

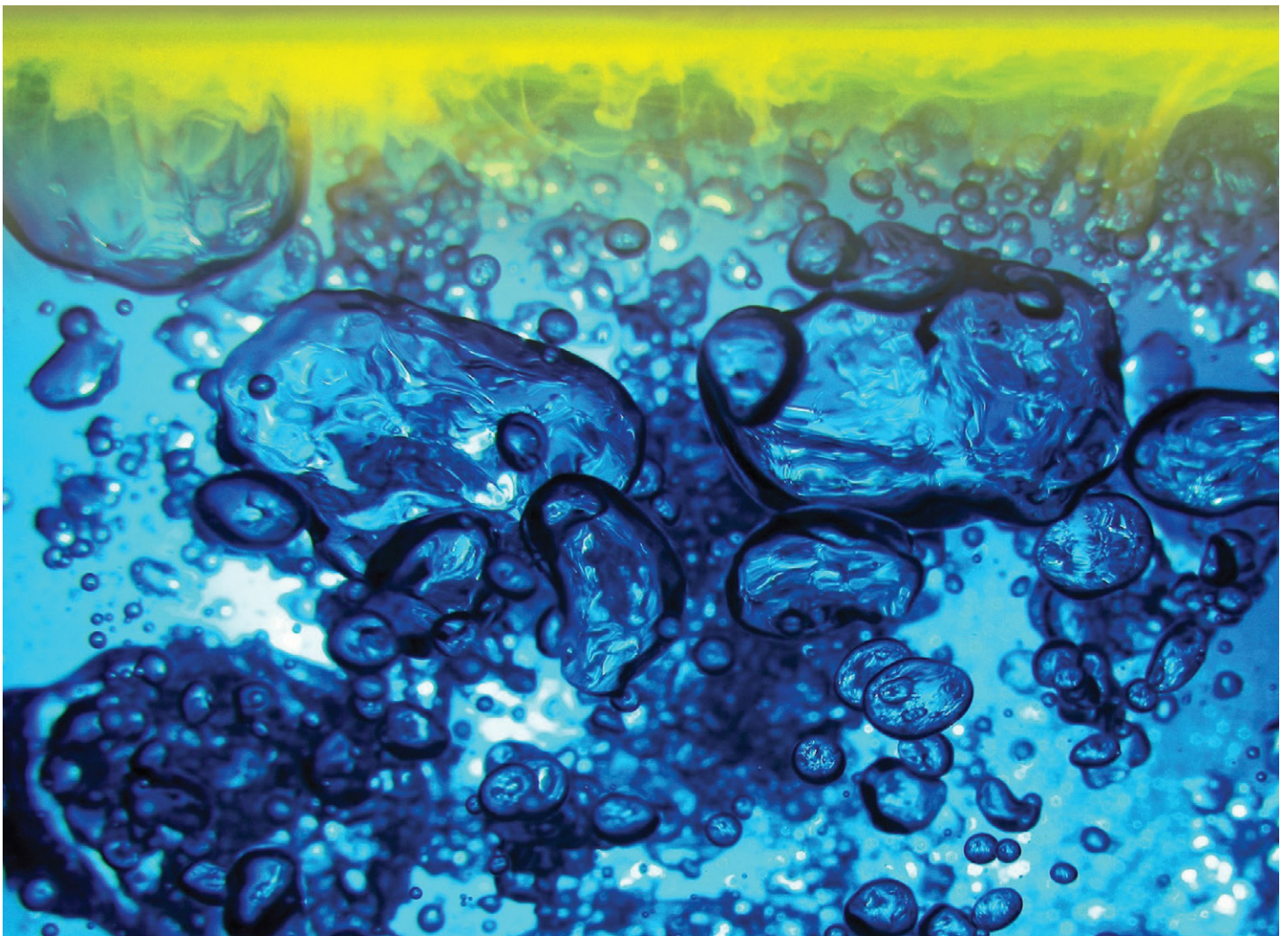


On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter

Erfaringer

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 291



NORWAT - Nordic Road Water

Tittel

On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter

Undertittel

Erfaringer

Forfatter

Roger Roseth et al.

Avdeling

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Seksjon

Miljø

Prosjektnummer

603019

Rapportnummer

Nr. 291

Prosjektleder

Sondre Meland

Godkjent av

Turid Hertel-Aas og Turid Winther-Larsen

Emneord

On-line overvåkning, vannkvalitet, vegutbygging, vassdrag

Sammendrag

Denne rapporten gir en oversikt over erfaringer Bioforsk har med bruk av on-line måleutstyr for overvåkning av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter. Fordeler ved denne teknologien sammenliknet med manuell prøvetakning belyses og viktigheten av riktig bruk, inkludert valg av sensorer, plassering, vedlikehold, aktivisering av alarmfunksjoner og kvalitetssikring av data, diskuteres. Rapporten gir også en oversikt over aktuelle leverandører av on-line måleutstyr og databaser i Norge samt en gjennomgang av måleprinsipper for ulike sensorer og parametere som er rutinemessig i bruk eller under utvikling.

Title

On-line monitoring of water quality in road construction projects

Subtitle

Experiences

Author

Roger Roseth et al.

Department

Traffic Safety, Environment and Technology Department

Section

Miljø

Project number

603019

Report number

No. 291

Project manager

Sondre Meland

Approved by

Turid Hertel-Aas and Turid Winther-Larsen

Key words

On-line monitoring, water quality, road construction, watercourses

Summary

This report provides an overview of experiences Bioforsk (the Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research) has with the use of on-line monitoring of water quality in road construction projects. Benefits of this technology compared with manual water sampling are discussed, and the importance of proper use, including the selection of sensors, placement, maintenance, activation of alarm functions and quality assurance of data, are emphasized. The report also provides an overview of suppliers of on-line measuring devices and databases in Norway as well as a presentation of measurement principles for various sensors and parameters that are routinely in use or under development.

Bioforsk Rapport

Vol. 9 Nr. 5 2014

On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter - erfaringer

Roger Roseth, Øistein Johansen, Eirik Leikanger, Thor Endre Nytrø, Geir Tveiti,
Øyvind Rise og Eva Skarbøvik

Bioforsk Jord og miljø



Hovedkontor
Frederik A. Dahls vei 20,
1432 Ås
Tlf: 03 246
post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljø
Frederik A. Dahls vei 20
1432 Ås
Tlf: 03 246
jord@bioforsk.no

<i>Tittel:</i> On-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter - erfaringer
<i>Forfatter(e):</i> Roger Roseth, Øistein Johansen, Eirik Leikanger, Thor Endre Nytrø, Geir Tveiti, Øyvind Rise og Eva Skarbøvik

<i>Dato:</i> 06.04.14	<i>Tilgjengelighet:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr.:</i> 8669	<i>Arkiv nr.:</i>
<i>Rapport nr.:</i> 9(5)2014	<i>ISBN-nr.:</i> 978-82-17-01267-2	<i>Antall sider:</i> 55	<i>Antall vedlegg:</i> 5

<i>Oppdragsgiver:</i> Statens Vegvesen, Vegdirektoratet, NORWAT	<i>Kontaktperson:</i> Sondre Meland
--	--

<i>Stikkord:</i> On-line vannkvalitet, veganlegg, vassdrag	<i>Fagområde:</i> Annen forurensning
---	---

<p><i>Sammendrag</i></p> <p>Etter oppdrag fra Statens vegvesen Vegdirektoratet og NORWAT-programmet har Bioforsk utarbeidet en erfaringsrapport for on-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter. Rapporten er utarbeidet med bakgrunn i flere større veganlegg der Bioforsk har utført slike målinger. Målsettingen har vært å sammenstille erfaringer og anbefale videre bruk mht nytteverdi, målenøyaktighet og sikkerhet for resultater, system for alarmer og presentasjon av resultater samt vurdere nye muligheter for denne teknologien.</p> <p>Sensorpakke for on-line overvåking av vannkvalitet utført av Bioforsk har normalt omfattet konduktivitet, pH, turbiditet, vanntemperatur og vannhøyde. For noen applikasjoner har det også blitt brukt sensorer for oksygen, redoks og nitrat. Antallet sensorer tilgjengelig for on-line overvåking, sensorenes nøyaktighet og behov for vedlikehold utvikles og forbedres i raskt tempo.</p> <p>I en samlet vurdering gir on-line målinger muligheter for en vesentlig forbedret kontroll av utslipp og resipientkvalitet. Alarmer kan gi mulighet til å iverksette avbøtende tiltak før utslipp gir skadelige effekter i vassdrag. Ved manglende vedlikehold og kvalitetssikring kan innsamlede resultater være tilnærmet verdiløse. Ulike sensorer har forskjellig behov for vedlikehold, og aktuell vannkvalitet har stor betydning for intervaller for vedlikehold. On-line målinger gir god oversikt over naturlig og anleggspåvirket variasjon i vannkvalitet, og særlig der det er samlet referansemålinger før oppstart.</p> <p>Ved overvåking av vannkvalitet knyttet til anleggsvirksomhet kan relative endringer for parametere være tilstrekkelig nøyaktighetsnivå. Avhengig av sensor kan helt nøyaktige målinger kreve hyppig kalibrering. For parametere der en ønsker økt sikkerhet kan en bruke to sensorer som måler samme parameter. Disse kan være tilpasset ulike deler av det aktuelle måleintervallet.</p> <p>On-line måling gir kontroll av vannkvalitet ved større vegutbyggingsprosjekter. Kontinuerlige data og mulighet for å kombinere resultater for ulike sensorer gir en dynamisk forståelse av hvordan vannkvaliteten endres som følge av naturlige eller anleggsskapte forhold. Dette til forskjell fra tidligere prosedyre med uttak av vannprøver som stikk- eller blandprøver, som ikke avdekker variasjonene i kvalitet over tid og som heller ikke gir mulighet for å iverksette avbøtende tiltak.</p>

Godkjent

Trond Mæhlum

Prosjektleder

Roger Roseth

Forord

Etter oppdrag fra Statens vegvesen Vegdirektoratet og etatsprogrammet NORWAT har Bioforsk utarbeidet en erfaringsrapport for on-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter. Rapporten har tatt utgangspunkt i on-line overvåking som Bioforsk har utført etter oppdrag fra utbyggingsprosjekter i regi av Statens vegvesen. Gjengitte resultater er i all hovedsak tatt fra åpne eller offentlige tilgjengelige rapporter og notater. Dette gjelder også de eksemplene som er hentet fra overvåkingsprosjekter utenfor Statens vegvesen.

Roger Roseth har vært ansvarlig for utarbeidelse av rapporten, med viktige bidrag fra Øistein Johansen, Eirik Leikanger, Thor Endre Nytrø og Eva Skarbøvik.

Sondre Meland har vært oppdragsgivers kontaktperson.

Etatsprogrammet Nordic Road Water, NORWAT, er et fireårig forsknings- og utviklingsprogram i Statens vegvesen som startet i januar 2012. NORWAT skal frambringe ny kunnskap og nye metoder slik at Statens vegvesen planlegger, bygger og drifter vegnettene uten å gi uakseptabel skade på vannmiljøet. Hovedformålet med programmet er å lage en verktøykasse som kan brukes under anlegg og drift for å avgjøre når og hvordan forurenset vegvann skal renses. For å oppnå dette skal NORWAT generere kunnskap om nye miljøgifter og effekter av forurenset avrenningsvann på vannmiljøet. Programmet skal også vurdere tiltak for å hindre at forurensning oppstår. I tilfelle der spredning av miljøgifter er uunngåelig, skal det utarbeides tiltak for å redusere risikoen for skader på miljøet.

Innhold

1.	Sammendrag	6
2.	Innledning	8
2.1	Vegbygging og vannkvalitet	8
2.2	Overvåking av vannkvalitet	8
2.3	Målsetting	9
3.	Utstyr og aktuelle sensorer	10
3.1	Typer av utstyr og leverandører	10
3.2	Aktuelle sensorer, måleprinsipper og utvikling	11
3.2.1	Vannhøyde	11
3.2.2	Vanntemperatur	11
3.2.3	Konduktivitet	11
3.2.4	pH	11
3.2.5	Turbiditet	11
3.2.6	Oksygen	12
3.2.7	Redoks/ORP	12
3.2.8	Nitrat	13
3.2.9	Ammonium/ammoniakk	13
3.2.10	Klorofyll	13
3.2.11	Fykocyanin	13
3.2.12	Klorid og flourid	13
3.2.13	Kalium, kalsium og natrium	13
3.2.14	Olje/hydrokarboner	14
3.2.15	Rhodamin/kolorimetriske målinger	14
3.2.16	On-line analyser	14
3.3	Målenøyaktighet og vurdering av resultater	14
3.4	Plassering av multiparametersonder	15
3.5	Behov for vedlikehold og ettersyn	15
3.6	Utfordringer vinterdrift	17
3.7	Loggere, kommunikasjon, datasikkerhet	17
3.8	Databaser - presentasjon og kvalitetskontroll resultater	18
4.	Erfaringer fra utvalgte prosjekter	19
4.1	On-line måleutstyr	19
4.2	Rv. 7 Ramsrud - Kjeldsbergsvingene	20
4.2.1	Utfordring vannkvalitet	20
4.2.2	Målinger	20
4.2.3	Resultater	20
4.2.4	Erfaringer/muligheter	22
4.3	E18 Sky - Langangen	22
4.3.1	Utfordring vannkvalitet	22
4.3.2	Målinger	22
4.3.3	Resultater	22
4.3.4	Erfaringer/muligheter	24
4.4	E6 Oslo grense - Vinterbro	24
4.4.1	Utfordring vannkvalitet	24
4.4.2	Målinger	24
4.4.3	Resultater	25
4.4.1	Erfaringer/muligheter	26
4.5	Rv. 7 Sokna - Ørgenvika	26
4.5.1	Utfordring vannkvalitet	26
4.5.2	Målinger	26
4.5.1	Resultater	26
4.5.2	Erfaringer/muligheter	29
4.6	Vaskevann fra vegtunneler	30
4.6.1	Utfordring vannkvalitet	30
4.6.2	Målinger	30
4.6.3	Resultater	30
4.7	E18 Bommestad - Sky	31
4.7.1	Utfordringer vannkvalitet	31
4.7.2	Målinger	31
4.7.3	Resultater	32

4.7.4	Erfaringer/muligheter	34
4.8	Ring 3 Ulven - Sinsen.....	35
4.8.1	Utfordring vannkvalitet.....	35
4.8.2	Målinger	35
4.8.3	Resultater.....	35
4.8.4	Erfaringer/muligheter	36
4.9	Rv. 4 Gran grense - Jaren	37
4.9.1	Utfordring vannkvalitet.....	37
4.9.2	Målinger	37
4.9.3	Resultater.....	38
4.9.1	Erfaringer/muligheter	38
4.10	Andre prosjekter	40
4.10.1	Sandefjord lufthavn - fly- og baneavisingmidler	40
4.10.2	Snødeponiet på Åsland (Oslo kommune)	41
4.10.3	Vettakollen høydebasseng (AF-gruppen/Oslo kommune)	42
4.10.4	Bygging av nytt kraftanlegg - Lysebotn II (Lyse AS)	43
4.10.5	Skagerrak 4 - ny lavspentkabel til Danmark (Statnett)	44
4.10.6	Turbiditetsmålinger i leirvassdrag	45
4.11	Miljøovervåking andre aktører	46
5.	Muligheter on-line overvåking	47
6.	Oppsummering og anbefaling	48
6.1	Viktigste erfaringer fra referanseprosjekter	48
6.2	Erfaring og nytteverdi ulike sensorer	49
6.3	Anbefaling	50
7.	Litteratur	52
	Vedlegg.....	55

1. Sammendrag

Etter oppdrag fra Statens vegvesen Vegdirektoratet og NORWAT-programmet har Bioforsk utarbeidet en erfaringsrapport for on-line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter. Rapporten er utarbeidet med bakgrunn i flere større veganlegg der Bioforsk har utført målinger. Målsettingen har vært å sammenstille erfaringer og anbefale videre bruk med hensyn til nytteverdi, målenøyaktighet og sikkerhet for resultater, system for alarmer og presentasjon av resultater samt vurdere nye muligheter for denne teknologien.

I en samlet vurdering gir on-line målinger muligheter for en vesentlig forbedret kontroll av utslipp og resipientkvalitet. Alarmer (SMS/mail) kan gi mulighet til å iverksette avbøtende tiltak før utslipp gir skadelige effekter i vassdrag. Ulike sensorer har forskjellig behov for vedlikehold, og vannkvaliteten har stor betydning for intervaller for vedlikehold. On-line målinger gir god oversikt over naturlig og anleggspåvirket variasjon i vannkvalitet, og særlig der det er samlet referansemålinger før oppstart. Kontinuerlige målinger gir mulighet til å vurdere om endringer i vannkvalitet kan gi problematiske effekter for vannlevende organismer.

Målingene forutsetter vedlikehold og kvalitetssikring, ellers kan resultatene være tilnærmet verdiløse.

Kostnadene forbundet med innkjøp og drift av utstyr for on-line målinger blir stadig lavere sammenlignet med gjeldende time- og analysepriser, noe som aktualiserer økt bruk. En fullt utstyrt enhet for online måling av pH, ledningsevne, turbiditet, vannhøyde og vanntemperatur kan anskaffes i et prisintervall 50 - 150 000 kr. I tillegg kommer telenett-kostnader for overføring av data og kostnader knyttet til rengjøring og kalibrering.

Sensorpakke brukt av Bioforsk har normalt omfattet konduktivitet, pH, turbiditet, vanntemperatur og vannhøyde. Presenterte erfaringsprosjekter har vist hvordan disse målingene har blitt brukt for å avdekke perioder med anleggsskapt erosjon og partikkeltap, funksjonsfeil i entreprenørens renseanlegg, fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdrag, avrenning av baneavisingmiddel, avrenning av vegsalt, vassdrags- og nedbørfeltskapt variasjoner i pH samt sporing av gradvise endringer i vannkvalitet gjennom anleggsfasen.

For noen applikasjoner har det også blitt brukt sensorer for oksygen, redoks og nitrat.

Sensorer for klorofyll og fykocyanin (protein i blågrønnbakterier) antas å kunne bidra til å klarlegge eventuelle endringer i algesamfunn og -vekst i innsjøer som følge av avrenning fra anleggsområder. Økte tilførsler av nitrogen fra sprengningsarbeid vil kunne gi endringer i algesamfunnet. Målingene kan være særlig nyttige for innsjøer brukt som råvann til produksjon av drikkevann

Optisk måling av nitrat og ammonium er under utvikling produksjonsmessig og kommersielt, og sensorer forventes snart å være tilgjengelig til en pris og med et vedlikeholdsbehov som aktualiserer standardisert bruk. Sensorene kan bidra til å avdekke avrenningsdynamikk for nitrogen fra områder med sprengningsarbeid. Kombinert med målinger av pH og temperatur kan en sensor for ammonium brukes til en fortløpende prediksjon av fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdraget.

Ved overvåking av vannkvalitet under anleggsarbeid kan relative endringer for parametere være tilstrekkelig nøyaktighetsnivå. Avhengig av sensor vil helt nøyaktige målinger kreve hyppig kalibrering. For parametere der en ønsker økt sikkerhet kan en ta i bruk to sensorer som måler samme parameter. Disse kan være tilpasset ulike deler av det aktuelle måleintervallet (aktuelt for turbiditet).

On-line måling av vannkvalitet gir kontroll av vannkvalitet ved større byggeprosjekter. Kontinuerlige data og mulighet for å kombinere resultater for ulike sensorer gir en dynamisk forståelse av hvordan vannkvaliteten endres som følge av naturlige eller anleggsskapt forhold. Dette til forskjell fra vanlig prosedyre med uttak av vannprøver som stikk- eller blandprøver, som ikke avdekker variasjonene i kvalitet over tid og som ikke gir mulighet for å iverksette avbøtende tiltak ved en akutt situasjon. On-line målinger er spesielt nyttige for rennende vann der vannkvaliteten kan variere mye over korte tidsintervaller.

Referansemålinger bør utføres før oppstart av anlegg for å klarlegge naturlige variasjoner i vannkvalitet. Hvor lenge før anlegget disse målingene bør startes opp må vurderes nærmere avhengig av resipientens verdi for bruk og biologisk mangfold, forventet sesong- eller klimastyrt variasjon av vannkvalitet, livskrav til viktige vannlevende organismer med mere. For større veganlegg langs sårbare resipienter vil det være en fordel med et års referansemålinger før oppstart av anlegget.

Antallet stasjoner vurderes nøyer ut fra en gjennomgang av hvilke resipienter som kan bli belastet med forurensende avrenning. For å klarlegge effekter bør det etableres stasjoner opp- og nedstrøms

anleggsaktiviteten. For veganlegg med mange utslippspunkter kan det vurderes å flytte utstyret rundt etter hvert som anleggsaktiviteten når nye resipientområder.

For utbyggingsprosjekter med fokus på vannkvalitet bør Statens vegvesen vurdere å iverksette automatisk overvåking av vannkvalitet. Entreprenør kan også pålegges kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og vannmengde fra renseanlegg eller anleggsområder med særlig forurensende avrenning. Kontinuerlige måling av vannhøyde gir mulighet for omregning til vannmengde dersom avrenningen skjer gjennom et egnet måleprofil (V-spor).

Gjennom nettside kan innsamlede resultater gjøres tilgjengelig for de som ønsker innsyn og kontroll. Aktuelle aktører er Statens vegvesen, entreprenør, kommune, fylkesmann, grunneier og Miljødirektoratet.

2. Innledning

Utvikling av stadig mer robust utstyr for on-line overvåking har gitt nye muligheter for å måle variasjoner i vannkvalitet og vannmengde for vassdrag og utslipp. Sammenholdt med referanseverdier for normal variasjon i vannkvalitet gir utstyret mulighet for å avdekke uønskede utslipp. Sanntids-overvåking med fastsatte grenseverdier for uønsket vannkvalitet med alarmfunksjon (SMS, mail eller kontrollpanel), gir mulighet for rask iverksettelse av avbøtende tiltak.

2.1 Vegbygging og vannkvalitet

Anleggsarbeid knyttet til bygging av nye veger omfatter ulike aktiviteter som kan påvirke vannkvaliteten i vassdrag.

Fjerning av vegetasjon og arbeid med fyllinger og skjæringer eksponerer jord for regn og avrenning, noe som gir erosjon og avrenning av partikler (Roseth et al. 2011).

Sprengningsaktivitet gir avrenning av nitrat og ammonium fra udetonert sprengstoff (Vikan 2013).

Bygging av vegtunneler gir anleggsvann med høyt innhold av partikler fra boring og knusing, nitrat og ammonium fra sprengstoff og ofte sterkt basisk vann som følge av omfattende bruk av sprøytebetong (Tveiten et al. 2009). Potensielle effekter knyttet til vannløst sprengstoff er eutrofiering og dannelse av ammoniakk som er giftig for vannlevende organismer ved svært lave konsentrasjoner (Vikan 2013).

Avrenning fra riggområder med verksted, vaskehaller og kjemikalilager kan gi fare for akutt forurensning med olje, vaskestoffer, herdeakseleratorer eller andre kjemiske stoffer som følge av uhell. Avrenning fra verksted og vaskehaller skal behandles forsvarlig, og det er normalt krav til oppsamling og rensing.

Drivstoff skal håndteres forsvarlig med egne påfyllingssteder og godkjente tanker, men kan likevel gi risiko for akutte utslipp.

Ulike typer av oljeprodukter kan finne vegen til avrenning fra anleggsområdet. Mindre rester av olje kan komme fra uhell med hydraulikkolje, bruk av skallolje for å beskytte maskiner mot preletap i tunnelen, innhold av mineralolje i sprengstoff og mindre spill av drivstoff. I vann rikt på partikler vil mye av oljen binde seg til partikler og sedimentere med disse.

Sprengning og finknusing av stein gir stor kontakt mellom vann, luft og mineraloverflater og stimulerer til økt forvitring slik at stoffer fra mineraler og berggrunn løses i vannfasen. Avhengig av berggrunn kan dette gi uheldige endringer av vannkvaliteten. Et spesielt tilfelle er sulfidholdig fjell som alunskifer og sulfidgneis der sprengning og finknusing av fjellet akselererer sulfidoksidasjonen slik at det dannes svovelsyre og sur avrenning. Den sure avrenningen løser ut metaller fra finknust fjell og jord. Slik avrenning har skapt store problemer i flere vassdrag (Hindar 2012 og Roseth 2009). Problematikken tilsvarer sur gruveavrenning.

Avrenning fra alunskifer vil også inneholde en rekke radionuklider.

2.2 Overvåking av vannkvalitet

Statens vegvesen har et sektoransvar og er dermed ansvarlig for å gjennomføre tiltak for å beskytte mot skadevirkninger på vannmiljøet i egne utbyggingsprosjekter. I utbyggingsprosjekter er det derfor ofte krav om overvåking av vannkvalitet, både for senere rapportering og dokumentasjon, men også som en del av et alarmsystem ved uønskede utslipp. Tidligere var det vanlig med uttak av representative prøver underveis. Dette er imidlertid ikke en veldig god løsning med tanke på alarmberedskap ved uønskede utslipp der det er behov for raskt å stoppe byggeaktiviteten.

I de senere årene har det derfor blitt mer vanlig med on-line utstyr og kontinuerlige målinger av vannkvaliteten. Bruken av slikt utstyr i vegprosjekter er i dag tilfeldig og varierende. I flere prosjekter hvor Bioforsk er, eller har vært involvert, har slikt utstyr blitt benyttet.

