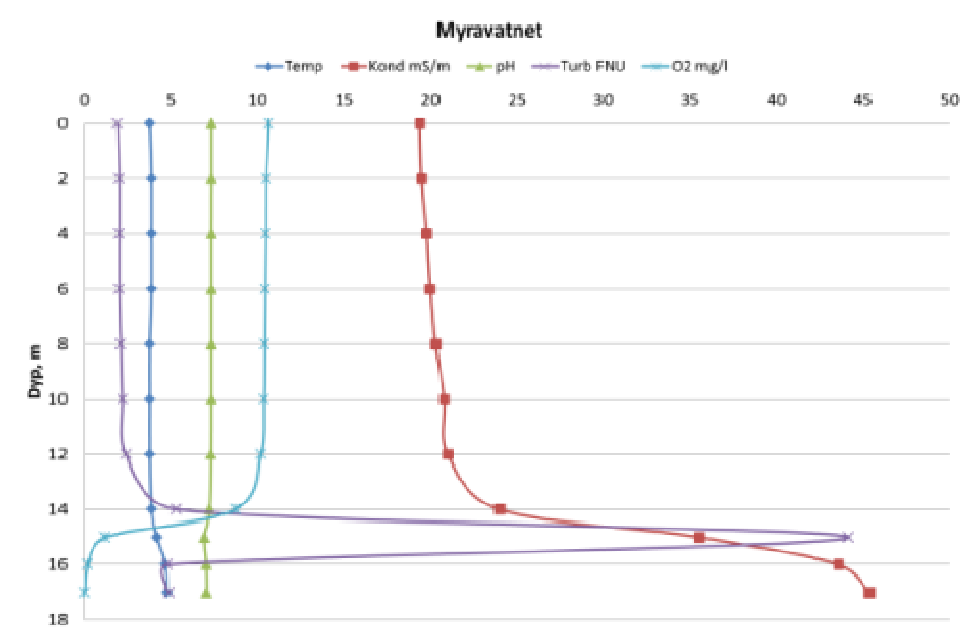
**Figur 11.** Variable målt gjennom hele vannsøylen i Klokkarvatn i januar 2012.

I **Lekvenvatn** ble det observert en tydelig kjemisk sjiktning (konduktivitet) mellom 10 m dyp og bunnen på 14 m (**Figur 12**). Konduktiviteten økte fra ca. 20 til ca. 48 mS/m. Oksygenkonsentrasjonen gikk mot 0 mg/l ved ca. 13 m dyp. Det ble her registrert H₂S gass som viser at det er oksygenfritt vann. Det var små forskjeller i temperatur og pH nedover i dypet. Turbiditeten økte betydelig mot bunnen. Vi vet ikke hva denne økningen skyldes, men det kan være akkumulering av sedimenterende organisk materiale i dette dypet. Det kan også være et bakterielag eller en kombinasjon av disse. Det ble også observert en tydelig, men ikke stor kloridgradient med ca. 30 mg/l i overflaten og ca. 50 i bunnvannet (**Figur 19**). I det oksygenfrie bunnvannet vil det også være humusstoffer og andre ioner og som bidrar til saltholdighet og derved til tyngre vann (større tetthet). I Lekvenvatnet ble det påvist høye konsentrasjoner av kalsium som vil bidra til høy tetthet. Det synes altså ikke å ha foregått en fullsirkulasjon i Lekvenvatnet frem til prøvetakingen i januar 2012.



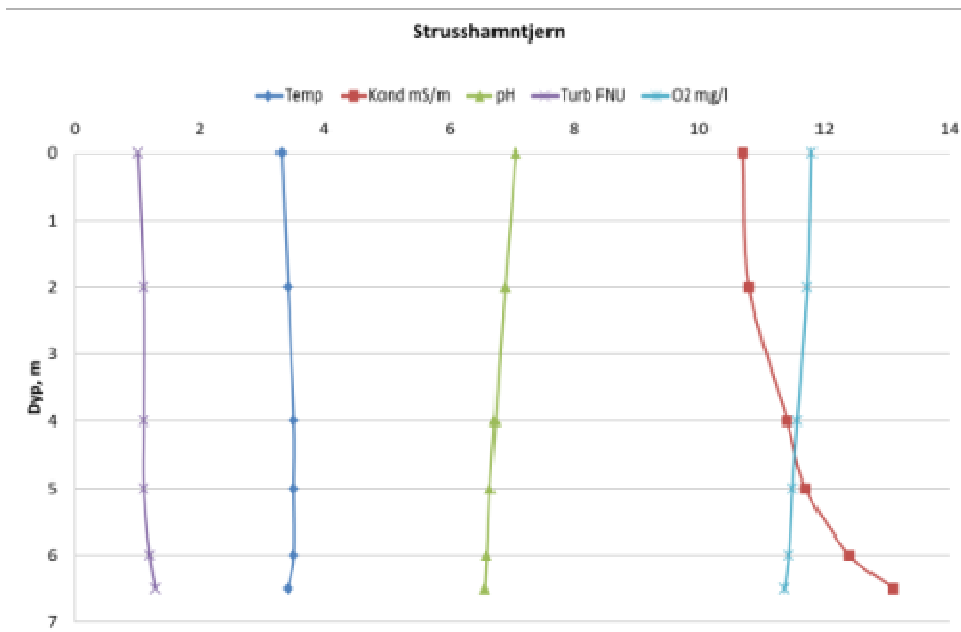
Figur 12. Variable målt gjennom hele vannsøylen i Lekvenvatn i januar 2012.

I **Myrvatnet** ble det observert en tydelig kjemisk sjiktning (konduktivitet) mellom 14 m dyp og bunnen på 17 m (**Figur 13**). Konduktiviteten økte fra ca. 19 til ca. 45 mS/m. Oksygenkonsentrasjonen gikk mot 0 mg/l ved ca. 16 m dyp. Det ble her registrert H₂S gass som viser at det er oksygenfritt vann. Det var små forskjeller i temperatur og pH nedover i dypet. Turbiditeten økte betydelig ved 15 m dyp. Vi vet ikke hva denne økningen skyldes, men det kan være akkumulering av sedimenterende organisk materiale i dette dypet. Det kan også være et bakterielag eller en kombinasjon av disse. Det ble også observert en tydelig kloridgradient med 37 mg/l i overflaten og ca. 86 i bunnvannet (**Figur 19**). I det oksygenfrie bunnvannet vil det også være humusstoffer og andre ioner og som bidrar til saltholdighet og derved til tyngre vann (større tetthet). I Myrvatnet ble det påvist høye konsentrasjoner av kalsium som vil bidra til høy tetthet. Det hadde altså ikke foregått en fullsirkulasjon frem til prøvetakingen i januar 2012.



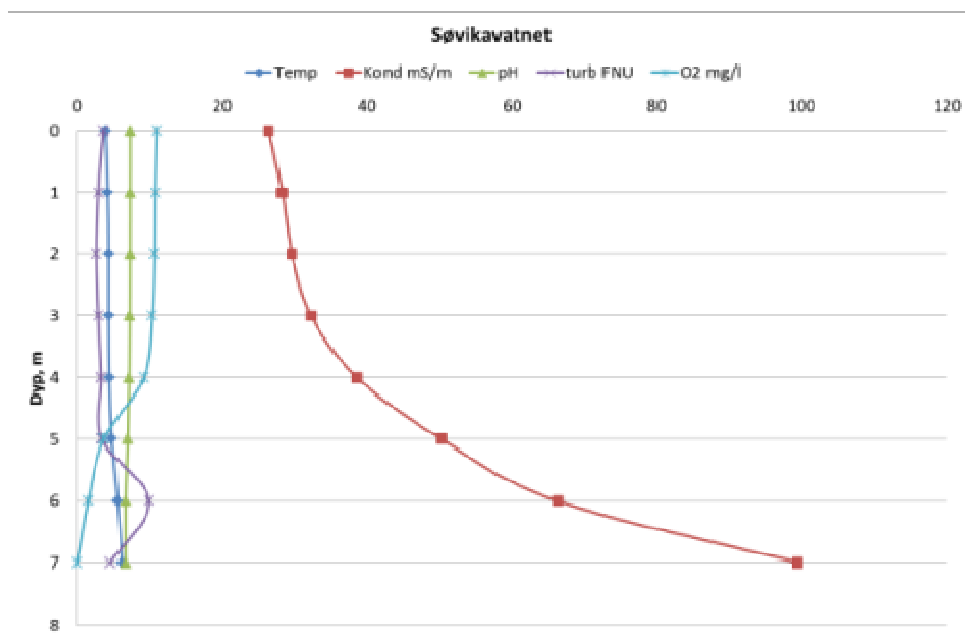
Figur 13. Variable målt gjennom hele vannsøylen i Myrvatn i januar 2012.

I **Strusshamntjernet** ble det ikke observert vesentlig sjiktning i noen av variablene. Det var stort sett de samme verdiene gjennom hele vannsøylen (**Figur 14**). Det ble imidlertid observert en svak kjemisk gradient med økt konduktivitet mot bunnen. Det var også en liten kloridgradient med ca. 28 mg/l i overflatevannet og ca. 35 bunnvannet (**Figur 19**). Dette er moderat høye kloridkonsentrasjoner. Resultatene viser at det har foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren, men også at det skjer en akkumulering av klorider i bunnvannet etter høstsirkulasjonen.



Figur 14. Variable målt gjennom hele vannsøylen i Strusshamntjern i januar 2012.

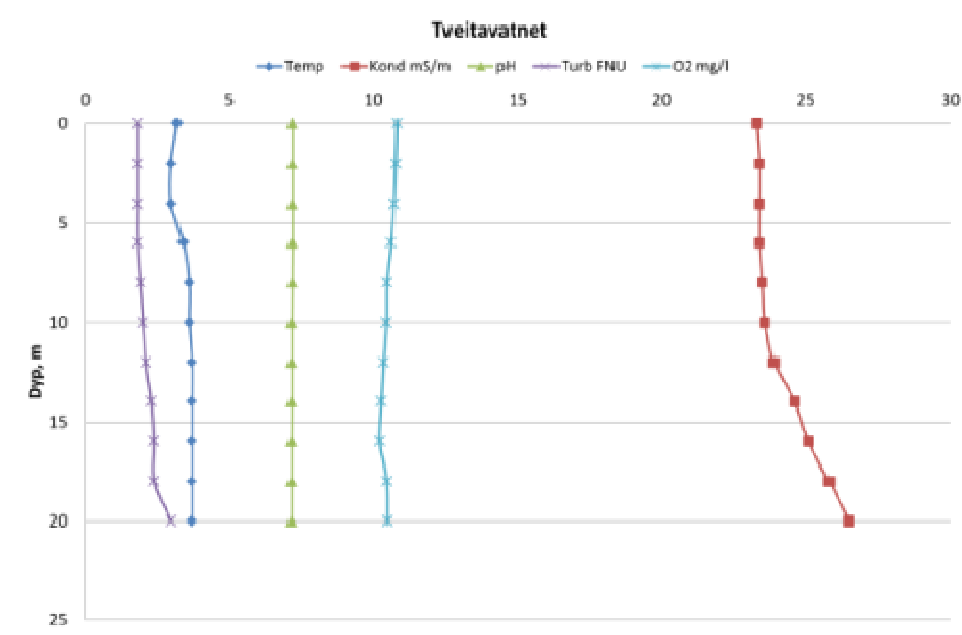
I **Søvikvatnet** ble det observert en tydelig kjemisk sjiktning (konduktivitet) fra 3-4 m dyp og til bunnen på 7 m (**Figur 15**). Konduktiviteten økte fra ca. 30-40 mS/m til nærmere 100 mS/m. Oksygenkonsentrasjonen gikk mot 0 mg/l helt nede ved bunnen. Det ble her registrert H₂S gass som viser at det er oksygenfritt vann. Det var små forskjeller i temperatur og pH nedover i dypet. Turbiditeten hadde en topp ved ca. 6 m dyp. Vi vet ikke hva denne økningen skyldes, men det kan være akkumulering av sedimenterende organisk materiale i dette dypet. Det kan også være et bakteriellag eller en kombinasjon av disse. Det ble observert en tydelig kloridgradient med 65 mg/l i overflaten og ca. 228 i bunnvannet (**Figur 19**). Dette er høye verdier i overflate og meget høye i bunnvannet. I det oksygenfrie bunnvannet vil det også være humusstoffer og andre ioner og som bidrar til saltholdighet og derved til tyngre vann (større tetthet). I Søvikvatnet ble det påvist høye konsentrasjoner av kalsium som vil bidra til høy tetthet. Den kraftige kloridgradienten antyder at det er en saltindusert stagnasjon med oksygenvinn.



