



Vegforurensning av innsjøer og vandringsmuligheter for laksefisk ved vegkullerter i Rogaland 2012



Norsk institutt for vannforskning

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 Rogaland 2012	Løpenr. (for bestilling) 6334-2012	Dato 23.3.2012
	Prosjektnr. Undernr. 11467	Sider Pris
Forfatter(e) Torleif Bækken og Morten Bergan	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen, Region vest	Oppdragsreferanse Berit Skjellerudsveen
---	--

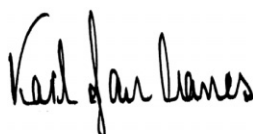
Sammendrag

Foreliggende rapport er todelt: 1) vegforurensning av innsjøer, 2) vandringshindre for fisk ved vegkulverter. D Resultatene fra undersøkelsen av vegforurensning viste at det ikke var saltindusert oksygenvinn i de 12 undersøkte innsjøene, men enkelte hadde høye kloridkonsentrasjoner. I tre innsjøer med tidligere data hadde konsentrasjonene av klorid økt siden 2005. Årsaken til høye klorid-konsentrasjoner er trolig bruk av vegsalt. Noen innsjøer hadde høye konsentrasjoner av fosfor og enkelte metaller. Konsentrasjonene av metaller var lave med verdier tilsvarende ubetydelig eller moderat forurenset sediment. Unntak var kobber som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset sediment i enkelte innsjøer i henhold til Klif 1997. Konsentrasjonene av PAH16 varierte fra verdier tilsvarende bakgrunn til dårlig tilstand i sedimentet (Klif 2007). På bakgrunn av høye kloridkonsentrasjoner er mulige tiltak foreslått. 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 enn mer sammensatt problematikk som inkluderer bl.a. bekkelukkinger under jordbruk, bebyggelse og industri, i tillegg til veirelaterte vandringsproblemer. Mulige tiltak er foreslått, men NIVA anbefaler en helhetlig tiltaksrettet overvåkning etter vannforskriften der det blir kartlagt detaljert hvilke aktører som ansvarlige 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. Vegkulvert	4. Road culvert



Torleif Bækken
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Brit Lisa Skjellkvåle
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-6069-4

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

Forord

Vannforskriften ble gjort gjeldende fra 1.1.2007. Forskriften har til hensikt å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene (FOR 2006-12-15 nr. 1446). Foreliggende undersøkelse har sett på virkningen av vegforurensninger på vann- og sedimentkjemiske forhold i de utvalgte innsjøene i Rogaland, samt vurdert vandringshindre for fisk ved vegkulverter. Det er gitt forslag til avbøtende tiltak. Prosjektet ble lagt til vintersesongen 2012. NIVA har bemerket før oppstart 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 sjørretbekker. 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.

Berit Skjellerudsveen har vært kontaktperson hos Statens vegvesen Region Vest. Undertegnede har vært prosjektleder ved NIVA.

Oslo, 23.3.2012

Torleif Bækken

Innhold

	1
Innhold	5
Sammendrag	6
Summary	8
DEL1. Vegforurensing av innsjøer	9
1. Innledning	10
2. Metode og materiale	11
2.1 Innsjøer	11
2.2 Innsamling og analyse	22
3. Resultater	23
3.1 Vannkjemi	23
3.1.1 Vanntyper	23
3.1.2 Sprangsjiktet	24
3.1.3 Fosfor	29
3.1.4 Metaller	30
3.2 Sedimentkjemi	30
3.3 Tiltak	37
3.3.1 Tiltaksløsninger	37
DEL 2. Vandringshinder ved vegkulverter	42
4. Innledning	43
5. Metode og material	43
6. Resultat	45
6.1 Vandringshinder ved veikulverter	45
7. Oppsummering	68
8. Litteratur	70

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 en fysisk/kjemisk undersøkelse av 12 innsjøer i Rogaland fylke. Innsjøene ble valgt ut fra beliggenhet ved hovedveg og bruk av vegsalt (barvegsstrategi). Innsjøene er små, og har største dyp fra ca. 5 til 34 m. Innsjøene representerer tre vanntyper i h.h.t vannforskriften: 1, 2 og 3.

Hver av innsjøene hadde tilnærmet samme temperaturer og like konsentrasjoner av salter (konduktivitet) og oksygen gjennom hele vannsøylen. Dette viste at det hadde foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren. Konsentrasjonen av klorider varierte fra forholdsvis lave konsentrasjoner med ca. 8 mg/l i Riskadalsvatnet til relativt høye med ca.65 mg/l i Revurstjernet. Det var imidlertid bare små forskjeller mellom konsentrasjonene i overflatevannet og bunnvannet. 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.

Tre innsjøer hadde data fra flere år. I alle disse ble det registrert en økning i kloridkonsentrasjonene fra 2005 til 2012. I Bongsatjern og Toskatjern har det vært en tre-dobling, mens det i Nebbetjern var en mindre økning. Avrenning av vegsalt kan trolig forklare mye av økningene.

Saglandsvatnet er delt av en vegfylling. En avsnørt bukt er nå et lite tjern (Lille Saglandsvatn) med liten vannutskiftning. Dette demonstreres ved at kloridkonsentrasjonene var nesten dobbelt så høy i den avstengte delen som i hovedbassenget. Vannutskiftningen kan bedres ved å lage ny åpning i vegfyllingen.

Prøver fra noen av innsjøene viste høye konsentrasjoner av fosfor og enkelte metaller. Det er imidlertid for få prøver til å anvende dataene til vurdering av tilstand i henhold til vannforskriften.

Konsentrasjone av fosfor i sedimentet var moderat høyt, og varierte noe mellom overflate- og bunnsedimentet. 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 var lave med verdier tilsvarende ubetydelig eller moderat forurenset sediment. Unntak var kobber som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset i overflatesedimentene i enkelte innsjøer. Konsentrasjonene av PAH16 i overflatesedimentene varierte fra verdier tilsvarende bakgrunn til dårlig økologisk tilstand.

Det anbefales tiltak for tre innsjøer grunnet forhøyet saltinnhold (Revurstjern, Bongsatjern og Toskatjern), og for Saglandsvatnet grunnet dårlig vannutskiftning i avsnørt bukt. For drikkevannskilden Stemtjern anbefales det å følge med på forurensningsutviklingen.

Del 2. Det ble identifisert flere sikre og potensielle vandringshindre i forbindelse med veikryssninger i mange av de mindre vassdragene. Noen inngrep er helt klare negative for vandring av laksefisk, mens andre inngrep er beheftet med større tvil. Grundigere vurderinger og undersøkelser må her gjøres før man iverksetter tiltak, der yngel-/ungfiskundersøkelser bør inngå i vurderingsgrunnlaget. 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.

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

Det er identifisert vandringsproblematikk også i nyanlagte veikulverter, noe som 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 sjøørret. I innlandsvassdrag har bekkene viktige økologiske funksjoner som gyte-/rekrutteringsbekker 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 Rogaland, Norway.

Year: 2012

Author: Torleif Bækken and Morten Bergan

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6069-4

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

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

No road salt induced oxygen deficit was observed in 12 investigated lakes. Some lakes had high chloride concentrations, 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 were 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.

DEL1. Vegforurensing av innsjøer

1. Innledning

Vannforskriften ble gjort gjeldende fra 1.1.2007. 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 bunnområde 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 bunnsedimentet i innsjøen. Detaljene i dette er lite undersøkt i Norge. I tillegg kan forhøyede saltkonsentrasjoner i hele eller deler av vannmassene medføre 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 vegavrenningen 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. Der det registreres vesentlige problemer skal det anbefales beskyttelsestiltak.

2. Metode og materiale

2.1 Innsjøer

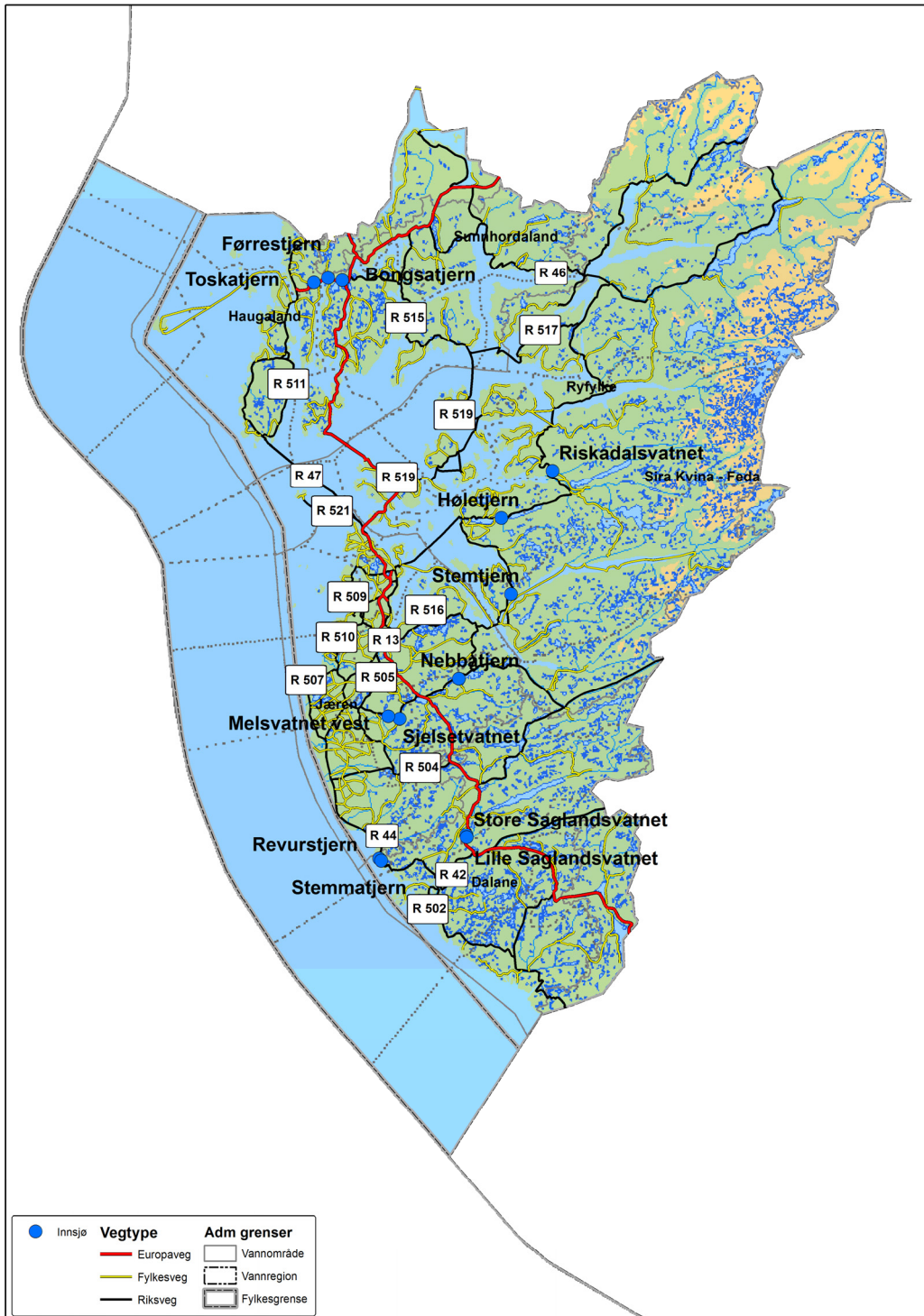
I januar 2012 ble det utført en undersøkelse som inkluderte 12 innsjøer i Rogaland fylke (**Figur 1**). Innsjøene ble valgt ut fra beliggenhet ved hovedveg og barvegstrategi (saltet). Innsjøene er små, og har største dyp fra ca 5 til 34 m. Koordinatene til innsjøene er vist i

. Innsjøenes beliggenhet i terrenget, utseende og nærhet til veg er vist i Figur 2-11 nedenfor. Kartfigurer og flyfoto hentet fra <http://kart.statkart.no>.

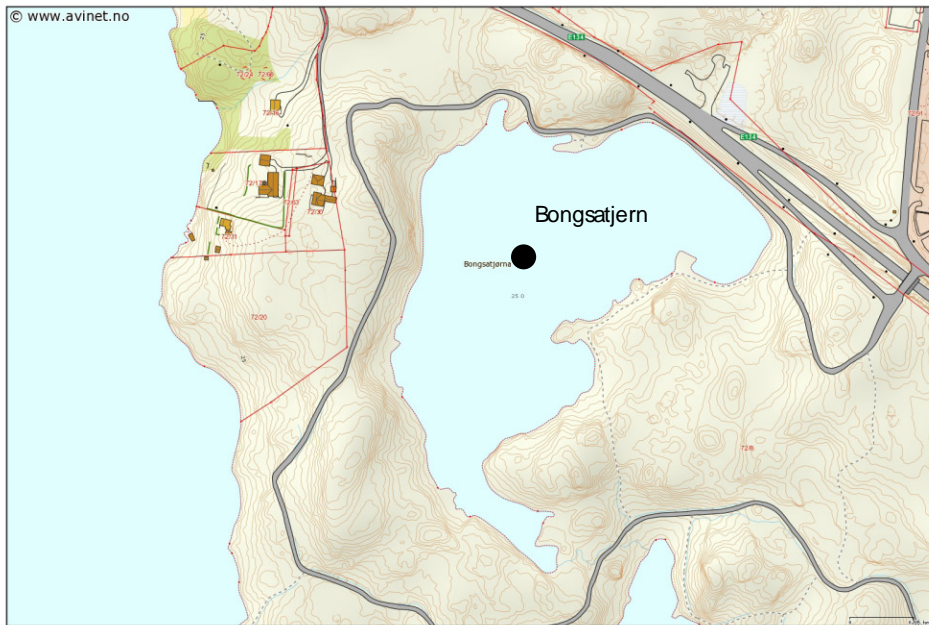
I Rogaland er det også tidligere gjort undersøkelser av innsjøer med hensyn på vegpåvirkninger som del av større undersøkelser i Sør-Norge (Bækken og Haugen 2006, 2011). Det ble unngått å ta prøver fra de samme innsjøene slik at det totalt blir et større datagrunnlag for SVV å gjøre sine vurderinger ut fra. Unntak her var Nebbetjern, Bongstjern som ble prøvetatt i 2005 og Toskatjern som ble prøvetatt både i 2005 og 2010. Disse ble sjekket på nytt for å se om det har vært vesentlige endring i tilstanden i forhold til saltinnhold.

Tabell 1. Koordinater for de 13 innsjøene prøvetatt i Rogaland i januar 2012.