Noen vegutbyggingsprosjekter søker Fylkesmannen om utslippstillatelse for anleggsvirksomheten. På bakgrunn av søknad gir Fylkesmannen en midlertidig utslippstillatelse med utslippskrav og krav til rapportering.

For andre prosjekter blir Statens vegvesen og fylkesmannen enige om å legge prosjektets YM-plan (plan for ytre miljø) til grunn. Dette forutsetter at YM-planen har detaljerte beskrivelser av utslippskrav, miljøoppfølging og rapportering. Fylkesmannen orienteres fortløpende ved avvik fra planen. Normalt lages det en sluttrapport som sammenstiller resultatene fra gjennomført miljøovervåking. Det utføres også rapportering underveis.

Noen utslipp fra utbyggingsvirksomhet kan gi akutte gifteffekter på vannlevende organismer eller ødelegge leveområdene til disse. For slike utslipp vil on-line overvåking være særlig nyttig, da alarmer kan gi mulighet for å iverksette tiltak før omfattende skade skjer.

Eksempler på problematiske utslipp er kombinasjon av høy pH og ammonium som gir giftig ammoniakk, store partikkelutslipp som begraver unge elvemuslinger eller ødelegger gyte- og oppvekstområder for fisk, utslipp av giftige salter og kjemikalier eller overdosering av syre brukt til nøytralisering av basisk anleggsvann.

Multiparametersensorer (MPS) for overvåking av vannkvalitet nedstrøms veganlegg har normalt omfattet sensorer for pH, ledningsevne, turbiditet, vannhøyde og vanntemperatur. I tillegg har det vært ønskelig å ta i bruk sensorer for nitrat, ammonium og olje. Disse har imidlertid ikke blitt tatt i bruk etter en samlet vurdering av pris, vedlikeholdsbehov, målebetingelser og måleintervall. Sensorer for klorofyll og fykocyanin (spesifikt protein i blågrønnbakterier) kan bidra til å klarlegge om endret vannkvalitet påvirker algeveksten i vassdraget.

Internasjonalt er det økende bruk av on-line overvåking av vannkvalitet, og det finnes et bredt spekter av on-line utstyr og sensorer tilgjengelig for ulike formål. Overvåking av vannkvalitet i vassdrag er et bruksområde. Utstyret kan ellers være tilpasset overvåking av drikkevann (både prosess og ledningsnett), akvakultur, overvann, avløpsvann eller ulike typer av prosessindustri.

On-line overvåking av drikkevann, prosessindustri og akvakultur har ofte godt innarbeidede systemer med faste rutiner for vedlikehold, kalibrering og validering. Særlig der innsamlede data brukes til styring av prosess og produktkvalitet. Her kan det hentes erfaringer med overføringsverdi til bruk ved overvåking av vannkvalitet i vassdrag.

For alle disse områdene skjer det en rask utvikling med hensyn til forbedrede systemer, sensorer og overvåkingsopplegg (Storey et al. 2011, Lee et al. 2012 og Zhang et al. 2011).

Internasjonalt er det økende erkjennelse av at on-line overvåking er et nødvendig supplement for kontroll og forståelse av vannkvalitet i vassdrag. Namour et al. (2012) skriver at Vannrammedirektivet har behov for nye overvåkingsmetoder, og peker på on-line overvåking som et nødvendig supplement til dagens praksis med manuell prøvetaking. Slike målinger er særlig viktig ved overvåking av elver der vannkvaliteten skifter raskt. Artikkelen gir en sterk anbefaling om økt on-line overvåking for å kartlegge vannkvalitet og forstå prosesser som gir endringer og forringelse av kvaliteten.

2.3 Målsetting

Målsettingen for denne rapporten er å gi en gjennomgang av muligheter for on-line overvåking av vannkvalitet knyttet til større vegutbyggingsprosjekter, hvordan dette har blitt gjennomført for en del konkrete prosjekter, hvilke parametere som er brukt og tilgjengelig og hva som kan skape problemer for målingene samt systemer for kontroll av innsamlede data. Rapporten omfatter on-line målinger av vannkvalitet i vassdrag, samt utslipp til vassdrag, overvann eller avløpsnett. Målinger av markvann og grunnvann er ikke beskrevet eller vurdert i rapporten.

Rapporten gir en oversikt over aktuelle leverandører av on-line måleutstyr og databaser i Norge samt en gjennomgang av måleprinsipper for ulike sensorer og parametere.

3. Utstyr og aktuelle sensorer

3.1 Typer av utstyr og leverandører

Ulike typer av multiparametersensorer (MPS) er i bruk eller tilgjengelig i Norge. Aktuelle leverandører er: SEBA, YSI, In-Situ (Troll), WTW- IQ Sensor Net, Ponsel, Aquaread, Hydrolab, Greenspan og DTS. Aktuelle norske forhandlere er Houm AS, Christian Berner AS, ITAS, Instrumentcompaniet AS, Sterner AS og Scanmatic elektro AS. Utstyr fra SEBA har ikke norsk agentur og blir kjøpt direkte fra tysk leverandør.

Utstyret blir brukt for overvåking av vannkvalitet i vassdrag, drikkevann, renseanlegg, prosessindustri og fiskeoppdrett. Utstyr fra SEBA, YSI, Troll og WTW synes å være mest i bruk i Norge. Ulike fagmiljøer har ulike preferanser med hensyn til hvilke utstyr som kjøpes inn avhengig av referanser og erfaringer.

De ulike leverandørene leverer ulike løsninger tilpasset forskjellige behov. Figur 1 gir et inntrykk av produktspekteret til SEBA, YSI, In-Situ, WTW og HYDROLAB. MPS kan leveres med forskjellig sensorutrustning og tilgjengelig utvalg av sensorer varierer mellom ulike leverandører.



Figur 1. Viser et utvalg multiparameter-utstyr fra SEBA, YSI, In-Situ, WTW og HYDROLAB.

3.2 Aktuelle sensorer, måleprinsipper og utvikling

3.2.1 *Vannhøyde*

Vannhøyde måles normalt med en trykkcelle. Resultatene vil kunne vise mindre variasjoner avhengig av vanntemperatur, og noe utstyr leverer temperaturkompenserte målinger. Det er ingen industristandard for måling av vannhøyde ved hjelp av trykkcelle (Sorensen og Butcher 2011). Ulike leverandører leverer utstyr med ulik utforming og spesifikasjoner. I et 99 dagers feltforsøk med utstyr fra 14 sentrale leverandører av trykkceller var det en typisk variasjon i målenøyaktighet på ± 10 mm (Sorensen og Butcher 2011). Ulike typer av trykkceller kan vise variasjon i målekvalitet med økende brukstid.

3.2.2 *Vanntemperatur*

Vanntemperatur måles ved hjelp av motstandstermometer med to eller tre metaller.

3.2.3 *Konduktivitet*

Konduktivitet er et mål på vannets evne til å lede elektrisitet, og målte verdier er avhengig av mengden salter eller ioner i vannet. Instrumenter for å måle konduktivitet kan tilpasses ulike måleintervaller avhengig av elektrodens areal og avstanden mellom elektrodene (cellekonstant). Målinger kan utføres med to eller fire elektroder, der sistnevnte er mer tolerante mot unøyaktigheter ved dannelse av belegg og kan måle innenfor et større intervall. Konduktivitet kan også måles ved et induksjonsprinsipp.

Resultatene for konduktivitet vil variere med temperatur, og data angis gjerne kompensert ved standard temperatur 25 °C. Sammenhengen mellom temperatur og konduktivitet vil variere avhengig av ulike vannkvaliteter og mengden av ioner i vannet. Instrumentene kan ha ulike algoritmer for temperaturkompensasjon i vannkvaliteter med ulik ledningsevne og ionesammensetning. Det kan være store forskjeller mellom konstanter for temperaturkompensasjon for henholdsvis rent og forurenset vann (Boland 2013).

3.2.4 *pH*

For måling av pH brukes en kombinasjonselektrode med referanse- og pH-elektrode. Målingene av pH blir kompensert for vanntemperatur ved hjelp av en egen temperaturmåler eller en måler for temperatur integrert i pH-elektroden.

Utstyr for optisk måling av pH har blitt utviklet, men har ikke blitt tatt i bruk i kommersielt tilgjengelige multiparametersensorer. Sensorene for optisk måling av pH synes å være mindre utsatt for aldring og tørking enn tradisjonelle elektroder, og har større toleranse for løsninger som er sterkt basiske eller har høy ledningsevne. Framtidig kan optiske sensorer gi bedre målinger av pH i vanskelige vannkvaliteter. Sensorene forventes å få lengre levetid og mindre vedlikehold enn elektrodene som brukes for pH-måling i dag.

3.2.5 *Turbiditet*

Turbiditet er et mål på vannets uklarhet, og baseres på måling av lys. Prinsippet for måling av turbiditet er at partikler og uklarhet i vannet påvirker lys som sendes gjennom vannet. Partikler i vannet gjør at noe lys reflekteres og endrer retning, bakover, ut til siden eller framover med endret vinkel. Økt mengde partikler øker mengden lys som kastes i andre retninger enn opprinnelig lysstråle. Mengden spredt lys som dannes av vannets uklarhet måles ved hjelp av en eller flere sensorer som kan ha ulik plassering for forskjellige typer av turbidimetre og turbiditetssonder (figur 2). For sensorene brukt i MPS ligger detektorene vanligvis rett ved siden av lyskilden, og måler på lys som kastes tilbake. For en standardisert måling av turbiditet ligger detektoren plassert i en vinkel 90 ° på lyskilden. Slike referansemålinger gir målinger av turbiditet i nefelometrisk turbiditet (NTU). NTU er referanseenheten for alle målinger av turbiditet. Ved standardisert kalibrering av turbidimetre brukes formazin i ulik fortykning. Dette har gitt opphav til enheten FTU som er identisk med NTU:

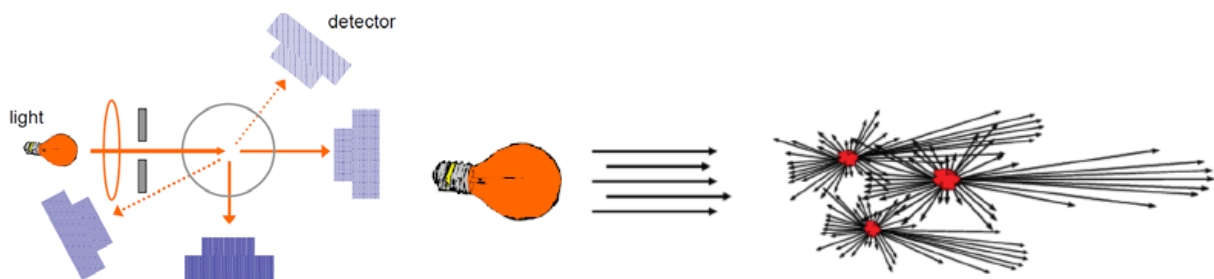
1 NTU \approx 1 FNU \approx 1 FTU

Standardiserte målinger av turbiditet beskriver to alternative lyskilder, tungsten filament eller LED 860 nm. Disse lyskildene har ulike fortrinn i forhold til partikkelstørrelse og farge. LED 860 nm har lavere sensitivitet for små partikler, men påvirkes ikke av farge på prøvene.

Mengden lys som endrer retning vil avhenge av type partikler, konsentrasjon, størrelse av partikler, partikkelform og lysets bølgelengde.

Gode turbiditetsmålinger forutsetter ren optikk knyttet til lyskilde og detektor. MPS leveres normalt med wiper for å holde glasset rent, men kan også utstyres med rengjøringsystem basert på ultralyd eller trykkluft. Feilmålinger som følge av urenheter, belegg eller midlertidig skitt foran lyskilde eller detektor utgjør den største feilkilden for on-line turbiditetsmålinger. I tillegg kan luftbobler gi store utslag på målingene.

For et vassdrag eller et utslipp kan det etableres en kalibrering mellom målt turbiditet og innhold av partikler (suspendert tørrstoff angitt i mg SS/l) i vannet. Dette gjøres ved å ta ut vannprøver som analyseres for partikler, der analyseverdiene sammenholdes med samtidige on-line målinger av turbiditet og eventuelt laboratoriemålt turbiditet. Slik kan det etableres en sammenheng mellom turbiditet og mengde partikler for ulike partikkelkonsentrasjoner i vassdraget. Sammenhengen vil kunne variere mye mellom ulike vassdrag og utslipp avhengig av partikkelstørrelse, partikkelform, humusinnhold med mere. Normalt sett tilsvarer 1 NTU fra 0,5 til 1,5 mg SS/l. Sammenhengen behøver ikke være lineær ved økende konsentrasjoner.



Figur 2. Viser prinsipp for turbiditetsmålinger med lyskilde og detektor som måler spredt lys.

3.2.6 Oksygen

Oksygen kan måles både med elektrokjemiske (galvaniske) og optiske (polarografiske) sensorer.

Elektrokjemiske sensorer har vært i bruk i lang tid, og har gjennomgått stadige forbedringer mht stabilitet av målinger og redusert behov for vedlikehold. Prinsippet er at oksygen diffunderer gjennom en membran. Innenfor membranen blir oksygen transformert ved hjelp av en elektrolytt, slik at mengden oksygen kan avleses som et elektrisk signal. Metoden forutsetter vedlikehold av membran, elektrolytt og elektroder. Utvikling har gitt bedre membraner og forbedrede målinger ved bruk av 3 elektroder framfor 2. Det er også lagd sensorer som gir digitale signaler istedenfor analoge. Ved riktig vedlikehold vil nye elektrokjemiske sensorer gi gode målinger av oksygenkonsentrasjon og -metning.

Alle produsenter av MPS kan levere elektrokjemiske sensorer for oksygen. Disse er vesentlig billigere enn de optiske sensorene, men krever mer vedlikehold. Utforming, signaltype og behov for vedlikehold kan variere for ulike sensorer. Noen sensorer har selvdagnostikk i forhold til vedlikehold.

Optiske sensorer måler oksygenkonsentrasjon på bakgrunn av endringer i lys fra en fluoriserende væske innenfor en membran (Feng et al. 2013). Oksygen diffunderer gjennom membranen og bidrar til endringer i fluoriserende lys som registreres av en detektor. Konsentrasjonen av oksygen kalkuleres på bakgrunn av målte optiske endringer. Dagens optiske sensorer for oksygen kan brukes i stillestående vann, krever lite vedlikehold og er lite sensitive for tilslamming sammenlignet med de elektrokjemiske. De optiske sensorene for oksygen er vesentlig dyrere enn de elektrokjemiske, men gir klare fortrinn med hensyn til vedlikehold og målestabilitet ved bruk i sterkt forurenset vann.

3.2.7 Redoks/ORP

Prinsippet for måling av redoks er det samme som for pH med en måleelektrode og en referanseelektrode bygd sammen i en probe. Redokspotensialet bestemmes som følge av vannets avgivelse av elektroner. Dette skaper et målbart elektrisk potensial for kombinasjonselektroden.

På samme måte som for pH må det være jevnlig vedlikehold og kalibrering av redokselektroden. Normalt gir redokselektroden analoge signaler, men det er også laget elektroder som gir digitale signaler.

Siden pH og redoks elektroder bygger på samme måletekniske prinsipp lages det kombinasjonselektroder for både pH og redoks.

3.2.8 Nitrat

Sensorer for nitrat kan være ioneselektive eller optiske.

Ioneselektive sensorer er en kjent teknologi som har vært i vanlig bruk over flere år. Over tid har sensorene blitt oppgradert for bedre målinger. Sensorene krever jevnlig vedlikehold, og klarer normalt ikke å måle lavere konsentrasjoner enn 0,1 mg NO₃/L. Produsentene angir en målenøyaktighet ned til 0,01 mg NO₃-N/l (se vedlegg 1 -4). Det selges sensorer med følsomhet tilpasset ulike måleintervaller. For riktig måling av nitrat har sensoren kompensasjonselektrode for måling av klorid.

Sensorer for nitrat har vært brukt i MPS, men stort vedlikeholdsbehov og begrenset følsomhet har gitt liten anvendelse.

Optisk måling av nitrat er en relativt ny teknologi, der det skjer en stadig utvikling. Foreløpig er sensorene kostbare i innkjøp. Målingene fordrer rene flater for lyskilde og detektor, og sensorene kan utstyres med wiper eller annet rengjøringsystem basert på ultralyd eller trykkluft. Optiske sensorer for nitrat har foreløpig vært lite i bruk i MPS. Noen leverandører leverer on-line sensorer for optisk måling av nitrat. Sensorene er store, relativt kostbare og måler kun nitrat.

3.2.9 Ammonium/ammoniakk

Ammonium kan måles med en ioneselektiv elektrode med kompensasjon for pH. Elektroden er laget etter samme prinsipp som elektrode for nitrat. Det er angitt samme målenøyaktighet (0,01 mg NH₄-N/L, se vedlegg II - V). Elektroden krever hyppig vedlikehold.

Det er laget sensorer for måling av ammoniakk basert på et optisk prinsipp (Abel et al. 2012), men her gjenstår det utviklingsarbeid, produksjon og kommersialisering før disse eventuelt blir tilgjengelige for MPS.

3.2.10 Klorofyll

Måling av mengde klorofyll er et mål på algemengden i vannet. Mengden alger er en økologisk indikator på vannkvalitet og kan bidra til å avdekke uønsket algevekst og under hvilke forhold denne inntreffer.

Klorofyll måles optisk ved hjelp av fluorescens. Sensoren sender ut lys med bølglengde 435 - 470 nm. Dette skaper fluorescens i klorofyll som avgir lys i en høyere bølglengde. Avgitt lys detekteres og er et mål på mengde klorofyll (alger) i vannet.

3.2.11 Fykocyanin

Fykocyanin er et vannløselig blått protein som deltar i fotosyntesen hos blågrønnbakterier. Fykocyanin er dermed et indikatorstoff for forekomst av blågrønnbakterier, der noen er toksinproduserende og svært problematiske i forhold til bading og drikkevann.

Fykocyanin kan måles optisk ved hjelp av fluorescens, og det er utviklet flere prober for in-situ måling av fykocyanin. Måleprinsippet er det samme som for klorofyll, men avgitt lys fra fykocyanin ligger i et annet bølglengde-område.

Proben gir et relativt mål på mengden fykocyanin i vannet og dermed mengden blågrønnbakterier. Ved store algeoppblomstringer kan mengden fykocyanin overstige måleområdet for proben.

3.2.12 Klorid og flourid

Klorid og flourid måles med ioneselektive elektroder.

3.2.13 Kalium, kalsium og natrium

Kalium, kalsium og natrium måles med ioneselektive elektroder.

3.2.14 Olje/hydrokarboner

Det er utviklet sensorer som kan gi indikasjoner på forekomst av råolje eller raffinert olje i vann. Sensorene er basert på fluorescens og UV-baserte lyskilder. For råolje brukes det en nær UV LED lyskilde og en sensor tilpasset råolje. For raffinert olje brukes en dyp UV LED lyskilde (<300 nm) og en sensor tilpasset raffinert olje.

Måling av raffinert olje kan utføres med tre ulike settinger for konsentrasjoner, slik at målingene dekker et bredt spekter av konsentrasjoner. Metoden kan kalibreres. Laveste oljekonsentrasjon som kan detekteres ligger rundt 0,1 mg olje per liter.

For råolje baseres målingene i stor grad på innhold av PAH. Ulike typer av olje vil ha ulike fluorescens spekter. Lyskilde er en UV-LED på 300 - 400 nm, og avgitt fluorescensspekter ligger i området 300 - 500 nm. Deteksjon av olje inngår ikke som en standardparameter for MPS.

3.2.15 Rhodamin/kolorimetrisk målinger

Optiske sensorer brukes for måling av det fluorescerende stoffet rhodamin, i forsøk der dette brukes som tracer for å studere vannstrømninger i rørsystemer, vassdrag og grunnvann. Optiske sensorer kan også brukes til å detektere andre stoffer som gir kolorimetrisk verdier.

3.2.16 On-line analyser

I tillegg til sensorer for on-line målinger finnes det utstyr for on-line analyser. Bruk av on-line analyser vil som hovedregel gi et mer vedlikeholdskrevende oppsett og omfatter gjerne pumping av vann til instrumentene der analysene blir utført. Ved NTNU er det utviklet utstyr for on-line analyser av flere metaller, som senere har blitt kommersialisert (Mikkelsen et al. 2007). Analysene baseres på voltometri, og kan vise metallkonsentrasjoner med lave deteksjonsgrenser. Tilsvarende er det utstyr for on-line analyse av andre elementer, som fosfor, fosfat, sulfat og totalt organisk karbon.

3.3 Målenøyaktighet og vurdering av resultater

Avhengig av vedlikehold, vannkvalitet, frost og andre forhold kan det oppstå unøyaktigheter i målingene. Sensorene har ulik robusthet mot forhold som kan skape unøyaktige målinger avhengig av måleprinsipp og interne systemer for rengjøring og evt. kalibrering. Målefeil kan oppstå som følge av begroing eller tilslamming der målte verdier gradvis endres fra faktiske verdier. Slike problemer gir et karakteristisk mønster med vandring i verdier mellom hvert vedlikehold. Andre typiske feil kan være temporære feilmålinger forårsaket av midlertidige hendelser som luftbobler, alger, skitt og blader som forsvinner igjen. Slike hendelser kan gi en eller to målinger som ligger langt utenfor forventet intervall, før målingene igjen normaliseres. Ulike typer av sensorer har forskjellig sårbarhet for slike feil.

Sensorer med hyppige temporære feilmålinger kan gi mange falske alarmer om at vannkvaliteten overstiger aktuell grenseverdi. Teknisk kan slike falske alarmer forebygges ved utsending av alarm først når flere verdier (3- 5) har oversteget grenseverdien.

Faglig sett kan temporære feilmålinger ofte fjernes eller rettes i datasettet med god legitimitet. Særlig der slike feilmålinger opptrer relativt regelmessig og med gode forklaringsmodeller. Sammenligning med andre parametere ved samme tidspunkt gir grunnlag for vurderingen (kjemometri).

For parametere der det har skjedd en «vandring» i måleresultater er det vanskeligere å utføre gode rettinger. Vurderingen må utføres på bakgrunn av hele måleserien, normal variasjon og hvordan andre parametere har variert i det aktuelle tidsrommet. Faglig sett kan det være riktig å slette slike data framfor å utføre usikre korreksjoner. Opprinnelig datasett skal alltid bevares for kontroll, og utførte endringer i datasett som presenteres skal være registrert i en egen logg.

For en langsiktig dokumentasjon av vannkvalitet i et vassdrag under vannrammedirektivet er det ekstra viktig med nøyaktige resultater, jevnlig kalibrering og sjekk av sensorer. Ved overvåking av vannkvalitet under anleggsvirksomhet kan det være lavere krav til absolutt nøyaktighet, da relative endringer kan gi nødvendig informasjon.

3.4 Plassering av multiparametersonder

Plassering av MPS er viktig for å oppnå gode og representative målinger av vannkvaliteten og forebygge feilmålinger knyttet til skitt, løv og slam. Mindre bekker gir ofte utfordringer knyttet til sterkt varierende vannstand. For slike lokaliteter kan det være aktuelt å lage en mindre demning eller dam for å sikre mer stabile forhold for måling. Ved etablering av et egnet måleprofil for vannføringsmåling (V-spor) vil kontinuerlige målinger av vannhøyde kunne regnes om til vannføring.

Et slisset metallrør med god vannutskifting rundt sensorutrustning vil kunne gi en fiksert og god plassering av MPS. Ved vedlikehold trekkes sonden ut av røret, og etter utført vedlikehold settes den på plass i samme vannhøyde ved at den stoppes mot en bolt nede i røret som definerer måledypet.

MPS bør plasseres et stykke over bunnen (minst 10 - 20 cm) og gjerne midtplassert i forhold til normal vannstand. Vinkelen på røret som fikserer MPS kan varieres ut fra lokale forhold slik at en forebygger tørrlegging av sensorer ved lav vannstand.

For miljøbøyer brukt i innsjøer plasseres MPS i forhold til problemstilling som skal undersøkes, dvs. i overflatevann, rundt sprangsjiktet eller i bunnvannet.

I større elver er det viktig å plassere MPS slik at en forebygger fare for ødeleggelse og tap av utstyr knyttet til flom eller isgang. Lengre kabelstrekk gjennom vannet gir økt fare for tap av utstyr. Gode plasseringer kan være i tilknytning til bruer, vertikale fjellformasjoner ned i elva eller stabile fjellblokker i vassdraget. Målepunktet kan gjerne ligge i en beskyttet, men strømpåvirket bakevje.

3.5 Behov for vedlikehold og ettersyn

MPS må ha jevnlig vedlikehold og ettersyn for å oppnå gode måleresultater. Nødvendige intervaller for vedlikehold vil variere avhengig av vannkvalitet. Bioforsk tar utgangspunkt i at rengjøring av sensorer skal utføres hver 14. dag. Ved svært rent vann uten algevekst kan intervallet økes til 4 -6 uker. Ved forurenset og sterkt partikkelholdig vann må vedlikehold utføres hver uke, og i verste fall hyppigere.

Figur 3 viser MPS fra Vigga ved Gran 16.07.13 etter 3 uker uten vedlikehold. Normalt vedlikehold ble en uke forsinket. Det er stor visuell forskjell på instrument og sensorer, men resultatene for turbiditet, pH, ledningsevne, vanntemperatur og vannhøyde viste ingen endring før og etter rengjøring.