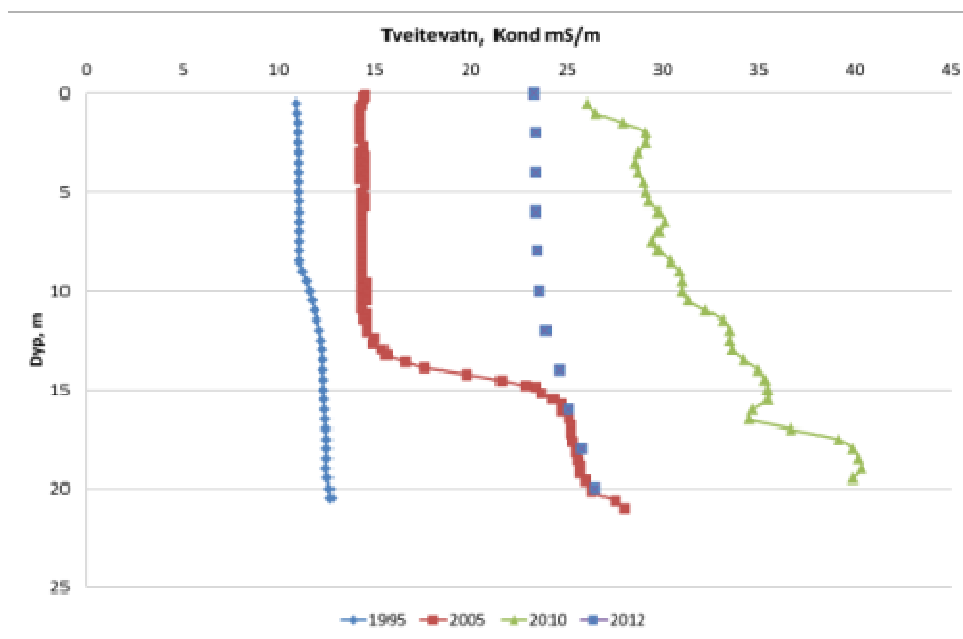
Figur 15. Variable målt gjennom hele vannsøylen i Søvikvatn i januar 2012.

I **Tveitavatnet** ble det ikke observert vesentlig sjiktning i noen av variablene. Det var stort sett de samme verdiene gjennom hele vannsøylen (**Figur 16**). Det ble imidlertid observert en svak kjemisk gradient mot bunnen. Konduktiviteten økte fra ca. 23 til ca. 26 mS/m. Det var også en kloridgradient med ca. 54 mg/l i overflatevannet og ca. 63 mg/l bunnvannet (**Figur 19**). Resultatene viser at det har foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren, men også at det har vært en akkumulering av klorider i bunnvannet etter høstsirkulasjonen.

Tveitavatnet har også tidligere vært undersøkt med hensyn på vegforurensninger (Bækken og Haugen 2005, Bækken og Haugen 2010). Det har vært av interesse å se om en tidligere observert kjemisk sjiktning har holdt stand eller om sjiktningen brytes etter lengre isfrie perioder og perioder med ekstremvær. Fra 1995 til 2010 økte konduktiviteten i høstprøver fra ca. 11 til ca. 26 mS/m i overflatevannet, og fra ca. 13 til ca. 40 mS/m i bunnvannet (**Figur 17**). Prøvene i 2005 viste en kraftig sjiktning i konduktivitet med oksygenvinn. Fram til 2010 økte saltholdigheten betydelig, men sjiktningen var svakere. Som vist over har det før prøvetakingen 8. januar 2012 har det vært en full sirkulasjon av vannmassene. Prøvene fra januar 2012 viste lavere konduktivitet. Kloridkonsentrasjonen lå i på omkring samme nivå som i 2010, men med mindre gradient mot bunnen.



Figur 16. Variable målt gjennom hele vannsøylen i Tveitvatn i januar 2012.

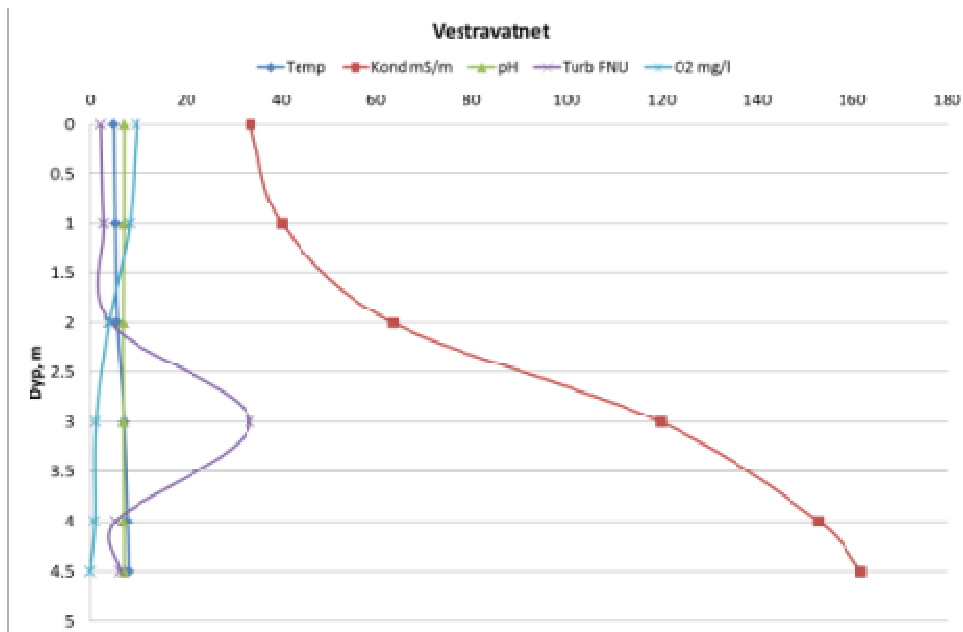


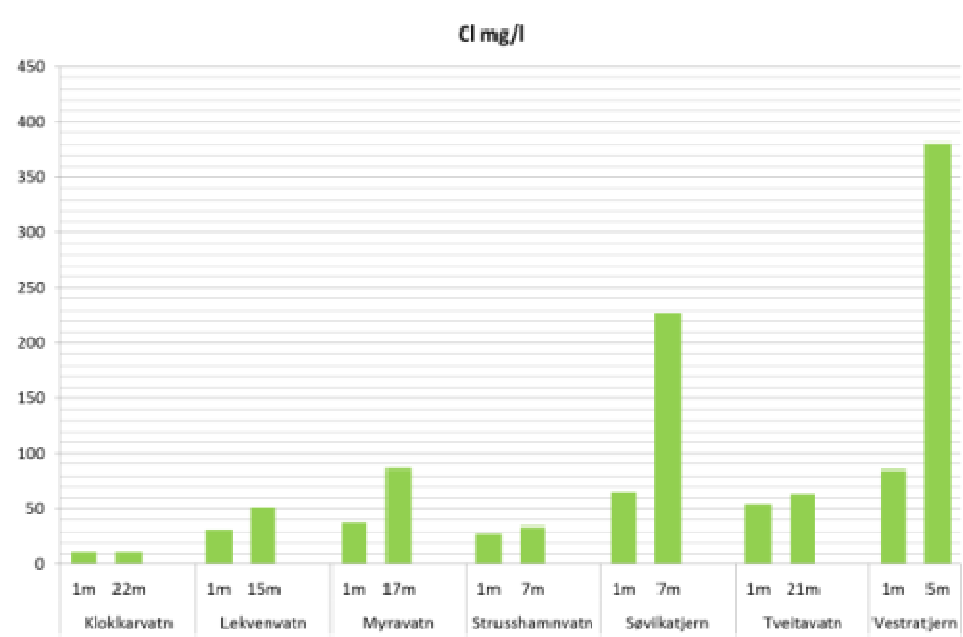
Figur 17. Konduktivitetsprofiler i Tveitvatn i oktober/november-prøver 1995, 2005 og 2010 samt januar 2012.

Tabell 3. Tidsutvikling i variable ved 1 m og 20 m dyp i Tveitvatnet

	Dyp	20.10.1995	09.11.2005	16.12.2010	08.01.2012
Kond	1m	11	14	26.1	23
	20m	13	26	39.6	26
Cl	1m		19.4	50.9	54.3
	20m		49.6	88.5	63.5
Ca	1m			15.2	11.9
	20m		14.3	16.7	12.4
O2	1m		11	8.3	11
	20m		0.2	1.3	10.5

I **Vestratjernet** ble det observert en tydelig kjemisk sjiktning (konduktivitet) fra ca. 1-2 m dyp og til bunnen på 4.5 m dyp (**Figur 18**). Konduktiviteten økte fra ca. 30 til ca. 160 mS/m. Oksygenkonsentrasjonen gikk mot 0 mg/l ved ca. 3 m dyp og til bunnen. Det ble her registrert H₂S gass som viser at det er oksygenfritt vann. Det var små forskjeller i temperatur og pH nedover i dypet. Turbiditeten hadde en topp ved ca. 3 m dyp. Dette kan være et bakterielag eller også akkumulerende organiske partikler. Det ble observert en tydelig kloridgradient med 85 mg/l i overflaten og ca. 380 mg/l i bunnvannet (**Figur 19**). Dette er høye verdier i overflate og meget høye i bunnvannet. I det oksygenfrie bunnvannet vil det også være humusstoffer og andre ioner og som bidrar til saltholdighet og derved til tyngre vann (større tetthet). I Vestratjernet ble det påvist høye konsentrasjoner av kalsium som vil bidra til høy tetthet. Det har sannsynligvis ikke foregått en fullsirkulasjon, og vannet har trolig en saltindusert stagnasjon med oksygenvinn.

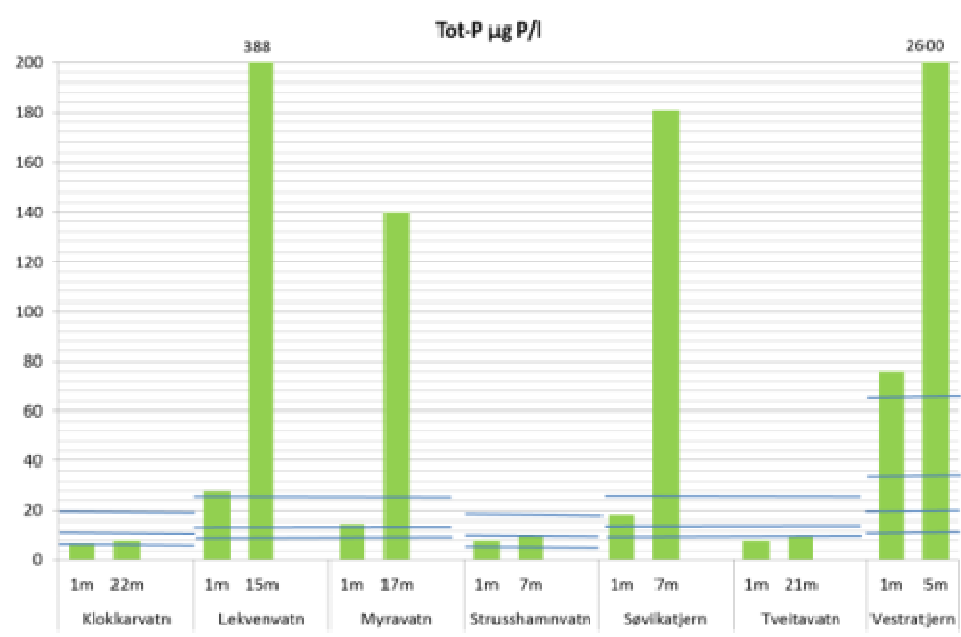
**Figur 18.** Variable målt gjennom hele vannsøylen i Vestratjern i januar 2012.



Figur 19. Kloridkonsentrasjoner i innsjøene ved to dyp i januar 2012.