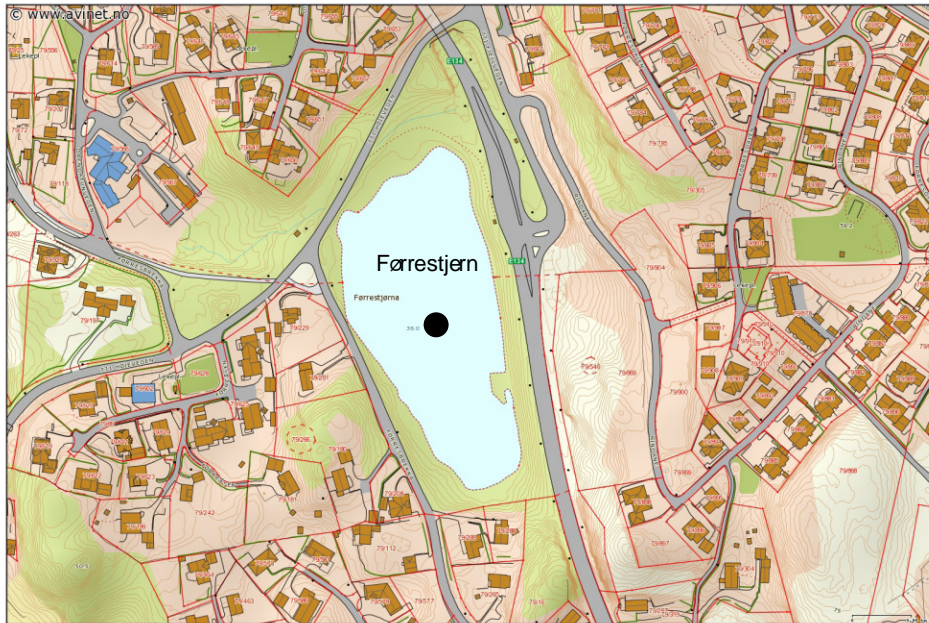
Innsjø	Vannområde	Sone	N	Ø	NVE nr	Areal km ²
Revurstjern	Dalane	33	6520546	-34701	138213	0.0072
Saglandsvatnet lille	Dalane	33	6524792	-18901	20926	0.3827
Saglandsvatnet store	Dalane	33	6524381	-18815	20926	0.3827
Stemmavatn	Dalane	33	6520136	-34342	21125	0.0711
Bongstjern	Haugaland	33	6626046	-41419	22704	0.0472
Førrestjern	Haugaland	33	6626452	-44003	115725	0.0178
Toskatjern	Haugaland	33	6625654	-46551	22711	0.0577
Melsvatnet vest	Jæren	33	6546450	-33058	20197	0.358
Nebbetjern	Jæren	33	6553423	-20219	19886	0.0838
Sjelsetvatn	Jæren	33	6546001	-30969	20204	0.1916
Høletjern	Ryfylke	33	6582646	-12526	23086	0.0977
Riskadalsvatnet	Ryfylke	33	6591315	-3231	23044	0.9528
Stemtjern	Ryfylke	33	6568773	-10781	132455	0.0189



Figur 1. Plassering av undersøkte innsjøer i Rogaland.



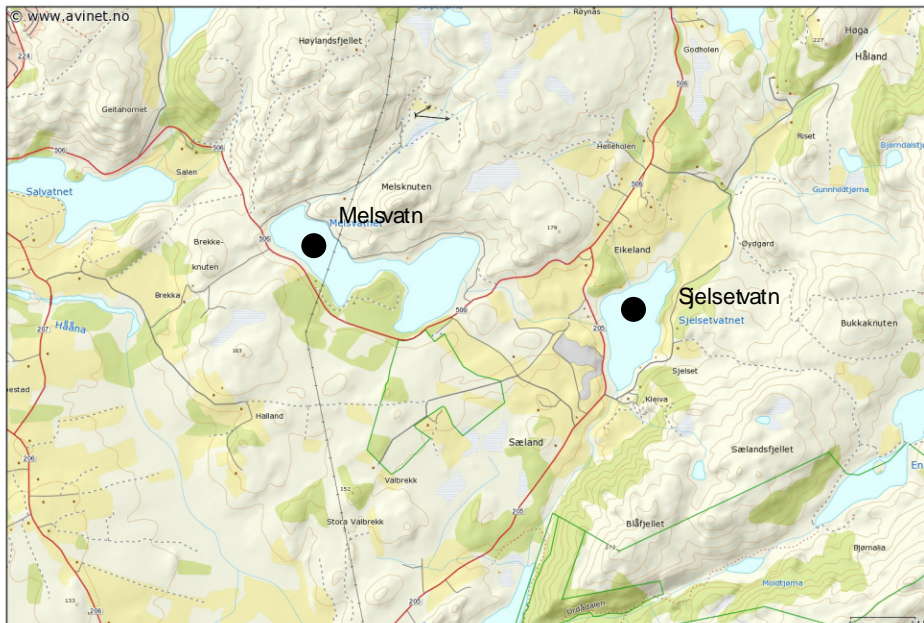
Figur 2. Bongsatjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra vestbredden mot nordøst.



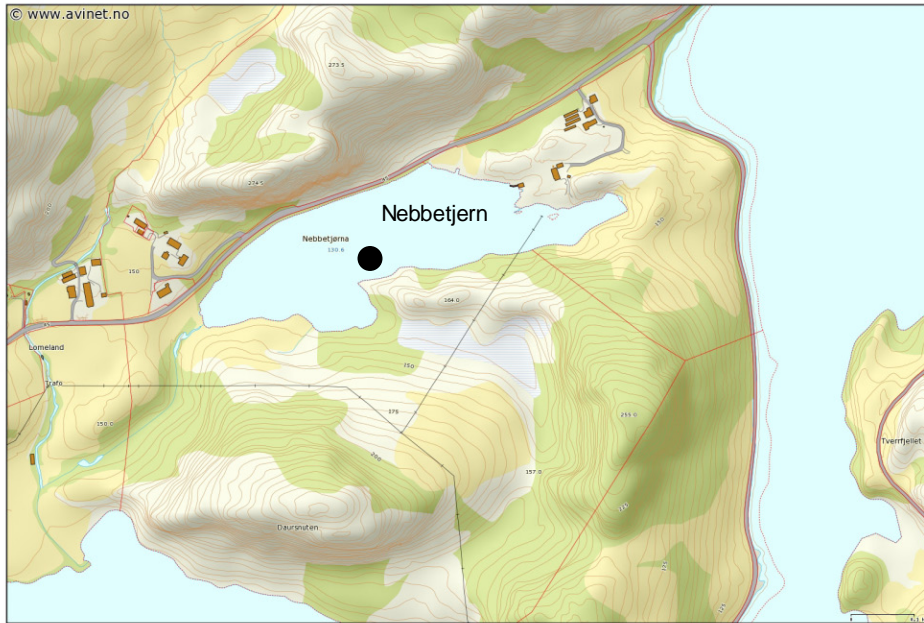
Figur 3. Førestjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra vestbredden mot nord.



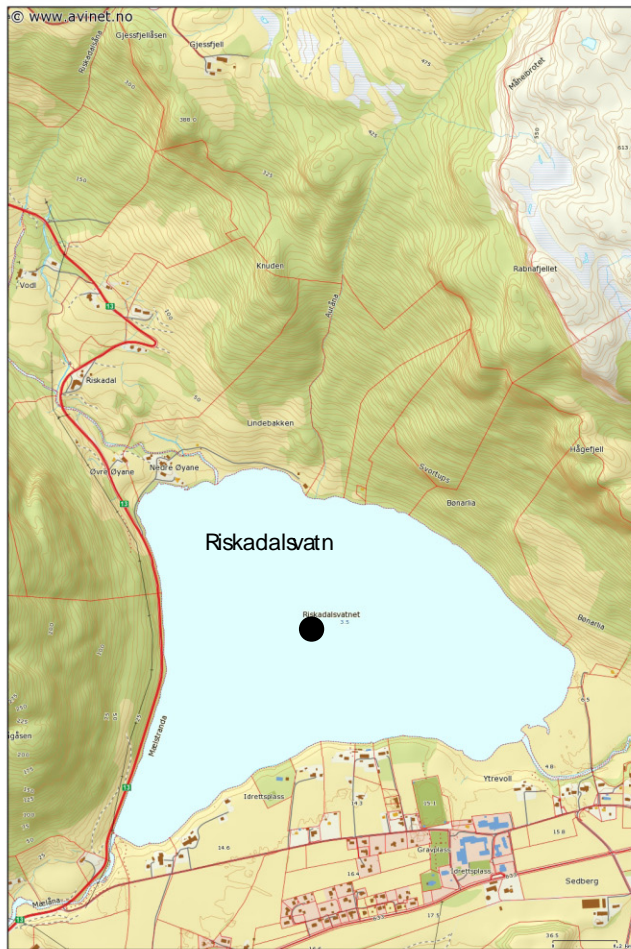
Figur 4. Høletjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra nordøstbredden mot sørvest.



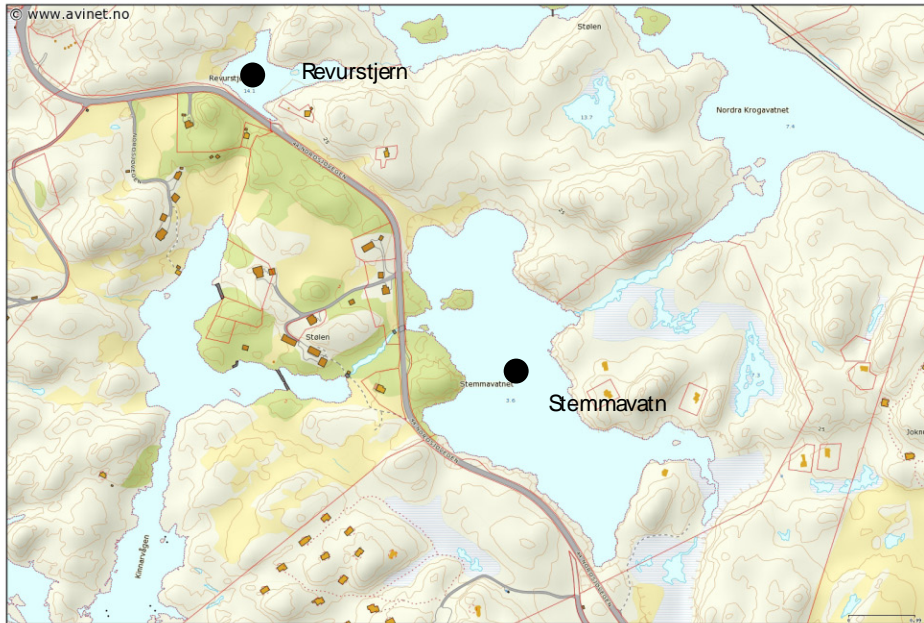
Figur 5. Melsvatn (venstre) og Sjelsetvatn med nærliggende vegsystem. Bilde Melsvatn fra sørvest bredde mor nordvest, Sjelsetvatn fra vestbredden mot nordøst.



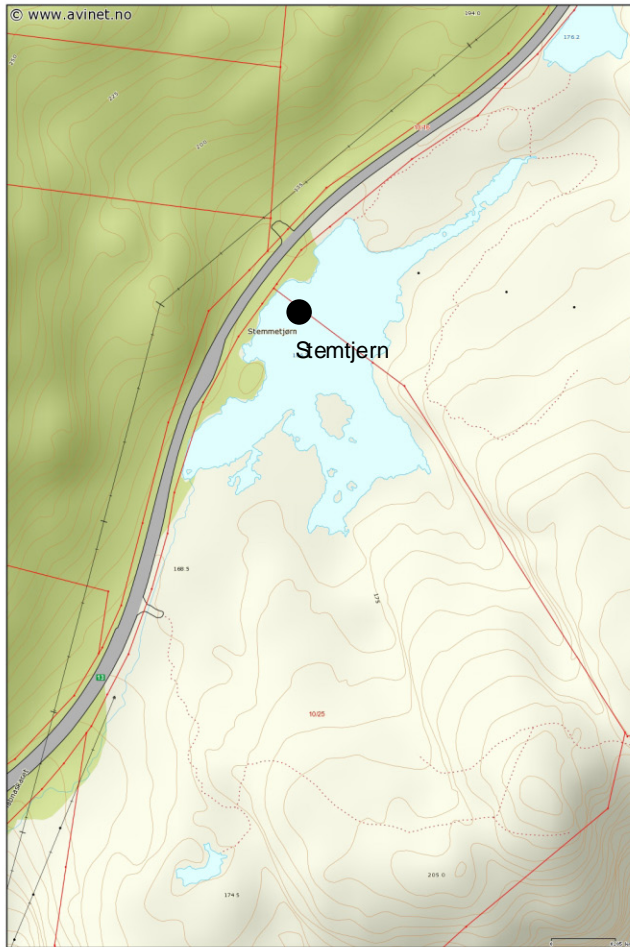
Figur 6. Nebbetjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra sørvestenden mot nordøst



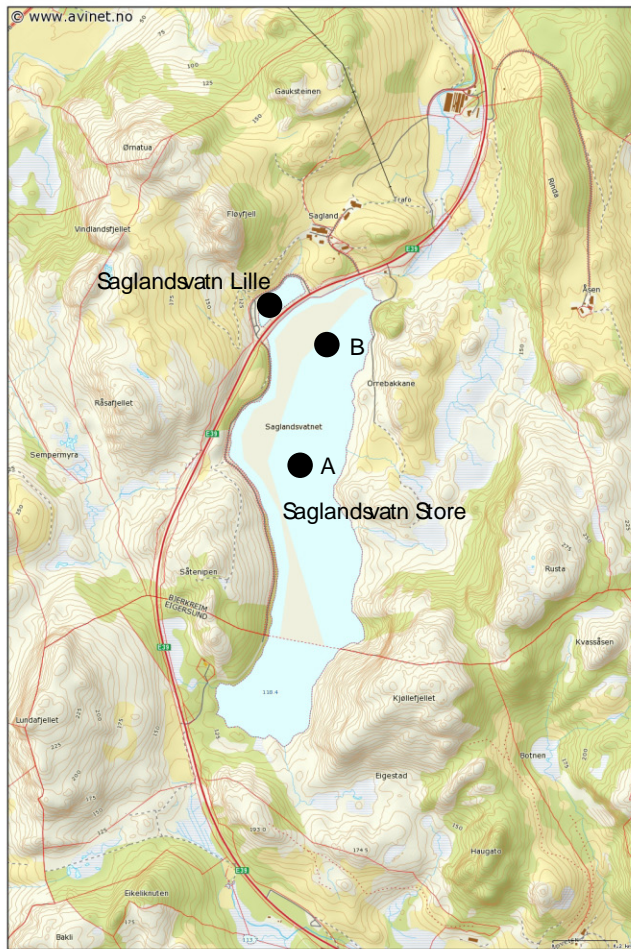
Figur 7. Riskadalsvatn med nærliggende vegsystem. Bilde fra nord mot sørøst.