Ulike parametere viser stor forskjell med hensyn til sensitivitet for manglende vedlikehold.

Turbiditet er særlig utsatt for avvik ved manglende oppfølging (figur 4). Sensoren har wiper, men ved manglende vedlikehold makter ikke wiperen å fjerne all akkumulert skitt foran lyskilde og detektor.

Elektrokjemiske sensorer for oksygen er også utsatt for avvik ved manglende rengjøring. Optiske sensorer for oksygen krever mindre vedlikehold.

Måling av ledningsevne og pH er mindre utsatt for feilmåling ved manglende vedlikehold. Tørrlegging av pH-sonder kan resultere i etterfølgende feilmåling som følge av at gelen i sondene tørker. Slike pH-sonder må skiftes ut. Ved tørrlegging av MPS er ledningsevnen null, noe som bidrar til å klarlegge årsak til avvikende målinger for andre parametere.

Bioforsk har ikke tilstrekkelig erfaring med vedlikeholdsbehov for sensorer for nitrat, ammonium, klorid, kalium, kalsium og natrium. Leverandør anbefaler minst ukentlig vedlikehold av ioneselektive elektroder for nitrat og ammonium.

Optisk måling av nitrat har vært lite brukt for MPS, da sensorene er kostbare og under utvikling både med hensyn til teknologi og produksjon.

Oppfølging og vurdering av måleresultater er nødvendig for å fange opp avvik, og få disse rettet så fort som mulig. En god regel kan være å se gjennom og vurdere innsamlede resultater minst en gang hver uke, og gjerne daglig i perioder med krevende vedlikehold/dårlig vannkvalitet. Lite kontroll av data, f.eks. gjennom sommerferien, kan resultere i en lang periode med feilmålinger (figur 5).

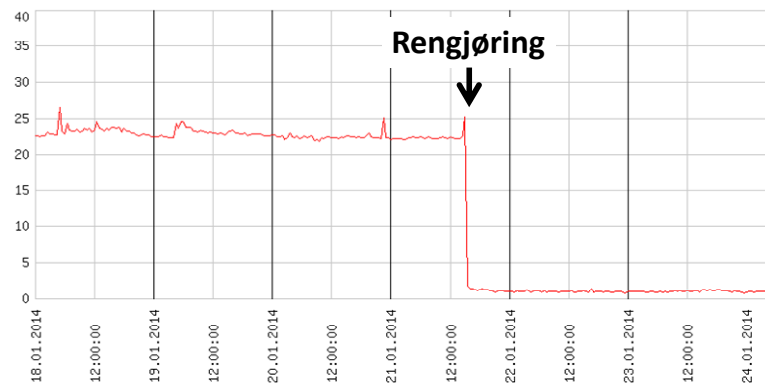
Program- eller alarmbasert kontroll av innsamlede data vil kunne fange opp feilmålinger. Enkel kontroll kan utføres ved å definere normalområdet for aktuelle parametere, og at systemet sender alarm eller

mail dersom det er avvik. Mer komplekse systemer kan eventuelt etableres for å fange opp «vandring» i parametere eller andre mer intrikate feilmålinger som kan oppstå.

Hyppig gjennomgang og vurdering av innsamlede resultater antas i mange tilfeller å kunne gi en mer kostnadseffektiv kontroll og kvalitetssikring av uønskede avvik, enn programmerte kontrollsystemer.



Figur 3. MPS fra Vigga før og etter vedlikehold 16.07.13



Figur 4. Turbiditetssensor full av slam der wiper likevel klarer å skape et grunnlag for måling (Foto: Terje Mile, Prosessteknikk AS). Viser også resultater før og etter renhold av skitten sensor.



Figur 5. Feilmålinger for turbiditet fra miljøbøye i Krøderen som følge av manglende kontroll av resultater gjennom sommerferien 2012.

3.6 Utfordringer vinterdrift

Vinterdrift av on-line utstyr er krevende. Sensorene tåler ikke frost og isdannelse, og vil kunne fryse i stykker om det blir is rundt instrumentet. Dette kan også resultere i inntrengning av vann i elektronikken.

Ved stort behov for overvåking av vannkvalitet gjennom vinteren kan sensorene sikres med varmekabler eller plasseres så dypt at det ikke er fare for isdannelse. I bekker med varierende vannføring har vintersikring blitt utført ved å legge en selvregulerende varmekabel i spiral rundt et metallrør som beskytter MPS (figur 6). Det har blitt laget slisser i metallrøret for å sikre god utveksling av vann rundt sensorene. Røret bidrar til å fjerne magnetfeltet fra varmekabelen som ellers kan forstyrre målingene utført av MPS, spesielt pH og redoks.

Frostsikring med varmekabel krever framføring av strøm til målepunktet. Bortfall av strøm i perioder med sterk kulde vil raskt kunne gi isdannelse og skader på on-line sensor. Det kan være aktuelt å installere alarm som slår inn ved bortfall av strøm.

Vinterdrift gir behov for hyppigere skift av batterier siden batteriene har mindre kapasitet ved lave temperaturer. Ved strømtilførsel fra solcelle vil det ofte bli for liten kapasitet om vinteren.

Et fast isdekke over en sensor vil skape endringer i trykkforholdene. Endringer i trykk gir feil måling av vannhøyde.

Vinterdrift gir mindre groing av alger og bakterier, noe som kan bidra til redusert vedlikeholdsbehov på vinterstid.

I elver og bekker kan det bli isgang i perioder med smelting og stor avrenning. Dette kan skje på våren, men kan også skje i mildværsperioder midtvinters. Isgang gir store krefter som kan skade eller rive med seg utstyret.



Figur 6. Vintersikring av MPS med slisset metallrør og varmekabel (Foto: Eirik Leikanger).

3.7 Loggere, kommunikasjon, datasikkerhet

Avhengig av leverandør kan MPS leveres med integrerte loggere eller loggere med kabling til sensor. Loggere kan tappes manuelt med oppkobling med kabel mot PC eller via blue tooth. Loggere kan også kommunisere og sende data via mobilnettet. Dette kan skje via GPRS, FTP eller VPN. Kommunikasjon er avhengig av at det er god mobildekning på lokaliteten. Ved dekningsproblemer kan en oppnå bedre kommunikasjon ved bruk av rundstråleantennener eller retningsstyrte antenner samt øke høyden på antennepunktet. Dårlige mobilforhold kan eventuelt avhjelpes med internettforbindelse.

Det kan legges opp ulike innhentingsprosedyrer for innsamlede data. Herunder at innsamlede og oversendte data fremdeles ligger på loggeren som backup og sikkerhet slik at data ikke går tapt.

Litt avhengig av logger kan disse gjerne programmeres til å sende ut alarmer dersom definerte grenseverdier for målte parametere overstiges. Bioforsk bruker ofte denne funksjonen i forhold til turbiditet og pH, men den kan iverksettes for alle målte parametere. Alarm knyttet til vanntemperatur kan bidra til større sikkerhet for frostsikring og eventuelt bortfall av strømtilførsel. Alarmfunksjonen kan også brukes til kontroll av data som ligger utenfor sannsynlig måleintervall.

Alarmene kan sendes som SMS til aktuelle mobiltelefoner direkte fra logger (figur 7), eller som mail fra system etter datainnsamling. Loggere kan programmeres slik at det må være flere overskridelser av grenseverdien før det sendes alarm. Dette for å gi økt sikkerhet mot falske alarmer ved temporære feilmålinger.

3.8 Databaser - presentasjon og kvalitetskontroll resultater

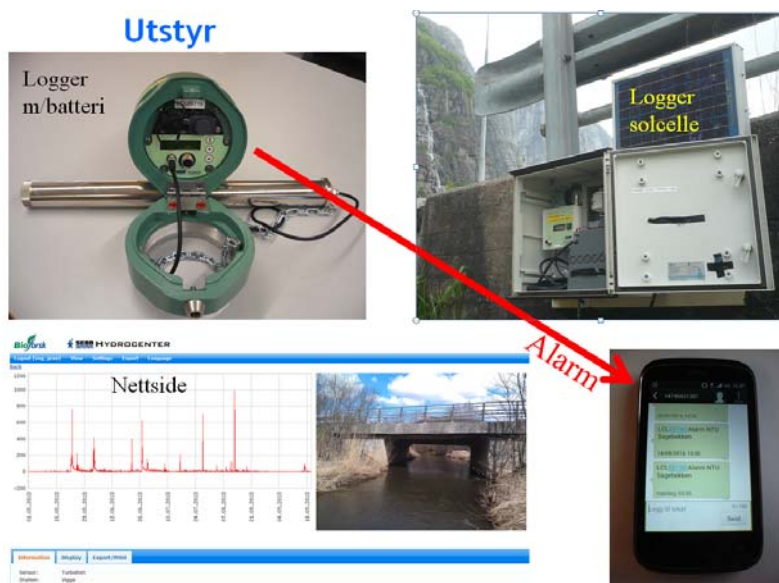
Leverandørene av multiparametersonder leverer også systemer med enkle og brukervennlige databaser for presentasjon og nedlastning av data fra nettet. Bioforsk har erfaring med Hydrocenter fra SEBA. De andre leverandørene tilbyr tilsvarende systemer. YSI tilbyr EcoNet, In-Situ tilbyr Troll ® link og HYDROLAB tilbyr Hydras.

Hydrocenter har begrensninger med hensyn til endring og fjerning av data, basert på at opprinnelige målinger skal være tilgjengelig. Datastrenger med feil kan fjernes, men ikke manipuleres. Enkeltverdier i datasettet kan ikke fjernes. Et døgn er minste enhet for fjerning av data i selve systemet. Etter nedlastning av data til regneark som excel eller andre regneark/databaser, kan data håndteres fritt. Endringer eller rekalkulering av innsamlede data må derfor skje i regneark etter nedlastning.

I praksis beholdes originalfil i database og endringer skjer i nytt datasett av nedlastede data. Utførte endringer bør dokumenteres i en egen logg med begrunnelse for valgt endring.

Det finnes muligheter for å ta i bruk mer avanserte databaser enn de som er omtalt her. Leverandørene kan ofte levere eller anbefale mer avanserte databaser eller det kan brukes vanlig kommersielt tilgjengelige produkter eller plattformer.

Egen utvikling av databaser er krevende, men forenkles ved bruk av kommersielt tilgjengelig programvare med mulighet for valg av egen struktur, kontroll og presentasjon. Ulike typer av generelle og spesialiserte databaser og databaseverktøy er tilgjengelig (Oracle, Access, Apollo, MonitorIT og mange flere). Ved overvåking av grunnvann og vannkvalitet under bygging av Follo-banen har Bioforsk utviklet en egen database-løsning med nettbasert presentasjon av data. Database gir en samlet lagring og presentasjon av on-line data, manuelle måledata, resultater fra vannanalyser og tilgjengelig rapportering.



Figur 7. Prinsipp utsending av SMS alarm fra logger til mobiltelefon. Data overføres fra logger til database via mobilnettet. Nettbasert database presenterer innsamlede data som tidskurver.

4. Erfaringer fra utvalgte prosjekter

4.1 On-line måleutstyr

I refererte erfaringsprosjekter har Bioforsk brukt SEBA multiparametersensor MPS-D8 (figur 8) med innebygd trykkcelle (vannhøyde) og termometer. I tillegg har multiparametersensoren (MPS) som standard vært utstyrt med sensorer for pH, ledningsevne og turbiditet. I enkelte tilfeller også sensorer for oksygen, redoks og nitrat. Bioforsk har valgt å bruke utstyr fra en leverandør for å kunne bygge best mulig kompetanse knyttet til drift og vedlikehold. Andre leverandører har utstyr av samme kvalitet og med tilsvarende sensorer, loggere og software.

Det har i hovedsak blitt brukt to loggere, SEBA UnilogCom eller SEBA LogCom (figur 9). SEBA UnilogCom bygges inn i et skap med strømforsyning via batteri, evt. i kombinasjon med solcelle. SEBA LogCom er tilpasset en frittstående plassering med strømforsyning via en batteripakke med standard batterier eller egen solcelle. Loggerne programmeres for ønsket måleintervall, grenseverdier og telefonnummer for eventuelle alarmer, tidspunkter for overføring av data og navn på stasjon. Et prosjekt har brukt logger SEBA KLLQ, med tilsvarende funksjonalitet som de to andre loggertypene.

I praksis fungerer begge loggere på samme måte med hensyn til lagring og overføring av data. Data overføres til sentral database (Hydrocenter) via mobilnettet (GPRS/FTP/VPN). Innsamlede data presenteres som grafer på passordbeskyttet nettside, med mulighet for nedlasting (figur 10).



Figur 8. Multiparametersensor MPS-D8 med standard sensorer for vannhøyde, temperatur, pH, ledningsevne og turbiditet.



Figur 9. Loggere UnilogCom og LogCom. UnilogCom er bygd inn i skap med strømforsyning fra batteri og solcelle. LogCom montert frittstående med strømforsyning fra batteripakke.



Figur 10. Passordbeskyttet nettside med klikkbare stasjoner og eksempel på presentasjon av data for turbiditet fra anleggsbelastet bekk ved rv. 7 Sokna - Ørgenvika.

4.2 Rv. 7 Ramsrud - Kjeldsbergsvingene

4.2.1 Utfordring vannkvalitet

Parsellen rv. 7 Ramsrud - Kjeldsbergsvingene er en 6,3 km lang tofelts veg med bredt midtfelt som ble bygget i perioden juli 2009 til november 2011. Ny veglinje ble lagt gjennom et ravinert terreng med store høydeforskjeller, og veganlegget omfattet store skjærings- og fyllingsarbeider i erosjonsutsatte løsmasser (figur 4). Anleggsarbeidene medførte stor risiko for erosjon og økt tilførsel av jord til Sogna som har viktige forekomster av rødlistet elvemusling. Viktigste miljøfokus for anleggsarbeidene var å opprettholde en vannkvalitet i Sogna som var tilfredsstillende for elvemuslingen, og spesielt de unge individene som er mindre mobile ved nedslamming.

4.2.2 Målinger

Det ble gjennomført målinger av vannkvaliteten i Sogna før, under og etter anleggsarbeidet (Roseth et al. 2011). Målingene ble gjort med multiparametersensorer (MPS) på stasjoner opp- og nedstrøms anlegget (figur 11).



Figur 11. Nettside med kart over stasjoner samt bilde av anleggsområde med fylling og skjæring.

4.2.3 Resultater

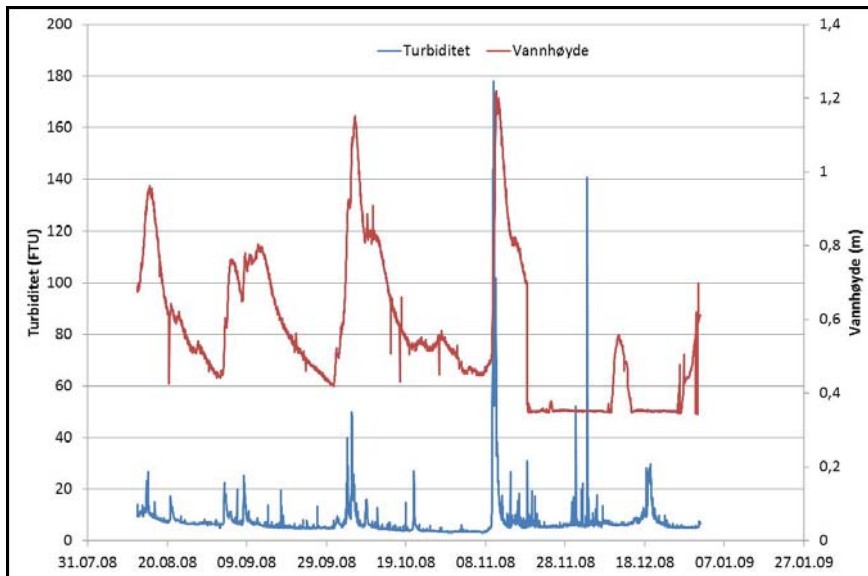
Det ble utført referansemålinger av vannkvaliteten i Sogna før anleggsarbeidet startet i juli 2009. Referansemålingene, stasjon nedstrøms, startet i august 2008 (figur 12). Målingene viste periodisk høy partikkeltransport i Sogna ved begynnende flom. Antatte årsaker var erosjon fra jordbruksarealer samt intern erosjon i vassdraget. Maksimal turbiditet målt høsten 2008 var 180 FTU.

Våren og sommeren 2009 var det flere kortvarige episoder med turbiditet rundt 200 FTU (figur 13). Etter oppstart av anleggsarbeid i juli 2009 ble det målt to kortvarige episoder med uvanlig høy turbiditet i november, henholdsvis 720 og 430 FTU. Episodene med uvanlig høy turbiditet hadde kort varighet, bare 2 - 6 timer.

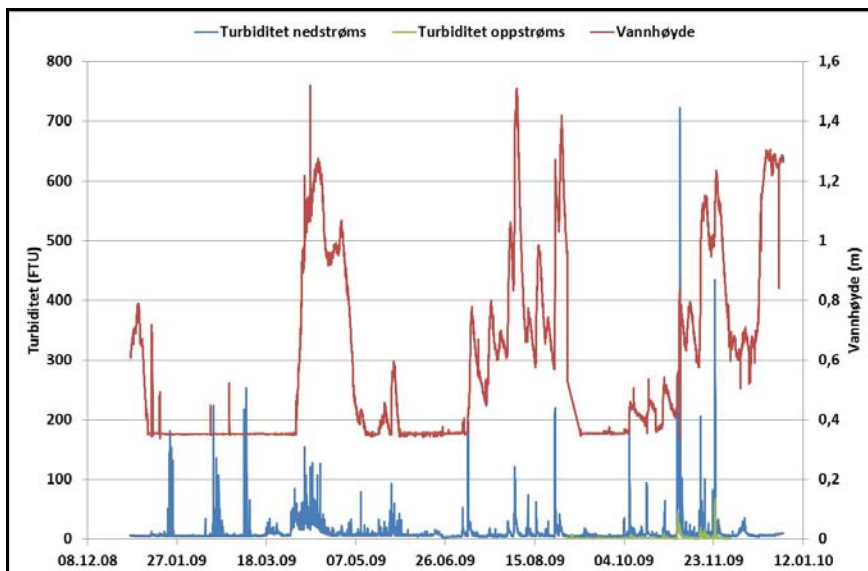
Målinger av turbiditet gjennom 2010 viste lave verdier gjennom vinter, vår og sommer, men noen episoder med høye verdier på høsten (figur 14). Maksimal turbiditet på rundt 350 FTU ble målt i begynnelsen av en flom i slutten av september. Det var tre episoder med kortvarige målinger av turbiditet over 300 FTU. Hendelsene med høy turbiditet hadde en varighet på 2 - 6 timer.

Parallelt med on-line målinger ble det tatt vannproporsjonale blandprøver i Sogna, både oppstrøms og nedstrøms anleggsområdet. Resultatene for 2009 er vist i figur 15. Stasjonen oppstrøms viste overraskende gjennomgående høyere konsentrasjoner av partikler enn stasjonen nedstrøms.

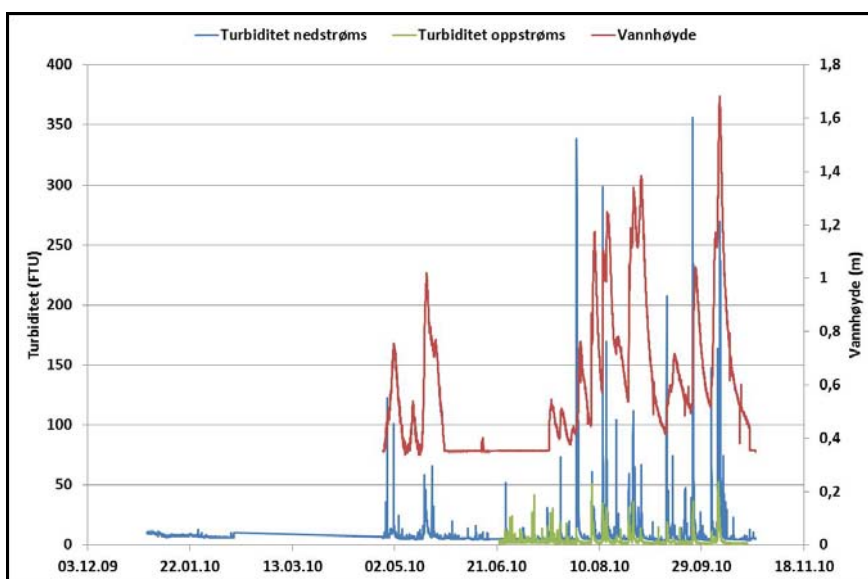
Stasjonen nedstrøms viste ikke spesielt høye konsentrasjoner av partikler for de periodene hvor det ble målt høy turbiditet on-line. Dette forklares med at episodene med høy turbiditet hadde for kort varighet til å gi endringer i partikkelinnholdet i blandprøven.



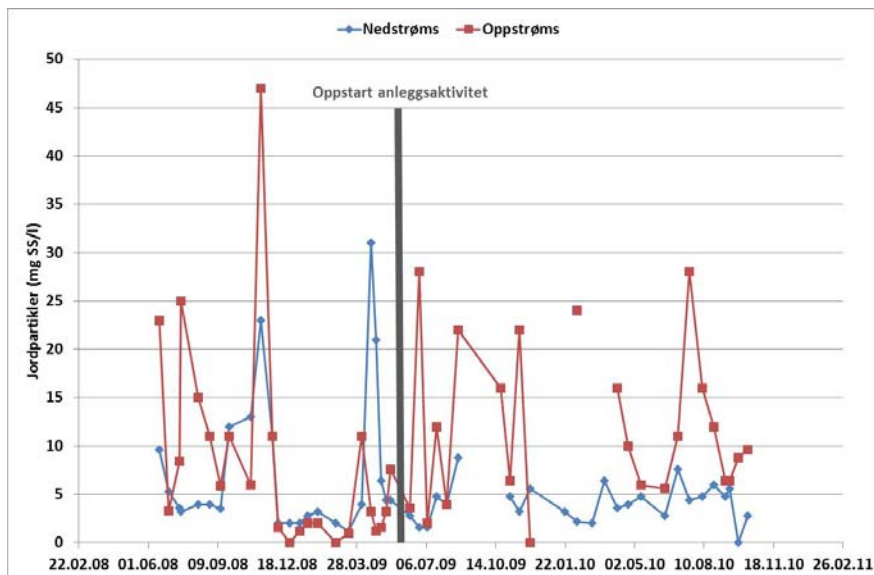
Figur 12. Målinger av turbiditet og vannhøyde i Sogna i 2008 før anlegg.



Figur 13. Målinger av turbiditet (opp- og nedstrøms) og vannhøyde i Sogna i 2009. Anleggsarbeidet startet i juli 2009.



Figur 14. Målinger av turbiditet (opp- og nedstrøms) og vannhøyde i Sogna i 2010.



Figur 15. Mengde jordpartikler i blandprøver fra Sogna (opp- og nedstrøms) gjennom 2009.

4.2.4 Erfaringer/muligheter

On-line målinger i Sogna viste at episodene med høye verdier for turbiditet (> 200 FTU) hadde kort varighet, normalt 2 -6 timer. Høyeste måling av turbiditet før oppstart av anleggsarbeid var 254 FTU, mens høyeste målt i anleggsfasen var 723 FTU. Disse endringene i maksimal turbiditet ble ikke fanget opp av de vannproporsjonale blandprøvene, da varigheten av episodene med høy turbiditet var for kort til å påvirke sammensetningen av prøvene.

On-line målinger avdekket kortvarige hendelser med høy turbiditet, som ikke ble fanget opp ved uttak av blandprøver fra Sogna.

Det ble også utført målinger av pH, ledningsevne og vanntemperatur.

4.3 E18 Sky - Langangen

4.3.1 Utfordring vannkvalitet

E18 Sky - Langangen er en 11 km firefelts motorveg mellom Larvik og Langangen. Arbeidet med ble startet i 2009 og ny veg ble åpnet i juni 2012. Vegen inkluderer fire fjelltunneler, to miljøtunneler og seks broer. Vegen ga store landskapsmessige inngrep i form av sprengte skjæringer og fyllinger. Vegen krysset flere fiskeførende vassdrag, herunder Paulertjerna og Eikedalsbekken, Vassbotnbekken, Hobekken, Solumbekken og Nøklegårdsbekken.

Målsettingen var å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet for fisk i bekkene, samt unngå partikkelbelastning til Hallevannet slik at dette ikke ble forringet som reservedrikkevannskilde.

De viktigste kildene til forurensning fra veganlegget var: Erosjon og jordtap fra områder med løsmasser, anleggsvann fra tunneldriving, avrenning av nitrogen og partikler fra områder med sprengning samt avrenning ved stålkjernepeping av brufundamenter.

4.3.2 Målinger

Det ble utført målinger av vannkvaliteten i bekkene langs parsellen ved hjelp av tre MPS som ble flyttet rundt etter behov.

4.3.3 Resultater

Den mest langvarige og synlige forurensningen knyttet til veganlegget var erosjon og jordtap fra anleggsområdene oppstrøms Paulertjerna (Roseth 2009, notat). Periodisk var vannet i bekken og i

Paulertjerna sterkt blakket og jordfarget (figur 16). Vannkvaliteten oppstrøms og nedstrøms Paulertjerna ble dokumentert ved on-line måling (figur 17).