3.1.3 Fosfor

Konsentrasjonene av fosfor vil naturlig kunne variere mye gjennom året, og vil øke f.eks. under nedbør og avrenningsepisoder, særlig senhøstes. Klassifisering av tilstand skal derfor baseres på årsmiddel for månedlige målinger i vekstsesongen. De foreliggende resultatene for fosfor må derfor tolkes med forsiktighet og gir bare en grov indikasjon. Både for Klokkarvatn, Strusshamntjern og Tveitavatn indikerte verdiene god tilstand (**Figur 20**). For de andre innsjøene varierte tilstanden fra moderat til svært dårlig. Generelt var det høyere konsentrasjoner av totalt fosfor i bunnvannet enn i overflaten. Det er ganske vanlig i næringsrike innsjøer. Ved oksygenvinn i bunnvannet løses fosfor fra sedimentet. For de fire innsjøene med oksygenvinn i bunnvannet, Lekvenvatn, Myravatn, Søvikatjern og Vestratjern, var fosforkonsentrasjonene i bunnvannet til dels meget høye. Den observerte økningen av fosfor i bunnvannet kan derfor tenkes å være utlekking fra sedimentet. På grunn av stagnasjon og oksygenvinn kan vi altså få en interngjødsling fra fosforrike sedimenter i innsjøen som vil medføre økt tilgang på fosfor (eutrofiering) også i overflatevannet med påfølgende økt algeproduksjon.



Figur 20. Konsentrasjonen av totalt fosfor i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linjer angir grenseverdier mellom tilstandsklasser for hver vanntype.

3.1.4 Metaller

Generelt sett var det lave konsentrasjoner av metaller i vannprøvene fra alle innsjøene (**Tabell 4**). I henhold til Klifs vannkvalitetskriterier (Andersen et al 1997) var innsjøene ubetydelig eller moderat forurenset av de fleste metallene. Unntaket var kobber (Cu) som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende forurensningsklasse markert og sterkt forurenset i flere innsjøer. Nikkel (Ni) ble også funnet i forhøyede konsentrasjoner, men bare i Strusshamnvatn (markert forurenset). De høyeste kobberkonsentrasjonene var oftest å finne i overflatevannet. Antimon (Sb) ble analysert fordi dette skal være et metall som følger vegtrafikken. Konsentrasjonene var lave og det kunne ikke spores forskjeller mellom innsjøene. Høye konsentrasjoner av jern (Fe) i bunnvannet på noen av innsjøene skyldes utløsning av jern ved oksygenvinn.

Tabell 4. Metallinnhold i vannprøver fra 1 m dyp og fra dypeste punkt i innsjøene fra januar 2012. Farger henviser til forurensningsklasser i henhold til Klif (Andersen et al 1997).

		Cd	Cr	Cu	Fe	Na	Ni	Pb	Sb	Zn
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Klokkevatn	1m	0.038	0.20	6.0	31	6	0.37	0.23	0.05	8.15
	22m	0.031	0.20	1.1	39	6	0.39	0.14	0.06	7.60
Lekvenvatn	1m	0.026	0.34	3.1	180	17	2.00	0.21	0.09	11.70
	15m	0.027	0.53	1.9	4040	28	1.30	0.14	0.06	5.82
Myravatn	1m	0.024	0.20	1.8	270	20	0.47	0.13	0.09	4.97
	17m	0.021	<0.1	0.6	13100	53	0.35	0.13	0.08	3.39
Strusshamnvatn	1m	0.046	0.30	1.6	150	15	2.52	0.40	0.08	15.40
	7m	0.047	0.20	1.8	160	19	2.56	0.45	0.10	16.90
Søvikatjern	1m	0.031	1.60	2.5	180	41	0.77	0.14	0.10	6.82
	7m	0.020	<0.1	1.0	6510	147	0.50	0.17	0.10	5.51
Tveitvatn	1m	0.022	<0.1	2.5	480	34	0.74	0.18	0.10	14.80
	21m	0.027	<0.1	2.6	521	40	0.67	0.20	0.10	16.10
Vestratjern	1m	0.034	0.10	4.1	240	51	0.81	0.17	0.22	16.00
	5m	0.026	<0.1	1.2	36800	244	0.35	0.24	0.10	5.13

3.2 Sedimentkjemi

Sedimentet var i preget av organisk materiale. Sedimentene var mørkebrune og i stor grad homogene. Det var imidlertid også særegenheter ved flere av sedimentene: I Lekvenvatn var det et tynt grått slamlag på ca. 10 cm dyp, samt svarte sulfidutfellinger (**Figur 21**). Noe tilsvarende ble observert i sedimentet fra Søvikatjern og Myravatn. Atypiske sedimentlag kommer ofte fra spesielle hendelser i nedbørfeltet som f.eks. graving eller andre større utslipp av partikler til innsjøen. Sulfidutfellinger har sammenheng med oksygenfrie forhold. Sedimentet fra Tveitavatn hadde et ganske homogen grått lag på de øverste ca 20 cm. Vanninnholdet i prøvene var stort med en tørrstoffmengde på mellom ca 5 % og 25 % . Andelen organisk materiale var mellom 24 % og 75 % . Konsentrasjonene av fosfor i sedimentet var moderat høyt, og varierte noe mellom overflate og bunn. Konsentrasjonene av totalt nitrogen (tot-N) og totalt organisk karbon (TOC) var forholdsvis høye og er en konsekvens av stort innhold av organisk materiale.

Konsentrasjonene av metaller var forholdsvis lave med verdier tilsvarende ubetydelig eller moderat forurenset sediment sett i forhold til Klifs sedimentkvalitetskriterier 1997. Unntak her var kobber (Cu) som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset i overflatesedimentene fra Lekvenvatnet og Tveitvatnet. Likeså var sedimentet fra Lekvenvatn markert forurenset av sink. Det er ellers å merke seg at det var en stor forskjell mellom konsentrasjonen i bunnen av sedimentsøylen (referansen) og overflatesedimentet for mange av metallene. Først og fremst viser dette at bunn-sedimentet i disse prøvene er et godt referansesediment. Den forhøyede natriumkonsentrasjonen (Na) overflatesedimentene i flere av innsjøene skyldes trolig påvirkning fra vegsalt.

I henhold til oppdaterte klassegrenser i 2007 (Klif 2007) gjeldene for fjordområder (tilsvarende finnes ikke for ferskvann) hadde sedimentene ved de ulike innsjøene meget ulike tilstander. Dersom sedimentene har vært urørt fra ytre påvirkninger er det å anta at bunnsedimentet i hver søyle er en referanse avsatt før det ble vesentlig biltrafikk. Overflatesedimentene (her ca. 2cm) representerer en periode på de siste 5-20 årene, avhengig av sedimentasjonshastigheten i gjeldene innsjø. Konsentrasjonene av PAH16 i overflatesedimentet varierte fra ca. 150 µg/kg i Strusshamnvatn til ca. 6400 g/kg i Klokkarvatn. I bunnsedimentet i flere av innsjøene var det høyere konsentrasjoner enn i overflatesedimentet. I Tveitavatn var konsentrasjonen her meget høy. Vi vet ikke den spesifikke grunnen til dette, men det kan være flere kilder fra tidligere tider som her kommer fram. Det har bl.a. vært søppelplass og vaske/oppstillingsplass for Bergens Sporveier med avrenning mot vatnet. PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Det produseres ved forbrenning av drivstoff. Det finnes imidlertid også i asfalt og bildekk. Andre kilder som kan bidra til PAH er skogbrann, bråtebrenning og vedfyring, men også industri der oljer og tjærestoffer har vært anvendt kan ha bidratt. Der hvor det er høye konsentrasjoner i bunnsedimentet, kan de sistnevnte kildene være mulige forklaringer.

Tabell 5. Konsentrasjoner av ulike variable i overflate (Topp)- og bunnsedimenter (Bunn).

		Tørrstoff	Gløderest	Organisk	Tot P	Tot N	TOC	Ca
		%	% TS	% TS	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
Klokkarvatn	topp	10.9	69	31	6.5	10.8	137	4.46
	bunn	10.9	55	45	3.3	11.4	218	4.4
Lekvenvatn	topp	4.98	62	38	5.8	15.6	200	7.89
	bunn	7.24	44	56	4.5	20.2	285	9.06
Myravatn	topp	16	68	32	8.6	9.61	164	7.77
	bunn	16.3	67	33	4.5	10.8	181	4.72
Strusshamntjern	topp	25	70	30	3.6	7.41	160	5.15
	bunn	11.8	45	55	3.1	14.6	271	3.46
Søvikatjern	topp	16.7	76	24	5.1	8.56	115	8.75
	bunn	16.4	60	40	3	15.2	211	6.73
Tveitvatn	topp	11.7	72	28	4.4	8.06	140	6.17
	bunn	14.7	66	34	10.1	11.6	166	5.12
Vestratjern	topp	9.56	56	45	9.6	13.5	197	11.9
	bunn	10.9	26	75	3	17.5	437	10.6



a) Klokkarvatn 26 cm



b) Lekvenvatn 23cm



c) Myravatn 24 cm



d) Strusshamntjern 13 cm



e) Søvikatjern 17 cm



f) Tveitvatn 38 cm



g) Vestratjern 27 cm

Figur 21. Sedimentprøver fra største dyp i hver av innsjøene (a-g).

Tabell 6. Konsentrasjon av metaller i overflatesedimentene (Topp) og bunnsedimentet (Bunn). Farger henviser til forurensningsklasser i henhold til Klif (Andersen et al 1997).

		Ubetydelig	Moderat	Målkert	Sterkt	Meget sterkt					
		Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Na	Ni	Pb	Sb	Zn
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Klokkarvatn	topp	1.12	27.6	75	59400	0.34	442	21.9	180	<0.50	321
	bunn	0.18	18.9	28	40800	0.25	272	17.5	71.8	<0.50	70.4
Lekvenvatn	topp	1.17	67.8	192	47700	0.23	881	63.3	153	0.89	965
	bunn	0.17	49.8	47	29000	<0.20	474	31.9	23.8	<0.50	143
Myrvatn	topp	0.45	77.1	147	69600	<0.20	1040	50.3	72.5	0.52	429
	bunn	<0.10	83.1	58	75600	<0.20	719	39	102	0.74	163
Strusshamntjern	topp	0.42	50.6	50	29400	<0.20	640	40.6	62.8	<0.50	210
	bunn	0.11	30.7	25	13200	<0.20	535	19.9	38.7	<0.50	49.6
Søvikatjern	topp	0.76	55.6	110	48800	0.29	2340	48.3	42.9	<0.50	441
	bunn	0.46	30.8	32	28500	0.28	2320	24.6	56.9	<0.50	126
Tveitevatn	topp	1	51.8	192	124000	<0.20	1200	38.1	101	0.94	706
	bunn	1.82	51.2	75	57500	0.34	523	31.7	133	0.68	610
Vestratjern	topp	0.7	49.3	246	66200	<0.20	3230	43.5	38.2	<0.50	430
	bunn	0.94	15.4	33	17800	<0.20	1550	16.7	81.3	<0.50	205

Tabell 7. Konsentrasjoner av 16 PAH forbindelser i overflatesedimentene (Topp) og bunnsedimentet (Bunn). Fargene er i henhold til Klif 2007.

		Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig				
		07.01.2012	07.01.2012	07.01.2012	07.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012
		Klokkarvatn	Klokkarvatn	Lekvenvatn	Lekvenvatn	Myrvatn	Myrvatn	Strusshamnvatn	Strusshamnvatn	Strusshamnvatn
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn	bunn
Sum PAH16	µg/kg t.v.	6416	760.8	638	741	2153	6317	150	1801	
Sum KPAH	µg/kg t.v.	4290	215	67	270	1002	3720	120	916	
Sum NPD	µg/kg t.v.	1139	173.1	483	516	331	1024	120	355	
Naftalen	µg/kg t.v.	740	67	67	270	i	650	120	150	
Acenaftylen	µg/kg t.v.	24	5.8	<20	<6	21	14	<25	6	
Acenaften	µg/kg t.v.	100	15	19	93	95	100	<20	37	
Fluoren	µg/kg t.v.	110	18	110	120	100	100	30	63	
Dibenzotiofen	µg/kg t.v.	29	7.1	26	16	21	24	<20	15	
Fenantren	µg/kg t.v.	370	99	390	230	310	350	<210	190	
Antracen	µg/kg t.v.	52	18	52	28	35	53	<20	29	
Fluoranten	µg/kg t.v.	460	140	<400	<150	240	650	<600	150	
Pyren	µg/kg t.v.	350	140	<350	<120	<120	480	<500	130	
Benso(a)antracen	µg/kg t.v.	180	<80	<650	<220	<220	<220	<900	<80	
Krysen	µg/kg t.v.	400	<100	<850	<300	<300	300	<1200	<100	
Benso(b)fluoranten	µg/kg t.v.	1500	<125	<1000	<400	530	1100	<1500	340	
Benso(k)fluoranten	µg/kg t.v.	340	<50	<400	<150	<150	350	<600	85	
Benso(e)pyren	µg/kg t.v.	670	74	<400	<150	260	490	<600	190	
Benso(a)pyren	µg/kg t.v.	250	63	<400	<150	<150	340	<600	64	
Perylen	µg/kg t.v.	450	71	220	i	i	≤2400	240	160	
Indeno(123cd)pyren	µg/kg t.v.	750	73	<320	<110	410	850	<460	240	
Dibenso(ah)antracen	µg/kg t.v.	130	12	<90	<30	62	130	<125	37	
Benso(ghi)perylene	µg/kg t.v.	660	110	<280	<100	350	850	<400	280	

Tabell 8. Konsentrasjoner av 16 PAH forbindelser i overflatesedimentene (Topp) og bunnsedimentet (Bunn). Fargene er i henhold til Klif 2007.

		08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012	08.01.2012
		Søvikatjern	Søvikatjern	Tveitavatn	Tveitavatn	Vestratjern	Vestratjern
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn
Sum PAH16	µg/kg t.v.	930	4335	2894	21817	1355	8901
Sum KPAH	µg/kg t.v.	267	2445	1368	12380	380	4990
Sum NPD	µg/kg t.v.	416	448	620	1859	760	576
Naftalen	µg/kg t.v.	180	150	380	570	380	120
Acenaftylen	µg/kg t.v.	8.4	9.3	17	57	12	14
Acenaften	µg/kg t.v.	60	53	61	120	120	42
Fluoren	µg/kg t.v.	88	73	55	160	140	45
Dibenzotiofen	µg/kg t.v.	16	18	30	89	30	36
Fenantren	µg/kg t.v.	220	280	210	1200	350	420
Antracen	µg/kg t.v.	29	45	33	200	43	70
Fluoranten	µg/kg t.v.	<100	500	230	3200	<150	1400
Pyren	µg/kg t.v.	98	390	460	2400	160	1000
Benso(a)antracen	µg/kg t.v.	<150	150	<80	1300	<220	430
Krysen	µg/kg t.v.	<200	300	<100	1500	<300	760
Benso(b)fluoranten	µg/kg t.v.	<250	750	400	3600	<400	1500
Benso(k)fluoranten	µg/kg t.v.	<100	220	87	1200	<150	490
Benso(e)pyren	µg/kg t.v.	<100	330	360	1800	<150	630
Benso(a)pyren	µg/kg t.v.	<100	240	170	1600	<150	530
Perylen	µg/kg t.v.	72	520	420	930	i	s2600
Indeno(123cd)pyren	µg/kg t.v.	87	550	270	2200	<110	970
Dibenso(ah)antracen	µg/kg t.v.	<20	85	61	410	<30	190
Benso(ghi)perylene	µg/kg t.v.	160	540	460	2100	150	920

3.3 Tiltak

I denne undersøkelsen er det registrert fire innsjøer med en saltindusert stagnasjon med oksygenvinn. Tveitavatnet er tidligere observert med saltindusert stagnasjon. Disse er Lekvenvatn, Myravatn, Søvikatjern og Vestratjern.

Ofte går overvannet fra veganlegg via tradisjonelle sandfang før det når resipienten. Sandfang har begrenset rensesvne og vil bare holde tilbake de tyngste partiklene. Ved stor vannføring vil det også foregå en resuspensjon av de lettere partiklene i sandfanget. Trolig vil en stor del av forurensningene som når sluk- og rørsystemene også nå resipienten.

Overvannet fra veganlegget ved de fire nevnte innsjøene går via grøfter og innløpsbekker og direkte i avrenning mot innsjøene. I tillegg er det observert kummer og sluk som synes å ha avrenning via drenerør mot de undersøkte innsjøene. Avrenningsvannet vil derfor dels følge grøftene, og dels renne direkte av på overflaten ut til innsjøene eller det vil infiltreres i grunnen og følge grunnvannet til innsjøene.

I grøfter og veiskråninger vil en større eller mindre del av forurensningene holdes tilbake ved at overvannet infiltreres i vegetasjon og jordsmonn. Vegsalt er imidlertid fullstendig vannløselig. Kloridene følger med vannet. Det er derfor ikke mulig på en enkel måte å rense dette bort. For miljøgifter som tungmetaller og organiske miljøgifter (bl.a. PAH), som i stor grad er partikkelbundet, er det mulig å rense bort mye. Til dette kan en bl.a. anvende renses og fordrøyningsbasseng.

For å redusere/avslutte påvirkningen av vegsalt må det gjøres andre tiltak:

- 1) Redusere/stoppe saltingen på aktuell strekning. Alternativer til salt kan da vurderes, som f.eks. grus.
- 2) Lede vekk avrenningsvannet til andre og mer egnede resipienter. Dette er bør kunne vurderes ved alle de fire innsjøene. Tiltaket krever tetting av vegskuldre og veggrøfter, og muligens legging av overvannsrør for oppsamling av salt avrenningsvann. Denne løsningen kan eventuelt kombineres med rensing og fordrøyningsbassenger
- 3) Fordrøyning i rensbasseng. Fordrøyning vil kunne redusere konsentrasjonstoppene i saltavrenningen, men vil ha lite å si for den totale saltbelastningen.

Fordrøynings-/rensbasseng kan bidra til rensing av vegforurensninger. Forurensningene tilføres bassenget som ulikt store partikler og/eller i vannløst form. Størstedelen av metaller og organiske mikroforurensninger er bundet til partikler, mens vegsalt, noen organiske forurensninger og noen tilstandsformer av metaller er i vannløsning. De minste partiklene kan være fordelt i vannfasen lenge selv i stillestående vann, og sedimenterte partikler kan resuspendere fra bunnslammet i bassenget under flomepisoder og transporteres til resipienten. Det er de minste partiklene som oftest også har den høyeste konsentrasjonen av forurensninger.

Effektiviteten til fordrøynings-/rensbassenger er variabel og avhenger av konstruksjonen. Størrelsen på bassenget i forhold til vanngjennomstrømmingen, vannets oppholdstid, er viktige egenskaper. Tilførte partikler må gis nok tid til å sedimentere og flomtopper samt forurensningsstopper i avrenningen må dempes. Ulike konstruksjoner og typer av basseng kan ha ulike virkninger. Bassengtyper med våtmarksanlegg har bedre rensingsevne enn rene betongbassenger.

Bassengkonstruksjoner er arealkrevende, og det er i dette tilfellet liten plass til slike. Det synes derfor lite egnet med rensbasseng som tiltak i områdene ved disse vannene.

Lekvenvatn (Figur 3, Figur 22):

Vann fra vegskulder til E39 renner av til Nilsavegen langs hele vannet, og samles opp i to kummer. Disse drenerer trolig i stikkrenne under vegen og renner ut i vannet. Saltbruk på Nilsavegen renner delvis av i grøfter og skråning mot Lekvenvatnet.

Utover et generelt råd om redusert saltbruk, bør det vurderes å redusere salttilførselen til Lekvenvatnet ved å lede overvannet mot bekk som renner av mot fjorden på vestsiden av E39. Ved et slikt tiltak er det nødvendig å etablere tette vegskuldre og grøfter, som eventuelt sammen med drenerør og kummer leder avrenningsvannet mot denne resipienten. Fjordresipienten er langt mer robust til å ta i mot vegforurensninger, og tilførsler av vegsalt har ingen betydning der.



Figur 22. Lekvenvatn: a) Øverst t.v. drensør i vegskråningen mot Lekvenvatnet fra kummer ved veganlegget. b) høyre: Vegskråning mot vatnet. c) nederst: Lekvenvatnet sett mot veganlegget. *Foto: Anders Hobæk (øverst) og Torleif Bækken.*

Myravatn (Figur 4, Figur 23):

Overvann fra vegen renner av mot vegskulder langs hele vannet, men trolig mest i den sørlige delen av vannet. Det er sluk langs vegen på motsatt siden av Myravatnet. Hvorvidt disse er koblet til drensør langs vegen er usikkert. Mye tyder på at de samler overvann som ledes under veg og har avløp i vegskråningen mot vannet. Minst tre stikkrenner har avløp mot vannet i sørlige del av innsjøen.

Utover et generelt råd om redusert saltbruk, kan det vurderes å redusere salttilførselen til Myravatnet ved å lede overvannet mot utløpsbekken fra Myravatnet. Ved et slikt tiltak er det nødvendig å etablere tette vegskuldre og grøfter, som eventuelt sammen med drensør og kummer lede avrenningsvannet

mot den nye resipienten. Tiltaket vil imidlertid medføre en større belastning på nedenforliggende ferskvannsresipienter, inkludert bekkesystemet og Eikelundstjernet. Fjordresipienten og Nordåsvatnet er imidlertid langt mer robust til å ta i mot vegforurensninger. Salt har ingen betydning der.



a)



b)



c)

Figur 23. Myrvatn: a) Øverst t.v., avrenningsspor fra rør i vegskråning mot vannet i sørenden. b) Høyre, veg og vegskråning sett mot sør. c) Under: I bakgrunnen er veg med bakke og sving langs sørenden av Myrvatnet. Hvit bil står på privat grusveg. *Foto: Anders Hobæk (øverst) og Torleif Bækken.*

Søvikatjern (Figur 6, Figur 24):

Søvikatjern har hovedvegen langs NØ-siden. Parallelt med og nedenfor denne går en sykkelsti. Avrenning fra veg og sykkelsti ser ut til å gå mot grøfter og vegskråning. I nordenden av tjernet munner en bekk som får tilførsel av et rør. Avrenning fra gang/sykkelveien innover langs tjernet saltes. Avrenning herfra går rett i tjernet. Trolig er imidlertid saltbruken her liten i forhold til det som anvendes på hovedvegen.

Utover et generelt råd om redusert saltbruk, bør det vurderes å redusere salttilførselen til Søvikatjernet ved å lede overvannet mot utløpsbekken. Ved et slikt tiltak er det nødvendig å etablere tette vegskuldre og grøfter, og eventuelt sammen med drenerør og kummer lede vannet mot resipienten. Bekken går etter en kort strekning til Nordåsvatnet. Tiltaket vil medføre noe større påvirkning på Nordåsvatnet. Dette vannet er imidlertid langt mer robust til å ta i mot vegforurensninger, og tilført vegsalt har ingen betydning der.



a)



Figur 24. a) Søvikatjern. b) Under: saltet gang og sykkelveg. Veg og vegskråning mot Søvikatjern.
Foto: Anders Hobæk (øverst) og Torleif Bækken.

Vestratjern (Figur 8, Figur 25):

Overvann fra vegen renner av mot vegskulder langs hele vannet. På deler av strekningen går avrenningen via innløpsbekken. Det er også et innløp som er lagt i rør. Det er uklart hvorvidt denne har påkoblinger fra drenerør ved vegen.

Den enkleste måten å redusere salttilførselen til Vestratjern er trolig å redusere saltbruken i dette området. Andre tiltak er å samle opp avrenningsvann fra veger og plasser og lede det til andre mer robuste resipienter. Det vil kreve tetting av vegskuldre og grøfter, og eventuelt sammen med drenerør og kummer lede vannet til ønsket resipient. Ved Vestratjern (skogområde NV for tjernet) er det plass til fordrøyning/renebasseng. Et slikt vil dempe salttoppene, men ikke redusere den totale salttilførselen. Det bør vurderes om det er mulig å få til en avrenning mot fjordområdet mot nordvest. Vannet fra Vestratjern renner naturlig mot Ådlandvatnet og videre til sjøen. Det er en alternativ mulighet å lede vannet til utløpet av Vestratjern, men løsningen vil påvirke ferskvannssystemer nedstrøms Vestratjernet.



a)



b)

Figur 25. Vestratjern. Øverst, Avrenning til innløpsbekk til Vestratjern. Veganlegget ligger til høyre bak skogen. Foto: Anders Hobæk.