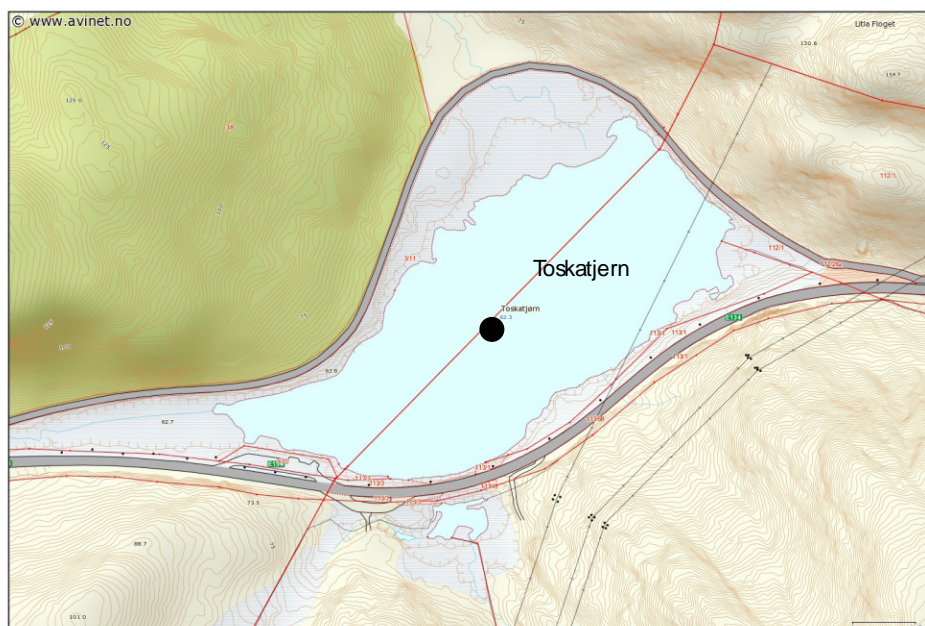
Figur 8. Revurstjern(venstre) og Stemmavatn med nærliggende vegsystem. Bilde Revurstjern fra sørøst mot nordvest, Stemmavatn fra sørvest mot nordøst.



Figur 9. Stemtjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra sørvest mot nord.



Figur 10. Saglandsvatn med avsnørt del med nærliggende vegsystem. Bilde fra sørvest ved enden av fyllingen mot nordøst i Store Saglandsvatnet



Figur 11. Toskatjern med nærliggende vegsystem. Bilde fra sør vest mot nordøst.

2.2 Innsamling og analyse

Prøver fra alle innsjøene ble tatt 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.

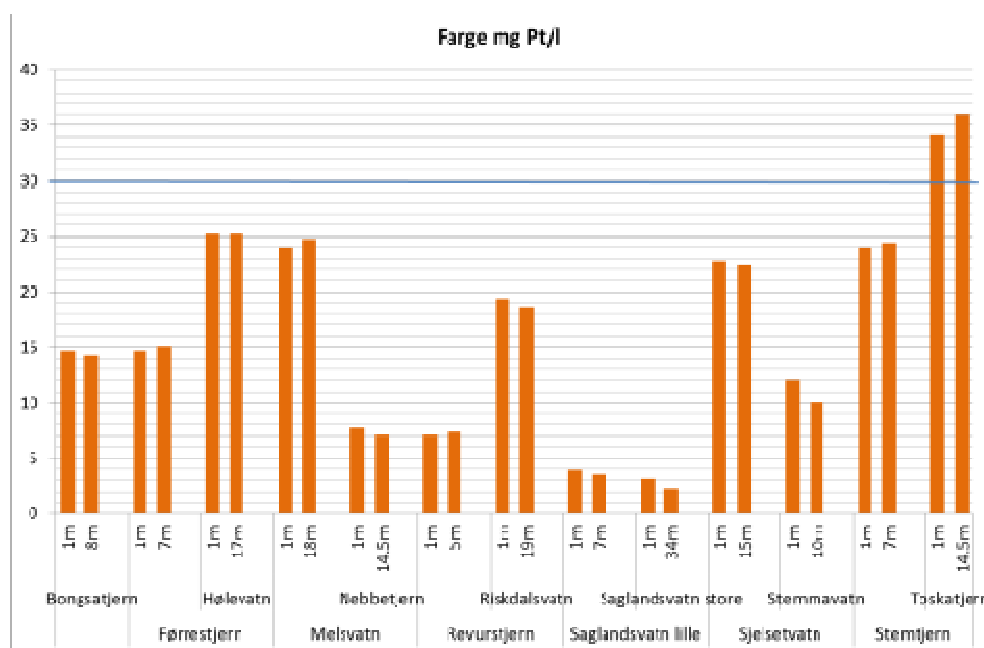
3. Resultater

3.1 Vannkjemi

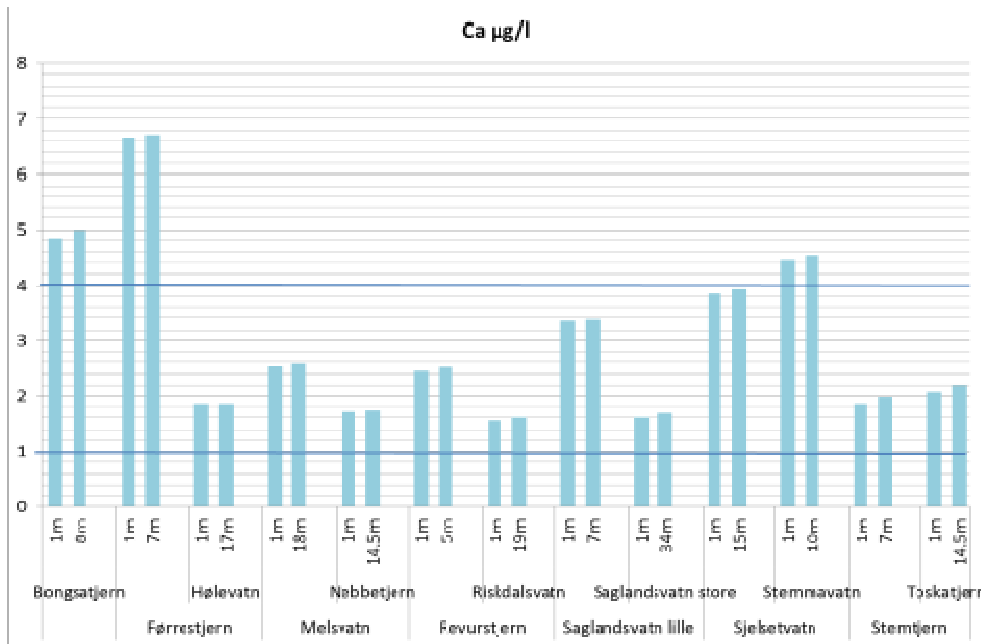
3.1.1 Vanntyper

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

Bare Toskatjern hadde fargetall over 30 mgPt/l. Denne innsjøen er derfor humøs, mens de andre er klarvannsjøer. Kalsiumkonsentrasjonene i overflatevannet varierte mellom 1.5 og 6.7 mg/l. Bongsa-tjern, Førresvatn og Stemmavtn var moderat kalkrike (kalsiumkonsentrasjoner mellom 4 og 20 mg/l). De andre var kalkfattige. Samlet sett representerer innsjøene tre vanntyper: 1, 2 og 3 (Tabell 2)



Figur 12. Humusinnhold i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linje angir grenseverdier mellom klare og humøse vanntyper



Figur 13. Kalsiuminnhold i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linjer angir grenseverdier mellom kalsiumklasser: svært kalkfattig, kalkfattig, moderat kalkrik.

Tabell 2. Ulike data for hver innsjø.

Innsjø	Vannområde	Hovedveg	Saltbruk 2011 t/km	ÅDT 2010	Vanntype	NGIGtype
Revurstjern	Dalane	Fv44	7	2000	1	L-N2
Saglandsvatn lille	Dalane	E39	x	x	1	L-N2
Saglandsvatn store	Dalane	E39	25	5700	1	L-N2
Stemnavatn	Dalane	Fv44	7	2000	3	L-N1
Bongsatjern	Haugaland	E134	31.5	14700	3	L-N1
Førrestjern	Haugaland	E134	31.5	15000	3	L-N1
Toskatjern	Haugaland	E134	31.5	16900	2	L-N3
Mølsvatnet vest	Jæren	Fv506	8.5	1700	1	L-N2
Nøbbetjern	Jæren	Fv45	11	2600	1	L-N2
Sjelsetvatn	Jæren	Fv205	8.5	900	1	L-N2
Høletjern	Ryfylke	Rv13	23	1400	1	L-N2
Riskadalsvatn	Ryfylke	Rv13	23	1300	1	L-N2
Stemtjern	Ryfylke	Rv13	23	1800	1	L-N2

3.1.2 Sprangsjiktet

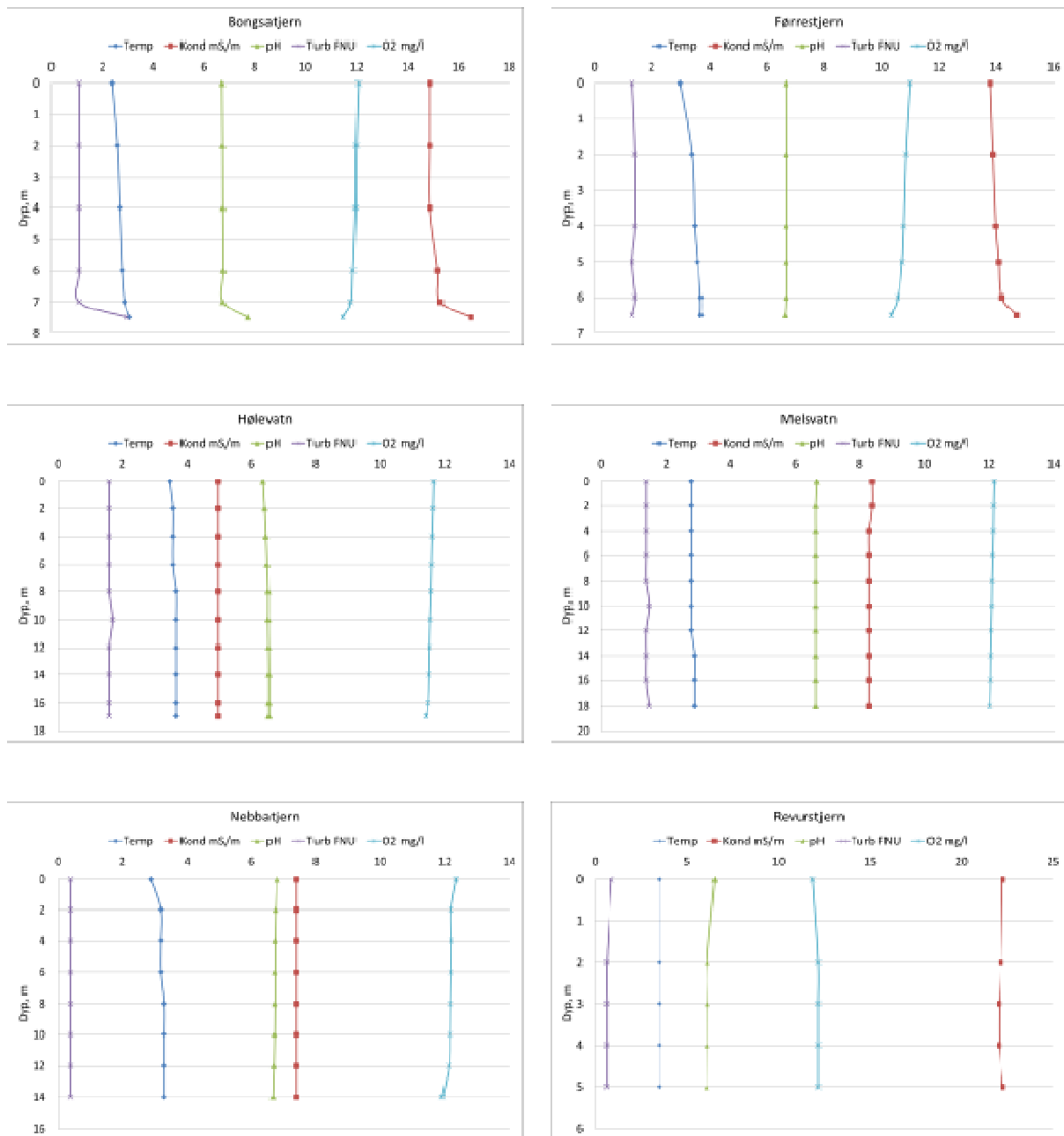
I alle innsjøene ble det målt konduktivitet (salter), oksygenkonsentrasjon, turbiditet (partikler) og temperatur gjennom hele vannsøylen etter at den potensielle fullsirkulasjonen normalt har foregått i løpet av senhøsten. Den mer eller mindre brå overgangen i fysiske og kjemiske forhold fra overflatevannet 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 ofte foregått en vinddrevet 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*).