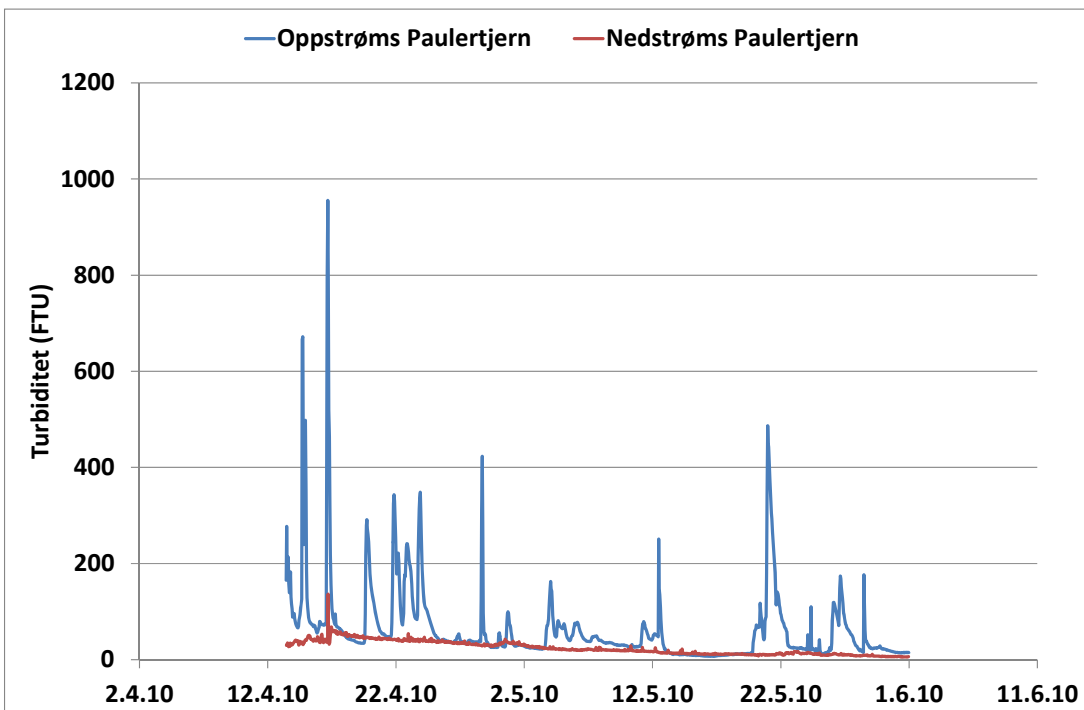
Oppstrøms Paulertjerna viste turbiditeten stor variasjon som funksjon av nedbør og anleggsaktivitet (figur 18). I presentert periode ble det maksimalt målt 955 FTU. Nedstrøms Paulertjerna var turbiditeten lavere og mer stabil som følge av sedimentasjon og utjevning av vannkvaliteten gjennom tjerna. Visuelt var vannet fremdeles blakket av jordpartikler. Figur 19 viser mulig uhell ved syrebasert pH-justering av anleggsvann fra tunneldriving, der anleggsvannet hadde avrenning til Hobekken.



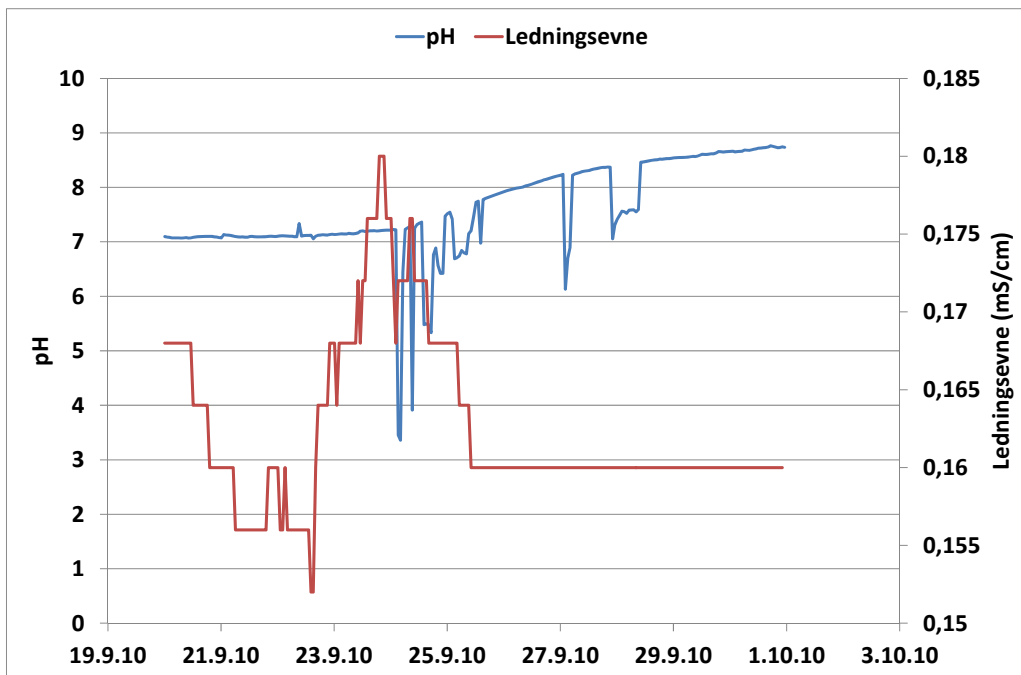
Figur 16. Blakket og jordfarget vann i Paulerbekken og Øvre Paulertjern i april 2010.



Figur 17. Viser plassering av MPS opp- (Paul-E) og nedstrøms (Paul-C) Paulertjern samt bilde av stasjonen Paul-C (nedstrøms) i Eikedalsbekken med sensor og automatisk vannprøvetaker.



Figur 18. Turbiditet oppstrøms og nedstrøms Paulertjerna i Eikedalsbekken våren 2010.



Figur 19. Målinger av mulig uhell med syredosering under tunneldriving nær Hobekken.

4.3.4 Erfaringer/muligheter

Målingene dokumenterte variasjon i turbiditet i bekkene nedstrøms veglinja som funksjon av anleggsaktivitet og nedbør. Målinger oppstrøms og nedstrøms Paulertjerna demonstrerte utjevnings- og sedimentasjonseffekter gjennom større tjern.

Eikedalsbekken nedstrøms Paulertjerna var brunfarget av jordpartikler gjennom hele våren og sommeren 2010. Høyeste målte turbiditet var 136 FTU og midlere turbiditet lå mellom 20 og 40 FTU. En fiskeundersøkelse gjennomført i september 2010 viste god årsproduksjon av ørret på denne viktige gyte- og oppvekststrekningen i Eikedalsbekken (Gjemlestad et al. 2010).

Måling i Hobekken knyttet til tunneldriving avdekket mulig uhell knyttet til syredosering av anleggsvann, som ville vært umulig å spore uten on-line kontroll.

On-line målinger for oppfølging av vannkvalitet ved bygging av ny E18 Sky - Langangen ga detaljert informasjon om hvordan turbiditeten varierte i berørte bekker, særlig Eikedalsbekken. Kombinert med fiskeundersøkelser har overvåkingen vist at fiskeproduksjonen kan opprettholdes selv under lange perioder med økt turbiditet. On-line måling av pH avdekket mulig uhell med syredosering.

4.4 E6 Oslo grense - Vinterbro

4.4.1 Utfordring vannkvalitet

E6 Oslo grense - Assurtjern er en firefelts motorveg som ble ferdigstilt i 2004. Avrenning fra vegen drenerer mot Gjersjøen som er drikkevannskilde for rundt 100 000 personer i Follo. For å beskytte Gjersjøen mot uønsket forurensning ble det bygget tre rensedammer for rensing av overvann fra vegen. Kvaliteten av overvann ført inn i rensedammen ved Taraldrud (kryssområde og ramper mot/fra Kolbotn) har blitt målt med MPS. Formålet var å klarlegge tilførsler og variasjon i mengde vegsatt tilført med overvann fra ny veg.

4.4.2 Målinger

En MPS ble montert i innløpskum til rensedammen i februar 2010 (figur 20). Det ble utført kontinuerlige målinger av ledningsevne, vannhøyde og vanntemperatur fram til juni 2012 da utstyret ble stjålet.

Målingene indikerte at tilført grunnvann og drenevann utgjorde en viktig del av basisvannføring i overvannsystemet.



Figur 20. Rensedam ved Taraldrud langs E6 Oslo grense - Assurtjern med on-line måling ved innløp.

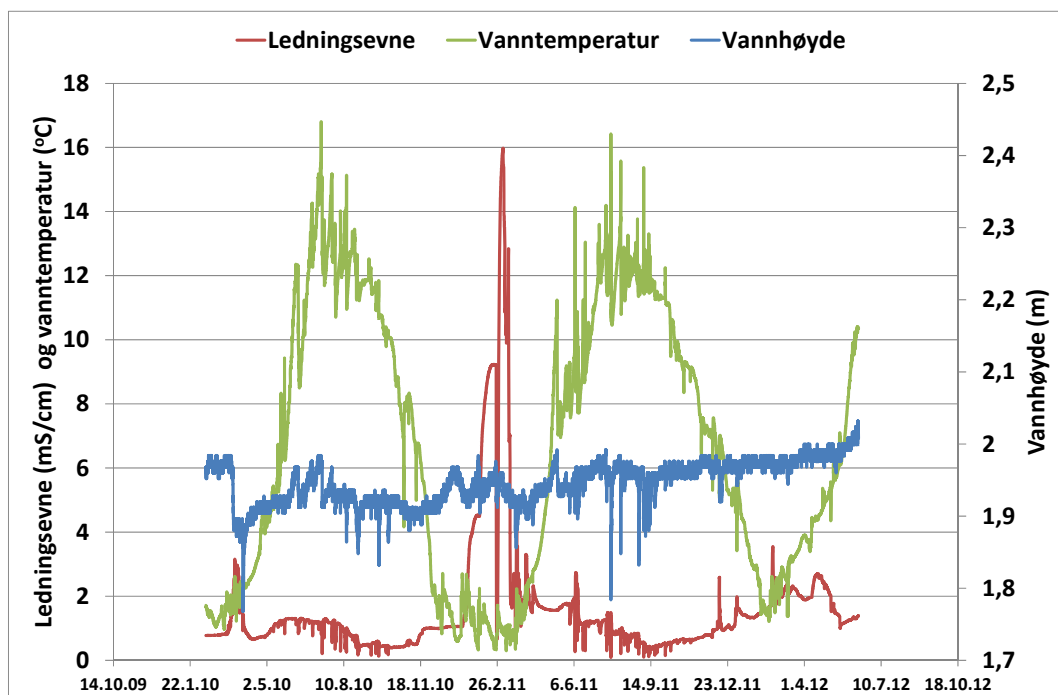
4.4.3 Resultater

Målingene av ledningsevne ved innløpet til rensedammen viste store variasjoner (figur 21). På sommerstid viste målingene en ledningsevne mellom 0,2 og 1,5 mS/cm, med de høyeste verdiene på våren og de laveste på høsten. Nedbør og avrenning på sommerstid ga lavere ledningsevne i overvannet. Dette som følge av at den «saltholdige» basisvannføringen ble fortynnet med regnvann med lav ledningsevne.

Vannhøyden i dammen økte i episoder med nedbør eller snøsmelting og økt avrenning.

Vanntemperaturen i tilført overvann viste periodisk økning ved overflateavrenning på sommeren. På vinteren ble temperaturen lavere. Periodiske variasjoner i temperatur ga en god indikasjon på episoder med overflateavrenning.

På vinterstid økte ledningsevnen, og særlig knyttet til avrenningsepisoder etter stort forbruk av vegsalt. Resultatene viste store forskjeller mellom vintersesongene 2010/11 og 2011/12. Vinteren 2010/2011 ble det målt høy ledningsevne i overvann til rensedammen over en lengre periode fra midten av januar til slutten av mars. Maksimal ledningsevne på 16 mS/cm ble målt 04.03.11. Mest sannsynlig skyldes dette lav basisvannføring med grunnvann/drensvann i overvannssystemet, slik at vegsalt i konsentrert selektiv utsmelting fra snø langs vegsystemet ble lite fortynnet. For sesongen 2011/2012 ble høyeste ledningsevne på 3,5 mS/cm målt 19.02.12.



Figur 21. Resultater for ledningsevne, vanntemperatur og vannhøyde i målekum for overvann tilført innløp rensedam ved Taraldrud langs E6 Oslo grense - Assurtjern.

4.4.1 Erfaringer/muligheter

Resultatene for ledningsevne gir et godt bilde av avrenningsmønsteret for vegsalt i det aktuelle nedbørfeltet. For noen episoder i løpet av vinteren var det stor transport av vegsalt etter perioder med stort forbruk. Ledningsevnen viste en klar sesongvariasjon med gradvis avtakende verdier fra tidlig vår og fram mot sen høst. Fra oppstart salting på høsten viste ledningsevnen en gradvis økning fram til tidlig vår da bruk av vegsalt ble avsluttet.

Målingene har gitt en oversikt over avrenningsmønster for vegsalt i overvann fra en sterkt trafikkert E6 gjennom Follo.

4.5 Rv. 7 Sokna - Ørgenvika

4.5.1 Utfordring vannkvalitet

Rv. 7 Sokna - Ørgenvika er en 17 km lang ny vegstrekning mellom Sokna og Ørgenvika. Ny veg består av to lengre tunneler, Rallerudtunnelen (2,8 km) og Ørgenviktunnelen (3,7 km) samt 10,5 km dagsone. Av dagsonestrekninger er det 6 km med forbikjøringsfelt og midtdeler. Anleggsarbeidet ble startet i september 2011. Ferdig veg åpnes sommeren 2014. Det har blitt utført store sprengningsarbeider i vegprosjektet, både ved driving av tunneler og i dagsone, rundt 1,2 millioner kubikkmeter fjell.

Utslipp av renset anleggsvann fra tunneldriving ble vurdert som særlig utfordrende i forhold til å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet i Rudsvassdraget langs veglinja (Roseth 2010). I tillegg var det fare for forurensning ved erosjon og partikkelutvasking fra dagsone samt ved avrenning fra riggområder og steindeponier. Akutte utslipp av drivstoff eller kjemikalier kunne oppstå.

Den nye veglinja har blitt ført gjennom et skogsområde med lite bebyggelse og med god vannkvalitet (figur 22). Området er av regional interesse for friluftsliv, rekreasjon, fiske og bading, og det har vært viktig å opprettholde en tilfredsstillende vannkvalitet gjennom anleggsfasen.



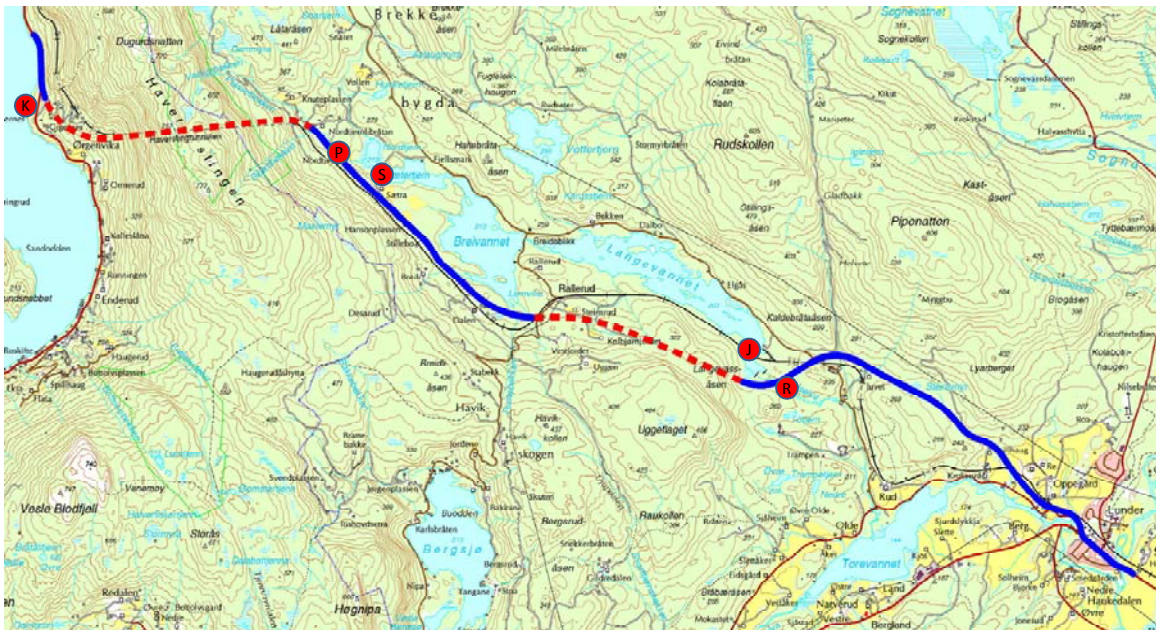
Figur 22. Ny Rv 7 Sokna - Ørgenvika bygges langs Rudsvassdraget. Her vist Langevann og Rudselva.

4.5.2 Målinger

Fire MPS ble plassert på ulike stasjoner langs Rudsvassdraget (figur 23). To ble plassert ut i mai 2011 (R og J) og to i august 2011 (P og S). Alle sensorer var i normal drift ved oppstart av anleggsarbeid i september 2011. Miljøbøya i Krøderen (K) ble satt i drift sommeren 2012 knyttet til arbeid med masseutskifting og fylling i strandkanten.

4.5.1 Resultater

Plassebekken er en mindre bekk som ligger rett nedstrøms riggområde og påslag for driving av Ørgenviktunnelen. Som følge av anleggsaktivitet tett på bekken var det forventning om endret vannkvalitet, selv om målsettingen var minst mulig påvirkning. Gjennom perioden med driving av Ørgenviktunnelen vår, sommer og høst 2012, ble det målt til dels store effekter på vannkvalitet i Plassebekken. Dette gjaldt i hovedsak tilført mengde partikler, men også en episode med svært lav pH.



Figur 23. Stasjoner med on-line overvåking under bygging av rv. 7 Sokna-Ørgenvika.

Det var stor forskjell i visuell vannkvalitet for Plassebekken før anleggsfasen og under anlegg (figur 24).

Figur 25 viser målt turbiditet, pH og ledningsevne ved utløpet av Plassebekken gjennom 2012.

Turbiditeten viste sykliske variasjoner avhengig av anleggsaktivitet. De høyeste målingene av turbiditet ble ofte målt midt på dagen, med langt lavere verdier på natta. I løpet av perioden ble det målt flere svært høye verdier av turbiditet, dvs. over 1000 FTU. Det har vært usikkert om disse målingene har vært feil, men godt samsvar med markante endringer i pH indikerer at de kan være riktige.

Gjennom fellesferien fra 10. til 30. juli var det lav turbiditet og redusert ledningsevne i Plassebekken, noe som demonstrerer at målte effekter på vannkvaliteten var skapt av anleggsvirksomheten.

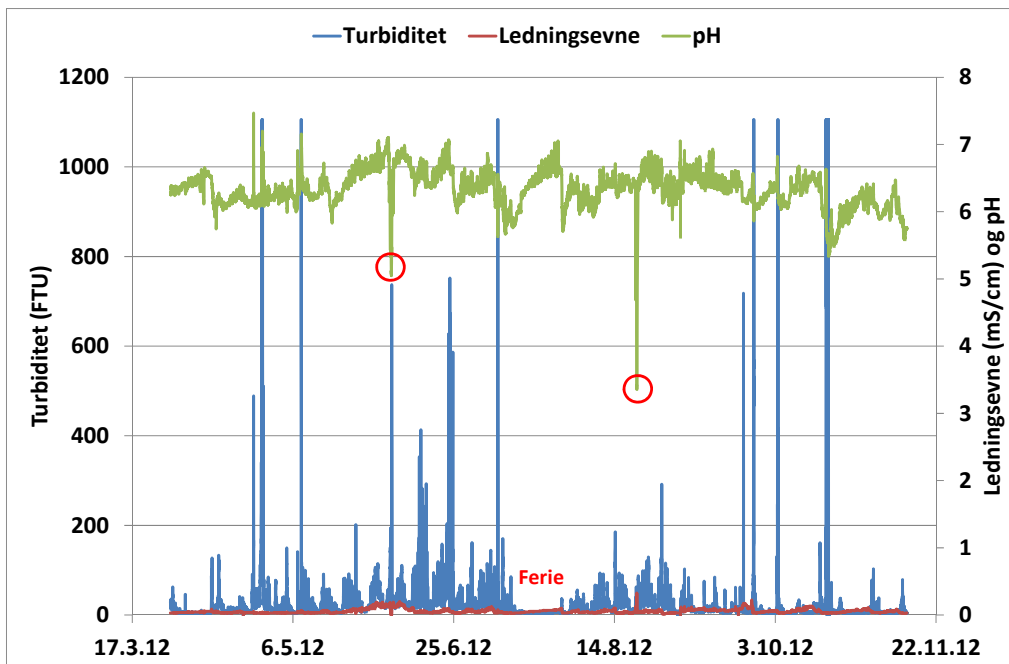
For pH ble det målt relativt store variasjoner. Noen av endringene skjedde i løpet av svært kort tid. Variasjonen i pH i bekken antas for en stor del å være et resultat av pH i utslipp av rensert anleggsvann fra tunneldriving. Her varierte pH som følge av syredosering for nøytralisering av basisk vann samt tilsats av surt fellingsmiddel (PAX XL60) for økt utfelling av partikler.

To episoder med ekstra lav pH-verdi er markert i figur 25. For den første episoden i juni var målingen av lav pH sammenfallende med at målt ledningsevne var null. Etterfølgende kontroll viste at vannstanden var så lav at sensoren lå tørrlagt og at målt pH-verdi var feil.

For den andre episoden 20. august ble det målt lav pH (3,4) og uvanlig høy ledningsevne (0,3 mS/cm) på samme tidspunkt. Dette indikerer at målingen er riktig. Sannsynlig årsak er overdosering med syre i nøytraliseringsanlegg eller stor bruk av surt fellingsmiddel. Ved en enkel bunndyrundersøkelse i bekken rett etter denne episoden, ble det ikke påvist bunndyr.



Figur 24. Plassebekken før anlegg og etter oppstart av anleggsdrift.



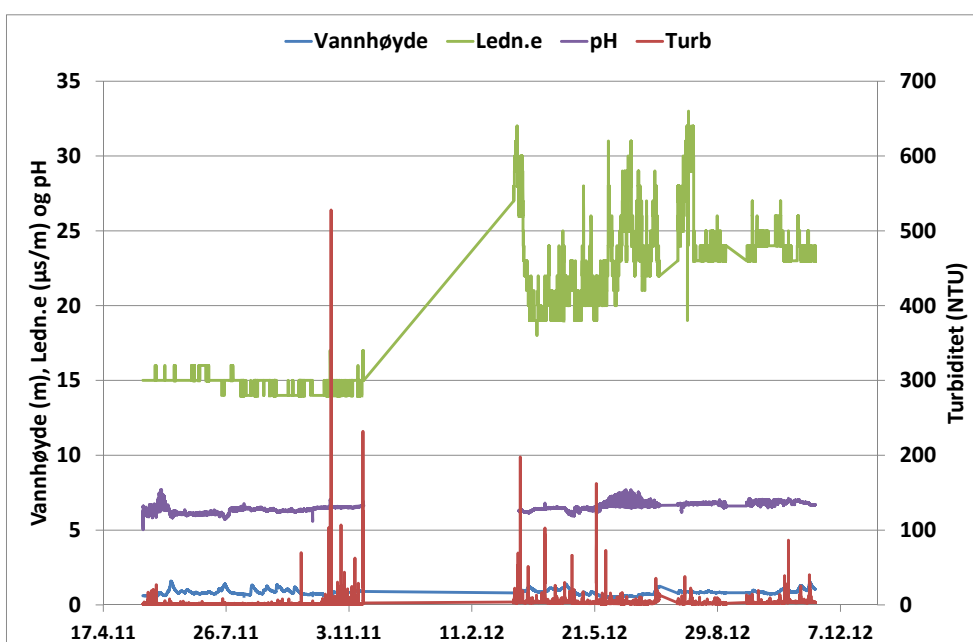
Figur 25. Viser turbiditet, ledningsevne og pH for Plassebekken nedstrøms tunneldriving rv. 7.

Ved stasjon R nedstrøms all anleggsaktivitet i Rudsvassdraget ble det også målt endringer i vannkvalitet.

Ledningsevnen i elva økte som følge av anleggsaktiviteten (figur 26). Før anlegg viste elva en ledningsevne på rundt 15 $\mu\text{S}/\text{m}$. Etter oppstart av anleggsaktiviteten høsten 2011 økte ledningsevnen i Rudselva. Maksimalt ble det målt en ledningsevne på 33 $\mu\text{S}/\text{m}$. Ledningsevnen viste en betydelig variasjon avhengig av nedbør og vannføring samt som følge av varierende utslipp fra anleggsaktiviteten.