DEL 2. Vandringshinder ved vegkulverter

4. Innledning

Gjennomføringen av EUs vanndirektiv (VD) i norsk vannforvaltning har nå både medført nye forskrifter (vannforskriften), ny organisering av vannforvaltningen i regioner, og økt aktivitet knyttet til overvåking og metodeutvikling i forbindelse med tilstandsvurdering av vassdrag. Fokus legges nå i større grad enn tidligere på at biologiske kvalitetselementer skal implementeres i vannforvaltningen, i tillegg til nye vannkjemiske tilnæringer. Målet med den nye forvaltningen er å etablere og sikre god økologisk og kjemisk tilstand i Norges vannforekomster, der vanndirektivet skal fremme bærekraftig bruk av vannforekomstene og vannmiljøet.

Vanndirektivet setter videre fokus på menneskelig aktivitet og antropogen påvirkning som medfører reduksjon i et vassdrags økologiske og vannkjemiske tilstand. Dette betyr at det nå er et økt fokus på hydromorfologiske (HYMO) inngrep sammenlignet med tidligere.

Svekket økologisk tilstand som følge av menneskelige vassdragsinngrep og endringer i vannforekomstens vannføringsregime, elvebredd, substrat eller kontinuitet, er en del av problematikken som vanndirektivet ønsker å synliggjøre. Eksempler på slike endringer kan være regulering av vassdrag, utretting, steinsetting eller etablering av menneskeskapte vandringshindre, som oppstår som følge av for eksempel bygging av en jernbanetrase eller vei.

Norge har lang kyststripe, og en rekke små og store vassdrag med avrenning til sjøen. Det er et relativt godt utbygd vegnett langs kysten, som må krysse små og store vassdrag før munning til sjø. Viktige veinett er også anlagt langs de mange store elver som går gjennom norske dalstrøk, noe som berører de fleste mindre sidevassdrag til disse hovedelvene.

Mange fiskearter har systematiske forflytninger mellom ulike leveområder gjennom livsløpet. Årsaken til vandringer hos fisk kan være gytevandring, næringsvandring eller andre økologisk viktige forflytninger for å oppnå gunstigere livsbetingelser. Enkelte arter er kjent for å ha spesielt lange vandringer. Dette gjelder i første rekke laks, men også (sjø-)ørret, røye og harr kan vandre over betydelige avstander mellom f.eks. beite- og gyteområde.

I Norge dominerer i all hovedsak laksefisk i våre vassdrag med forbindelse til havet, der laks historisk og i dag har dominert i middels store og større vassdrag. Mindre vassdrag av typen bekker og små elver har større innslag av (sjø-)ørret ved en naturtilstand, der de minste bekkene gjerne er dominert fullstendig av denne arten.

Statens vegvesen ønsker i forbindelse med vanndirektivet og i henhold til vannforskriften, å øke fokus på vegkryssinger som faller inn under deres ansvarsområde, og å få en oversikt over problematikken dette kan ha for mindre vassdrag i Norge. Videre er det et ønske å få kartfestet sikre og potensielle problemkryssinger, og etter hvert iverksette tiltak for tilrettelegge for forbipassering av fisk der hinder eller barrierer eksisterer i dag.

5. Metode og materiale

I denne undersøkelsen er veikryssinger over fortrinnsvis mindre vassdrag befart, fotografert, beskrevet og vurdert etter kriterier beskrevet i klassifiseringsveilederen (DG 2009) for kunne tilfredsstille vandringer for laksefisk. En vurdering av dagens vandringsmulighet sammenlignet med opprinnelig er også foretatt. Hver kryssing er angitt med kartreferanse (UTM-32 Euref 89) og vist på kart. Flere mindre vassdrag har forskjellige navn avhengig av hvilket kartgrunnlag som benyttes, og noen er ikke

navnsatt. Vann-nett er heller ikke oppdatert med gjeldende navn, og flere vassdrag er ikke definerte vannforekomster. Vi tar utgangspunkt i allment brukte vassdragsnavn, eller navn angitt i www.gislink.no og www.finn/kart.no.

Vassdrag med avrenning til sjø og potensiale for anadrome laksefiskbestander er prioritert. Undersøkelsen har kun hatt fokus på vegkryssninger der Statens vegvesen er ansvarlig myndighet. Dette betyr at kryninger under europavei, riksvei og fylkesvei har hatt hovedfokus. Dersom andre HYMO-inngrep som hindrer fiskevandring eller har ført til tapt areal, er oppdaget i vassdragene, er dette også kommentert i enkelte vassdrag så langt det har latt seg gjøre.

Klassifiseringsveilederen (DG, 2009) gir en beskrivende innføring i hvordan man bør gå fram for å identifisere vandringshindre i norske vassdrag. Det eksisterer også en del litteratur på hvilke kriterier og krav som må oppfylles for at fisk skal kunne passere en fysisk hindring (se f.eks. Love & Bates 2009, Kondratieff & Myrick 2006, Clarkin mfl. 2005, Gregory mfl. 2004, Haro mfl. 2004, Lang mfl. 2004, Bates mfl. 2003, DN 2002).

Koblingen mellom hydromorfologi og fiskevandring kan derimot være svært vanskelig å fastslå med sikkerhet, og det må i mange tilfeller utøves skjønnsmessig vurdering for å klassifisere inngrepet. Vandringshindret kan være en fullstendig barriere, eller det kan være et periodevis hinder som forsinker vandringen eller der passering bare er mulig på spesielle vannføringer.

Bergan m.fl. (2012) anbefaler i mange tilfeller å benytte elfiske av yngel-/ungfisk oppstrøms og nedstrøms et problempunkt som en tilleggs-metode for å øke konklusjonsgrunnlaget i forhold til potensielle vandringshindre og barrierer. Dette lot seg ikke gjøre i denne undersøkelsen, som følge av årstid for gjennomføring (midtvinter).

Den gjeldende klassifiseringsveilederen (DG, 2009) gir en beskrivende innføring i hvordan man skal gå fram for å identifisere vandringshindre iht. vannforskriften i norske vassdrag. Som indikatorart for fastsetting av klassegrenser er evnen laksefisk, fortrinnsvis ørret, har til å forsere i oppstrøms retning avgjørende. Ål nevnes også i denne sammenhengen, uten å gi videre innføring i denne artens krav til kontinuitet og opp-/nedvandring, som ikke er de samme som for laksefisk.

For å bli definert som et vandringshinder må det være slik utformet at små bekkørret ikke kan forsere. Fiskestørrelse har avgjørende betydning om ett naturlig eller menneskeskapt hinder kan forseres. Et hinder defineres som en dam, terskel, kulvert, rør eller annet udefinert inngrep som møter ett av tre ulike kriterier beskrevet nedenfor, heretter kalt Kriteriesett A:

- Et sprang i vannstand på mer enn 50 cm høydeforskjell under normale vannføringer
- Kulvert eller rør med vanddyb som er mindre enn 15 cm i det dypeste partiet ved normale vannføringer
- Høyhastighetsstrøm (mer enn 3m/sek) uten hvileplasser (dvs helning på 10 % eller mer målt over en strekning på mer enn 6 m)

I denne rapporten har vi som hovedregel brukt disse tre kriteriene som mal for vurdering av akseptabel fiskepassasje, koblet opp mot skjønnsmessige, fiskefaglige vurderinger (ekspertvurdering).

Vegkryssningene er klassifisert i en tre-delt skala med fargekodene 1. Grønn, 2. Gul og 3. Rød.

Grønn betyr at krysningen som Statens vegvesen er ansvarlig for ikke har et behov for tiltak mht fiskevandring. Den kan være vurdert som uproblematisk for laksefisk i alle størrelser på de fleste vannføringer, eller at de naturlige vandringsforholdene ikke er vesentlig endret som følge av kulverten. Vassdraget som ligger i bratt terreng, og som med sikkerhet ikke er egnet for oppgang, er

derfor også klassifisert til denne statusen, selv om selve kulverten/inngrepet framstår som vandringshindrende.

Gul og rød statuskode indikerer at det potensielt må utføres tiltak som letter fiskevandring forbi kulvertområdet. Ved prioritering av tiltak i vassdrag som har fått statuskode gul eller rød bør man som hovedregel innhente et større erfaringsgrunnlag for vassdraget og kulverten enn hva denne undersøkelsen har gjort. Unntaket er klare vandringshindrende kulverter der det foreligger mindre tvil om inngrepets betydning for fiskevandring og eventuelle tap av anadrome areal oppstrøms. Dette er spesifisert for de vassdrag det gjelder.

Gul indikerer potensielle problemer med kulverten, eller at et større erfaringsgrunnlag må innhentes. Videre er denne statuskoden gitt på vassdrag hvor NIVA ikke er sikre på omfanget av kulvertens vandringshindrende funksjon basert på befaring på kun en vannføring, eller som følge av andre forhold som ikke lot seg inspisere. Gul statuskode betyr at tiltak potensielt må iverksettes, men at en trenger mer informasjon om fiskesamfunn i vassdraget (yngel-/ungfiskbestand, lengde på anadrom strekning, lokal informasjon, historikk, m.m.).

Rød indikerer med større sikkerhet at vegkrysningen er et definitivt vandringshinder eller vandringsbarriere, og at det mer større sikkerhet har negative effekter på vandrende laksefisk i vassdraget.

Grønn statuskode er ikke nærmere omtalt i resultatvurderingen.

Statuskodene gul og rød er omtalt nærmere, ledsaget av bilder som viser årsaken til vurderingen.

6. Resultater

6.1 Vandringshinder ved vegkulverter

Lange strekninger er befart og mange kulverter vurdert i denne undersøkelsen. Kartfigurene 21-25 viser en oversikt over de befarte lokalitetene, og **Tabell 9** og **Tabell 10** angir krysningene. Alle kulverter som er merket statuskode gul eller rød er nærmere beskrevet i metodekapitlet.

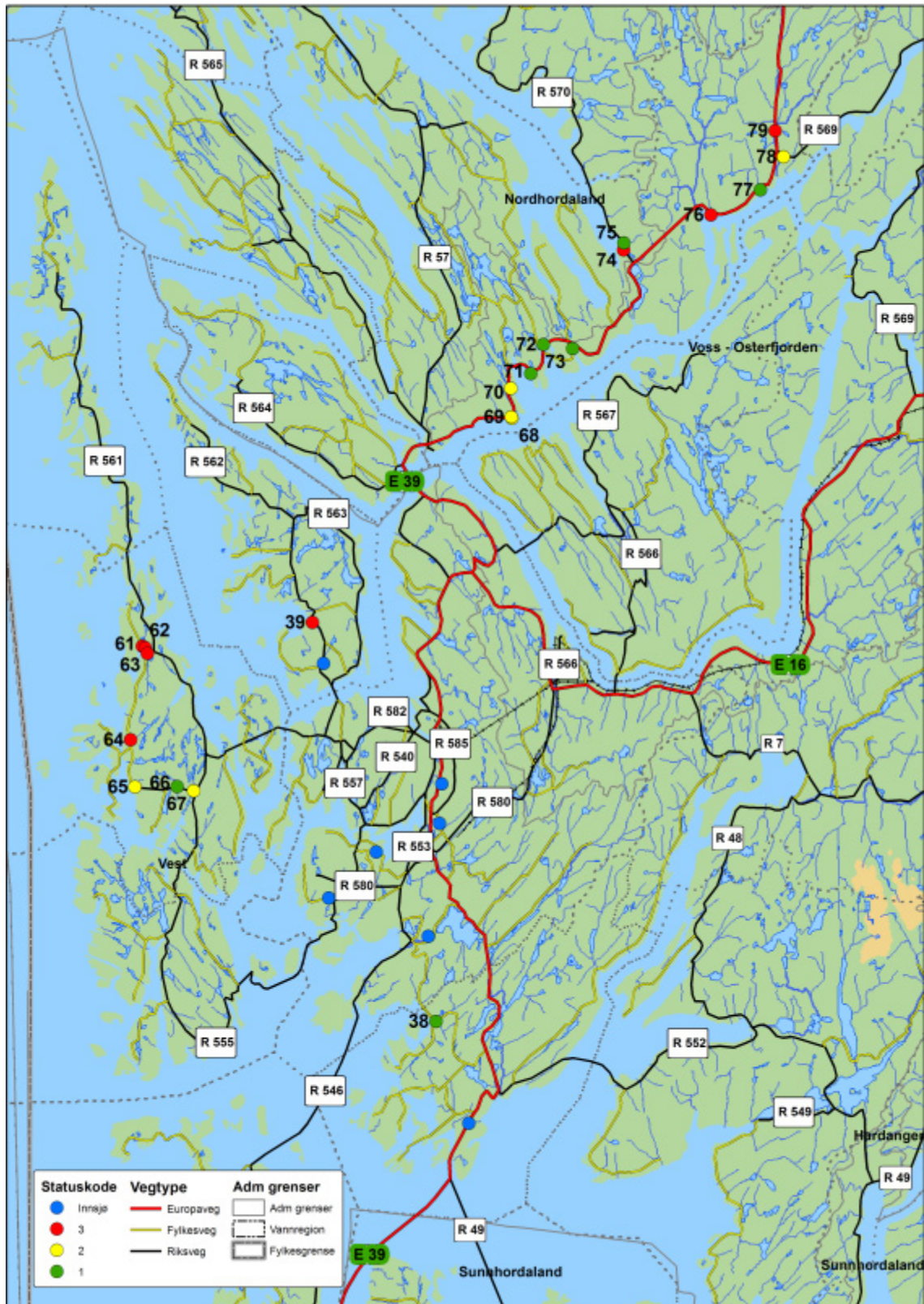
Nummereringen er i henhold til liste av samlet antall vurderte kulverter utført i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane i januar 2012.