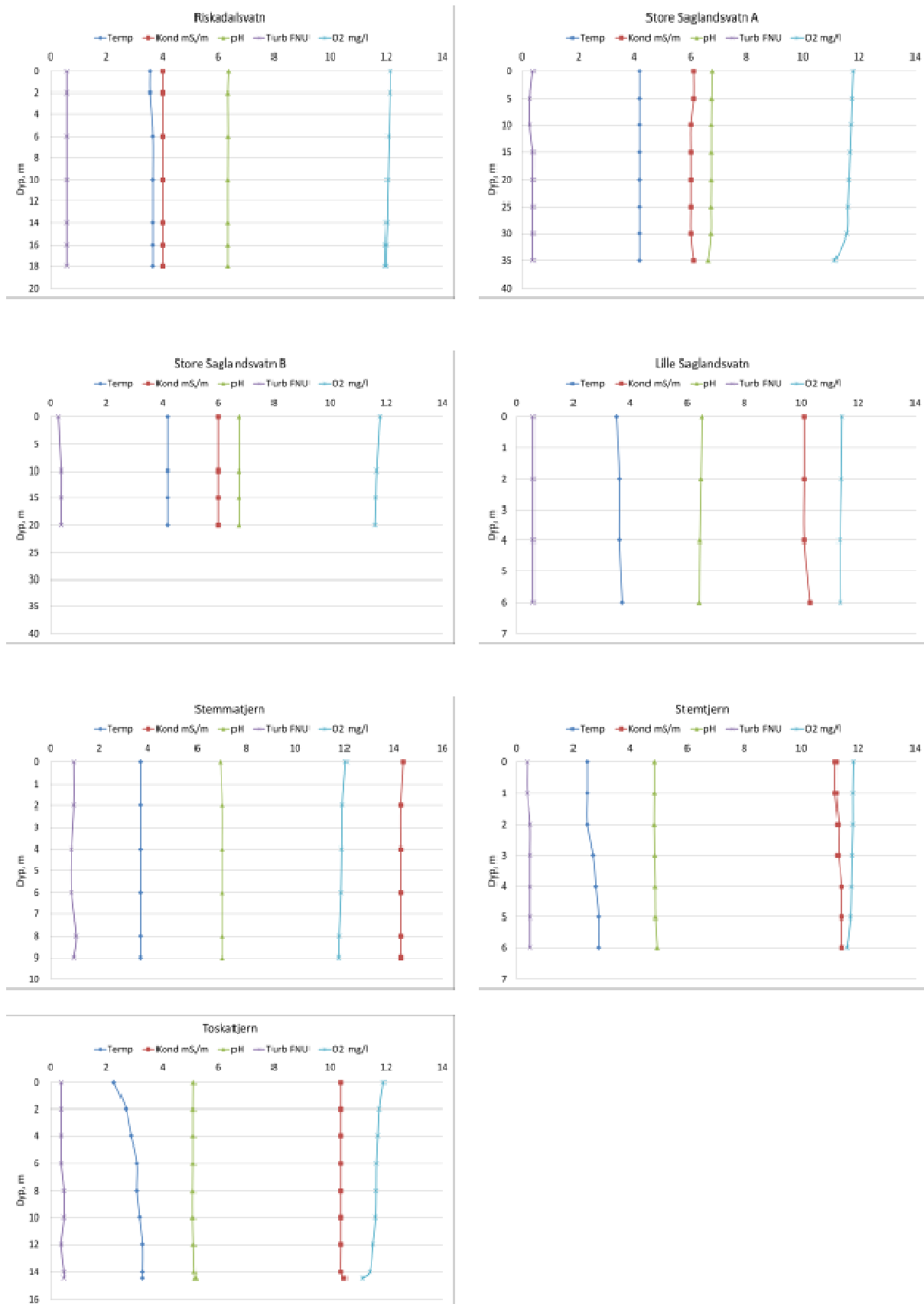
Ingen av innsjøene hadde sjiktning i noen av variablene. Det var tilnærmet like konsentrasjoner gjennom hele vannsøylen (Figur 14 og Figur 15). Dette viser at det har foregått en full sirkulasjon av vannmassene i løpet av høsten/vinteren. Konsentrasjonen av klorider varierte fra forholdsvis lave konsentrasjoner med ca. 8 mg/l i Riskadalsvatnet til ganske høye med ca. 65 mg/l i Revurstjernet (**Figur 16**). Det var imidlertid bare små forskjeller mellom konsentrasjonene i overflatevannet og bunnvannet. Høye kloridkonsentrasjoner kan trolig forklares ved avrenning fra saltet veg. Enkelte av innsjøene ligger imidlertid ganske nær sjøen og kan bli påvirket av saltsprøyt og saltholdig nedbør under uvær.

Tre innsjøer har data fra 2005 og/eller 2010. I Bongstjernet var det ingen forskjell i kloridkonsentrasjoner eller konduktivitet mellom overflate- og bunnvannet, men det har vært en tre-dobling i kloridkonsentrasjonen siden 2005 med en konsentrasjon i januar 2012 på nærmere 40 mg/l. Heller ikke i Nebbetjern var det forskjeller mellom konsentrasjoner i overflate- og bunnvannet, men det ble observert en mindre økning i kloridkonsentrasjonen fra 2005 til 2012, med konsentrasjoner på henholdsvis ca. 14 og 18 mg/l. I Toskatjern var det klar konduktivitets- og kloridgradient i november 2005. En svakere gradient ble observert i desember 2010, mens det i januar 2012 ikke ble observert en gradient. Konsentrasjonen av klorid har hatt en økning siden 2005 til 2012, med konsentrasjoner på henholdsvis ca. 9 og 27 i overflatevannet og omkring 20-27 mg/l i bunnvannet. Avrenning av vegsalt kan trolig forklare mye av kloridøkningen. Alle disse innsjøene ligger imidlertid ganske nær kysten, og kan påvirkes av saltholdig nedbør under kraftig uvær.

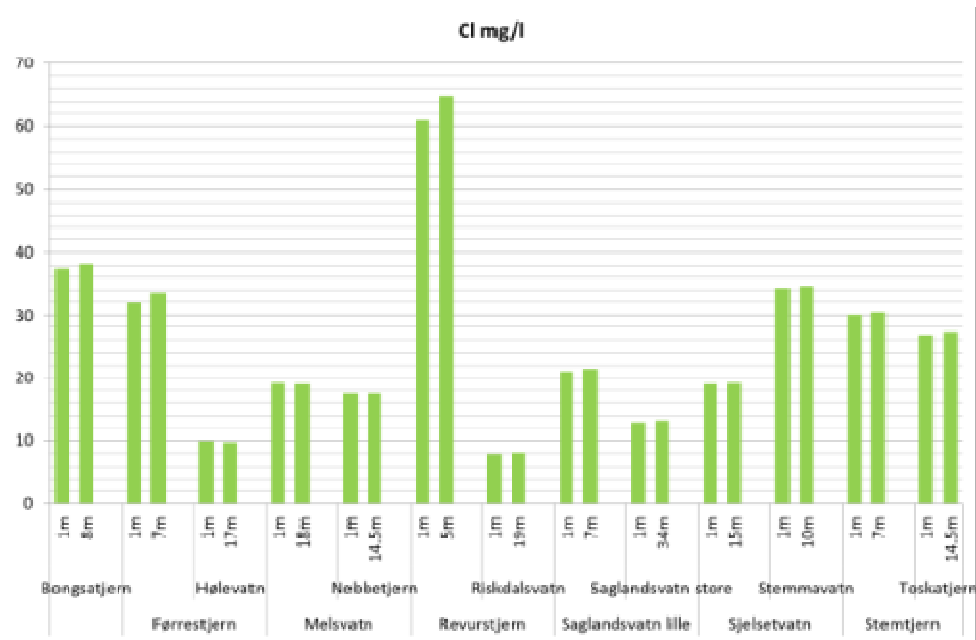
Saglandsvatnet er delt av en vegfylling. An avsnørt bukt er nå et lite tjern, her kalt Lille Saglandsvatn. Vannutskiftningen er liten. Det går bare et 60 cm rør gjennom fyllingen. Konduktiviteten var vesentlig høyere i lille Saglandsvatn enn i hovedbassenget og viser at det er begrenset vannutskiftning. Dette demonstreres også ved at kloridkonsentrasjonene var nesten dobbelt så høye i den avstengte delen som i hovedbassenget. Det var imidlertid ingen sjiktning i noen av de målte variablene. Det var heller ingen forskjell i konsentrasjoner av metaller i vannfase eller i sedimentene.



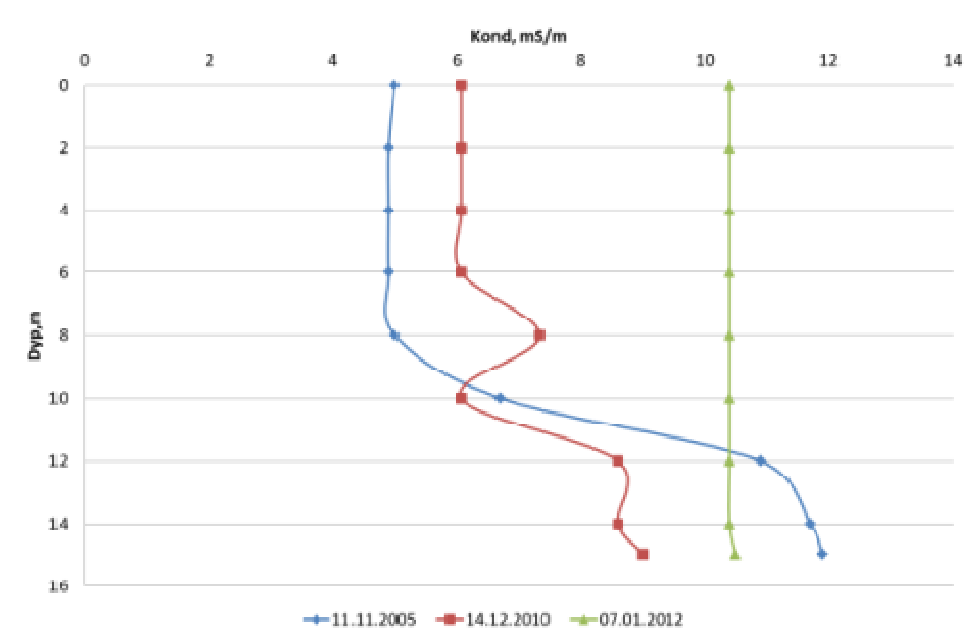
Figur 14. Variable målt gjennom hele vannsøylen i januar 2012



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



Figur 16. Kloridkonsentrasjoner i innsjøene ved to dyp i januar 2012.



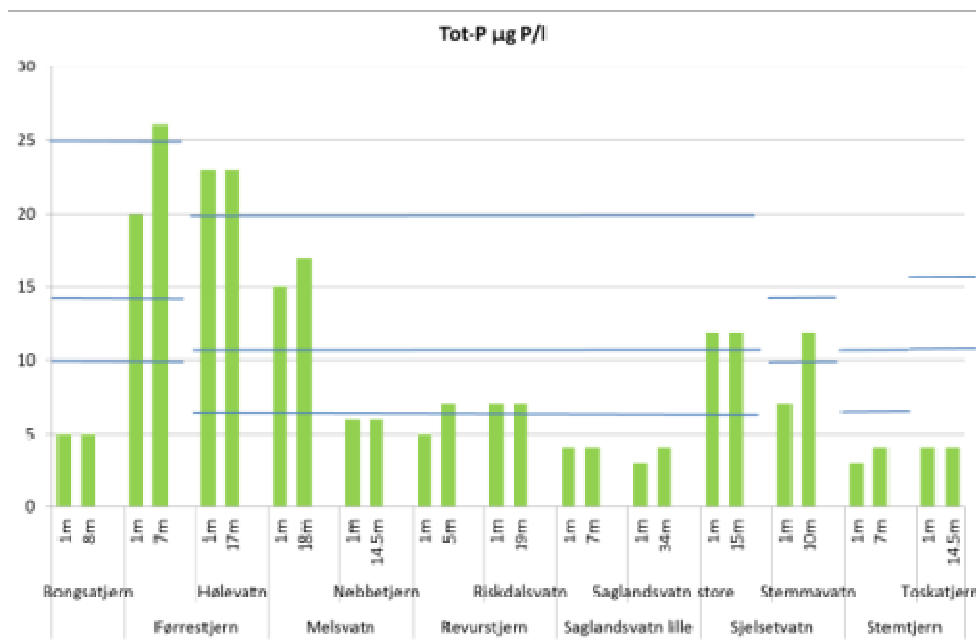
Figur 17. Konduktiviteten ved ulike tidspunkt i Toskatjern.

Tabell 3. Konsentrasjoner av klorid (mg/l) og konduktivitet (mS/m) i overflate- og bunnvannet i tre innsjøer ved ulike tidspunkt i 2005, 2010 og 2012.

		Bongsatjern		Nebbetjern		Toskatjern	
		1m	8m	1m	14.5m	1m	14.5m
Cl	11.11.2005	13.4	13.5	13.6	13.5	9.24	24.2
	14.12.2010					13.6	20.4
	06.01.2012	37.5	38.3	17.5	17.6	26.7	27.7
Kond	11.11.2005	9.7	9.6	6.6	6.5	5	11.8
	14.12.2010					6.49	9.04
	06.01.2012	14.9	16.5	7.4	7.4	10.4	10.5

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 Førrestjernet, Melsvatnet og Sjelsetvatnet var det moderat tilstand, mens Hølevatnet hadde dårlig tilstand. Alle de andre hadde svært god eller god tilstand. Ved oksygensvinn i bunnvannet løses fosfor fra sedimentet. På grunn av stagnasjon og oksygensvinn kan vi altså få en intern gjødsling fra fosforrike sedimenter i innsjøen som vil medføre økt tilgang på fosfor (eutrofiering) også i overflatevannet med påfølgende økt algeproduksjon. Ingen av de undersøkte innsjøene hadde oksygensvinn ved prøvetakningstidspunktet. Det har altså ikke blitt påvist et kloridindusert oksygensvinn med påfølgende fosforutlekking i denne undersøkelsen.



Figur 18. Konsentrasjonen av totalt fosfor i innsjøene ved to dyp i januar 2012. Blå linjen angir grenseverdier mellom tilstandsklasser for hver vanntype i henhold til klassifiseringsveilederen for vanddirektivet.

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) og sink (Zn) som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende forurensningsklasse «markert forurenset» i flere innsjøer. Nikkel (Ni) ble også funnet i forhøyede konsentrasjoner, men bare i Bongsatjern (sterkt forurenset). I Melsvatnet ble det påvist høye konsentrasjoner av bly både i overflate- og bunnvann. Det er lite trolig at dette skyldes vegavrenning i det bly i bilbensin ble faset ut for nærmere 20 år siden. Antimon (Sb) ble analysert fordi dette skal være et metall som følger vegtrafikken. Konsentrasjonene var lave og det kunne ikke spores forskjeller mellom innsjøene. Vi vil imidlertid understreke at det bare er prøver fra én dato for hver innsjø slik at resultatene bare er indikerende. For å tilfredsstille retningslinjene i vanddirektivet bør det være månedlige vannprøver.

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).