Turbiditeten i Rudselva viste en økning etter oppstart anlegg. Høsten 2011 var det periodisk forhøyet turbiditet i forbindelse med bygging av kulvertbasert anleggsbru over Rudselva. Vår, sommer og høst 2012 ble det målt periodisk forhøyet turbiditet som antas å skyldes avrenning fra ulike typer av arbeid langs veglinja.

pH i Rudelva viste en økning gjennom anleggsperioden. Ved oppstart høsten 2011 var pH i Rudselva på rundt 6. Høsten 2012 var pH på rundt 7. Økningen antas i hovedsak å skyldes utslipp av basisk anleggsvann fra tunneldriving. Perioder med mye nedbør og stor avrenning ga en lavere pH i elva.

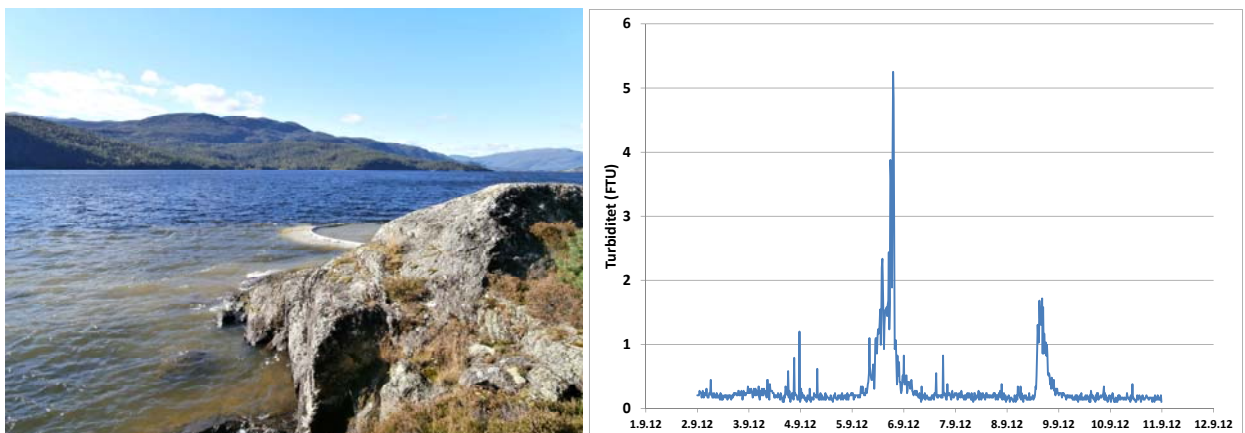


Figur 26. Ledningsevne, turbiditet, vannhøyde og pH i Rudselva før og under anleggsaktivitet.

Ved Ørgenvika har det blitt utført masseutskifting og oppfylling langs strandkanten til Krøderen. På utsiden av anleggsområdet ble det brukt siltgardin for å forebygge spredning av jordpartikler i Krøderen. Figur 27 viser foto av arbeid og siltgardin 31.07.12. Figur 28 viser foto av uønsket partikkeltap fra siltgardin 05.09.12, samt registrert økning i turbiditet samme dag.



Figur 27. Anleggsarbeid med masseutskifting og utfylling langs strandsonen til Krøderen i juli 2012.



Figur 28. Partikkeltap fra siltgardin 05.09.12 og registrert økning i turbiditet samme dag.

4.5.2 Erfaringer/muligheter

On-line måling i Plassebekken nedstrøms tunneldriving og riggområde ga god kontroll med endringer i vannkvaliteten som følge av anleggsdriften. Det ble avdekket avvik knyttet til uønskede utslipp fra renseløsning for anleggs vann fra tunnel samt en episode med lav pH som kan skyldes overdosering med syre fra nøytraliseringsanlegg. On-line overvåking var et viktig verktøy for oppfølging av entreprenørens vannbehandling. Flere on-line stasjoner i Rudsvassdraget bidro til å gi et godt bilde av veganleggets samlede påvirkning på vannkvaliteten i nedbørfeltet.

Miljøbøyen i Krøderen plassert sør for anleggsområde beskyttet av siltgardin, viste periodisk økt turbiditet ved sterk nordavind.

Analyser av vannprøver viste en gradvis økning av nitrogenkonsentrasjonen i Plassebekken og Rudselva gjennom anleggsperioden. Nøyaktige og driftsstabile sensorer for nitrat og ammonium ville gitt en bedre oversikt over hvordan disse konsentrasjonene endret seg gjennom anleggsfasen.

4.6 Vaskevann fra vegtunneler

4.6.1 Utfordring vannkvalitet

I 2010 - 2012 ble det gjennomført et samarbeidsprosjekt mellom Statens vegvesen, Bioforsk, ViaNova Plan og Trafikk og Nordic Environmental Solutions Ltd. Målsettingen var å dokumentere rensegrad og anleggsfunksjon for renseløsninger for vaskevann fra vegtunneler samt vurdere muligheter for supplerende rensing ved bruk av fellingskjemikalier og rensfiltre. Bioforsk var ansvarlig for den faglige gjennomføringen av prosjektet samt rapportering (Roseth et al. 2012). On-line sensorer ble brukt for å klarlegge endringer i vannkvalitet i rensbasseng, både under tilførsel av vaskevann og etterfølgende periode for rensing gjennom sedimentasjon og nedbryting.

4.6.2 Målinger

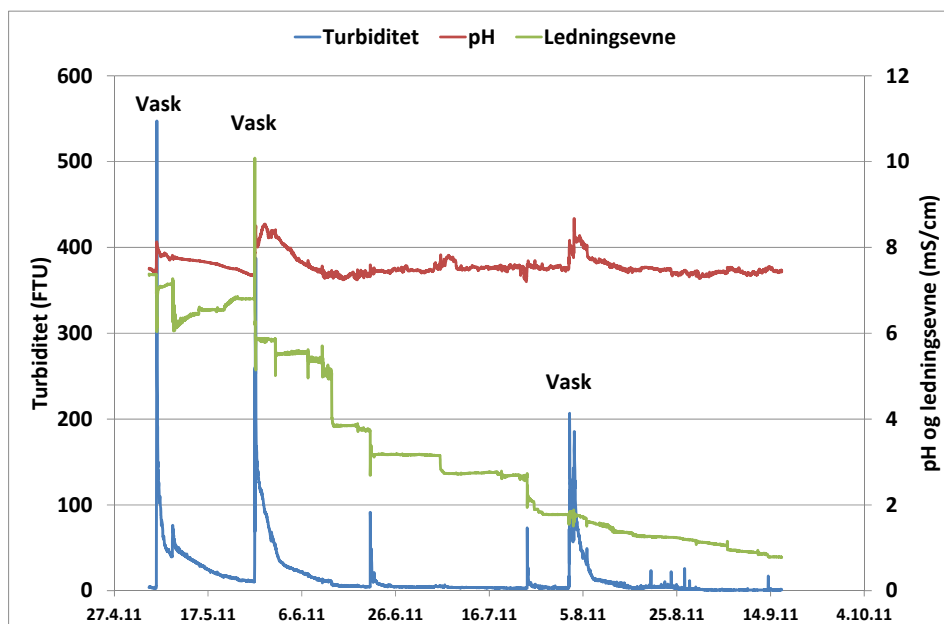
Fire rensanlegg for vaskevann ble undersøkt. Disse var knyttet til Nøstvedttunnelen på E6 i Ski/Ås, Skui og Brennetunnelen på E16 i Bærum og Eidetunnelen på E6 ved Sarpsborg. Det ble brukt on-line sensorer av typen SEBA KLLQ med sonder for turbiditet, pH, ledningsevne, redoks, oksygen, vanntemperatur og vannhøyde (figur 29). MPS bidro til å klarlegge endringer i vannkvalitet som følge av tilførsel av vaskevann, sedimentasjon av partikler og nedbryting av såpestoffer.



Figur 29. Spylebil under tunnelvask i Nøstvedttunnelen og on-line sensor KLLQ ved basseng.

4.6.3 Resultater

Det ble utført kontinuerlige målinger av vannkvaliteten i rensbassenget for vaskevann for Nøstvedt tunnelen i perioden 04.05.11 - 16.09.11 (figur 30). Gjennom denne perioden ble det gjennomført tre vaskeomganger i tunnelen. Tilførsel av vaskevann med mye partikler ga økt turbiditet. Med økende tid etter vask avtok turbiditeten gradvis som følge av sedimentasjon. Målingene av turbiditet ga et mål på sedimentasjonshastigheten i bassenget. Tilførsel av ferskt vaskevann ga økt pH i bassenget, som følge av kontakt med betongproduktene i tunnelen. Ved helvask i mai økte ledningsevnen i bassenget siden vaskevannet førte med seg vegsalt avsatt i tunnelen. Utover sommeren avtok ledningsevnen.



Figur 30. Målinger av turbiditet, pH og ledningsevne i rensbasseng for Nøstvedt i 2011.

4.7 E18 Bommestad - Sky

4.7.1 Utfordringer vannkvalitet

Parsellen E18 Bommestad - Sky er 7 km ny firefelts motorveg som skal bygges i perioden 2014 - 2017. Ny veg omfatter to tunneler på henholdsvis 3,0 og 1,1 km, en dagsone på 2,9 km, samt en 570 m lang bru ved Farriseidet. Hovedfokus for arbeidet med vannkvalitet er å unngå effekter i Farrisvannet som er råvannskilder for rundt 200 000 personer i Vestfold. I tillegg er Farrisvannet viktig for rekreasjon. Prosjektet har derfor stort fokus på vannhåndtering og rensing av anleggsvann ved bygging av bru og tunnel i nærområdet til Farrisvannet. Der det er praktisk mulig planlegges anleggsvann ført eller pumpet til andre nedbørfelter (Farriselva eller Lågen). Under anleggsperioden skal det være on-line overvåking av vannkvaliteten i Farris, men spesiell fokus på partikler målt som turbiditet.

Etter oppdrag fra Statens vegvesen gjennomførte Bioforsk referansemålinger i Farrisvannet i perioden 30.05-09.10.13 (Leikanger et al. 2013). Det ble også utført målinger i Farris i 2012 knyttet til opptak av synketømmer og etterfølgende geotekniske undersøkelser (Roseth et al. 2013).

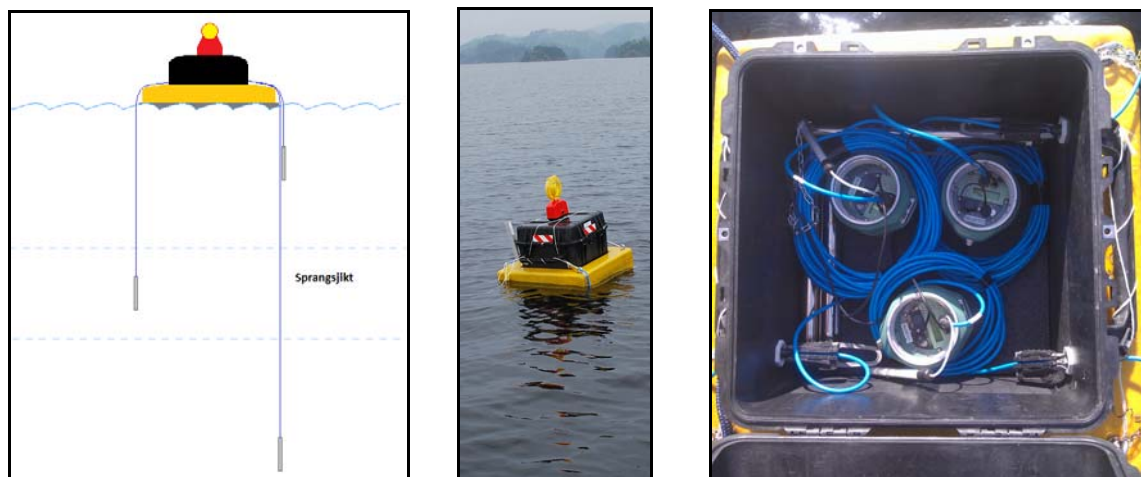
4.7.2 Målinger

Forundersøkelsene av vannkvalitet i Farrisvannet i 2013 ble gjennomført med målinger fra en miljøbøye plassert nær råvannsintaket for Larvik Vannverk (figur 31).

Miljøbøya brukt i Farris var utstyrt med tre MPS med sensorer for måling av turbiditet, pH, lednings- evne, vanntemperatur og vannhøyde. I løpet av måleperioden ble det gjort forsøk med to ulike sensorer for turbiditet. De tre MPS ble plassert i ulike dyp: overflatevann (1,5 m), sprangsjiktet (10 m) og under sprangsjiktet (20 m). Figur 32 viser prinsippskisse og foto av miljøbøya.



Figur 31. Viser plassering av miljøbøye for on-line referansemålinger av vannkvalitet i Farris 2013.

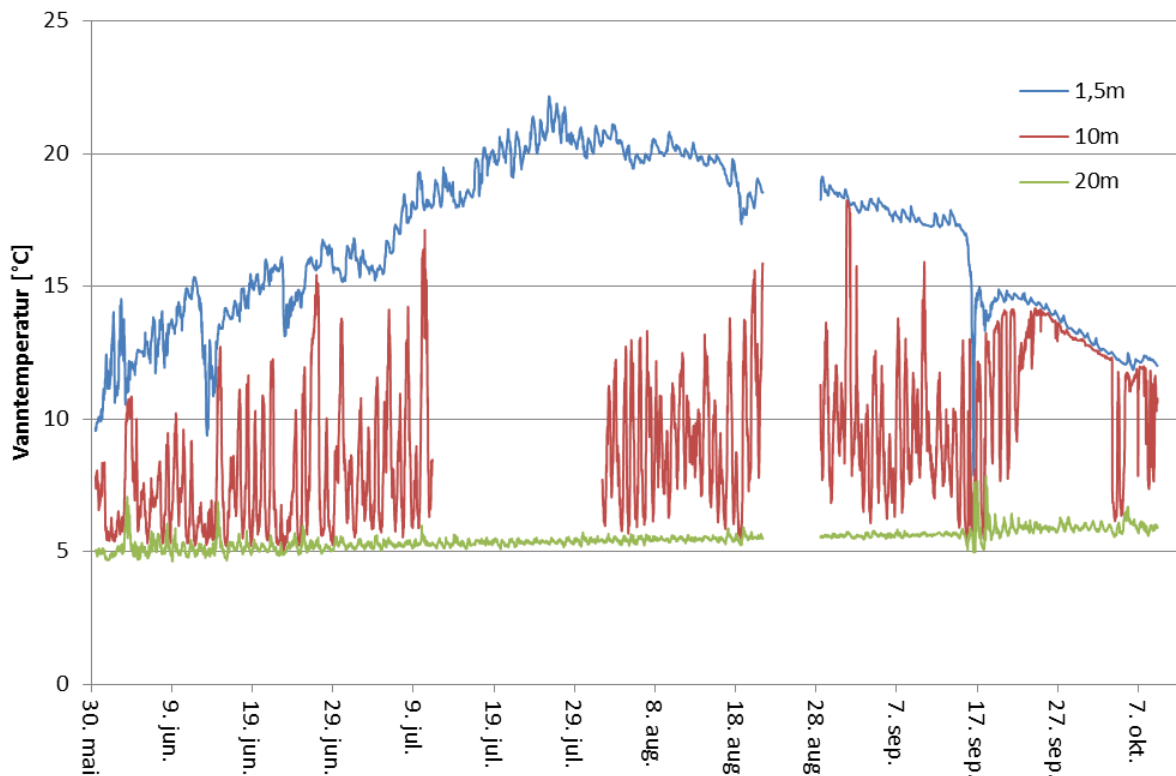


Figur 32. Skisse og foto av miljøbøye med tre sonder på henholdsvis 1,5, 10 og 20 m dyp.

4.7.3 Resultater

Temperaturen i overflatevannet (1,5 m) viste en naturlig sesongutvikling, men noen episoder med sterk vind og nedbør resulterte i et kaldere overflatevann. Berge (2011) har diskutert vindindusert omblending av vannmassene i Farris. I løpet av måleperioden var det 3 episoder (03.06, 14.07 og 16.09) hvor vindindusert omblending kan ha endret innlagringsforholdene i vannet (figur 33). Under disse episodene økte vanntemperaturen ved 10 og 20 m, mens temperaturen i overflatevannet avtok. Etter 16.09 var resultatet av omblendingen synlige over en lengre periode. Mindre variasjoner i vanntemperatur ved 10 m i tiden etter omblending antas å skyldes at sprangsjiktet ble etablert på et større dyp.

Sonden ved 10 m dyp viste store variasjoner i temperatur gjennom måleperioden. Det har sammenheng med sondens plassering i sprangsjiktet (9 - 14 m dyp). Her endres temperaturen raskt med dyppet og bevegelser i bøyn på overflaten skapt av vind og bølger gir store utslag på målingene. Under sprangsjiktet, ved 20 m dyp, viste målingene stabile vanntemperaturer.



Figur 33. Variasjoner i vanntemperatur målt ved tre ulike dyp i Farris gjennom sommeren 2013.

Omblending av vannmasser medfører utjevning av vannkvalitet. Den antatt vindinduserte episoden 16.09 ga en periodisk redusert pH i overflatevannet. Målingene ved 1,5 m viste en rask reduksjon i pH, mens pH ved 10 m økte slik at verdiene var tilnærmet like (figur 34).

I overflatevannet ble det i løpet av måleperioden målt pH fra 6,2 til 8,7. Periodisk viste målingene stor døgnvariasjon, særlig i perioden 19.07 - 02.08, hvor det ble målt døgnvariasjoner fra pH 6,7 om natta til pH 8,6 på dagen (figur 35).

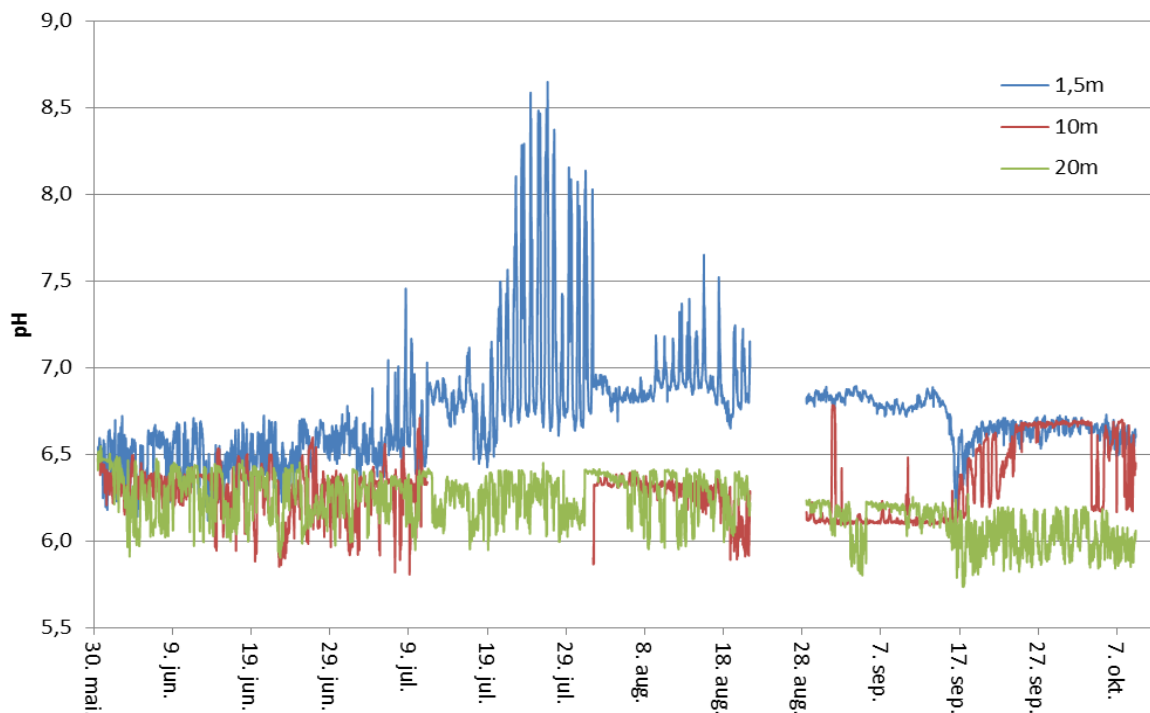
Målingene fra 10 m viste lavere pH enn for overflatevannet. Verdiene varierte mellom 5,8 og 6,8. Periodisk viste målingene en døgnvariasjon, men i mindre grad enn overflatevannet. Variasjonene virket avhengige av ved hvilket dybdelag sprangsjiktet var etablert, samt hvilke dybdelag som var optimale for ulike algesamfunn.

Målingene fra 20 m viste de laveste pH-verdiene og minst variasjon. Verdiene varierte mellom 5,8 og 6,6. Her var det ingen døgnvariasjon i målt pH.

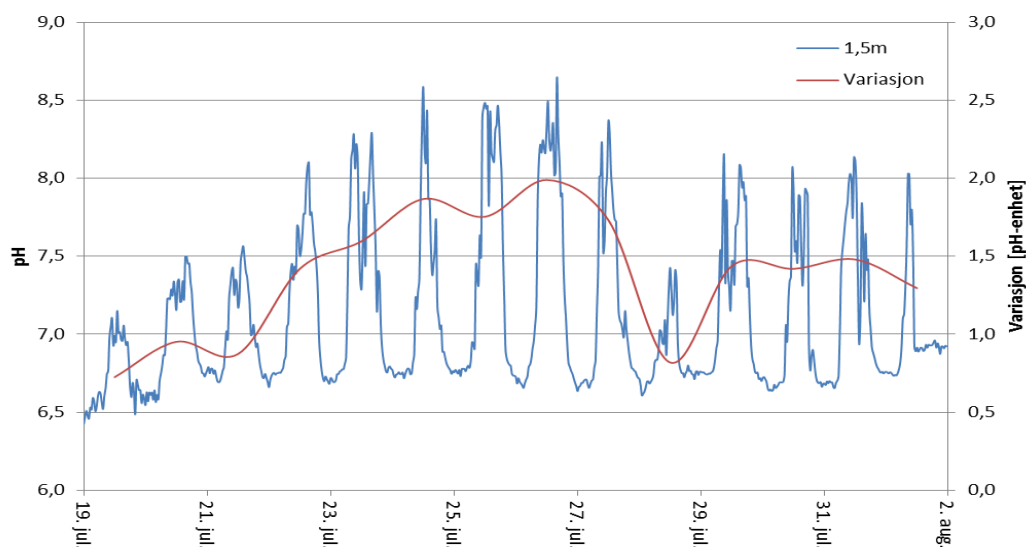
Figur 36 viser målinger av turbiditet for ulike dyp i perioden 30.05 til 21.08, der målingene ble utført med turbiditetssensorer med målområde 0 - 1000 NTU. Målingene i alle dyp viste en periodisk variasjon i turbiditet. I overflatevannet (1,5 m) kan noe av denne variasjonen skyldes endringer i vekstsyklus og migrasjon av alger mellom dybdelag. Vekst av alger vil også kunne medføre begroing på sensorene. Vedlikehold og kalibrering utført 11.06 ga en større endring i målt turbiditet. Tilsvarende skjedde det noe endring i målte verdier som følge av vedlikehold 01.08.

Målingene fra 20 m viste et uventet forløp. Ved oppstart viste målingene lav turbiditet, men i overgangen juni/juli økte turbiditeten gradvis, for så å stabilisere seg på et høyere nivå rundt 5 NTU. I utgangspunktet virker denne endringen i turbiditet lite sannsynlig. Det var overraskende at vedlikehold og rensing av sondene gjennomført 11.07 og 01.08 ikke ga endringer slik at turbiditeten igjen nærmet seg forventet måleområde 0 - 1 NTU. Profilmåling gjennomført med håndholdt instrument 01.08 viste imidlertid også en økt turbiditet i dypvannet.

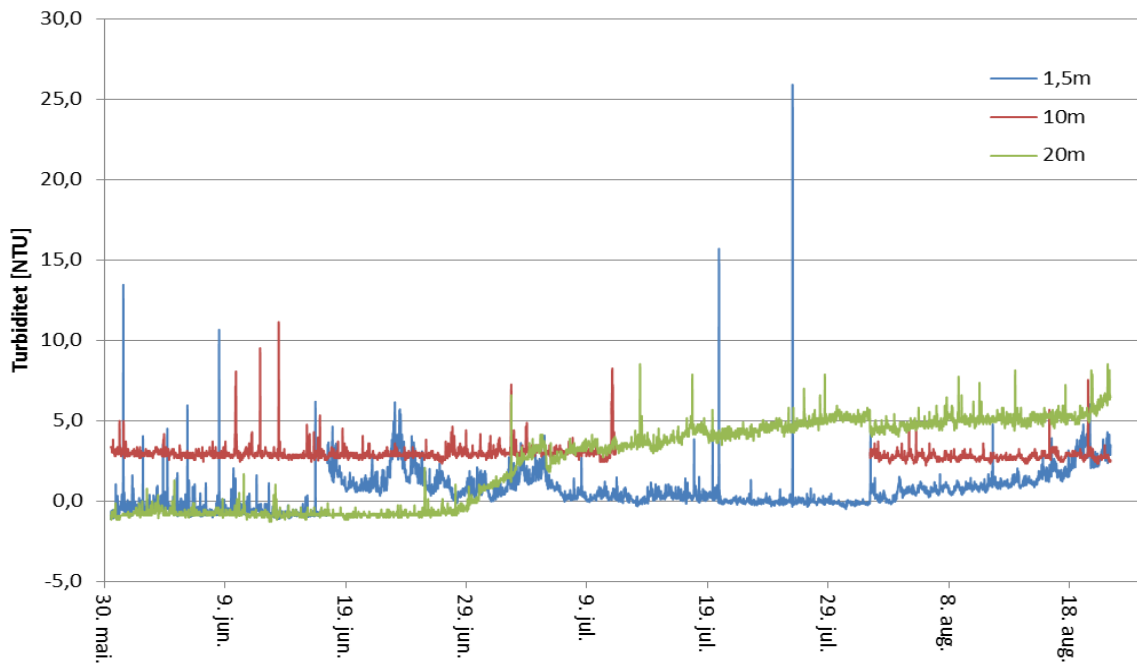
Figur 37 viser målinger av turbiditet for ulike dyp i perioden 28.08 til 09.10, der målingene ble utført med sensorer med målområde 0 - 100 NTU. Disse sensorene viste langt mindre variasjon i målt turbiditet enn sonden med måleintervall 0 - 1000 NTU. Midlere turbiditet i overflatevannet var rett over 1 NTU. Midlere turbiditet for 10 m og 20 m lå på rundt 0,5 NTU. I løpet av hele perioden med referansemålinger (før og etter bytte av turbiditetssensor) var det noen enkeltmålinger som viste turbiditetsverdier over 10 NTU. Dette er trolig feilmålinger forårsaket av skitt som ikke ble fjernet av wiperen på sensoren, men det kan også være reelle målinger av algeflak som migrerer i ulike høydelag over sprangsjiktet. En profilmåling fra 17.06 viste turbiditet over 14 NTU ved 7 m dyp. For sensoren med målområde 0-1000 NTU kan noe av variasjonen sannsynligvis tilskrives unøyaktighet grunnet stort måleområde.