Figur 26. Oversikt over lokaliteter som er undersøkt i Hordaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet.



Figur 27. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Hordaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet



Figur 28 Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Hordaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet



Figur 29. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Hordaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet.



Figur 30. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Hordaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet.

Tabell 9. Krysningspunkter mellom veg og bekk/elv. Nummer henviser til kartskisse. For fargekoder, se metodekapittel.

Nr	Vassdragsnavn/betegnelse	Lokalisering		Status Kode	Sone	Kartreferanse vegkryssning	
		Vegnr	Vannområde			Nord	Øst
31	Bekk fra Rødvatnet	6	Sunnhordaland	1	32	6610373	298493
32	Bekk til Rødvatnet	39	Sunnhordaland	1	32	6610211	298702
33	Bekk, Adlansvatnet	39	Sunnhordaland	1	32	6634664	303450
34	Bekk	61	Sunnhordaland	1	32	6636381	305038
35	Bekk ved Kyvik	61	Sunnhordaland	3	32	6636478	305066
36	Bekk	57	Sunnhordaland	1	32	6637411	305330
37	Bekker	39	Sunnhordaland	1	32	6645493	304715
38	Pøylapollen	161	Vest	1	32	6681353	299895
39	Juvikbekken	218	Vest	3	32	6705901	289754
40	Bekk	7	Hardanger	1	32	6696063	341220
41	Bekk	7	Hardanger	1	32	6696087	340965
42	Bekk	7	Hardanger	1	32	6696113	340776
43	Bekk	7	Hardanger	1	32	6695914	339858
44	Sidebekk Steinsdalselva	7	Hardanger	2	32	6695967	340113
45	Sidebekk Steinsdalselva	7	Hardanger	2	32	6696044	340229
46	Bekk	7	Hardanger	1	32	6695701	339356
47	Steinsbekken	7	Hardanger	2	32	6695521	338688
48	Bekker	7	Hardanger	1	32	6695389	342864
49	Bekker	7	Hardanger	1	32	6697346	345511
50	Bekker	7	Hardanger	1	32	6702146	357153
51	Bekk	7	Hardanger	1	32	6702364	359382
52	Bekker til Granvinvatnet	13	Hardanger	1	32	6715382	375563
53	Bekker til Granvinvatnet	13	Hardanger	1	32	6715831	375462
54	Bekker til Granvinvatnet	13	Hardanger	1	32	6717913	372925
55	Bekk til Vangsvatnet	16	Voss	1	32	6723914	357421
56	Bekk til Vangsvatnet	312	Voss	3	32	6724330	353379
57	Bekk til Vangsvatnet	16	Voss	3	32	6724157	353204
58	Bekk	16	Voss	1	32	6724228	352999
59	Bekk	16	Voss	1	32	6724215	353069

35. Bekk ved Kyvik

Denne bekken er lagt fullstendig i bakken under jordbruksarealer og Fv 61. Munning med rør i strandsonen ved sjøen. Selve kulverten under veien er umulig å inspisere. NIVA er ikke kjent med om bekken historisk har hatt oppgang av sjøørret. Dette er avhengig av om den har sikker helåravrenning, grunnvannstilsig m.m.

Tiltak: Vannføringsforhold (helårsavrenning) bør sjekkes/verifiseres. Bekken bør åpnes og restaureres dersom den opprinnelig har vært fiskeførende for sjøørret



Figur 31. Bekken er lagt i kulvert under jordbruksarealer og Fv 61.



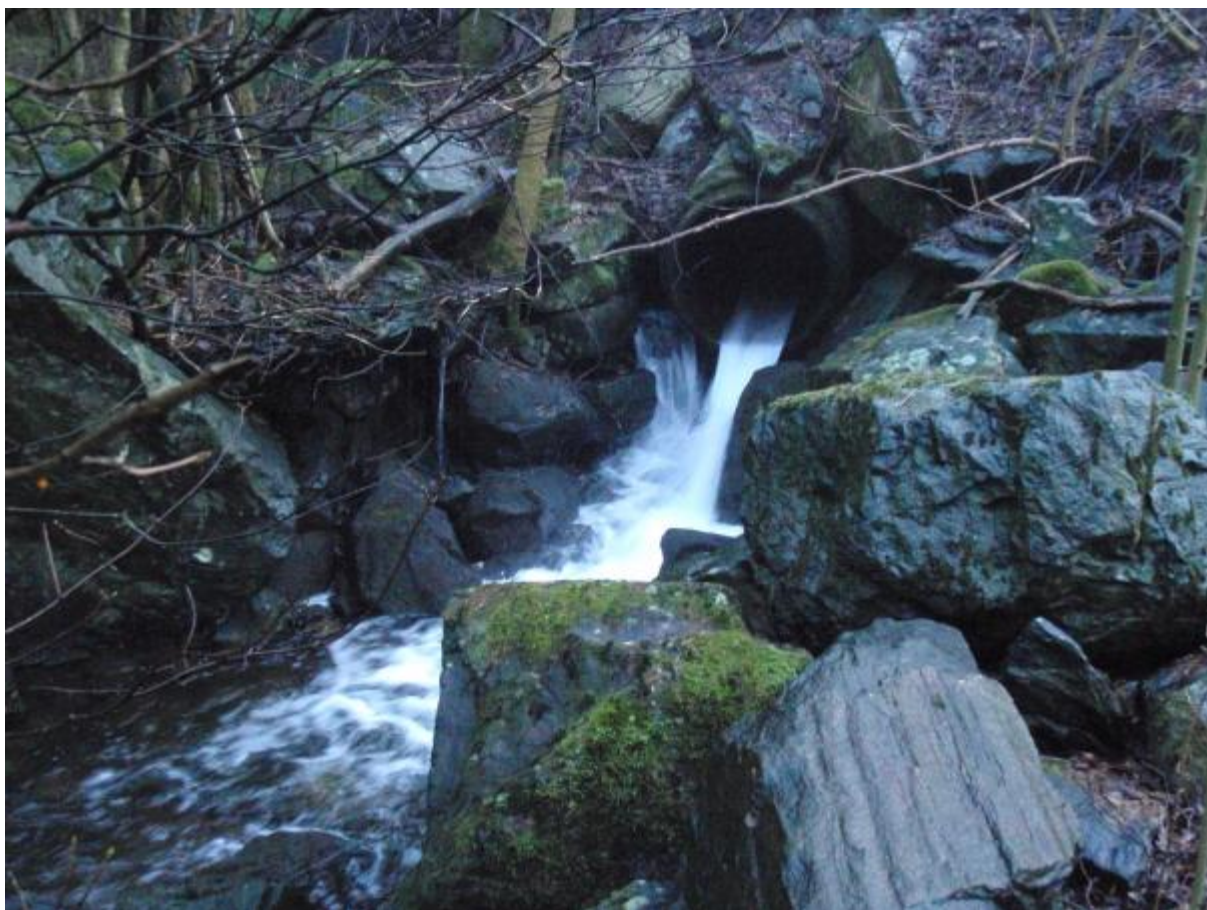
Figur 32. Bekken er lagt i bakken oppstrøms Fv 6

39. Juvikbekken

Juvikbekken er utførlig beskrevet mht. til fiskesamfunn og hydromorfologisk status i Pulg m.fl. 2011.

Vegkryssning: Kulverten under Fv 218 er permanent vandringsbarriere, og møter alle kriterier i kriteriesett A. Innløpet til kulverten er tilfredsstillende, bortsett fra tett rist foran kulvertåpningen. På et eller annet punkt under veien øker helningen i kulverten, og diameteren på kulverten minker. Det høres brusende vann (fossefall) i kulverten, trolig ved skjøt/overgang fra stor til liten kulvert under veien. Trolige er det fall og vannstandssprang forbundet med denne overgangen. Videre har utløpet flere meters avstand til nærmeste satspunkt for vandrende sjøørret på normal vannføring, og om lag en meters høydesprang på normal vannføring. Vannhastigheten er svært høy ved utløpet, og vanndybden kun få centimeter.

Tiltak: Det kan bli vanskelig få sjøørret forbi uten å måtte endre kulverten fullstendig. En kan prøve å heve vannspeilet nedstrøms utløpet ved å anlegge en større kulp eller dam, slik at det bratteste partiet av kulverten får stuvet opp vann. Så lenge en ikke vet hvor lang problempartiet er, og skjøten mellom de to kulvertene kan ha vannstandssprang, så er det tvilsomt om dette vil fungere. Videre undersøkelser av kulverten må gjøres for å kunne gjøre riktige tiltak. Endring av vei og kulvert kan bli eneste utvei, og da må kost/nytte-vurderinger og andre kompensierende tiltak bli sentrale.



Figur 33. Utløp av kulvert under Fv 218 i Juvikbekken.



Figur 34. Innløp til kulvert under Fv 219 i Juvikbekken.



Figur 35. Juvikbekken er kanalisert nedstrøms Fv 218, men har en bestand av sjøørret i dagens beskjedne, sterkt hydromorfologisk påvirkede anadrome strekning.

44/45 Sidebekk til Steinsdalselva

NIVA er ikke kjent med bekkens eventuelle fiskesamfunn. Bekken vurderes å være potensielt sjørrettførende ved en naturtilstand.

Veikryssning: Krysning rett før munning til Steinsdalselva er lang (ca 80 meter). Kulverten er i rund betong, der både inn- og utgang ser ut å tilfredsstillende vandringer for fisk. Som følge av kulvertens lengde og mye snø som gjorde befaring av utgangen av kulverten vanskelig, blir vurderingene usikre.

Tiltak: Ingen foreløpige tiltak. Bekken og kulverten må undersøkes nærmere, fortrinnsvis i sammenheng med elfiske på yngel-/ungfisk av laksefisk.



Figur 36. Bak et deponi av snø er utgangen av kulverten under Fv 7 i sidebekken til Steinsdalselva.



Figur 37. Inngang til kulvert under Fv 7 i sidebekk til Steinsdalselva.

47. Steinsbekken

Steinsbekken er en sidebekk til Steinsdalselva. Bekken går i noe bratt terreng, og det er usikkert om den har eller opprinnelig skal ha hatt tilgang av vandrende laksefisk. NIVA har ingen informasjon om bekken.

Veikryssning; Kulvertene ble ikke befart nærmere, men bekken går gjennom veiforbygning i relativt bratt terreng.

Tiltak: Ingen tiltak som følge av kort anadrom strekning ovenfor vei, og usikker opprinnelig tilgang for fisk. Nærmere undersøkelser må imidlertid vurderes.



Figur 38. Steinsbekken går under veien i større veifyllingskulvert.

51. Bekk ved Tyrvedalen

Liten, potensiell sjøørretbekk. NIVA har ingen informasjon om bekken.