		Ubetydelig	Moderat	Mårkert	Sterkt	Meget sterkt					
		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	
Bongsatjern	1m	0.044	<0.1	2.13	120	19.8	2.83	0.22	0.2	26.1	
	8m	0.046	≤0.2	2.60	110	21	2.80	0.39	0.2	28.5	
Førrestjern	1m	0.047	<0.1	2.18	84	15.7	0.76	0.30	0.09	13.2	
	7m	0.045	<0.1	1.69	84	16.7	0.67	0.30	0.1	12.4	
Hølevatn	1m	0.01	<0.1	0.87	210	5.34	0.20	0.69	0.07	5.4	
	17m	0.02	<0.1	0.56	200	5.14	0.10	0.69	0.09	4.9	
Melsvatn	1m	0.027	<0.1	1.37	260	9.56	0.40	5.24	0.25	11.2	
	18m	0.031	<0.1	0.78	200	9.79	0.23	4.18	0.26	9.2	
Nebbetjern	1m	0.027	<0.1	1.06	<10	10.1	0.35	0.31	0.08	8.3	
	14.5m	0.021	<0.1	0.54	<10	9.92	0.24	0.23	0.08	6.2	
Revurstjern	1m	0.065	0.2	2.69	57	34.7	1.20	0.57	0.07	32.0	
	5m	0.057	0.39	2.08	62	37	1.30	0.53	0.07	26.3	
Riskdalsvatn	1m	0.022	<0.1	0.52	72	4.14	0.34	0.22	<0.05	4.5	
	19m	0.022	<0.1	0.41	77	4.01	0.33	0.19	<0.05	4.7	
Saglandsvatn lille	1m	0.048	<0.1	0.64	51	11.8	0.62	0.14	0.06	10.3	
	7m	0.05	<0.1	0.62	51	12.3	0.76	0.16	0.05	11.4	
Saglandsvatn store	1m	0.02	<0.1	0.50	<10	7.66	0.39	0.07	0.06	4.9	
	34m	0.032	<0.1	0.61	<10	7.57	0.41	0.26	0.05	5.5	
Sjelsetvatn	1m	0.033	<0.1	0.80	180	9.24	0.30	0.46	0.09	8.4	
	15m	0.035	<0.1	0.95	180	9.39	0.35	0.61	0.09	10.1	
Stemmavatn	1m	0.027	<0.1	1.34	45	18.6	0.76	0.26	0.07	13.9	
	10m	0.04	<0.1	2.63	89	18.9	1.30	1.04	0.08	25.5	
Stemtjern	1m	0.053	<0.1	1.56	41	15.7	0.56	0.70	<0.05	13.6	
	7m	0.057	<0.1	0.85	42	16.1	0.28	0.55	<0.05	10.9	
Toskatjern	1m	0.06	<0.1	0.77	150	13.5	0.70	0.40	<0.05	15.8	
	14.5m	0.074	<0.1	1.84	150	13.5	0.76	0.45	0.05	18.2	

3.2 Sedimentkjemi

Sedimentet var i preget av organisk materiale. Sedimentene var mørkebrune og i stor grad homogene (**Figur 19**). Det var imidlertid også særegenheter ved flere av sedimentene: I Toskatjern og Stemmatvatnet var det et tydelig grått slamlag ca 5 cm fra overflaten. Atypiske sedimentlag kommer ofte fra spesielle hendelser i nedbørfeltet som f.eks. graving eller andre større utslipp av partikler til innsjøen. Vanninnholdet i prøvene var stort med en tørrstoffmengde på mellom ca 5 % og 25 % (). Andelen organisk materiale var mellom 24 % og 75 %. Konsentrasjone 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 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 (Andersen et al 1997). Unntak her var kadmium (Cd) som ble funnet i konsentrasjoner tilsvarende markert forurenset i overflatesedimentet fra Stemtjern. Det er ellers å merke seg at det ofte var stor forskjell mellom konsentrasjonen i bunnen av sedimentsøylen (referansen) og overflatesedimentet for mange av metallene. Først og fremst viser dette at bunnsedimentet 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 (Tabell 7 A-D). Dersom sedimentene tidligere har vært urørt fra ytre påvirkninger er det å anta at bunnsedimentet i hver søyle er en referanse avsatt før det ble vesentlig biltrafikk. Det er imidlertid en lang rekke andre aktiviteter som også vil bidra med PAH både i tidligere tider og i dag.

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. 0.2 mg/kg i Lille Saglandsvatn til nærmere 8 mg/kg i Hølevatn, tilsvarende henholdsvis bakgrunn og dårlig tilstand. I åtte av innsjøene var overflatesedimentet mer forurenset enn bunnsedimentet. I sju av disse var tilstanden moderat eller dårlig. Tilstandene samsvarer dårlig med tilstanden for de andre vegforurensninger (f.eks. metallene i sedimentet) i denne undersøkelsen. Usikkerhet omkring kildene gjør at vi ikke bruker disse dataene til å vurdere tiltak.

PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Det produseres ved forbrenning av drivstoff og olje. Mye av PAH herfra fjernes nå med katalysatorer. PAH finnes imidlertid også i asfalt og bildekk. Andre kilder som kan bidra til PAH er skogbrann, bråtebrenning og vedfyring. Der hvor det er høye konsentrasjoner i bunnsedimentet, kan de sistnevnte kildene være mulige forklaringer, eventuelt gammel industri/håndverk med bruk av f.eks. tjæreholdige produkter.



Bongsatjern 27 cm



Førretjern 28 cm



Hølevatn 28 cm



Melsvatn vest 33 cm



Revurstjern 26 cm



Riskadalsvatn 27 cm



Saglandsvatn 20 cm



Stemmavatn 32 cm



Stemtjern 28 cm



Toskatjern 23 cm

Figur 19. Sediment fra største dyp i hver av innsjøene.

Tabell 5. Konsentrasjon av tørrstoff (TTS), uorganisk (TGR), organisk stoff, kornfordeling (<63µm), totalt fosfor (Tot-P), totalt nitrogen (Tot-N), totalt karbon (TOC) og kalsium (Ca) i overflate-sedimentet (Topp) og bunnsedimentet (Bunn).

			Tørrstoff	Gløderest	Organisk	Tot P	Tot N	TOC	Ca
			%	%TS	%TS	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
06.01.2012	Bongsatjern	topp	20.4	74.8	25.2	2.1	6.34	128	4.29
05.01.2012		bunn	11.6	34.6	65.4	1.4	14.1	390	5.04
06.01.2012	Førrestjern	topp	15.2	65.5	34.5	5.4	11.2	173	5.79
06.01.2012		bunn	11.1	34.8	65.2	2.2	16.6	352	4.37
05.01.2012	Høllevatn	topp	4.52	35.6	64.4	6.1	18.7	350	5.72
05.01.2012		bunn	6.48	31.7	68.3	2.7	17.4	404	4.29
04.01.2012	Melsvatn Vest	topp	11.2	67.5	32.5	2.9	11.3	133	2.81
04.01.2012		bunn	10.2	40	60	2	13.4	331	4.4
05.01.2012	Nebbetjern	topp	12.1	71.2	28.8	2.8	7.71	107	2.85
05.01.2012		bunn	9.55	63.4	36.6	2.9	12.5	166	5.19
03.01.2012	Revurstjern	topp	8.86	54.4	45.6	2.5	14.4	236	3.61
03.01.2012		bunn	9.33	55.9	44.1	2.7	14.6	230	4.13
05.01.2012	Riskdalsvatn	topp	18.1	76.5	23.5	2.3	6.97	96.4	4.1
05.01.2012		bunn	23.2	79.9	20.1	1.9	6.38	92.7	4.18
04.01.2012	Saglandsvatn Lille	topp	19.5	82.3	17.7	3.5	7.17	82	4.38
04.01.2012		bunn	33	71	29	1.9	6.88	123	3.39
04.01.2012	Saglandsvatn Store	topp	14	74.8	25.2	2.4	7.58	99.1	2.48
04.01.2012		bunn	9.08	67.4	32.6	4.5	10.6	129	3.44
04.01.2012	Sjelsetvatn	topp	12	67.2	32.8	4.1	10	153	4.68
04.01.2012		bunn	13.6	59	41	3.1	10.3	186	4.13
03.01.2012	Stemmavatn	topp	12.1	45.6	54.4	2.2	15.6	319	4.59
03.01.2012		bunn	11.2	42.5	57.5	2.5	15	343	8.48
03.01.2012	Stentjern	topp	9.78	56.3	43.7	3.5	14.4	208	5.9
05.01.2012		bunn	19	72	28	1.3	7.97	122	3.91
06.01.2012	Toskatjern	topp	31	83.2	16.8	2.1	2.58	71.2	6.77
06.01.2012		bunn	14	44.9	55.1	3.1	12.5	307	5.05

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	Mårkert	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
Bongsatjern	topp	0.56	39.1	71.6	32200	<0.20	449	44	80.2	<0.50	308
	bunn	0.25	17.7	14.8	10600	<0.20	585	7.6	54.9	<0.50	43.8
Førrestjern	topp	0.88	35.5	96.6	33800	<0.20	1000	26.6	80.2	<0.50	291
	bunn	0.6	13.2	20.1	9550	<0.20	590	8.5	68.7	<0.50	79
Hølevatn	topp	1.27	9.58	37.9	9640	<0.20	290	8.4	238	1.05	208
	bunn	0.22	5.2	12.3	4010	<0.20	230	<5.0	92.7	<0.50	34.6
Melsvatn Vest	topp	1.73	17.2	19.1	33800	<0.20	226	11	179	<0.50	280
	bunn	0.59	10.1	10.4	23900	<0.20	205	5.2	59	<0.50	94.1
Nebbetjern	topp	1.03	19.1	30.8	36000	<0.20	345	11.7	190	<0.50	214
	bunn	0.31	33.3	21.8	22700	<0.20	300	7.7	20.7	<0.50	66.8
Revurstjern	topp	1.31	9.64	20.9	33300	0.26	955	10.2	145	0.52	203
	bunn	0.15	5.24	5.21	17600	<0.20	597	<5.0	47.4	<0.50	32.2
Riskadalsvatn	topp	0.48	28.5	20.3	33400	<0.20	338	20.3	93.7	<0.50	156
	bunn	<0.10	30.2	21.6	28600	<0.20	266	22.9	33.2	<0.50	111
Saglandsvatn Lille	topp	0.34	14	33.8	31400	<0.20	768	32.7	33.2	<0.50	136
	bunn	<0.10	20.4	32	15000	<0.20	478	33.1	16.7	<0.50	35
Saglandsvatn Store	topp	<0.10	17.1	32.5	66900	<0.20	628	19.9	193	<0.50	90.1
	bunn	0.22	11.9	17.3	11700	<0.20	272	9.4	3	<0.50	26.6
Sjelsetvatn	topp	1.76	23.7	23.6	33300	<0.20	284	11.8	65.7	<0.50	254
	bunn	0.99	16.6	11.2	14900	<0.20	202	6.9	83.3	<0.50	73.7
Stemmavatn	topp	<0.10	4.41	5.82	4130	<0.20	632	<5.0	38.6	<0.50	21.3
	bunn	0.36	8.2	6.51	15800	<0.20	1030	5.8	59.8	<0.50	43.8
Stemtjern	topp	4.4	13.8	30.2	26100	0.38	687	17.4	200	<0.50	572
	bunn	0.11	7.55	14	10700	<0.20	590	<5.0	51.2	<0.50	78.2
Toskatjern	topp	<0.10	99.7	55.1	47700	<0.20	401	59.7	39.2	<0.50	143
	bunn	0.57	19.6	19.5	16000	<0.20	329	13.6	75.5	<0.50	99.7

Tabell 7 A-D. Konsentrasjoner av 16 PAH forbindelser i topp og bunnlag i sedimentkjerner fra hver innsjø. Farger og betegnelser angir tilstand i henhold til Klif 2007.

Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
----------	-----	---------	--------	--------------

A

		06.01.2012	05.01.2012	06.01.2012	06.01.2012	05.01.2012	05.01.2012
		Bongsatjern	Bongsatjern	Førrestjern	Førrestjern	Hølevatn	Hølevatn
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn
Sum PAH-16	mg/kg TS	2.05	1.72	0.849	3.66	7.84	1.53
Sum KPAH	mg/kg TS	1.35	0.937	0.489	2.05	5.5	1.03
Naftalen	mg/kg TS	<0.010	0.011	0.012	0.012	0.043	0.017
Acenaftylen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.021	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.021	<0.010
Fluoren	mg/kg TS	<0.010	0.018	<0.010	0.02	<0.021	<0.010
Fenantren	mg/kg TS	0.041	0.104	0.043	0.175	0.152	0.047
Antracen	mg/kg TS	<0.010	0.012	<0.010	0.019	<0.021	<0.010
Fluoranten	mg/kg TS	0.238	0.288	0.107	0.59	0.629	0.179
Pyren	mg/kg TS	0.2	0.214	0.114	0.431	0.465	0.128
Benso(a)antracen	mg/kg TS	0.071	0.065	0.027	0.129	0.205	0.047
Krysen	mg/kg TS	0.113	0.13	0.088	0.293	0.617	0.121
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0.612	0.323	0.16	0.694	2.3	0.443
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0.18	0.152	0.059	0.283	0.712	0.128
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0.141	0.119	0.065	0.26	0.484	0.132
Di benso(ah)antracen	mg/kg TS	0.039	0.022	<0.010	0.061	0.208	0.029
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0.213	0.136	0.084	0.365	1.05	0.129
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	0.197	0.126	0.09	0.327	0.976	0.133

B

		04.01.2012	04.01.2012	05.01.2012	05.01.2012	03.01.2012	03.01.2012
		Melsvatn Vest	Melsvatn Vest	Nebbetjern	Nebbetjern	Revurstjern	Revurstjern
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn
Sum PAH-16	mg/kg TS	1.88	1.29	2.08	0.038	2.67	4.12
Sum KPAH	mg/kg TS	1.22	0.71	1.51	0.028	1.79	4.04
Naftalen	mg/kg TS	0.01	0.011	0.012	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaftylen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.02	0.011
Fenantren	mg/kg TS	0.07	0.091	0.05	0.01	0.064	0.014
Antracen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	mg/kg TS	0.245	0.214	0.128	<0.010	0.305	0.021
Pyren	mg/kg TS	0.164	0.138	0.112	<0.010	0.214	0.016
Benso(a)antracen	mg/kg TS	0.066	0.048	0.05	<0.010	0.073	0.014
Krysen	mg/kg TS	0.185	0.118	0.117	<0.010	0.323	0.013
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0.492	0.271	0.739	0.014	0.7	2.28
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0.144	0.104	0.153	<0.010	0.174	1.7
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0.129	0.075	0.098	0.014	0.126	0.011
Di benso(ah)antracen	mg/kg TS	0.039	<0.010	0.043	<0.010	0.049	<0.010
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0.176	0.129	0.268	<0.010	0.274	0.02
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	0.164	0.094	0.312	<0.010	0.345	0.023

C

		05.01.2012	05.01.2012	04.01.2012	04.01.2012	04.01.2012	04.01.2012
		Riskdalsvatn	Riskdalsvatn	Saglandsvatn Lille	Saglandsvatn Lille	Saglandsvatn Store	Saglandsvatn Store
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn
Sum PAH-16	mg/kg TS	2.98	0.071	0.177	0.163	2	0.043
Sum KPAH	mg/kg TS	2.05	0.049	0.111	0.118	1.58	0.028
Naftalen	mg/kg TS	0.012	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaftylen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.012	<0.010
Fenantren	mg/kg TS	0.064	0.01	<0.010	<0.010	0.037	0.015
Antracen	mg/kg TS	0.012	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	mg/kg TS	0.285	0.012	0.019	0.013	0.081	<0.010
Pyren	mg/kg TS	0.25	<0.010	0.017	0.011	0.071	<0.010
Benso(a)antracen	mg/kg TS	0.1	<0.010	<0.010	0.018	0.101	<0.010
Krysen	mg/kg TS	0.236	<0.010	0.016	0.012	0.093	<0.010
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0.908	0.02	0.046	0.054	0.751	0.014
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0.289	<0.010	0.013	<0.010	0.17	0.014
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0.178	0.029	0.012	0.01	0.062	<0.010
Dibenso(ah)antracen	mg/kg TS	0.066	<0.010	<0.010	<0.010	0.054	<0.010
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0.302	<0.010	0.03	0.021	0.22	<0.010
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	0.273	<0.010	0.024	0.024	0.345	<0.010