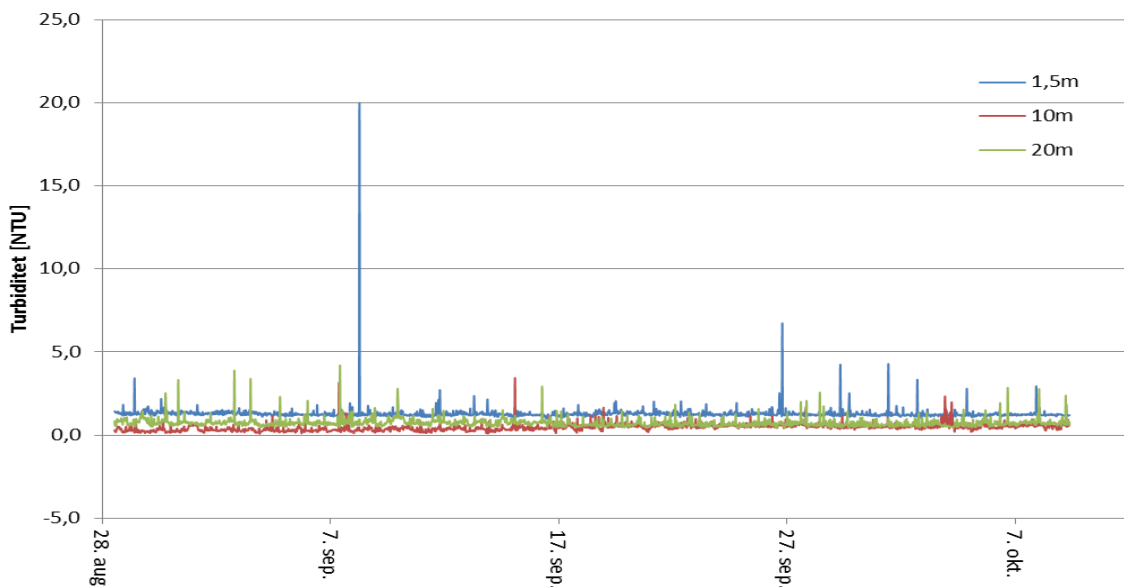
Figur 34. Målinger av pH i ulike dyp i Farris for perioden 30.05 til 09.10.13.



Figur 35. Døgnvariasjon for pH i overflatevann i Farris i slutten av juli 2013.



Figur 36. Turbiditet for ulike dyp i perioden 30.05 til 21.08. Sensor med måleområde 0 -1000 FTU.



Figur 37. Turbiditet for ulike dyp i perioden 28.08 til 09.10. Sensor med måleområde 0 - 100 FTU.

4.7.4 Erfaringer/muligheter

Målingene av vanntemperatur viste sjiktingen av vannmassene, samt det som sannsynligvis var episoder med vindindusert omblending av vannmassene. Måling av pH på 1,5 m og 10 m viste en utjevning av vannkvalitet mellom vannlagene som medførte en rask reduksjon i overflatevannets pH. Videre viste målingene av pH en periodisk stor døgnvariasjon i overflatevannet (1,5 m). Maksimal variasjon gjennom et døgn var fra pH 6,7 på natta til pH 8,6 midt på dagen.

Turbiditetsmålinger, supplert med profilmålinger, viste variasjoner som trolig gjenspeiler vekst og migrasjon av alger i ulike dybdelag. Sensorer i overflatevann er mer utsatt for groing og skitt enn sensorer på dypt vann, og vil tidvis kunne produsere enkeltverdier med større feil som følge av at wiperen ikke klarer å fjerne materiale som har festet seg på glasset der målingen gjennomføres. Sensorer med best følsomhet for turbiditet (0 -100 NTU) ga best sikkerhet og nøyaktighet for resultatene i en innsjø med klart vann slik som i Farrisvannet.

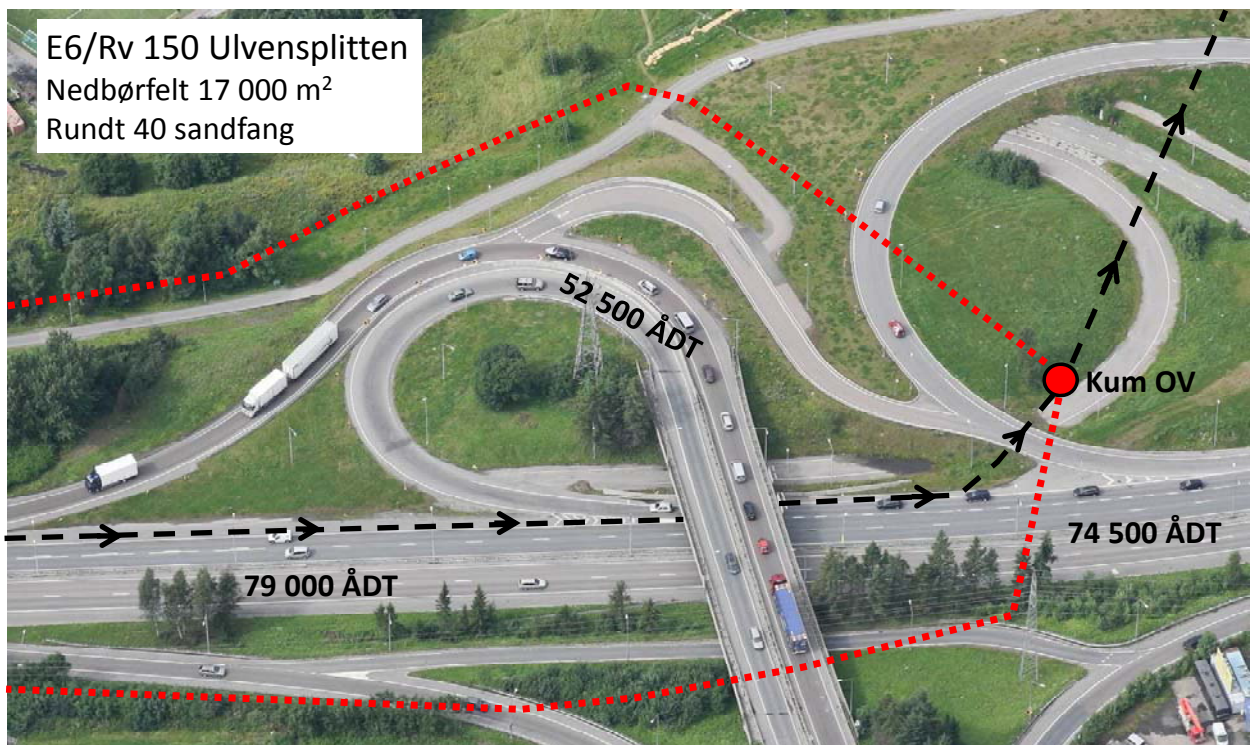
Bruk av miljøbøye, med loggere i ulike dyp og med hyppig loggerintervall, ga nyttig informasjon om naturlige variasjoner i vannkvalitet i ulike dybdelag i Farris.

4.8 Ring 3 Ulven - Sinsen

4.8.1 Utfordring vannkvalitet

Under bygging av ny Ring 3 Ulven - Sinsen har det blitt gjennomført FOU-arbeid knyttet til kvalitet av overvann fra sterkt trafikkert veg og mulig gjenbruk som vanningsvann til grøntanlegg (FOREVA). Det var planlagt bygging av et forsøksanlegg for rensing og gjenbruk av overvann til vanning. Bygging ble stoppet som følge av vanskelige geotekniske forhold. On-line måling av overvannet ble utført for å klarlegge vannkvalitet. Det var fokus på konsentrasjon av vegsalt som kan være problematisk for gjenbruk av vannet til vanning av grøntanlegg (Roseth, Leikanger og Einarsen 2013).

Kryssområdet ved Ulvensplitten er en av de mest trafikkerte vegstrekningene i Norge med rundt 80 000 ÅDT på E6/rv. 150 (figur 38). Overvannet må forventes å være påvirket av trafikkskapt forurensning. Nedbørfeltet til overvannssystemet ble beregnet til 17 000 m², og omfattet ca. 40 sandfang.



Figur 38. Målepunkt for overvann ved Ulvensplitten (Kum OV), overvannssystem (sort stiplet) og grovt skisserte grenser for lokalt nedbørfelt (rød stiplet).

4.8.2 Målinger

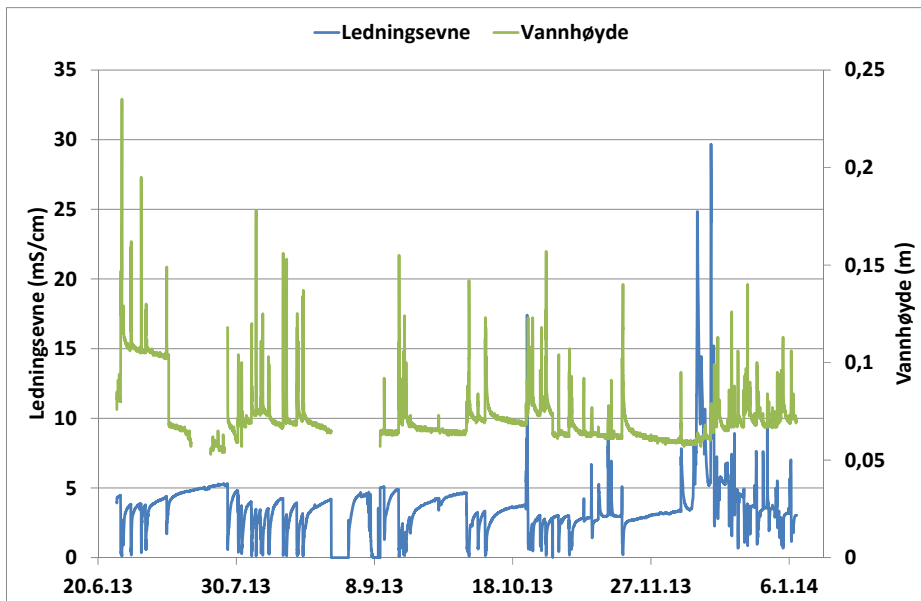
On-line målingene i overvannskummen ble startet 25.06.13. Målingene planlegges fortsatt fram til 01.07.14, for minst å dekke et hydrologisk år. Fram til og med oktober 13 ble målingene finansiert av Statens vegvesen og FOREVA-prosjektet. Etter dette har målingene blitt finansiert av ViaNova. I tillegg til MPS med normal utrustning har det også blitt utført måling av vannføring med en areal-hastighets sensor.

4.8.3 Resultater

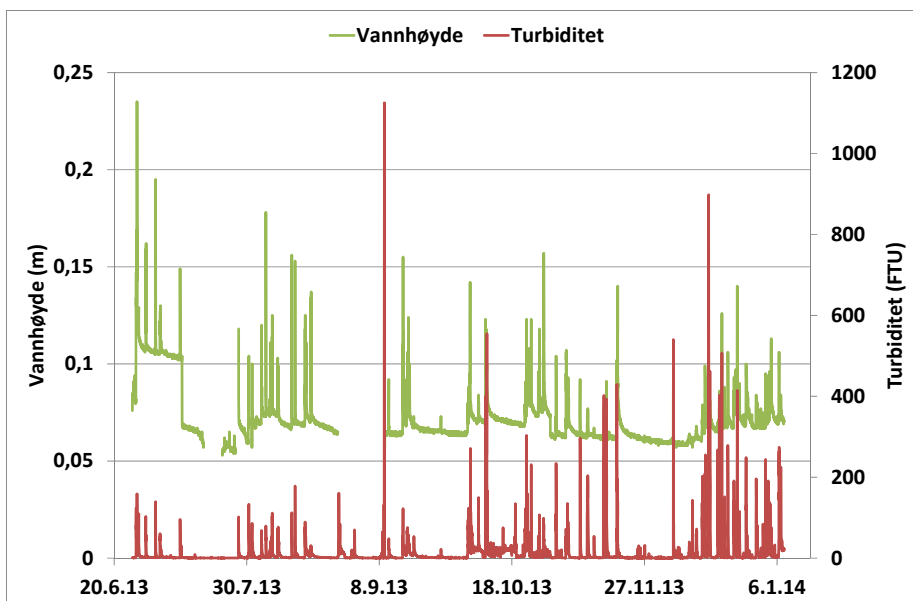
Figur 39 viser ledningsevne og vannhøyde målt i kum overvann i perioden 25.06.13 - 08.01.14. Basisvannføringen i overvannssystemet viste gjennomgående høy ledningsevne gjennom sommeren med målte verdier mellom 3 og 5 mS/cm. Den høye ledningsevnen i basisvannføringen antas å skyldes vegsalt fra vinteren anriket i lokalt grunnvann. Alle regnskyll gjennom sommeren førte til raskt redusert ledningsevne (\approx saltkonsentrasjon) i overvannet.

Ved første avrenning etter oppstart av vegsalting (22.10.13), endres mønsteret. Da øker ledningsevnen i overvannet under avrenning, og det ble målt en maks verdi på 17,5 mS/cm. I første del av avrenningen etter salting i desember ble det målt en maksimal ledningsevne på 30 mS/cm. Dette er svært høyt og nærmer seg sjøvann (\approx 50 mS/cm).

Figur 40 viser vannhøyde og turbiditet for kum overvann. Turbiditeten økte alltid ved nedbør og økt avrenning av overvann. Maksimalt ble det målt en turbiditet på rundt 1100 FTU. Maksimal turbiditet målt ved hver nedbørshendelse økte utover høsten. Økt bruk av vinterdekk med økt mengde slitasjepartikler fra dekk og vegbane kan være en mulig forklaring. I tillegg vil fuktig og saltet vegbane bidra til fiksering av svevestøv slik at turbiditeten i avrenningen øker.



Figur 39. Ledningsevne og vannhøyde for kum overvann Ulvensplitten juni 13 - januar 14.



Figur 40. Vannhøyde og turbiditet for kum overvann Ulvensplitten juni 13 - januar 14.

4.8.4 Erfaringer/muligheter

Målingene demonstrerte dynamiske og avrenningsstyrte endringer i overvannskvaliteten fra en sterkt trafikkert veg. Målingene viste at basisvannføringen i overvannssystemet gjennom sommeren ble dominert av saltpåvirket grunnvann med høy ledningsevne. Regnvann og avrenning fortynnet basisvannføringen slik at overvannet fikk mer normal ledningsevne. Etter oppstart av salting ble det, som forventet, påvist økt ledningsevne i avrenningen til overvannssystemet. Målingene har vist at turbiditeten økte i avrenningssituasjoner, og at turbiditeten var høyere på høsten og vinteren.

Kontinuerlige målinger gir økt innsikt i dynamiske endringer i overvannskvaliteten fra et sterkt trafikkert nedbørfelt. Forståelse og dokumentasjon knyttet til avrenning av vegsalt kan økes ved å supplere on-line MPS med ioneselektive sensorer for klorid og natrium. Bruk av slike sensorer vil gi økt behov for vedlikehold.

4.9 Rv. 4 Gran grense - Jaren

4.9.1 *Utfordring vannkvalitet*

Rv. 4 Gran grense - Jaren er en 9,1 km ny firefelts motorveg (figur 41). Vegen består av Grantunnelen (1,7 km) og dagsone. Strekningen omfatter 6 bruer. I tillegg omfatter prosjektet 4 km lokalveg samt gang og sykkelveg. Anleggsarbeidet ble startet i november 2013 og vegen ferdigstilles høsten 2016.

Tunneldriving gjennom bergarter med innslag av alunskifer og svartskifer gir særlige utfordringer med hensyn til vannkvalitet og miljøforsvarlig deponering av tunnelstein. Utover dette er det utfordringer knyttet til rensing av anleggsvann fra tunneldriving samt avrenning og erosjon fra anlegg i dagsonen.

Elva Vigga vil motta rensed avrenning fra anleggsområdet. Vigga er fiskeførende og renner til Jarenvannet som har en stor og variert fiskebestand. Avrenning av ammonium fra sprengningsaktivitet kan gi giftig ammoniakk i kombinasjon med høy pH. Alunskifer med høyt innhold av sulfid kan gi sur avrenning med høye konsentrasjoner av toksiske metaller om tunnelmassene og anleggsvann ikke håndteres riktig. Metaller som kan lekke ut i spesielt høye konsentrasjoner er uran, nikkel og jern.



Figur 41. Viser parsell rv. 4 Gran grense - Jaren samt skisse av Morstad-krysset og tunnelportal sør.

4.9.2 *Målinger*

Målinger av vannkvaliteten i Vigga nedstrøms anleggsområdet ble startet opp 30.04.13 (figur 42). Målinger på referansestasjonen oppstrøms anleggsaktiviteten ble startet opp 09.10.13. Det har også blitt installert on-line oppfølging av rensed anleggsvann fra sprenging av Grantunnelen.



Figur 42. Viser installasjon av on-line sensor og viltkamera i Vigga nedstrøms anlegg.

4.9.3 Resultater

Figur 43 viser vannhøyde og turbiditet i Vigga nedstrøms i perioden 18.05.13 til 06.08.13. Dette er før oppstart av anleggsarbeid. Resultatene viste gjentatte episoder med sterkt økende turbiditet ved begynnelsen av flom etter nedbør. Maksimal turbiditet inntraff tidlig i avrenningshendelsen, før maksimal vannstand. Dette har sammenheng med at erosjonsutsatt materiale i og ved vassdraget lett mobiliseres til transport ved første avrenning. I tillegg ligger de erosjonsutsatte arealene i den nedre delen av Viggas nedbørfelt. Maksimalt ble det målt en turbiditet på nærmere 800 FTU.

Overvåkingen før oppstart av anlegg har vist at Vigga har store variasjoner i partikkelinnhold i løpet av sesongen. Høy turbiditet ble målt i en tidlig fase av større avrenningssituasjoner. I perioder med stabil eller avtagende vannhøyde var vannet relativt klart. I slike situasjoner viste målingene turbiditet under 5 FTU.

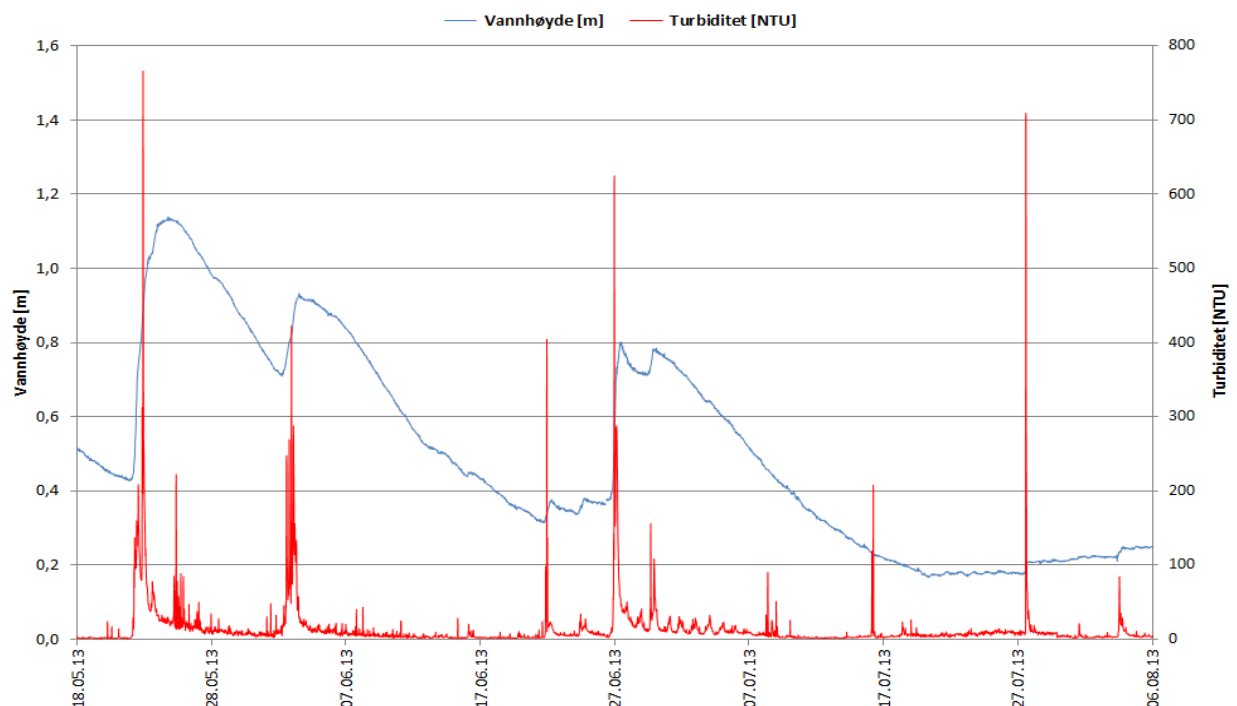
Dokumentasjon av visuell vannkvalitet med viltkamera ga økt visshet om at målt turbiditet var riktig. For en episode 27.07.13 ble det målt en turbiditet på over 700 FTU, uten vesentlig økning i vannstand. Kamerabildene dokumenterte kraftig regn og en stor endring i visuell vannkvalitet, og bekreftet målte resultater (figur 44). Ved nærmeste meteorologiske stasjon (Hønefoss 25 km unna) ble det registrert hele 31 mm nedbør som et kraftig lokalt regnskyll.

Gjennom overvåkingsperioden har det blitt målt pH mellom 8,1 - 9,5 (figur 45). Periodisk har det vært døgnvariasjoner på over en pH-enhet. Dette som følge av stor algeproduksjon og forbruk av karbondioksid til fotosyntese på dagtid, slik at pH øker. Perioder med klart vann (god lystilgang) og høy vanntemperatur stimulerer til høy algevekst. De største variasjonene i pH ble påvist i slike perioder.

Variasjonene i pH vil sammen med vanntemperatur ha betydning for om det kan dannes giftig ammoniakk i vassdraget. Basert på målt pH og målt vanntemperatur kan det utføres beregninger av hvordan likevekten mellom ammonium og giftig ammoniakk fordeler seg prosentvis. Dette er vist i figur 46. Sammen med analyseverdier for ammonium i vannet vil dette gi klarhet i om det kan oppstå gifteffekter av ammoniakk på fisk eller andre vannlevende organismer.

4.9.1 Erfaringer/muligheter

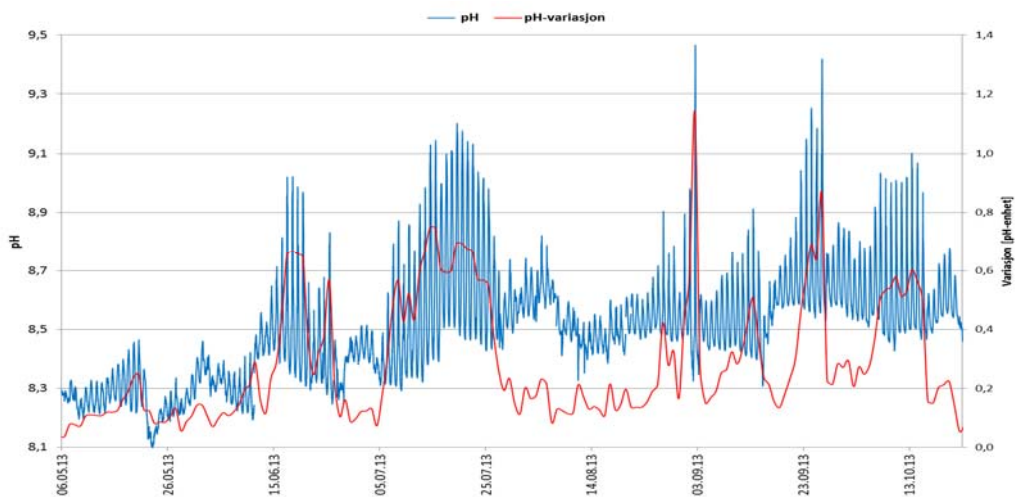
Målingene i Vigga har gitt nyttig og nødvendig informasjon om variasjonene i vannkvalitet i vassdraget før oppstart anleggsfase. Referansemålingene vil danne grunnlag for å vurdere endringer i vannkvalitet som følge av veganlegget samt fare for effekter på fisk og andre vannlevende organismer. On-line målinger i Vigga både opp- og nedstrøms anleggsaktiviteten vil bidra til å avklare om målte endringer skyldes veganlegget eller andre forhold. Viltkamera for visuell dokumentasjon av vannkvalitet er et nyttig supplement til on-line målinger. Målinger av pH og vanntemperatur gir muligheter for en løpende vurdering/kalkulasjon av fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdraget.