Veikryssning: Kulvert under Rv 7 er utført med stikkrenne i stein, med bevart bekkebunn. God passering for alle størrelser av laksefisk. Rett oppstrøms er bekken lagt i bakken under kommunalvei (Tyrvedalen), og kommer ut gjennom en svevende betongkulvert som er permanent vandringshinder for all fisk.

Tiltak: Ingen i forbindelse med kulvert under Rv 7. Bekken slik den framstår i dag er å anse som tapt areal for sjøørret, og må vurderes gjenåpnet iht vannforskriften.



Figur 39. Krysning under Fv 7.



Figur 40. Bekken forsvinner i rør (t.h.) og blir borte under veien Tyrvedalen (t.v.)

55/56. Bekk til Vangsvatnet

2-3 meter bred sjørrretbekk til Vangsvatnet, hvor det tidligere er fanget sjørrret opp til kulverten under FV 312 (Grunneier, pers. medd.). Bekken krysser E 16 i nedre del (nr.55) og Fv 312 i øvre del (nr. 56).

Veikrysning: Kulverten under E 16 er utformet i rundt betong, og over 10 meter lang, med lav vanndybde og relativt hurtig vannhastighet på normal vannføring. Den klassifiseres som et hinder etter kriteriesett A, og vurderes også som vanskelig passerbar, potensiell barriere, ved befarung. Det er usikkert om den kan passeres av større gytefisk ved enkelte høye vannføringer. Oppgangsforholdene

ved en naturtilstand ansees som gode i dette bekkeavsnittet. Kulverten under Fv 312 utgjør i dag en mer enn 5 meter lang betongskile med lav vanddybde, som ikke er passerbar for fisk. Barriere, og hinder iht. kriteriesett A. Potensielle anadrome strekninger og lengde på disse oppstrøms kulverten er ikke vurdert.

Tiltak: Bekken må få hevet vannspeil nedstrøms kulvert under E 16. Passasjelengde må kortes betydelig ned for at fisk skal ha lettere forbi vandring. Kulverten under Fv 312 må få fjernet betongbunnen, og reetablert naturlig bekkebunn, dersom det eksisterer arealer av et visst omfang oppstrøms veien.



Figur 41. Kulvert under E 16.



Figur 42. Kulvert under E 16.



Figur 43. Kulvert under Fv 312.

Tabell 10. Krysningpunkter mellom veg og bekk/elv. Nummer henviser til kartskisse. For fargekoder se metodekapittel.

Nr	Vassdragsnavn/betegnelse	Lokalisering		Vannområde	Status Kode	Sone	Kartreferanse vegkrysning	
		Vegnr.					Nord	Øst
60	Bekker			Voss	1	32	6725471	349162
61	Angeltveit utløpsbekk	211		Vest	2/3	32	6703416	279113
62	Angeltveit innløpsbekk	211		Vest	2/3	32	6703322	279298
63	Angeltveit innløpsbekk	210		Vest	2/3	32	6702982	279473
64	Apalvågsvassdraget	210		Vest	2/3	32	6697417	278921
65	Bekk ved Møvik	210/559		Vest	2	32	6694459	279463
66	Bekk	559		Vest	1	32	6694714	282129
67	Utløpsbekk Kolavatnet	559		Vest	2	32	6694550	283212
68	Bekk	391		Vest	2	32	6719978	301226
69	Bekk	39		Nordhordaland	2	32	6720066	301162
70	Bekk i Hellesvågen	39		Nordhordaland	2	32	6721871	300971
71	Bekk	39		Nordhordaland	1	32	6722936	302156
72	Bekk ved Eikanger	39		Nordhordaland	1	32	6724833	302774
73	Bekk	393		Nordhordaland	1	32	6724750	304650
74	Bekk fra Odnåstjørna	570		Nordhordaland	3	32	6731308	307317
75	Bekk	570		Nordhordaland	1	32	6731745	307282
76	Bekk ved Utneestunnelen	39		Nordhordaland	3	32	6734023	312636
77	Bekk	39		Nordhordaland	1	32	6735909	315633
78	Lona til Romarheimselva	569		Nordhordaland	2	32	6738133	316905
79	Sidebekk til Romarheimselva	39		Nordhordaland	3	32	6739733	316225

61/62/ 63. Angeltveitvassdraget

Angeltveitvassdraget er utførlig beskrevet i Pulg m.fl. 2010. Vassdraget og de mindre bekkene ansees som et svært viktig regionalt sjørrretvassdrag, som forbinder sjøen med Angeltveitvatnet og flere ovenforliggende vann og vassdrag.

Veikrysning: Kulverten under Fv 211 fram står som lite vandringshindrende på høy vannføring vinteren 2012. På lavere vannføring er det bildeinformasjon som viser tydelige oppgangsproblemer for anadrom laksefisk.

Kulverten under Fv 210 framstår som tilfredsstillende mht. vanndybde og fall på høy vannføring vinteren 2012. Krysningen er bortimot 25 meter lang, og det er lekkasjer i veiforbygningen, slik at bekken også kommer ut i selve forbygningen noen meter bortenfor kulverten. Bildeinformasjon og vurderinger i Pulg m.fl. (2011) viser at kulverten og partier rett nedstrøms er et vandringshinder på lav og trolig middels vannføring.

Tiltak: Vassdraget ansees av NIVA som regionalt viktig for sjørrret. De opprinnelige vandringsforholdene for oppvandrende sjørrret er i dag vesentlig forverret. Vandringsvinduet i forbindelse med veikrysningene eller forhold som omfatter veikrysningen under Fv 211 og 210 er en direkte årsak til dette. Bekken er vandringsvei til store ovenforliggende vannsystemer, som representerer store arealer for anadrom laksefisk, fortrinnsvis sjørrret. Tiltak ved krysningene, som fører til uproblematisk passering for laksefisk på lav vannføring, må utføres.

Under befaringen ble det registrert vandringshindrende inngrep i utløpsbekken nedstrøms Fv 211. For NIVA framstår det som om utløpsbekken er flyttet i forhold til opprinnelig løp i forbindelse med anlegging av Fv 211, slik at den i dag går over fast fjell, som vil være vandringshindrende på vannføringer unntatt flom. Det er etablert terskler i utløpsbekken som vil fungere som periodevise

vandringshindre, da de mangler renne som sikrer forbipassering på lavere vannføringer enn høy. NIVA anmoder om en helhetlig tiltaksorientering fra sjø til ovenfor Fv 210 for sikre tilfredsstillende økologisk kontinuitet for sjørret etter vannforskriften i dette vassdraget. Vassdraget må prioriteres.



Figur 44. Krysning under Fv 211 (t.v.) og Fv 210 (t.h.) ved lav vannføring. Foto hentet fra Pulg mfl. (2011)



Figur 45. Lekkasje gjennom veiforbygningen (t.v.) og kulvertutløp (t.h.) på høy vannføring ved Fv 210.



Figur 46. Kulvert under Fv 211 på høy vannføring.



Figur 47. Utløpsbekkene nedstrøms Fv 211 framstår som ledet over fast fjell, som medfører passeringsproblemer for gytefisk på mange vannføringer. Tersklene videre nedover mangler dessuten lavvannsrenne, og er periodevis vandringshindrende.

64. Apalvågsvassdraget

Apalvågsvassdraget er utførlig beskrevet i Pulg m.fl. 2010. Vassdraget er et regionalt viktig sjørrretvassdrag ved en naturtilstand.

Veikryssning: Munningen til Apalvågselven krysses i kulvert under Fv 210. Utgangen er utført i rund betong, og framsto som passerbar for fisk ved befaringen på høyvann og over middels vannføring i 2012. 90 % av kulverten var da under havnivå.

Inngangen til kulverten var utført i stein, med to løp (stikkrenner). En stikkrenne var forbygd og er vandringshindrende på de fleste vannføringer, men trolig unntatt flom. Forholdsvis mye vann gikk gjennom denne forbygningen ved befaring på høy vannføring. Den andre stikkrenna framsto som kurant for fiskevandring ved den aktuelle vannføringen, med tilfredsstillende vanddybde og vannhastighet. Informasjon fra Pulg m.fl. (2011) på lav vannføring og lavvann indikerer store problemer med forsering av fisk under slike forhold.

Tiltak: Vassdraget har fraført vann, og kan gå med unaturlig lave vannføringsregimer i økologisk viktige tidspunkter (som f.eks. gytetid). Oppgangsmulighetene er i tillegg betydelig forverret sammenlignet med en naturtilstand, og vandringsvinduet forbi kulverten er betydelig innsnevret. Overgangen fra stikkrenne i stein og betongkulvert under veien er umulig å inspisere, men det antas at denne ikke hemmer fiskevandring.

Oppvandrende gytefisk kan potensielt gå seg fast i den forbygde stikkrenna, slik at den fungerer som ei felle. Forbygningen må enten tettes helt slik at den kun fungerer ved flom, eller åpnes. På bakgrunn av dokumentasjon i Pulg m.fl. 2010 må kulverten enten senkes til under havnivå ved lavvann, uten å forverre helningsgraden vesentlig, eller tiltak som hever vannspeilet ved munningen må iverksettes.



Figur 48. Munning til sjø i kulvert under Fv 210 i Apalvågselva på fjære og lav vannføring (øverst t.v. fra Pulg m.fl. 2010) og på høyvann (t.h. og under).



Figur 49. Stikkrenne med sikker kontinuitet (t.v.) og forbygd stikkrenne



Figur 50. Innside av stikkrenne med sikker kontinuitet (t.v.) og forbygd stikkrenne hvor vann går gjennom forbygningen.

65. Bekk ved Møvik

Liten, navnløs bekk ved Møvik. Bekken går i naturlig bratt terreng ved veiområdet, og opprinnelig anadrom tilgang er usikker, men kan ikke avskrives uten videre. Trolig er bekkeløpet omkalfatret i forbindelse med anlegning av veien.

Veikryssning: Kulverten er i dag fullstendig vandringshindrende, og permanent barriere. Inngangen er utført i rund betong forsynt med rist. Denne rista er tett og har dannet en halv meter høyt fall nedstrøms. Bekken går under veien på en strekning på ± 100 meter, som vurderes å ha så stor helning at en rett kulvert ikke gir oppvandringsmuligheter for laksefisk. Utløpet er ikke innsisert.

Tiltak: Historikk-sjekk og etablering av bedre erfaringsgrunnlag. Trolig er ikke tiltak forenlig etter en kost-/nyttevurdering, da det vil kreve oppgraving av veien.



Figur 51. Bekk ved Møvik er lagt under bakken (øverst) i betongkulvert (under t.v.) som av flere årsaker er vandringshindrende.

67. Utløpsbekk Kolavatnet

Vassdraget er nærmere beskrevet i Pulg m.fl. (2010).

Veikryssning: Bekken krysser Fv 559 med tre betongrør. Avhengig av vannføring vil det trolig være en eller flere av rørene som til enhver tid vil ha tilfredsstillende oppgangsmuligheter. Vannføring på befaringstidspunktet var høy, og to rør ble vurdert å ha tilfredsstillende oppgangsmuligheter. Det tredje røret hadde langsående vannledning og lav vanddybde. Vandringsmulighetene på lavere vannføring er vanskelig å vurdere.

Tiltak: Befaring på lavere vannføring behøves, for å kunne konkludere hvorvidt vandringsvinduet forbi kulverten er innsnevret vesentlig. Naturlige vandringsmuligheter forbi veiområdet har vært svært gode og ikke avhengig av bestemte vannføringer.



Figur 52. Krysning under Fv 559 med tre betongrør (øverst), og innside av betongrørene oppstrøms og nedstrøms veien

68/69. Bekk under Fv 391 og E39

Bekken har usikker naturlig oppgang av anadrom laksefisk som følge av bratt terreng nedstrøms vei

Veikryssning: Rundt betongrør i forbygning ved kryning under Fv 391. Høy vannhastighet og fall klassifiserer den som hinder iht. kriteriesett A. Vandringsbarriere uansett vannføring. Krysning under E 39 med samme problematikk som førstnevnte.

Tiltak: Historikksjekk og avklaring om oppgang av anadrom fisk. Befaring på lav vannføring og større erfaringsgrunnlag behøves.



Figur 53. Nedstrøms Fv 391



Figur 54. Innløp til kulvert under Fv 391 og strekninger oppstrøms.



Figur 55. Kulvert under E 39.

70. Bekk i Hellesvågen

Større bekk med potensiell oppgang av anadrom laksefisk ved en naturtilstand. NIVA er ikke kjent med historikk i vassdraget.