D

		04.01.2012	04.01.2012	03.01.2012	03.01.2012	05.01.2012	05.01.2012	06.01.2012	06.01.2012
		Sjelsetvatn	Sjelsetvatn	Stemmavvatn	Stemmavvatn	Stentjern	Stentjern	Toskatjern	Toskatjern
		topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn	topp	bunn
Sum PAH-16	mg/kg TS	0.324	1.2	0.784	0.125	3.81	0.805	0.542	6.42
Sum KPAH	mg/kg TS	0.232	0.8	0.53	0.065	2.55	0.477	0.291	3.58
Naftalen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.012	<0.010	<0.010	0.014
Acenaftylen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.01	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.043
Fenantren	mg/kg TS	0.017	0.02	0.038	0.019	0.077	0.031	0.025	0.36
Antracen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.017	<0.010	<0.010	0.036
Fluoranten	mg/kg TS	0.028	0.099	0.088	0.017	0.377	0.121	0.096	1.08
Pyren	mg/kg TS	0.016	0.111	0.063	0.011	0.27	0.086	0.093	0.817
Benso(a)antracen	mg/kg TS	<0.010	0.039	0.059	<0.010	0.121	0.027	0.028	0.354
Krysen	mg/kg TS	0.02	0.042	0.052	<0.010	0.232	0.052	0.04	0.571
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0.077	0.367	0.192	0.026	1.11	0.173	0.067	1.17
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0.029	0.118	0.088	0.012	0.345	0.071	0.032	0.465
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0.053	0.037	0.039	0.011	0.21	0.056	0.089	0.477
Dibenso(ah)antracen	mg/kg TS	<0.010	0.036	0.016	<0.010	0.089	0.02	<0.010	0.083
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0.031	0.172	0.065	0.013	0.497	0.09	0.037	0.486
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	0.053	0.161	0.084	0.016	0.44	0.078	0.035	0.46

3.3 Tiltak

Saltsjiktning med oksygenvinn, som anses å være den mest alvorlige virkningen av vegsalt på innsjøer, ble ikke påvist i noen av innsjøene i denne undersøkelsen. Høye saltkonsentrasjoner kan imidlertid også i seg selv være skadelige for enkelte organismer, men kunnskapen om dette er mindre (Haugen et al 2010). Det vil også være slik at konsentrasjonene når en teoretisk maksimalverdi når salttilførsel og vannmengde fra nedbørfeltet når en likevekt, men vi kjenner ikke til om maksimalverdien er nådd for noen av disse innsjøene. Disse usikkerhetene til tross, vil vi anbefale at det vurderes tiltak ved de innsjøene med høyest saltkonsentrasjoner. Det finnes ingen tiltaksgrense for kloridkonsentrasjoner, men en grunnleggende tankegang i vanddirektivet er å se på endring fra naturtilstanden. Følgende forslag er derfor skjønnsmessig basert.

Tiltak foreslås for Revurstjern på grunn av meget høye kloridkonsentrasjoner, for Bongsatjern og Toskatjern på grunn av høye konsentrasjoner klorid som påviselig har økt mye i løpet av de siste årene og for Stemtjern som er drikkevannkilde og derfor har krav på større beskyttelse enn de øvrige. Utover disse vannene er det også forholdsvis høye konsentrasjoner i Stemmavatnet og Førresvatnet. Begge er kystnære og har trolig høyt bakgrunnsnivå av salt. Selv om vi ikke går inn for tiltak, her bør det holdes øye med utviklingen.

Tiltak anbefales også for Saglandsvatnet, men basert på liten vannutskiftning for avsnørt bukt.

3.3.1 Tiltaksløsninger

Ofte går overvannet fra veg via tradisjonelle sandfang før det når resipienten. Sandfang har begrenset renssevne 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.

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.

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

Generelt kan følgende løsninger være aktuelle:

- 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. Tiltaket krever tetting av vegskuldre og vegggrøfter, og muligens legging av overvannsrør for oppsamling av salt avrenningsvann. Denne løsningen kan eventuelt kombineres med 3)
- 3) fordrøyning i rensbasseng. Fordrøyning vil kunne redusere konsentrasjonstoppene i saltavrenningen, men vil ha lite å si for den totale saltbelastningen. Bassengkonstruksjoner er arealkrevende.

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-/rensebassenger er variabel og avhenger av konstruksjonen. Størrelsen på bassenget i forhold til vanngjennomstrømningen, 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 rense-evne enn rene betongbassenger.

Bassengkonstruksjoner er arealkrevende, og det er liten plass til slike ved lavbrekket forbi tjernet. Dessuten må avløpet fra bassenget ledes til annen resipient ved naturlig fall eller pumpes dit. Det synes derfor lite egnet med rensedbasseng i dette området.

Revurstjern

Det var høy saltkonsentrasjon i Revurstjernet. Tjernet ligger nær havet, og har trolig naturlig høy og noe varierende saltkonsentrasjon pga. påvirkning fra havet. Overvannshåndteringen for Fv44 i dette området er i dag løst vha. grøfter og direkte avrenning mot innsjøene. Avrenningsvannet vil derfor dels følge grøftene, og dels renne direkte av på overflaten ut til innsjøene eller det vil infiltreres og følge grunnvannet til innsjøen. Veggen forbi Revurstjernet er dosert med helning vekk fra tjernet (**Figur 20**). Avrenningen går trolig likevel mot Revurstjernet som sig under vegen og som sprut direkte på vannet.

Det er kort avstand fra vegen her til nedbørfeltet som går til fjorden. En mulig avlastning for Revurstjernet vil derfor være pkt. 2 over; å lage tette vegskuldre og grøfter og la avrenningen gå i rør/åpent til fjorden som ikke har problemer med salt, og større kapasitet til å håndtere de andre forurensningene som måtte følge med. Det opplagte alternativet er å redusere saltbruken forbi tjernet og eventuelt erstatte salt med grus (pkt.1). Bassengkonstruksjoner er arealkrevende, og det er liten plass til slike ved lavbrekket forbi tjernet. Dessuten må avløpet fra bassenget ledes til annen resipient ved naturlig fall eller pumpes dit. Det synes derfor lite egnet med rensedbasseng i dette området.



Figur 20. Veganlegget (Fv44) ved Revurstjern.

Bongsatjern

Kloridkonsentrasjonen i Bongsatjern har økt mye de siste årene. Trolig er dette et resultat av økende bruk av vegsalt. Veganlegget ved Bongsatjernet inkluderer også av- og påkjøringsrampe (**Figur 21**). I tillegg er det parkeringsarealer for kjøpesenter. Det er uklart i hvor stor grad sistnevnte bidrar til avrenning mot Bongsatjernet. Avrenningsforholdene synes å medføre at avrenningen fra vegstrekningen forbi vannet samt rampene går mot tjernet, enten direkte eller via grøter og sivevann i grunnen. Som nevnt for Revurstjernet vil all oppsamling av overflatevann fra veg for å ledes til annen resipient måtte medføre tetting av vegskuldre og grøfter samt muligens etablering av rørsystemer. I tilfellet Bongsatjern er det også mulig å plassere et basseng på motsatt side av E18 til tjernet. Videre håndtering av overvannet er imidlertid en utfordring. Igjen synes et godt alternativ å være redusert saltbruk og bruk av alternativer som f.eks. grus.



Figur 21. Veganlegg (E134) med av- og påkjøringsramper ved Bongsatjern

Toskatjern

Kloridkonsentrasjonen i Toskatjern har også økt mye de siste årene. Trolig er dette et resultat av økende bruk av vegsalt. E134 følger den ene siden langs hele tjernet. Avrenningsforholdene synes å medføre at avrenningen fra vegstrekningen forbi vannet samt rampene går mot tjernet, enten direkte eller via grøter og sivevann i grunnen. Overvannshåndteringen for Fv44 i dette området er i dag løst vha. grøfter og direkte avrenning mot innsjøene. Avrenningsvannet vil derfor dels følge grøftene, og dels renne direkte av på overflaten ut til innsjøene eller det vil infiltreres og følge grunnvannet til innsjøen. All oppsamling av overflatevann for å ledes til annen resipient måtte medføre tetting av vegskuldre og grøfter samt muligens etablering av rørsystemer. Det naturlige fallet er lite. Dersom salt overvann ledes mot utløpet, vil dette være positivt for Toskatjern, men andre tjern nedstrøms vil da bli mer påvirket enn i dag. Igjen synes et godt alternativ å være redusert saltbruk og bruk av alternativer som f.eks. grus.



Figur 22. Veganlegg (E134) ligger tett inntil hele sørsiden av Toskatjern.

Stemtjern

Stemtjern er drikkevannskilde. Drikkevannsforskriften setter 200 mg/l som grense for både klorid og for natrium (FOR 2001-12-04 nr 1372 og med endringer fra 2006). Det er imidlertid anbefalt lavere konsentrasjoner for personer på saltfattig diett. Særlig gjelder det for konsentrasjonen av natrium (Na) som ikke bør overstige 100 mg/l, og ikke skal være høyere enn 20 mg/l til personer på særlig saltfattig diett. I denne undersøkelsen var konsentrasjonen ca 16 mg/l. I følge WHO vil det være saltsmak på vannet ved ca. 200 mg NaCl. Det tilsvarer ca. 80 mg/l av natrium og 120 mg/l klorid. Konsentrasjonen av salt er derfor enda ikke så høy at det er et problem for drikkevannsforsyningen, men på bakgrunn av en stadig økende bruk av vegsalt vil vi påpeke at tilstanden fremover bør sjekkes.



Figur 23. Stemtjern er drikkevannskilde. Bilde sett nordover. Tjernet skimtes til høyre.

Saglandsvatn

Lille Saglandsvatn har liten vannutskiftning med hovedbassenget. Det synes ikke å ha stor negativ effekt slik det er nå er målt på vinterstid. Det er imidlertid vesentlig høyere kloridkonsentrasjoner i den avsnørte delen enn i hovedbassenget. Selv om målingene ikke viser forskjeller i fosforkonsentrasjonene på vinterstid, kan dette tenkes å være et problem om sommeren med algeoppblomstringer. Dette bør sjekkes. En bedret mulighet for sirkulasjon mellom Lille- og Stor Saglandsvatnet kan oppnås ved å lage en større kulvert eller en bru-konstruksjon i den ene enden av fyllingen og beholde dagens åpning.



Figur 24. Avsnørt bukt i Saglandsvatnet har liten vannutskiftning. Det går et ca. 60 cm rør omkring midt i fyllingen vist som et rustent jernrør nederst til høyre i bildet (sett mot nordøst).

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 fokus på menneskelig aktivitet og antropogen påvirkning som medfører reduksjon i et vassdrags økologiske og vannkjemiske tilstand. Dette betyr 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 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 beite- og gyteområde.

I Norge domineres 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 vegkrysninger som faller inn under deres ansvarsområde, og å få en oversikt over problematikken dette kan ha for mindre vassdrag i Norge, få kartfestet sikre og potensielle problemkrysninger, og etter hvert å iverksette tiltak for tilrettelegge for forbi-passering av fisk der hinder eksisterer i dag.

5. Metode og material

I denne undersøkelsen er veikrysninger over fortrinnsvis mindre vassdrag befart, fotografert, beskrevet og vurdert etter kriterier beskrevet i klassifiseringsveilederen (DG 2009) for kunne tilfredsstillende vandringer for laksefisk. Hver krysning 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 kryssninger 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..

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

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 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 det. 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.

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

Grønn betyr at kryssningen 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, og 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 også klassifisert til denne statusen, selv om selve kulverten 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. Vassdragets betydning som gyte-/rekruttering eller oppvekstområde for laksefisk dersom NIVA har kjennskap til dette

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 om kulverten har 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.) og effekten av kulverten slik den framstår i dag.

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. Resultat

6.1 Vandringshinder ved veikulverter

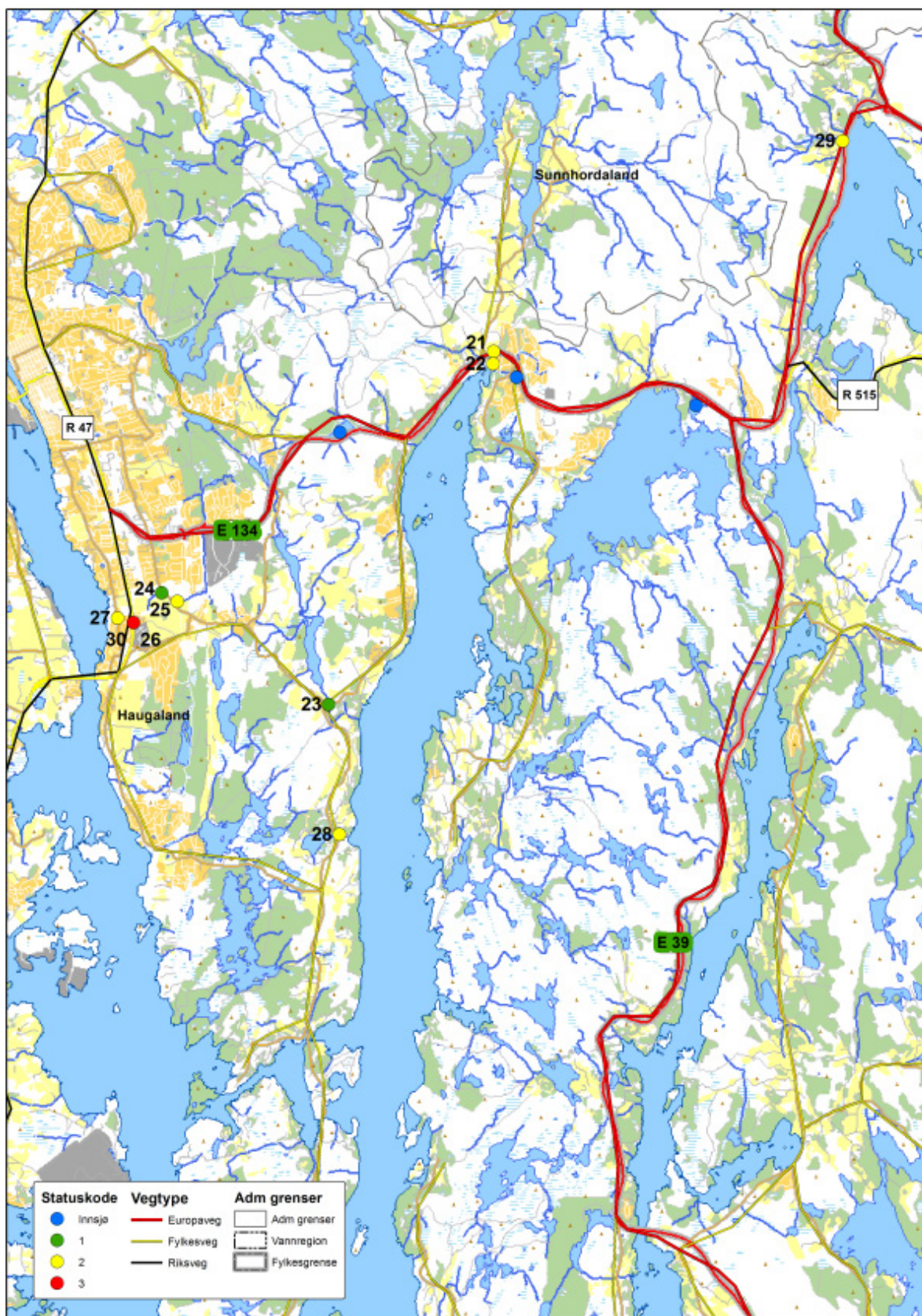
Lange strekninger er befart og mange kulverter vurdert i denne undersøkelsen. Kartskisser viser en oversikt over de befarte lokalitetene, og tabellene 1-3 angir krysningene. Alle kulverter som er merket statuskode gul eller rød er nærmere beskrevet i dette kapittelet. Nummereringen er i henhold til liste av samlet antall vurderte kulverter utført i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane i januar 2012.