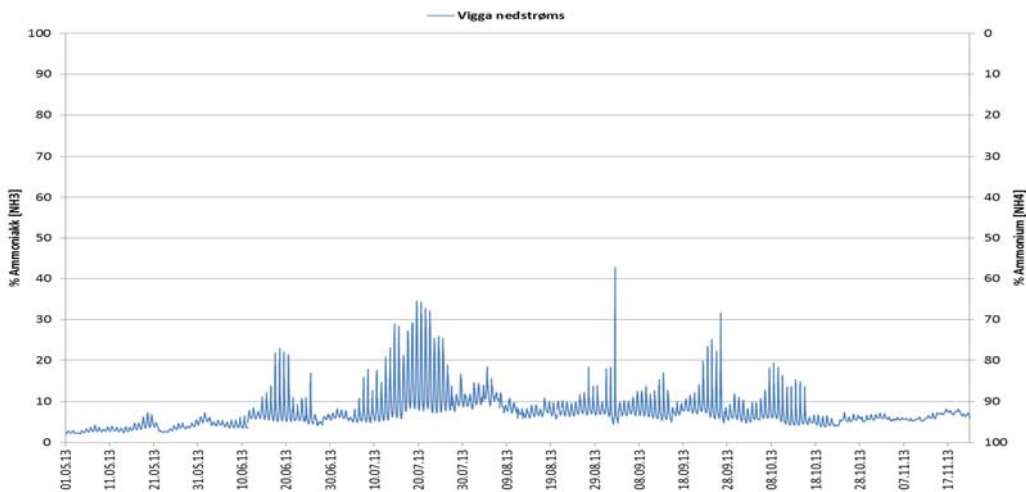
Figur 43. Vannhøyde og turbiditet i Vigga i perioden 18.05 - 06.08.13 før oppstart av anlegg.



Figur 44. Kamerabilder som dokumenterer nedbør 27.07.13 og visuell endring vannkvalitet.



Figur 45. On-line målinger av pH i Vigga og samt beregnet pH-variasjon innenfor et døgn.



Figur 46. Prosentvis fordeling av ammonium og ammoniakk på bakgrunn av målinger av pH og vanntemperatur i Vigga. Beregning etter Emerson et al. 2011.

4.10 Andre prosjekter

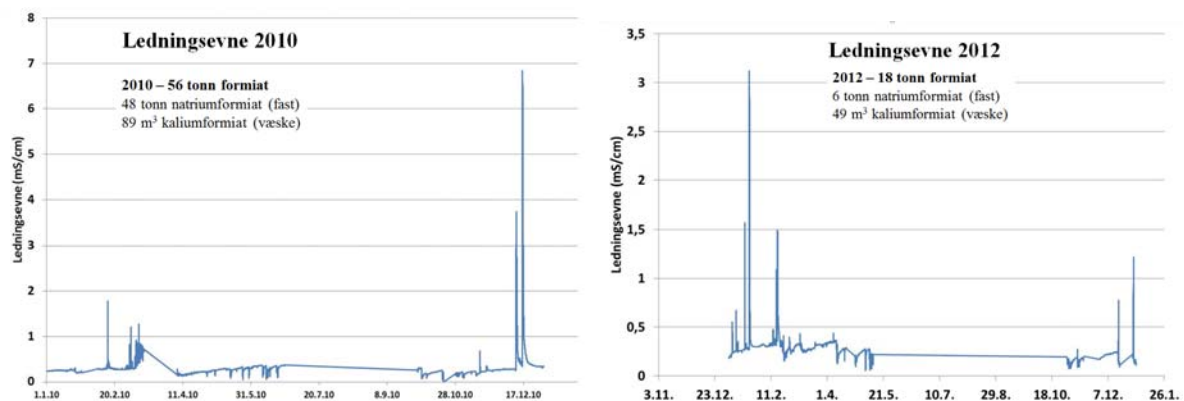
4.10.1 Sandefjord lufthavn - fly- og baneavisingmidler

Sandefjord lufthavn Torp har on-line måling på to stasjoner, R1 i Rovebekken og G2 ved utløpet av overvannssystemet langs rullebanen (figur 47). Målingene inngår som en viktig del av miljøovervåkingsprogrammet for fly- og baneavisingkjemikalier ved lufthavna. I tillegg tas det ut et stort antall vannprøver fra en rekke stasjoner, både stikk- og blandprøver. Overvåking av ledningsevne gir viktig informasjon om avrenningsmønster for baneavisingmidlet kaliumformiat. Siden dette er et salt gir det klare utslag på ledningsevne. Det er en klar sammenheng mellom høye verdier for ledningsevne og forhøyede konsentrasjoner av formiat.



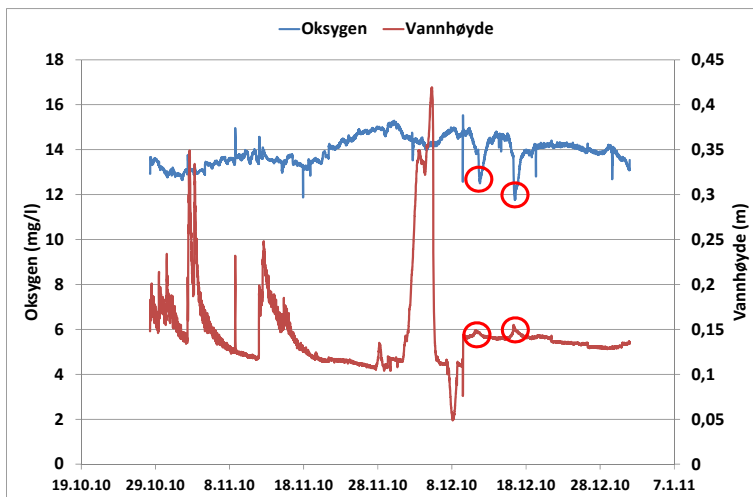
Figur 47. Sandefjord lufthavn og plassering av stasjon R1 (Rovebekken) og G2 (overvann rullebane) samt bane- og flyavising.

Figur 48 viser målinger av ledningsevne i Rovebekken (R1) i henholdsvis 2010 og 2012 (Roseth et al. 2011 og 2013). Målingene viser at det jevnlig oppstår kortvarige hendelser med sterkt forhøyet ledningsevne gjennom vintersesongen. Hendelsene er knyttet til forbruk av baneavisingmiddel og etterfølgende nedbør eller avrenning. De høyeste verdiene for ledningsevne ble målt for to hendelser i desember 2010. Årsaken var to dager med underkjølt regn som ga uvanlig stort forbruk av baneavisingkjemikalier for å oppnå tilstrekkelig friksjon. Målingene har vist at varigheten på disse episodene med høy ledningsevne og høye konsentrasjoner av formiat er kort, bare noen få timer.



Figur 48. Ledningsevne i Rovebekken i 2010 (56 tonn formiat) og 2012 (18 tonn formiat).

Flyavisingmidlet består i hovedsak av glykol (1,2 propandiol). Glykol brytes lett ned og gir et stort oksygenforbruk under nedbryting. Under gode nedbrytingsbetingelser (temperatur og kim) kan tilførsel av glykol skape oksygenfrie forhold og fiskedød i vassdrag. Undersøkelser ved Sandefjord lufthavn har dokumentert at tilført glykol i stor grad transporteres unedbrutt gjennom Rovebekken på vinterstid. On-line målinger av oksygen har gitt sikkerhet for gode forhold i bekken. Et eksempel på måleresultater er gitt i figur 49 der oksygenverdier er sammenstilt med vannhøyde. Målingene har et typisk mønster med gjennomgående høye og tilfredsstillende oksygenverdier. For noen perioder ble det registrert litt lavere oksygenverdier (røde sirkler), selv om det fremdeles er bra forhold for fisk og vannlevende organismer. Disse hendelsene antas å ha sammenheng med at vann fra overvannssystemet på flyplassen har lavere oksygenkonsentrasjon enn bekevannet. Overvann fra de store asfaltflatene tilføres bekken raskt, og kan utgjøre en større del av vannføringen i bekken rett etter nedbør.



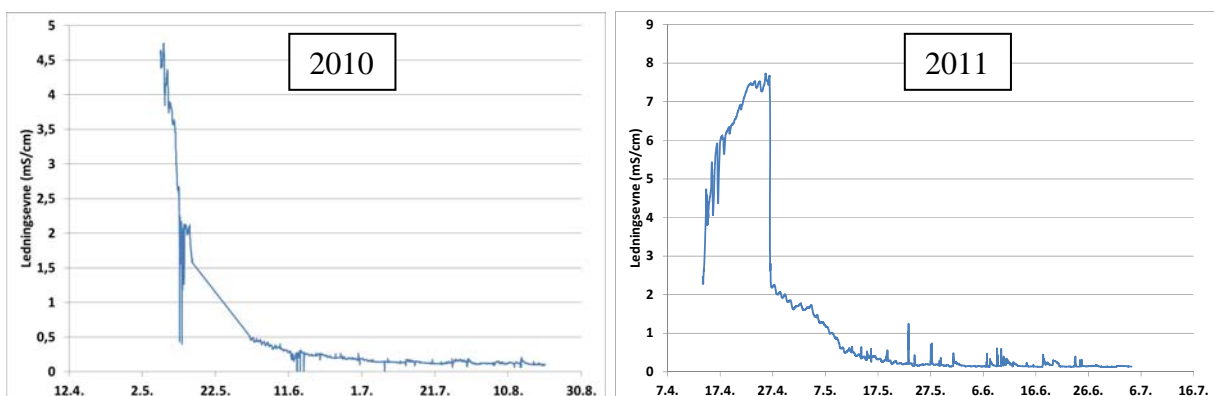
Figur 49. Oksygen og vannhøyde i Rovebekken vinteren 2010. Røde sirkler markerer mindre nedbørshendelser der tilførsel av overvann synes å påvirke oksygenkonsentrasjonen i bekken.

4.10.2 Snødeponiet på Åsland (Oslo kommune)

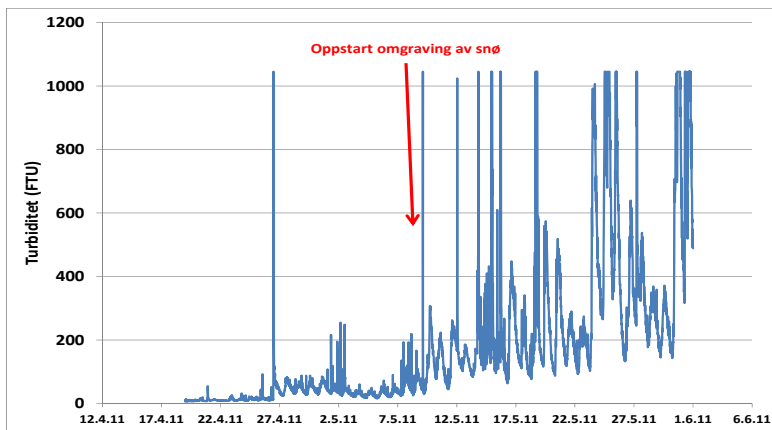
I 2010 og 2011 ble det tatt imot mye brøytesnø fra sentrumsområdene i Oslo på snødeponiet på Åsland (figur 50). Etter oppdrag fra Oslo kommune utførte Bioforsk overvåking av kvalitet av rensert smeltevann fra deponiet i 2010 og 2011, herunder on-line målinger av vannkvalitet i utløpskum (Roseth og Skaalsveen 2011). Andre undersøkelser har vist at vegsalt og andre ioniske forbindelser anrikes i den første avrenningen fra snøen ved oppstart smelting, og at konsentrasjonene avtar etter innledende selektiv utsmelting. Resultatene fra Åsland bekreftet prosessen. Målingene av smeltevann fra tidlig vår viste vesentlig høyere ledningsevne enn smeltevann fra senere i sesongen (figur 51). Målinger av turbiditet viste en kraftig økt turbiditet i smeltevannet ved oppstart omgraving av snømasser for å akselerere smelteforløpet. Et uforstyrret snødeponi ga avrenning med vesentlig lavere turbiditet enn et omgravid snødeponi (figur 52).



Figur 50. Snødeponiet på Åsland våren 2011 samt dam med smeltevann før rensing.



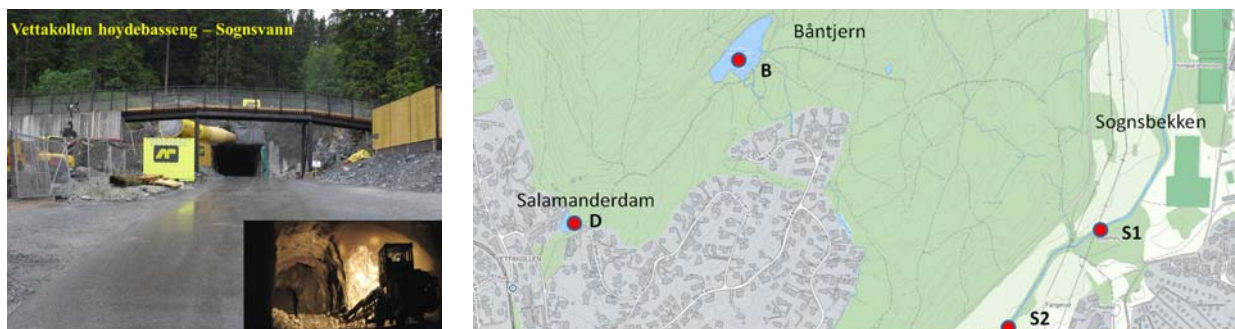
Figur 51. Ledningsevne (mS/cm) i smeltevann fra Åsland gjennom smelting i 2010 og 2011.



Figur 52. Økt turbiditet i smeltevann fra deponiet på Åsland i 2011 ved start omgraving av snø.

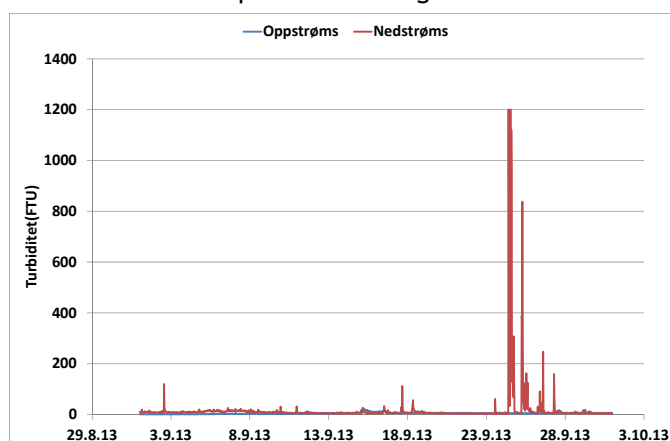
4.10.3 Vettakollen høydebasseng (AF-gruppen/Oslo kommune)

På Vettakollen har AF-gruppen etter oppdrag fra Oslo kommune bygd nytt høydebasseng og overføringstunnel for å bedre vannforsyningen i denne delen av Oslo (figur 53). Anlegget omfatter uttak av 80 000 m³ fjell for bygging av fjellhall og bygging av et høydebasseng på 23 000 m³. Anleggsområdet ligger i umiddelbar nærhet til Sognsbekken, et verdifullt naturelement som har en god bestand av bekkørret. Overføringstunnelen ble sprengt ut og ført fram i området under Båntjern (verdifulle for bading, tur og rekreasjon) og en salamanderdam. On-line overvåking omfattet to stasjoner i Sognsvannsbekken, henholdsvis opp- og nedstrøms anleggsområdet (Roseth 2011). Det ble utført overvåking av vannhøyde i Båntjern og salamanderdammen for å sikre at det ikke oppstod problematiske lekkasjer. Område og stasjoner er vist i figur 53.



Figur 53. Påslag for høydebasseng nær Sognsbekken samt kart over stasjoner.

For Sognsbekken ble det avdekket noen perioder med høyere turbiditet nedstrøms anleggsområdet. Spesielt gjaldt dette en periode med omlegging av bekken 24. til 27. september 2013 (figur 54). For en stor del har det blitt påvist omtrent samme turbiditet både oppstrøms og nedstrøms i perioder med høye verdier. I noen tilfeller har årsaken vært annen entreprenørvirksomhet lengre oppstrøms langs bekken. Renset anleggsvann fra driving av høydebasseng ble ført til kommunal ledning. Det ble ikke avdekket unormale pH-verdier i Sognsbekken.



Figur 54. Turbiditet oppstrøms og nedstrøms omlegging av Sognsbekken 24 - 29. september 2013.

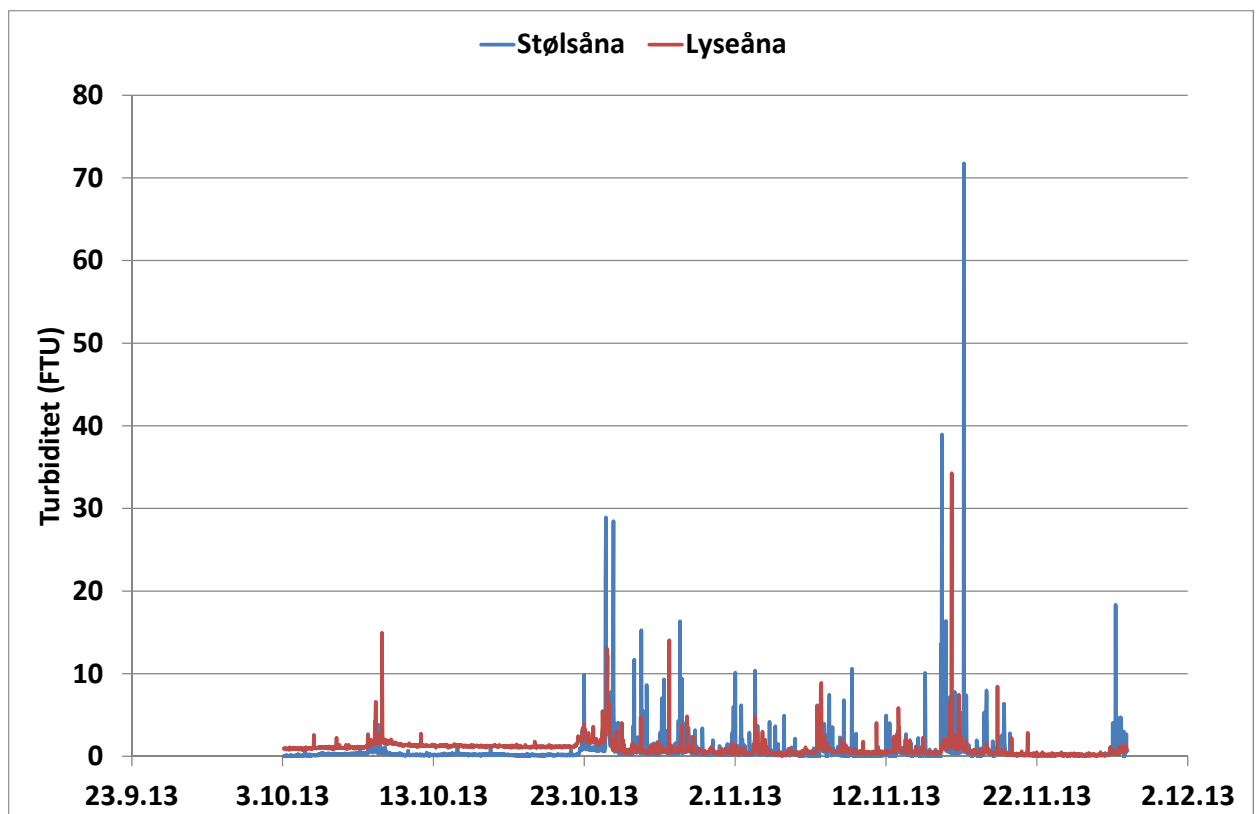
4.10.4 Bygging av nytt kraftanlegg - Lysebotn II (Lyse AS)

Lyse AS bygger nytt kraftanlegg i Lysebotn som erstatning for tidligere Lysebotn kraftverk. Anlegget omfatter nye overføringstunneler og bygging av et helt nytt kraftverk. Estimert total kostnad er 1,8 milliarder kroner og forventet årlig produksjon rundt 1,5 Twh. Innledende byggeaktivitet startet høsten 2013 og anlegget forventes å være ferdigstilt i 2018. Utfordringene med hensyn til vannkvalitet er anleggets nærhet til lokale laks- og sjøørretførende vassdrag, Lyseåna og Stølsåna (figur 55). Herunder å unngå blakking med partikler, dannelse av giftig ammoniakk og akutte utslipp av drivstoff eller kjemikalier. Etter oppdrag fra Lyse/Norconsult utfører Bioforsk on-line overvåking av vannkvalitet i Lyseåna og Stølsåna. Før utbygging hadde begge elvene helt klart vann. I tillegg til fiskeproduksjon utgjør elvene et viktig estetisk element for turismen i Lysebotn om sommeren.

Referansemålingene av vannkvalitet gjennom sommeren 2013 viste gjennomgående lav turbiditet i området 0-1 FTU. Høsten 2013 skjedde det en periodisk økning i turbiditeten i Stølsåna knyttet til innledende anleggsarbeid med veg, riggområde og påslag for ny overføringstunnel (figur 56). Tilsvarende økning ble også påvist på stasjonen i Lyseåna, som ligger nedstrøms stasjonen i Stølsåna. Her var målte verdier lavere som følge av økt fortykning.



Figur 55. Viser Lyseåna og plassering av stasjoner i Stølsåna og Lyseåna.



Figur 56. Viser periode med økt turbiditet i Stølsåna og Lyseåna som følge av anlegg høst 2013.

4.10.5 Skagerrak 4 - ny lavspentkabel til Danmark (Statnett)

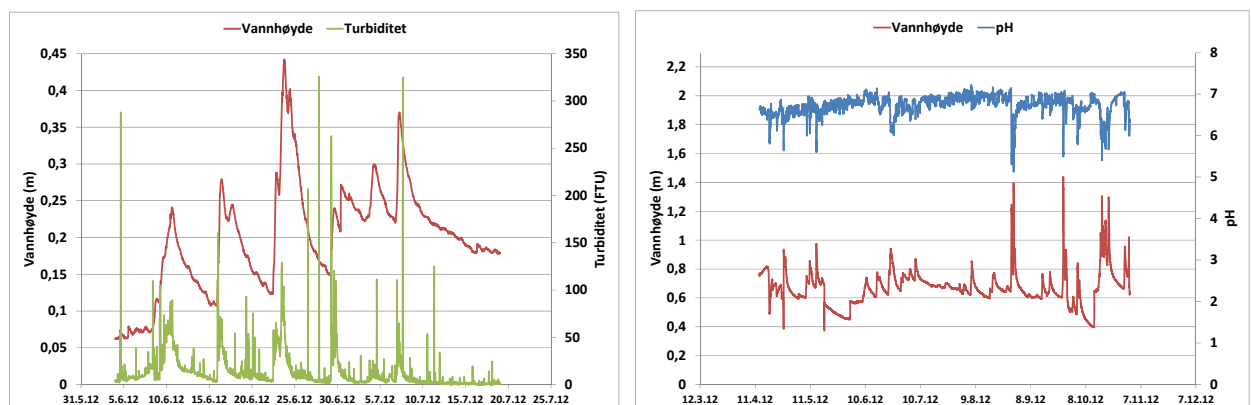
I perioden 2012 - 2014 bygger Statnett ny likestrømskabel mellom Kristiansand og Danmark for å øke kapasiteten for eksport og import av strøm. Kabelen legges fra Kristiansand transformatorstasjon fram til Kvivika i Kristiansandfjorden (figur 57) . Videre til Danmark (Tjele, Jylland) legges den som sjøkabel. Framføring av kabelen har gitt større anleggsmessige inngrep langs viktige gytebekker for Otra. Otra er det viktigste vassdraget for laks og sjørøret på Sørlandet.

Overvåking av vannkvalitet nedstrøms anleggsområdene har skjedd som en kombinasjon av on-line måling, manuelle målinger i felt og uttak av vannprøver for analyse. De viktigste stasjonene er vist i figur 57. Rauåna og Kjeksebekk er viktige gytebekker for laks og sjørøret. Det har vært omfattende anleggsarbeid i begge disse nedbørfeltene. Natursituasjonen for disse vassdragene var en klar vannkvalitet med lave verdier for turbiditet (0 - 5 FTU). Gjennom anleggsperioden har det tidvis blitt målt høy turbiditet i bekkene, men likevel innenfor antatt grense for overlevelse og produksjon av laksefisk. Episoder med høy turbiditet har ofte hatt en varighet på bare noen få timer. En sammenstilling for vannhøyde og turbiditet i Rauåna er vist i figur 58.