Veikryssning: Vassdraget krysser E 39, men krysningen ble ikke befart pga vanskelig adkomst. Vassdraget er tapt for eventuell anadrom fisk i dag som følge av at munningsområdet er lagt i bakken under fabrikk. Naturlig noe bratt oppstrøms fabrikkområde, men tidligere oppgang av anadrom laksefisk er sannsynlig.

Tiltak: Ingen. Videre utredninger behøves. Det ble observert et titalls sjøørret (3-5 hg) i utløpet av kulverten i brakkvannsområdet.



Figur 56. Fabrikkområdet hvor bekken går under (øverst), utløpskulverten (nederst t.v.) og strekning oppstrøms lukkingen (nederst t.h.)

74. Bekk fra Odnåstjørna

Bekken forbinder Odnåstjørna med sjøen. Noe naturlig bratt ved veikrysning, men anadrom fisk har trolig hatt tilgang. Usikkert om anadrom fisk har hatt tilgang til Odnåstjørna som følge av bratt parti før vatnet.

Veikrysning; Kulvert i blikk. Høyt fall og høy vannhastighet. Møter alle kriterier iht. kriteriesett A. Trolig permanent vandringsbarriere.



Figur 57. Innløp (øverst) og utløp (nederst).

Tiltak: Større erfaringsgrunnlag behøves.

76. Bekk ved Utne tunnelen.

Ingen historikk kjent for NIVA. Velegnet vassdrag for laks- og sjøørret. Flere kilometer med potensielle anadrome strekninger oppstrøms E 39.

Veikryssning: Vassdraget krysser ved tre veipunkt før munning til sjø, hhv. Vikanesveien, E 39 og privat vei. Kryssning under E 39 er belagt med flat storsteinbunn, og er vandringshinder ved lav vannføring. Nederste kryssning under Vikanesveien har betongbelagt bunn som er svært vanskelig å forsere uansett vannføring, som følge av lav vanndybde og høy vannhastighet. Disse to kryssningene står svært tett hverandre og utgjør et samlet vandringshinder som må behandles som ett, og utbedres. Øverste kryssning er utført med bru og bevart bunn, og er tilfredsstillende utført mht fiskevandring.

Tiltak: Kulvert under E 39 og Vikanesveien må få endret bunnen i kulvertene, tilsvarende opprinnelig bunn med variert stein, slik at en får innslag av dypere vanndybde og brudd i vannhastigheten. Alternativt må en bred dyprenne anlegges. Vassdraget bør prioriteres



Figur 58. Kulvert under Vikanesveien.



Figur 59. Parti mellom kulvert under E39 og Vikanesveien.

78. Lona til Romarheimselva

Sidebekken er angitt som Lona på kart. Bekken har anadrom tilgang av laksefisk.



Figur 60. Kulvert under Fv 539 i Lona, og bekkeløp nedstrøms.

Veikryssning: Rund betongkulvert. Tilfredsstillende vandringsmuligheter på høy vannføring, Noe lang kryssning, og litt usikre vandringsmuligheter på lav vannføring.

Tiltak: Ingen foreløpig. Elfiske oppstrøms kulverten og tetthetsmåling av årsyngel for å avklare vandringsmulighetene, og om det foreligger en reduksjon av tetthetsnivåer oppstrøms veikulverten.

79. Sidebekk til Romarheimselva

Navnløs sidebekk til Romarheimselva. Ingen informasjon tilgjengelig om fiskesamfunn, men god forbindelse med anadrom strekning av Romarheimselva. Potensiell sjørretbekk

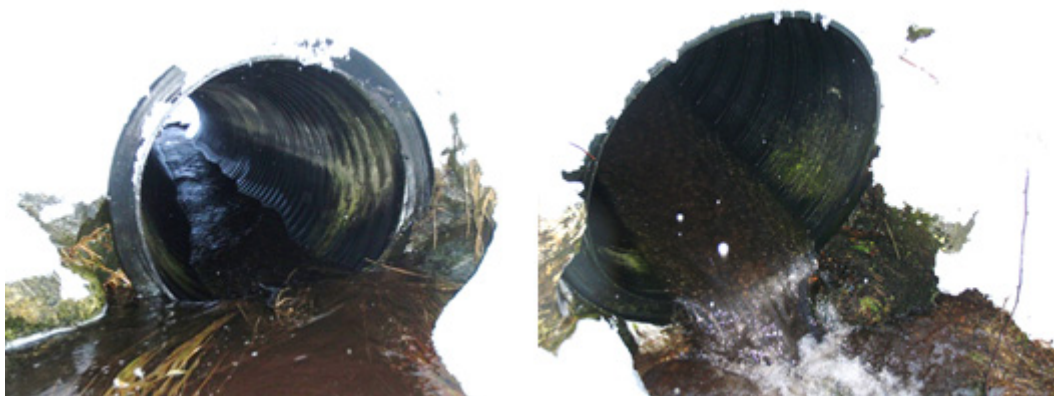
Veikryssning: Stor kulvert i rund betong. 20-25 meter lang, og lav vanndybde over om lag 4-5 meter ved inngang, med økende vanndybde mot utgang. Befaring på middels/lav vannføring. Må klassifiseres som et hinder iht. kriteriesett A. Ny kryssning under grus-/traktorvei nedstrøms E 39, med samme problematikk. Utløpet av denne har i tillegg et sprang på om lag 20 cm på middels/lav vannføring.



Figur 61. Kulvert under E 39



Figur 62. Kulvert i forbindelse med krysning under E 39. Foto opp mot innløp.



Figur 63. Kulvert nedstrøms R 39.

Tiltak: Det er usikre vandringsmuligheter ved begge kulverter. Trolig passerer større gytefisk ved høyere vannføringer. El-fiske og registrering av årsyngel bør gjennomføres for gi en sikrere vurdering om tiltak behøves. Vandringsvinduer for gytefisk er begrenset, og iht. til kriteriesett A er tiltak påkrevd.

7. Oppsummering

Basert på NIVAs befaringer av vegnettet langs kysten fra Egersund i sør til Stryn i nord i januar 2012, viser resultatene i all hovedsak at hensynet til fiskevandring er ivaretatt i for vassdrag av typen middels store og større elver i forbindelse med krysninger under vei. Vassdrag av en viss størrelse og betydning (forvaltnings- og sportsfiskemessig) har som regel krysning med større bru og bevart elvebunn, dels trolig av flomhensyn og dels fordi man er klar over elvas betydning for laksefisk.

Det er identifisert flere sikre og potensielle vandringshindre i forbindelse med veikrysninger i mange av de mindre vassdragene. Noen er relativt klare i forhold til inngrep og konsekvens for laksefisk, mens andre er beheftet med større tvil. Grundigere vurderinger og undersøkelser må her gjøres før man iverksetter tiltak, der yngel-/ungfiskundersøkelser bør inngå i vurderingsgrunnlaget. Informasjon fra lokalt hold (grunneiere, kjentfolk, jeger-/fiskeforeninger, overvåkingsundersøkelser m.m.) om opprinnelig tilgang for sjøørret/laks bør innhentes. Videre må erfaringsgrunnlaget for vassdrag økes mht. naturlige anadrome vandringsbarrierer og hvorvidt vandrende laksefisk opprinnelig har hatt tilgang til vassdragsstrekningene, samt størrelsen på det potensielt tapte areal for laksefisk oppstrøms det veirelaterte hinderet. Noen vassdrag har kun veirelatert problematikk, mens andre har enn mer sammensatt problematikk som inkluderer bl.a. bekkelukkinger under jordbruk, bebyggelse og industri, i tillegg til veirelaterte vandringsproblemer. Det ble registrert oppdrettsrelaterte fiskesperrer i vassdrag som berører veistrekningene som er befart, men disse er ikke vurdert i denne undersøkelsen. Fokus på denne problematikken må økes, og erfaringsgrunnlag må innhentes og synliggjøres, da det er grunn til anta at betydelige arealer er tapt anadrom laksefisk som følge slike inngrep.

NIVA anmoder videre om en helhetlig tiltaksorientering etter vannforskriften der ulike aktører står til ansvar for brudd på kontinuiteten.

Det identifiseres vandringsproblematikk også i nyanlagte veikulverter eller krysninger i anleggsfasen, noe som helt klart indikerer at dette hensynet ikke automatisk ivaretas for norske småvassdrag. Små vassdrag er viktige for sjøørret (ved avrenning til sjø eller større elv med sjøforbindelse). I innlandsvassdrag har bekkene viktige økologiske funksjoner som bl.a. gyte-/rekrutteringsbekker og oppvekstområder for yngel-/ungfisk til større vannsystemer med ørret.

Vegkrysningene i mindre vassdrag er utformet for å håndtere vannmengder på en slik måte at det ikke skaper problemer ved flom, mens fiskepassasje ikke synes å være særlig prioritert. I mange tilfeller framstår det som tilfeldigheter at fisk har mulighet til å passere. Årsaken til dette er trolig en kombinasjon av mangel på kunnskap om hvor økologisk viktig selv det minste vassdrag kan være, sviktende kompetanse på kriterier og krav til gode vandringsveier for fisk, i tillegg til økonomiske hensyn.

8. Litteratur

- Bates, K., B. Barnard, B. Heiner, J. P. Klavas, and P. D. Powers. 2003. Design of Road Culverts for Fish Passage. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, WA.
- Bergan, M. A., Nøst T. & Berger, H. M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand i småelver og bekker. Forslag til metodikk iht. vanddirektivet. NIVA rapport L. NR. 6224-2011. 52 s.
- Bjørklund, A. E. & Hellen, B. A. 1997: Kalkingsplan for Gulen kommune, 1997, s.51, Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 286, 1997, ISBN 82-7658-145-5)
- Bækken, T. 1993. Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje (Environmental Effects of Traffic Pollution Caused by Wear and Tear of Road Surfaces and Tyres). NIVA Rapport 2874 og Nordiske Seminar og Arbeidsrapporter 1993: 628 fra Nordisk Ministerråd
- Bækken, T og Færøvig, P.J (Red.) 2004: Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann-Publikasjon 106 Statens vegvesen
- Bækken, T & Jørgensen, T. 1994. Vannforurensning fra veg – langtidseffekter. Statens vegvesen. Vegdirektoratet. Veglaboratoriet. Publikasjon nr. 73.
- Bækken, T., og T. O. Haugen. 2006. Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer: Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Oslo, Vegdirektoratet, Utbyggingsavdelingen. 91 sider
- Bækken, T., og T. O. Haugen. 2012. Vegsalt og tungmetaller i innsjøer langs veier i Sør-Norge 2010. – NIVA Rapport 6290-2012/Statens vegvesen, VD Rapport Nr. 50
- Clarkin, K., A. Connor, et al. (2005). National Inventory and Assessment Procedure For Identifying Barriers to Aquatic Organism Passage at Road-Stream Crossings. San Dimas, California, United States Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program.
- Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann 181 s
- Direktorat for naturforvaltning 2002, DN-håndbok 22-2002: Slipp fisken fram.
- Gregory, S., J. McEnroe, P. Klingeman, and J. Wyrick. 2004. Fish Passage Through Retrofitted Culverts. Oregon Department of Transportation; Federal Highway Administration, Salem, OR
- Haro, A., T. Castro-Santos, J. Noreika. and M. Odeh. 2004. Swimming performance of upstream migrating fishes in open-channel flow: a new approach to predicting passage through velocity barriers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61:1590-1601.
- Haugen, T., Bækken, T., Hasle Heiaas, H. og Skjellbred, B. 2010. Tålegrenser for planktonalger i innsjøer. Statistiske analyser og laboratorietester av planktonalger og salt. – NIVA Rapport 6014-2010
- Lang, M., M. Love, and W. Trush. 2004. Improving Stream Crossings for Fish Passage - Final Report. Humboldt State University and NOAA Fisheries, National Marine Fisheries Service.
- Love, M. and K. Bates. 2009. Part XII: Fish Passage Design and Implementation. California Salmonid Stream Habitat Restoration Manual. California Dept. of Fish and Game. 188 pages.

Kondratieff, M. C. and C. A. Myrick. 2006. How high can brook trout jump? A laboratory evaluation of brook trout jumping performance. Transactions of the American Fisheries Society 135:361-370

Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI rapport nr. 181, 295s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen.

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 samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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