Figur 25. Oversikt over lokaliteter som er undersøkt i Rogaland. For forklaring på fargekoding, se tekst under metodekapitlet.



Figur 26. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Rogaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet (**Tabell 8**).



Figur 27. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Rogaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet (**Tabell 8**).



Figur 28. Utvalg av lokaliteter som er undersøkt i Rogaland. For forklaring på fargekoding se tekst under metodekapitlet. Nummerering henviser til nummer på undersøkt lokalitet (**Tabell 8**).

Tabell 8. Krysningspunkter mellom veg og bekk/elv. Nummer henviser til kartskisse. For fargekoder, se metodekapittel.

Nr	Lokalisering			Status	Kartreferanse vegkryssning		
	Vassdragsnavn/betegnelse	Vegnr.	Vannområde	Kode	Sone	Nord	Øst
1	Grødalandsbekken	44	Jæren	2	32	6504326	303249
2	Rongjabekken	44	Jæren	1	32	6503536	303461
3	Nordre Varhaugselv	44	Jæren	1	32	6502854	303766
4	Søndre Varhaugselv	44	Jæren	1	32	6501871	304007
5	Bekk ved Husvegg	44	Jæren	3	32	6499810	304859
6	Bekk, før Årslandsåna	44	Jæren	1	32	6498970	305041
7	Årslandsåna	44	Jæren	3	32	6498759	305090
8	Bekk til Stavnheimsvika	44	Jæren	3	32	6497185	305432
9	Bekk	44	Jæren	1	32	6496184	305541
10	Bekk	44	Jæren	1	32	6494425	307449
11	Elv, Bjåvatnet	44	Jæren	1	32	6493226	311085
12	Bekk	44	Jæren	1	32	6492548	312029
13	Bekk, lagt i bakken?	44	Jæren	2	32	?	?
14	Bekk	44	Jæren	1	32	6491164	313632
15	Bekk fra Stemmatvatn	44	Jæren	1	32	6487949	314263
16	Skardbekken, Jørpeland	13	Ryfylke	3	32	6546706	329984
17	Strandåna	13	Ryfylke	3	32	6549304	323589
18	Elver, TAU sentrum	13	Ryfylke	1	32	6550825	323512
19	Bekk	13	Ryfylke	1	32	6551346	323240
20	Bekk fra Krossvatnet	KV	Ryfylke	1	32	6551077	323101
21	Bekk ved Førre	134	Haugaland	2	32	6592929	294946
22	Bekk ved Førre	134	Haugaland	2	32	6592753	294954
23	Bekk ved Aksnes	832	Haugaland	1	32	6587663	293044
24	Bekk	831	Haugaland	1	32	6589046	290512
25	Bekk fra Raglamyr	831	Haugaland	2	32	6588942	290745
26	Bekk fra Raglamyr	47	Haugaland	2	32	6588583	290144
27	Bekk fra Raglamyr	923	Haugaland	2	32	6588627	289911
28	Bekk fra Rabbavatnet	831	Haugaland	2	32	6585816	293365
29	Bekk ved Årek	39	Haugaland	2	32	6596398	299665
30	Bekk i Vågsvika	39	Haugaland	3	32	6588583	290144

1. Grødalandsbekken, Rv 44

Grødalandsbekken er en mindre bekk (bredde ca 1,5 meter) som opprinnelig vurderes å ha anadrom tilgang på laksefisk, fortrinnsvis sjøørret. NIVA er ikke kjent med om det eksisterer historikk eller data på evt. fiskesamfunn i bekken.

Vegkryssning: Bekken krysser veien med rund betongkulvert med ru bunn. Innløpet til kulverten er tilfredsstillende nedsenket og har god dybde. Utløpet er ukurant. Vannet går flere meter med kun et par cm vanndybde på normal vannføring, og vannhastigheten er høy. Kulp med dybde 0,3-0,5 m nedstrøms kulvertutløpet kan gjøre at vandrende gytefisk trolig har mulighet til å passere på enkelte vannføringer, men iht. kriteriesett A er kulverten vandringshindrende.

Tiltak: Aktuelle vandringsfremmende tiltak kan være å få hevet vannspeilet ved utløpet av kulverten, slik at vann stuver opp i kulverten, og dermed forkorter vandringslengden. Dette vil eliminere vandringshinderet. Nærmere undersøkelser (elfiske) og/eller historikksjekk må utføres. Bekken er

svært utrettet i dag, ligger i intensivt drevet jordbruksområde og framstår som svært vannkjemisk belastet ved befaring. Trolig er ikke livsvilkår til stede i dag for bestander av sjørørret.



Figur 29. Grødalandsbekken, med kryssing under Fv 44 ved rund betongkulvert som ikke tilfredsstillende utført for fiskevandring.

5. Bekk ved Husvegg, Rv 44

Bekken er ikke navnsatt. Bekken er relativt liten, med bredde på om lag 2-3 meter. Den har sikker anadrom tilgang for laksefisk, men kan trolig ha ustabil vannføring i perioder med lite nedbør som følge av drenering av nedbørfelt for jordbruk. Bekken vurderes å være et viktig sjørørretvassdrag ved en naturtilstand. NIVA har ingen informasjon om vassdragets fiskebestand.

Vegkryssing: Kulverten består av en større firkantet betongkonstruksjon. Bekkebunnens opprinnelige bunn er murt med ru betong, med det som kan framstå som en noe overhengende betongtunge ved enden av betongbunnen. Denne løsningen danner en flere meter lang betongsklie med høy vannhastighet og vanddybder ≤ 5 cm under normale vannføringer, og et fall på $\geq 0,5$ meter ved kulvertens utløp.

Kryningen under Fv 44 er ikke tilfredsstillende iht. kriteriesett A og er i dag et vandringshinder for oppvandrende laksefisk ved de fleste vannføringsregimer. Oppvandringsmulighetene før inngrepet ansees som gode.

Det kan kanskje passere større gytefisk på optimale vannføringsvinduer ved dagens tilstand. Kulverten må utbedres

Tiltak: Det anbefales å fjerne den oppmurte betongbunnen og gjenskepe naturlig bekkebunn med større stein. Dette vil skape brudd i den høye vannhastigheten og gi varierende, økte vanddybder med roligere partier i forbindelse med kulverten. Nærmere undersøkelser (elfiske) og historikksjekk må utføres.



Figur 30. Krysning under bekk ved Husvegg, med murt betongbunn, har skapt et vandringshinder for laksefisk og må utbedres.

7. Årslandsåna, Rv 44

Årslandsåna er undersøkt i 2011 (Molværsmyr & Bergan 2012), og har kun forekomster av ål i dag. Ingen laksefisk ble registrert. Bekken vurderes å opprinnelig være en produktiv sjørretbekk, Vannkjemisk belastning, steinsetting/utretting og kulverten er sannsynlige medvirkende årsaker til at laksefisk er borte fra vassdraget.

Vegkrysning: Kulverten består av en større firkantet betongkonstruksjon. Bekkebunnens opprinnelige bunn er murt med ru betong. Denne løsningen danner en flere meter lang betongsklie med høy vannhastighet og vanddybder ≤ 5 cm under normale vannføringer.

Kryningen under Fv 44 er ikke tilfredsstillende, og er i dag et vandringshinder for oppvandrende laksefisk ved de fleste vannføringsregimer. Oppvandringmulighetene før inngrepet ansees som gode. Iht. kriteriesett A er kulverten et definitivt hinder, og må utbedres

Tiltak: Det anbefales å fjerne den oppmurte betongbunnen og gjenskape naturlig bekkebunn med større stein. Dette vil skape brudd i den høye vannhastigheten og gi varierende, økte vanddybder med roligere partier i forbindelse med kulverten.



Figur 31. Kulvert under Fv 44 i Årslandsåna.



Figur 32. Kulvert under FV 44 i Årslandsåna.

8. Bekk til Stavnheimsvika, Rv 44

Bekken er ikke navnsatt. Bekken er liten, med bredde på om lag 1-2 meter. Den kan trolig ha ustabil vannføring i perioder med lite nedbør som følge av utretting og drenering av nedbørfelt for jordbruk. NIVA har ingen informasjon om vassdraget.

Vegkryssning: Selve krysningen framstår som relativt tilfredsstillende iht. kriteriesett A, men utløpet av kulverten har hurtig vannhastighet og lav vanndybde på middels vannføring. De største problemene er fiskens adkomst til kulvertområdet. Dette vurderes i dag som problematisk. Munningsområdet er i dag bratt og har ugunstige oppgangsforhold, og vannet renner under substratet ved middels vannføring. Det er usikkert om dette er naturlig eller som følge av veiforbygningen.

Tiltak: Ingen tiltak foreløpig, som følge av bekkens usikre kapasitet til å holde og produsere laksefisk i dag. Nærmere undersøkelser (elfiske) og historikksjekk må utføres.



Figur 33. Krysningsområde (øverst) og kulvertens ut-(t.v.) og innløp (t.h.).

15. Bekk fra Stemmavatn

Bekken krysser Fv 44 med tilfredsstillende kulvert, og denne omtales ikke videre. Munningsområdet er imidlertid forbygd og kanalisert, og fungerer som et hinder i dag. Inngrepet ser ut til å være utført i

privatregi. Inngrepet kan ha ført til at anadrom laksefisk er tapt for ovenforliggende vassdrag, bl.a. Stemmavatn.

Tiltak: Inngrepet må registreres iht. vannforskriften, og vannregionmyndigheten må inkludere vassdraget i tiltaksplanene. Grundigere undersøkelser må utføres.



Figur 34. Inngrep i kontinuitet for vandrende anadrom laksefisk i munningsområdet til sjø i bekk fra Stemmavatn.

16. Skardbekken ved Jørpeland, Rv 13

NIVA har ingen informasjon om fiskebestander i vassdraget. Vassdraget framstår som svært godt egnet for anadrom laksefisk.

Vegkryssning: Kulverten består av en større rund blikk-konstruksjon. Bekkebunnen er murt med ru betong. Svært høy vannhastighet over en strekning på 20-25 meter under veien. Lav vanndybde ≤ 10 cm. Det kan kanskje passere større gytefisk på optimale vannføringsvinduer ved dagens tilstand, men inngrepet framstår som vandringshindrende på mange vannføringer. Iht. kriteriesett A er kulverten et definitivt hinder, og må utbedres.

Tiltak: Kulverten må prioriteres. Nærmere undersøkelser (elfiske) og historikksjekk må utføres. Det anbefales å fjerne den oppmurte betongbunnen i kombinasjon med vannhastighetsbremsende tiltak inne i kulverten. Vannspeilet nedstrøms kulverten må heves slik at passasjelengde forkortes og vannet stuver opp i kulverten. Betydelige arealer med svært godt egnet areal for laksefisk befinner seg oppstrøms kulverten i Skardbekken med tilsigsbekker.



Figur 35. Kulvert under Rv 13 i Skardbekken.



Figur 36. Kulvert under Rv 13 i Skardbekken.

17. Strandåna

NIVA har ingen informasjon om fiskebestander i vassdraget. Vassdraget framstår som svært godt egnet for anadrom laksefisk, fortrinnsvis sjøørret som følge av størrelsen.

Vegkrysning: Kulverten består av tre runde betongkulverter på rekke. Inngangen til kulverten oppstrøms Rv 13 er grei. Ved befaringstidspunkt og middels vannføring var det om lag 1 meter eller mer fra nærmeste potensielle satspunkt for oppvandrende laksefisk fram til utgangen til kulverten. I tillegg var spranget opp til betongrørene om lag en halvmeter. Det er usikkert om det kan passere større gytefisk på optimale vannføringsvinduer ved dagens tilstand. Inngrepet framstår som vandringshindrende på mange vannføringer. Iht. kriteriesett A er kulverten et definitivt hinder etter alle tre kriterier, og må utbedres.

Tiltak: Betongkulvertene bør senkes, eller vannspeilet heves betraktelig nedstrøms, i kombinasjon med utgraving av dypere kulp som gir muligheter for sprang av fisk. Kulverten må prioriteres. Inngrepet kan potensielt ha ført til et tap av over 3000 meter elvestrekning (iht. www.gislink.no), i tillegg til Nordlandsvatnet, avhengig av om det foreligger naturlige vandringshindre eller ikke i elva.



Figur 37. Krysning under Rv 13 i Strandåna.



Figur 38. Inngang (t.h.) og utgang (t.v.) av kulvert under Rv13 i Strandåna.

20 / 21 Bekk ved Førre, E 134

Liten bekk med bredde om lag to meter. Stein-/grusdominert. Niva er ikke kjent med bekkens historikk.

Vegkrysning: Bekken krysser E 134 i en svært lang kulvert utført i rund betong. Lav vanddybde over en lengre strekning. Iht. kriteriesett A er kulverten et hinder, og må utbedres.

Bekken går i bakken under boligområde, og munner i sjø med en godt nedsenket rund kulvert. Pga. kulvertens lengde (om lag 150-200 meter iht. www.gislink.no) og ukurante innløp klassifiserer den som usikker, og bør sjekkes ut nærmere.

Tiltak: Nærmere undersøkelser (elfiske) og historikksjekk må utføres. Dersom inngrepet er et vandringshinder, vil tiltak bli ressurskrevende.



Figur 39. Inngang kulvert under E 134 i bekk ved Førre.



Figur 40. Inngang kulvert under E 134 i bekk ved Førre.



Figur 41. Antatt munning til sjø for bekk ved Førre

25-27 Bekk fra Raglamyr

Bekken er svært urbanisert og fragmentert. Den er lagt i bakken på flere avsnitt. Usikker naturlig anadrom tilgang som følge av noe bratt munningsområde. Komplisert i bekk i urbane omgivelser. NIVA kjenner ikke bekkens historikk.

Vegkrysning: Bekken er vanskelig å vurdere som følge av at den ligger i tettbebygd strøk og framstår som svært urbanisert. Bekken krysser Fv 831, Rv 47, Fv 923 og privat vei før munning til sjø. Kulvert under Fv 831 er en godt nedsenket, rund kulvert med rolige vannhastighet ved utløp. Innløp ble ikke funnet fordi bekket er lagt i bakken over en lengre strekning. Kulvert under Rv 47 ble ikke funnet, da den trolig ligger i bakken i området. Før munning krysser bekket Fv 923 og privat vei i noe ukurante krysninger. Disse vurderes ikke videre. Bekket har bratt stigning og flere mindre fossefall rett før munning til sjøen, og det er usikkert om det har gått opp anadrom fisk her naturlig.

Tiltak: Ingen foreløpig. Bekket bør sjekkes opp for historikk på fiskesamfunn før man gjør noe videre med dette vassdraget. Bekket lukter sterkt av urensset kloakk, og framstår som vannkjemisk belastet.



Figur 42. Krysning under Fv 831 i bekk fra Raglamyr.



Figur 43. Bekk fra Raglamyr er naturlig bratt før munning til sjø.

28. Bekk fra Rabbavatnet

Liten bekk med bredde om lag 1,5 - 2 meter. Stein-/grusdominert. NIVA er ikke kjent med bekkens historikk. Noe bratt nedstrøms Fv, men opprinnelig oppgang av anadrom laksefisk fram til Rabbavatnet kan ikke utelukkes.

Kulvert: Kulvert i rundt betongrør under Fv 831. Krysningen er trolig ikke permanent vandringshindrende, men vanskelig å forsere på lav vannføring.

Det foreligger ytterligere fire private krysninger nedstrøms Fv 831, der minst en kan være vandringshindrende. Før munningen er bekken lagt i rør under båtkai hvor vandringsveien opp i vassdraget er vanskelig å vurdere.

Tiltak: Vassdraget må sjekkes nærmere, og historikk synliggjøres. Det må etableres informasjon om sjøørret har nådd Rabbavatnet historisk. Elfiske bør foretas.



Figur 44. Krysning under Fv 831 i bekk fra Rabbavatnet.



Figur 45. Flere private krysninger nedstrøms Fv 831 kan være vandringshindrende.

29. Bekk ved Årek.

Vegkrysning: Krysningen er todelt, der første krysning er foretatt med en stor firkantet brulignende konstruksjon og bevart bekkebunn. Krysning nr. 2 er identisk, men her er bunnen murt med betong. Vandrende gytefisk kan passere, men den betongoppmurte bunnen har ført til vanskeligere passasje på lav vannføring og noe sprang. Samling av vann i renne midt i kulverten og mangel på betong ved innløpet gjør trolig at fisk passerer.

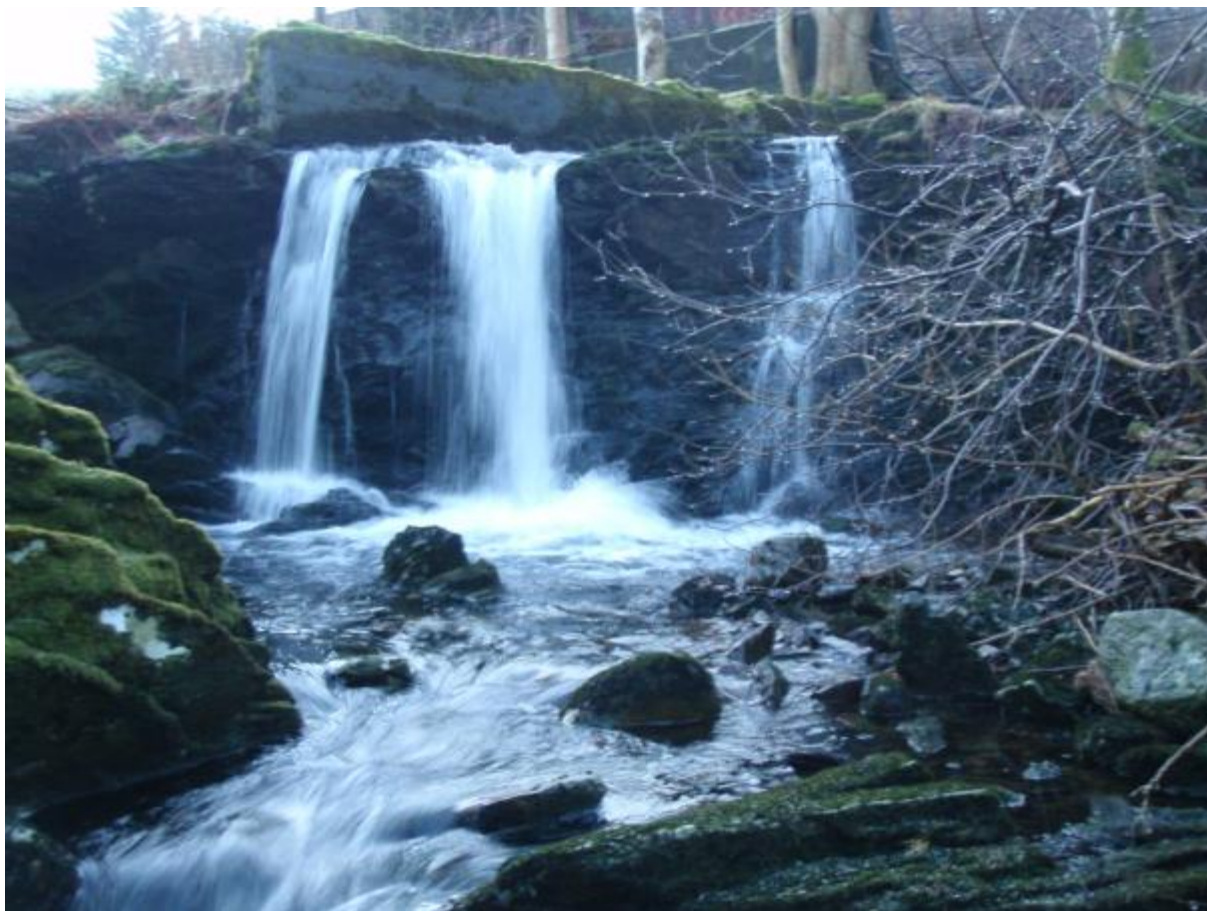
Tiltak: Tiltak trolig ikke nødvendig. Kort naturlig anadrom strekning. Bekken bør undersøkes med elfiskeapparat for sikker vurdering.



Figur 46. Krysning under E 39 i bekk ved Årek.



Figur 47. Murt betongbunn under E 39.



Figur 48. Kort naturlig anadromstrekning i bekk ved Årek. Foss inntreffer etter under 100 meter oppstrøms E 39.

30. Bekk i Vågsvika

Hovedbekken krysser ikke E 39, men krysser kommunal vei. En sidebekk krysser E39.

Veikrysninger: Begge kulvertene er vandringshindrende, men NIVA vurderte at krysningene skjer i naturlig bratt terreng. Trolig ikke naturlig oppgang av anadrom fisk før veiene ble anlagt.

Tiltak: Ingen, da tapet av potensielle anadrome strekninger er svært lite, og en utbedring av kulvertene vil bli kostbart (kost/nytte).



Figur 49. Kulvert under E39 i sidebekk



Figur 50. Hovedbekken går i vandringshindrende kulvert under privat/kommunal vei, men naturlig anadrom strekning er svært kort oppstrøms hinderet (t.h.).

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. Se oppsummering i **Tabell 9** og **Tabell 10**

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

Videre er det identifisert vandringsproblematikk i veikulverter, noe som indikerer at dette hensynet ikke automatisk ivaretas for norske småvassdrag. Små vassdrag er viktige for sjørørret (ved avrenning til sjø eller større elv med sjøforbindelse). I innlandsvassdrag har bekkene viktige økologiske funksjoner som gyte-/rekrutteringsbekker 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 prioritert. Årsaken til dette er trolig en kombinasjon av mangel på kunnskap om hvor økologisk viktig selv den minste bekk kan være, sviktende kompetanse på kriterier og krav til gode vandringsveier for fisk, og ikke minst økonomiske hensyn.

De mange oppdrettsrelaterte fiskesperrene som står i vassdrag som berører veistrekingene som er befart, er ikke vurdert i denne undersøkelsen. Fokus på denne problematikken må økes, og erfaringsgrunnlag må innhentes og synliggjøres.

Tabell 9. Gul og rød statuskode indikerer at det potensielt må utføres tiltak som letter fiskevandring forbi kulvertområdet (se metodetekst).

Nr	Vassdragsnavn/betegnelse	Veg nr	Vann område	Kommune	Kode	Fiskebestand i elv/bekk	Historiesjekk	Tilstand/Vandringshinder	Tiltak	Sone	Nord	Øst
5	Bekk ved Husvegg	Fv. 44	Jæren	Hå	3	Vurderes å være viktig sjøørretvassdrag	NIVA har ingen informasjon om fiskebestanden i vassdraget. Anbefaler historiesjekk og elfiske (Må utføres).	Betongkulvert n/ frikantet tverrsnitt. Vandringshinder evt vandringbarriere. Drenering av nedbørfelt for jordbruk.	Kulverten må utbedres ved å gjenskape naturlig bekkebunn	32	6499810	304859
7	Årslandsåna	Fv. 44	Jæren	Hå	3	Bekken vurderes opprinnelig å være en produktiv sjøørretbekk.	Forekomst av ål. Ingen laksefisk registrert ved undersøkelse utført av NIVA i 2011.	Vannkjemisk belastet. Dårlig livsvilkår for sjøørret i dag. Betongkulvert n/ frikantet tverrsnitt og murt betongbunn utgjør et vandringshinder evt vandringbarriere for laksefisk.	Det anbefales å fjerne den oppmurte betongbunnen og gjenskape naturlig bekkebunn.	32	6498759	305090
16	Skardbekken, Jørpeland	Rv. 13	Ryfylke	Strand	3	Vassdraget framstår som svært godt egnet for anadrom laksefisk.	NIVA har ingen informasjon om fiskebestanden i vassdraget. NIVA skriver at historiesjekk og elfiske må utføres.	Kulverten er en rund blikkonstruksjon og framstår som vandringshindrende på mange vannføringer.	Det anbefales å fjerne den oppmurte betongbunnen i kombinasjon med vannhastighetsbremsende tiltak. Vannspeilet nedstrøms kulverten må heves.	32	6546706	329984
17	Strandåna	Rv. 13	Ryfylke	Strand	3	Vassdraget framstår som svært godt egnet for anadrom laksefisk, fortrinnsvis sjøørret ved en naturtilstand.	NIVA har ingen informasjon om fiskebestanden i vassdraget.	Kulvert som består av tre runde betongrør. Disse framstår som vandringshindrende på mange vannføringer. Usikkert om det foreligger naturlige vandringshindre i elva.	Betongkulvertene bør senkes, eller vannspeilet heves betraktelig nedstrøms, i kombinasjon med utgraving av dypere kulp som gir muligheter for sprang av fisk. Kulverten må prioriteres.	32	6549304	323589
(8)	Bekk til Stavnheimsvika	Fv. 44	Jæren	Hå	3		NIVA har ingen informasjon om vassdraget. Anbefaler historiesjekk og elfiske (Må utføres).	Usikkert om oppgangsforholdene ved munningen er naturlig eller en følge av vei forbygningen. Drenering av nedbørfelt for jordbruk.	Ingen tiltak foreløpig, som følge av bekkens usikre kapasitet.	32	6497185	305432
(30)	Bekk i Vågsvika	E39	Haugaland	Haugesund	3	Usikker naturlig oppgang av anadrom fisk før veien kom		Hovedbekken krysser ikke E 39 men Kv. En sidebekk krysser E39.	Ingen tiltak.	32	6588583	299144

Tabell 10. Gul indikerer potensielle problemer med kulverten, eller at et større erfaringsgrunnlag må innhentes (se metodetekst).

Nr	Vassdragsnavn/betegnelse	Veg nr	Vann område	Kommune	Kode	Fiskebestand i elv/bekk	Historiesjekk	Tilstand/Vandringshinder	Tiltak	Sone	Nord	Øst
1	Grødalandsbekken	Fv. 44	Jæren	Hå	2	Vurderes å ha tilgang på anadrom sjøørret (laksefisk)	NIVA oppri at de ikke er kjent med om det eksisterer data/historikk. Anbefaler historiesjekk og elfiske (Må utføres).	Intensivt drevet jordbruk i området. Svært vannkjemisk belastet. Trolig ikke livsvilkår for sjøørret.	Heving av vannspeil v/ utløp av kulvert	32	6504326	303249
13	Bekk, lagt i bakken?	Fv. 44	Jæren	Hå	2			Vises ikke i kart og er heller ikke omtalt i tekst i resultatdelen.	-	32	?	?
21	Bekk ved Førre	E134	Haugaland	Karmøy	2		Niva er ikke kjent med bekkens historikk. Nærmere undersøkelser (elfiske) og historikksjekk må utføres.	Svært lang (150-200 m) kulvert utført i rund betong. Vises ikke i kart.	Kan bli ressurskrevende.	32	6592929	294946
22	Bekk ved Førre	E134	Haugaland	Karmøy	2			Vises ikke i kart og er heller ikke omtalt i tekst i resultatdelen.	-	32	6592753	294954
25	Bekk fra Raglamyr	Fv. 831	Haugaland	Haugesund	2	Det er usikkert om det har gått opp anadrom fisk her naturlig	NIVA kjenner ikke bekkens historikk. Bekken bør sjekkes opp for historikk på fiskesamfunn.	Bekken er svært urbanisert og fragmentert. Bekken lukter sterkt av urensset kloakk, og framstår som vannkjemisk belastet. Den er lagt i rør under bakken på flere avsnitt.	Ingen foreløpig.	32	6588942	290745
26	Bekk fra Raglamyr	Rv. 47	Haugaland	Haugesund	2					32	6588583	290144
27	Bekk fra Raglamyr	Fv. 831	Haugaland	Haugesund	2					32	6588627	289911
28	Bekk fra Rabbavatnet	Fv. 831	Haugaland	Karmøy	2	Sannsynlig naturlig oppgang av sjøørret til Rabbavatnet ved naturtilstand.	NIVA er ikke kjent med bekkens historikk. Vassdraget må sjekkes nærmere, og historikk synliggjøres. Det må etableres informasjon om sjøørret har nådd Rabbavatnet historisk. Elfiske bør foretas.	Før munningen er bekken lagt i rør under båtka i hvor vandringveien opp i vassdraget er vanskelig å vurdere.		32	6585816	293365
29	Bekk ved Årek	E39	Haugaland	Tysvær	2	Kort naturlig anadrom strekning	Bekken bør undersøkes med elfiskeapparat for sikker vurdering.	Vandringshinder på lav vannføring. Ikke vandringbarriere.	Tiltak ikke nødvendig, men betongbunnen bør fjernes.	32	6596398	299665

8. Litteratur

- Andersen, J.R., Bratteli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B., og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann - SFT Veiledning 97:04/SFT-rapport TA nr 1468/1997.
- 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.
- 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.
- Golmen og Nygaard. 1996. Riksveg 60 Kjøsapollen Hornindal. Vurdering av kulvert og vassutskifting. – NIVA-rapport 3643-97.
- 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 Skjelbred, B. 2011. 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