On-line målingene avdekket jevnlig surstøt i Rauåna ved sterk nedbør og stor avrenning (figur 58). Under begynnende flom sank pH raskt for deretter å stige igjen utover flomforløpet. Dette vurderes å være en naturlig prosess i nedbørfeltet der svovelsyre fra oksidert sulfid vaskes ut av et tynt løsmassedecke. Rauåna har et bratt delnedbørfelt med sur berggrunn som antas å bidra til disse raske pH-senkningene ved begynnende flom. Normal pH i Rauåna ligger rundt 6,5. Ved innledende flom har det flere ganger blitt målt kortvarige episoder med pH ned mot 5,5. Ved et tilfelle ble det målt pH 5,2.



Figur 57. Viser kabeltrasé og målestasjoner samt panorama Kristiansand trafostasjon.



Figur 58. Viser samvariasjon vannhøyde og turbiditet samt vannhøyde og pH i Rauåna.

I Kristiansandfjorden har kabelen blitt lagt ned i sjøbunnen ved å lage en spylegrøft med en høytrykksmaskin(capjet). Knyttet til denne prosessen ble Statnett pålagt å gjennomføre overvåking av turbiditet i sjøen rundt fartøyet som drev nedspyling, og med spesiell vekt på åleggssområder og viktige rekreasjonsområder (figur 59). Miljøovervåking ble utført som en kombinasjon av håndholdte målinger og utsetting av miljøbøyer med on-line registrering av vannkvalitet for utvalgte områder (Roseth 2013). Det ble satt ut tre miljøbøyer langs kabeltraséen i fjorden. Det ble ikke avdekket større endringer i kvaliteten av overflatevann i nærheten av spylefartøyet. For et grunt område ble det påvist mindre endringer, med enkeltverdier opp i 8 FTU.



Figur 59. Viser fartøy for utlegging og nedspyling av kabel i sjøbunnen samt miljøbøye i fjorden.

4.10.6 Turbiditetsmålinger i leirvassdrag

Miljømessige utfordringer i vassdrag med høy andel av marin leire i nedbørfeltet vil variere fra vassdrag til vassdrag. Svært ofte er imidlertid problemet at det fraktes store mengder fosforrike partikler i slike elver. Når fosforet kommer ut i innsjøer eller kystområder kan resultatet bli økt eutrofiering og fare for oppblomstring av problemalger. Fosforet i elvene kan komme fra ulike kilder, herunder naturlig erosjon av apatittrik leirejord¹; økt erosjon av slik jord på grunn av menneskelig aktivitet (for eksempel jordbruk, vegbygging eller annen anleggsvirksomhet); og/eller avrenning fra gjødslet jordbruksareal. I slike elver er det av stor interesse å få gode estimat av mengden partikler og fosfor som tilføres nedstrøms innsjø eller kystområde. Dette vil gjøre det mulig å beregne avlastingsbehov for å redusere tilførselene til et akseptabelt nivå.

Bioforsk har satt opp turbiditetsmålere i flere leirvassdrag for å vurdere usikkerheten både i estimat av tilførsler og gjennomsnittskonsentrasjoner. I dette eksempelet er det brukt data fra Hobølvasdraget i Østfold og Akershus fylke. Elva har et nedbørfelt på 330 km² og er den største tilførselskilden av fosfor til innsjøen Vansjø i Østfold. Denne innsjøen er eutrof og oppfyller per i dag ikke kravene i vannforskriften, noe som medfører at det gjøres en rekke tiltak innen ulike sektorer for å redusere tilførselene (f.eks. Skarbøvik m.fl. 2013, Blankenberg m.fl. 2008).

I Hobølelva (figur 60) er det tatt stikkprøver som er analyserte for bl.a. totalfosfor siden 1985. Fra slutten av 2000-tallet har det i tillegg blitt montert en multiparametersensor i elva gjennom sommerhalvåret. Utstyret har blitt finansiert av Vannområdeutvalget Morsa gjennom midler tildelt av Miljødirektoratet. Målte parametere er turbiditet, vannhøyde, pH, temperatur og ledningsevne.

Beregning av årstilførsler utført med tre ulike beregningsmetoder (beskrevet i Skarbøvik m.fl. 2008) viste store variasjoner (figur 60). For å få et bedre grunnlag til å vurdere de ulike beregningsmetodene ble det benyttet turbiditetsmålinger fra sensoren i vassdraget, med registreringer hver time. Målingene viste at det var god korrelasjon mellom turbiditeten i vannet og konsentrasjon av både suspendert stoff (SS) og totalfosfor (TP) fra stikkprøver, som følger:

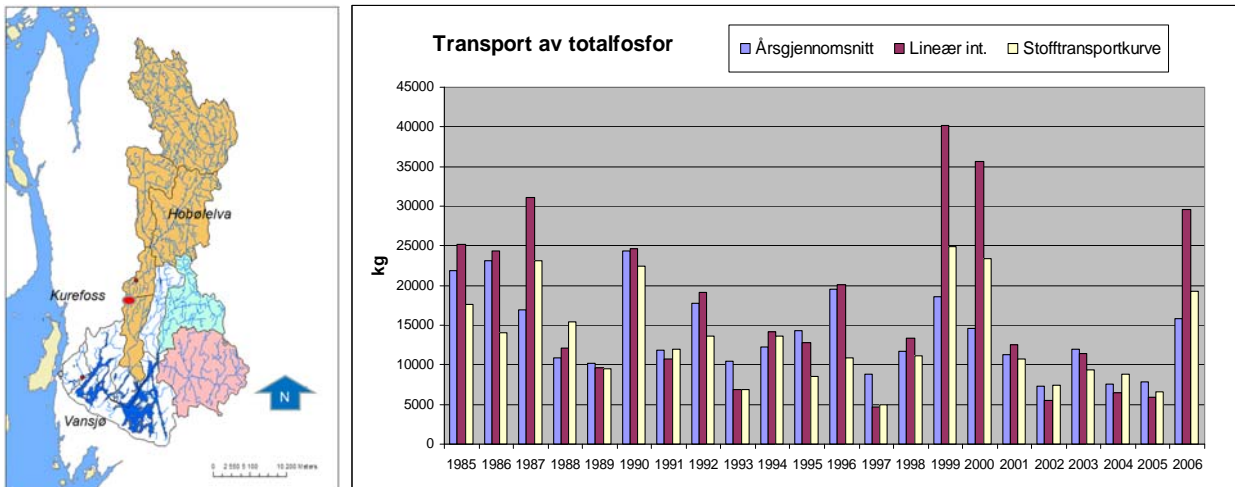
- Korrelasjon mellom SS og turbiditet: $R^2=0,94$.
- Korrelasjon mellom TP og turbiditet: $R^2=0,88$.

Basert på dette kunne det beregnes konsentrasjoner av både suspendert stoff og totalfosfor hver time, noe som ga adskillig bedre datafrekvens enn stikkprøvene (som stort sett er samlet inn hver 14. dag). Siden det foreligger kontinuerlige vannføringsdata fra vassdraget kunne det dermed beregnes nye tilførselsestimat. Det viste seg at metoden som kalles «stofftransportkurven» ga markert bedre resultat i denne elva enn de to andre metodene.

Turbiditetsregistreringer fra loggere som Bioforsk har i leirvassdrag viser bl.a. at det er en meget god korrelasjon mellom turbiditet og suspendert stoff, og en god korrelasjon mellom turbiditet og totalfosfor. Analyser av dataene viser at sensorer som registrerer turbiditet kan gi nyttig informasjon om usikkerheten både i tilførselsberegninger og beregninger av gjennomsnittskonsentrasjoner.

¹ Leirmineralet apatitt er naturlig rikt på fosfor.

En utfordring er at det kan bli meget høye turbiditetsverdier. Hittil har vi opplevd å «sprengne» kapasiteten for turbiditetssensoren flere ganger. Vi bruker nå sensor med måleområde 0 - 3200 NTU. Stort måleområde gir dårligere sensitivitet ved måling av lav turbiditet, noe som er et problem. En løsning kan være å installere to sensorer i samme instrument - en som måler nøyaktig ved lave verdier og en som kan registrere de høyeste verdiene.



Figur 60. Kart over Hobøelva med målestasjon Kurefoss. Viser også transport av fosfor i Hobøelva i årene 1985 - 2006 beregnet med tre ulike metoder.

4.11 Miljøovervåking andre aktører

NIVA har tatt i bruk on-line overvåking for flere problemstillinger. Herunder måling av klorofyll A i Vannsjø for å overvåke eutrofieringssituasjonen (Haande 2013).

Etter oppdrag fra Fellesprosjektet E6/Dovrebanen Minnesund - Espa har NIVA gjennomført turbiditetsmålinger i Mjøsa utenfor anleggsområder i strandsonen med masseutskifting (Rognerud et al. 2013). Disse resultatene er rapportert på Aquamonitor.

Ellers har både Rambøll (Håøya et al. 2009) og NGI (Pettersen 2006) erfaring i bruk av on-line målinger, og spesielt for turbiditet. Dette gjelder også flere andre konsulentselskaper.

Rapporten har ikke hatt som mål å lage en samlet sammenstilling over on-line miljøovervåking utført av andre aktører.

5. Muligheter on-line overvåking

On-line overvåking kan bidra til økt forståelse av hvordan vannkvaliteten i et vassdrag varierer som følge av naturlige og menneskeskapte forhold. Med basis i referansemålinger kan overvåking avdekke om anleggsdrift bidrar til større endringer i lokal vannkvalitet. Hyppige målinger gir mulighet til å vurdere om endringer i vannkvalitet kan gi akutte/problematiske effekter på vannlevende organismer.

Utstyret kan sende alarmer (SMS/mail/varsellampe) om vannkvaliteten overstiger kritiske verdier for pH, turbiditet, ledningsevne eller andre parametere. Sanntidsvarsling gir mulighet for rask iverksetting av avbøtende tiltak ved uheldige utslipp. Eksempelvis funksjonsfeil ved renseanlegg for anleggsvann fra tunneldriving, med dannelse av giftig ammoniakk, eller overløp med høyt innhold av partikler.

Resultatene for on-line turbiditetsmålinger har blitt sammenlignet med resultater for tidsstyrte blandprøver i perioder med stor jordtransport i vassdraget. Sammenligningen viste at dynamikken med kortvarige høye konsentrasjoner av partikler gjennom vassdraget ikke ble gjenspeilet i blandprøven. Grunnen var at avrenningshendelsene hadde kort varighet (0,5 - 3 timer), mens prøver til blandprøven ble tatt ut med 4 - 6 timers intervaller.

Innsamlede data overføres til en sentral database for nettbasert presentasjon. Det er ulike systemer for mobil- eller radiooverføring av innsamlede data. Intervaller for innsamling velges fritt, men i praksis blir dette ofte utført en eller to ganger i døgnet. Nettløsningen presenterer data som tidsserier, med mulighet for valg av periode og resultatakse. Resultatene kan lastes ned til regneark for egen bearbeidelse. Automatiserte alarmer kan iverksettes for kontroll av innsamlede data.

Riktige resultater forutsetter jevnlig vedlikehold og kalibrering av sensorer. Behovet for vedlikehold øker med mengden forurensning i vannet. I vassdrag med mye partikler bør sensorene rengjøres hver uke. Normalt intervall for rengjøring er to uker. I svært rent vann med lite algevekst kan rengjøring utføres en gang i måneden.

Innsamlede data må kvalitetssikres. Feil enkeltverdier kan etter nærmere vurdering fjernes eller erstattes, litt avhengig av parameter. Gradvise endringer for målte parametere (vandring) er vanskelige å korrigere. Disse resultatene bør fjernes.

Ulike formål setter ulike kvalitetskrav til absolutt riktighet av måleresultatene. Måling av langsiktig utvikling i vannkvalitet i henhold til vannrammedirektivet må være absolutt riktige. Ved overvåking av vannkvalitet under vegprosjekter kan relative endringer gi en tilfredsstillende dokumentasjon.

Standardoppsett for MPS brukt av Bioforsk omfatter turbiditet, pH, ledningsevne, vanntemperatur og vannhøyde og i noen tilfeller oksygen. Disse sensorene er robuste og tåler anbefalte intervaller for rengjøring og vedlikehold. Turbiditet kan kalibreres mot vassdragets faktiske innhold av jordpartikler. For økt sikkerhet ved måling av turbiditet kan det være aktuelt å bruke to parallelle sensorer, tilpasset ulike deler av det aktuelle måleintervallet.

Flere sensorer kan være aktuelle for å klarlegge avrenning og effekter av veganlegg.

Målinger av klorofyll og fykocyanin (blågrønnbakterier) vil kunne gi informasjon om endringer i algevekst og algesammensetning i fjorder, innsjøer og vassdrag, blant annet som følge av stor nitrogenavrenning fra sprengstoff. Sensorene er særlig aktuelle for on-line målinger fra miljøbøyer. Bioforsk har ikke erfaring med måling av klorofyll og fykocyanin, men NIVA har god erfaring med disse.

Optisk måling av nitrat og ammonium er under utvikling produksjonsmessig og kommersielt, og forventes snart å være tilgjengelig til en pris og med et vedlikeholdsbehov som aktualiserer standardisert bruk. Sensorene vil kunne bidra til å avdekke avrenningsdynamikk for nitrogen fra områder med sprengningsarbeid eller sprengsteinsfyllinger. Kombinert med målinger av pH og temperatur vil ammonium kunne brukes til on-line prediksjon av fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdraget.

Kostnadene forbundet med innkjøp og drift av utstyr for on-line målinger blir stadig lavere sammenlignet med gjeldende time- og analysepriser, noe som aktualiserer økt bruk. En fullt utstyrt enhet for online måling av pH, ledningsevne, turbiditet, vannhøyde og vanntemperatur kan anskaffes i et prisintervall 50 - 150 000 kr. I tillegg kommer telenett-kostnader for overføring av data og kostnader knyttet til rengjøring og kalibrering.

Utstyr, sensorer, applikasjoner og programvare for on-line målinger er under stadig utvikling med hensyn til målesikkerhet, brukervennlighet og vedlikeholdsbehov. Ved feltbesøk har oppdatering av måleprogram og innhenting av data skjedd via kabel til PC. I framtiden vil dette i hovedsak skje trådløst.

6. Oppsummering og anbefaling

6.1 Viktigste erfaringer fra referanseprosjekter

Rv. 7 Ramsrud - Kjeldsbergsvingene:

Veganlegg med store fyllinger og skjæringer i erosjonsutsatte løsmasser. Under anlegg viste målingene kortvarige (0,5 - 3 timer) høye turbiditetsverdier nedstrøms i Sogna ved kraftig nedbør. Til forskjell fra on-line målingene viste blandprøvene ingen klare forskjeller mellom vannkvalitet opp- og nedstrøms.

E18 Sky - Langangen:

Veganlegget resulterte i stor partikkeltransport i bekkesystem ned mot Eikedalsbekken, en viktig gytebekk for Hallevannet. On-line målinger av turbiditet viste endringer av vannkvalitet som følge av anleggsarbeid og nedbør. Målinger viste aktuell vannkvalitet for gyte- og oppvekstforhold i Eikedalsbekken. Måling av pH og ledningsevne i Hobekken avdekket mulig episode med overdosering av syre i renseanlegg for anleggsvann fra tunnel som kortvarig ga pH 3,5 i bekken.

E6 Oslo grense - Vinterbro:

On-line måling av ledningsevne ga en god indikasjon på utvasking og transport av vegsalt i overvann langs ny E6 Oslo grense - Vinterbro. Samtidige målinger av vannhøyde og vanntemperatur ga innsikt i avrenningsdynamikk for vegsalt.

Rv. 7 Sokna - Ørgenvika:

Målinger av turbiditet, pH og ledningsevne i bekk som mottok rensset anleggsvann fra Ørgenviktunnelen viste tidvis uheldige utslipp av anleggsvann som ikke ble avdekket ved entreprenørens kontroll av renseløsninger. Årsaken var periodisk overløp av urensset vann fra renseløsning. Måling av pH og ledningsevne avdekket mulig episode med overdosering av syre i renseanlegg for anleggsvann og pH 3,5 i bekken. Miljøbøye i Krøderen på utsiden av siltgardin avdekket økt turbiditet i perioder med sterk nordavind.

Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler:

Målinger av turbiditet i sedimentasjonsbasseng indikerte sedimentasjonshastighet for partikler i vaskevann fra vegtunneler. Målt ledningsevne indikerte vaskevannets innhold av vegsalt og viste hvordan dette varierte gjennom året.

E18 Bommestad - Sky:

Miljøbøye med tre MPS i ulike dyp (1,5, 10 og 20 m) i Farrisvannet viste hvordan pH, ledningsevne, vanntemperatur og turbiditet varierte i ulike dyp gjennom sommeren 2013. Prosjektet ga referansemålinger av vannkvalitet i Farrisvannet nær vanninntaket for Larvik vannverk før oppstart av anleggsaktivitet for E18 Bommestad - Sky i 2014. En viktig erfaring var at måling av turbiditet i rent vann krevde bruk av sensorer med god følsomhet (måleområde 0 - 100 NTU framfor 0 - 1000 NTU).

Ring 3 Ulven - Sinsen:

Kryssområdet Ulvensplitten er et av Norges mest trafikkerte. On-line målinger av vannkvalitet i overvann fra dette området viste store variasjoner i ledningsevne. Variasjonene gir informasjon om avrenningsdynamikk for vegsalt i dette området. I tillegg har målingene gitt informasjon om hvordan turbiditeten i overvannssystemet endres ved kraftig nedbør.

Rv. 4 Gran grense - Jaren:

Referansemålinger i Vigga før oppstart av anleggsarbeid rv. 4 viste store naturlige variasjoner i turbiditet. I første avrenning rett etter kraftig nedbør ble det målt høye verdier av turbiditet, og maksimalt nærmere 800 NTU. Måling av pH viste en stor naturlig døgnvariasjon i perioder med klart vann, høy vanntemperatur og pent vær (fra pH 8,1 til 9,5). Dette har sammenheng med alger som driver fotosyntese og forbruker karbondioksid. Samtidige målinger av pH og vanntemperatur gir

mulighet til å beregne fordeling mellom ammonium og giftig ammoniakk ved utslipp av nitrogenholdig anleggsvann fra tunnel.

Sandefjord lufthavn - fly og baneavisingmidler:

Baneavisingmidlet formiat er et salt og overvåkes indirekte gjennom on-line målinger av ledningsevne i overvann og bekkevann. Stort forbruk av baneavisingkjemikalier knyttet til underkjølt regn gir kortvarige hendelser med kraftig økt ledningsevne i overvann og bekk. Nedbryting av organisk materiale i fly- og baneavisingkjemikalier kan gi forbruk av oksygen i vannet. On-line oksygenmålinger gir kontroll av forholdene i sjøørretbekken.

Snødeponiet på Åsland:

Målinger av smeltevann fra snødeponiet viste høy ledningsevne ved begynnende smelting, noe som indikerer en selektiv utsmelting av vegsalt ved begynnende smelting. Ved omgraving av smeltet snø for raskere smelting økte turbiditeten i smeltevannet kraftig.

Vettakollen høydebasseng:

Målinger opp- og nedstrøms i Sognsvannsbekken ga sikkerhet for å oppdage eventuelle effekter av anleggsarbeid i form av økt turbiditet. Det ble avdekket en episode med kraftig økt turbiditet ved omlegging av Sognsbekken. Målinger av vannhøyde i Båntjern og en salamanderdam ga sikkerhet for at underliggende tunnelarbeider ikke ga dreneringseffekter.

Nytt kraftanlegg - Lysebotn II:

Nytt kraftanlegg skal drive nye tilførselstunneler. Anlegget omfatter også riggområder, veger og deponi i sjø. Avrenning skjer til Lyseåna og Stølsåna, to krystallklare elver med produksjon av laks og sjøørret. Overvåking har avdekket endringer i turbiditet i disse vassdragene som følge av anleggsvirksomhet. Svært god vannkvalitet gir lavt vedlikeholdsbehov for sensorer.

Skagerrak 4 - lavspentkabel Danmark:

Anleggsarbeid og jordtap knyttet til bygging av ny trafostasjon ga tidvis høye verdier for turbiditet i Rauåna. Tilsvarende effekter ble målt i Kjeksebekk med mye graving knyttet til parallell kabeltrase langs bekken. Målinger av pH avdekket naturlige surstøt i bekkene i rett etter kraftig nedbør. Surstøtene var ikke skapt av anleggsvirksomheten, men utgjorde en trussel for fiskebestandene i bekken. Hendelsene ville ikke blitt avdekket ved vannprøvetaking.

Turbiditetsmålinger i leirvassdrag:

Vassdrag med mye marin leire i nedbørfeltet er utsatt for erosjon og jordtap, både internt i vassdraget og fra omliggende arealer. Total partikkeltransport gjennom vassdraget har tidligere blitt beregnet basert på uttak av vannprøver og anslag for vannføring. On-line målinger av turbiditet kalibrert mot suspendert stoff i det aktuelle vassdraget synes å gi vesentlig forbedrede estimater for total partikkeltransport.

6.2 Erfaring og nytteverdi ulike sensorer

Turbiditet:

Sensorer for måling av turbiditet er viktig for overvåking av vannkvalitet under veganlegg. Mange anleggsaktiviteter kan skape økt partikkeltransport i vassdrag, noe som kan forringe og ødelegge forholdene for fisk, elvemusling og andre vannlevende organismer. Ulike vassdrag har forskjellige toleranse og bakgrunnsverdier for partikler, og det må velges sensorer med riktig måleområde for nøyaktige måleresultater. For resipienter med lav turbiditet har vi brukt sensorer med måleområde 0 - 100 FTU. Normalt bruker vi sensorer med måleområde 0 - 1000 FTU. I leirvassdrag med svært stor partikkeltransport har vi brukt sensorer med måleområde 0 - 3500 FTU.

Anvendte sensorer har wiper for renhold av lyskilde og detektor. Dette sikrer jevnt gode målinger, men i vassdrag med mye leire eller begroing, kan det likevel være nødvendig med vedlikehold ukentlig eller oftere.

Det er ofte ønskelig å lage en vassdragsspesifikk korrelasjon mellom målt turbiditet og aktuell partikkelmengde. Her kan det tas ut tidfestede prøver i perioder med ulik transport av partikler, der disse analyseres for turbiditet og suspendert tørrstoff (SS). Med tre eller helst flere prøver fordelt over aktuelt konsentrasjonsintervall kan det lages en kurvetilpasning og korrelasjon som beskriver forholdet mellom turbiditet og aktuell mengde partikler.

Løv og skitt kan skape periodiske feilmålinger for turbiditet, og datasettet vil ofte måtte kvalitetssikres slik at feil enkeltverdier fjernes. Ved programmering av alarm basert på turbiditet bør en vurdere om en skal legge inn at minst 3 enkeltverdier skal overstige alarmgrensen før alarm sendes på SMS. Dette for å forebygge «falsk» alarm.

pH:

Anvendte sensorer for pH har gjennomgående hatt god driftsstabilitet. I bekker med ustabil vannstand har det oppstått feilmålinger etter perioder med tørrlegging av sensorer. Sensorene for pH har bidratt til å avdekke tilførsel av betongholdig anleggsvann, overdosering av syre brukt til nøytralisering av betongholdig anleggsvann og naturlige store variasjoner av pH i vassdrag styrt av algenes fotosyntese og ånding. Sammen med vanntemperatur danner pH grunnlag for en dynamisk vurdering av fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdraget ved tilførsel av avrenning fra områder med sprengstein eller sprengningsaktivitet.

Ledningsevne:

Sensor for ledningsevne bidrar til å klarlegge akutte utslipp eller avrenning som gir økt ledningsevne. Eksempler er økt tilførsel av anleggsvann med høy ledningsevne, overdosering av syre eller avrenning av saltbasert baneavisingmiddel fra flyplasser. Sensorer for ledningsevne leveres for bruk innenfor ulike måleintervaller, fra lav ledningsevne til sjøvannskvalitet. Anvendte sensorer for ledningsevne har vært svært driftsstabile, men krever jevnlig rengjøring.

Vanntemperatur:

Sensor for vanntemperatur kan bidra til å klarlegge avrenningsdynamikk i bekker og overvannssystemer, og om det er grunnvann eller vann fra nedbør som dominerer avrenningen. Vanntemperatur er en viktig faktor for å vurdere potensiell dannelse av giftig ammoniakk. Fisk og andre vannlevende organismer vil ofte ha økt sårbarhet for utslipp og forurensning i situasjoner med høy vanntemperatur.

Vannhøyde:

Trykkbasert måling av vannhøyde gir oversikt over vannstandsvariasjoner og kan kobles mot sammenfallende endringer for turbiditet, ledningsevne og pH. Ved overløp gjennom et definert måleprofil (V-spor) kan de kontinuerlige målingene brukes til å beregne vannføring. Sensorene for vannhøyde har vist god driftsstabilitet. Sensorene er tilpasset ulike måleintervaller og ulike trykkforhold. Valg av sensor tilpasses aktuell lokalitet. Isdannelse kan påvirke trykkforholdene i vannet slik at det oppstår feilmålinger.

Oksygen:

For oksygen har det blitt brukt både galvaniske og optiske sensorer. De optiske sensorene gir best driftsstabilitet og krever minst vedlikehold. Sensorene for oksygen synes å gi et godt bilde av varierende oksygenkonsentrasjoner i en resipient, og kan bidra til å varsle situasjoner eller utslipp som gir lave oksygenkonsentrasjoner som er livstruende for vannlevende organismer.

6.3 Anbefaling

On-line overvåking synes å gi bedre kontroll med vannkvalitet enn overvåking basert på uttak av vannprøver. Dette gjelder spesielt for rennende vann der vannkvaliteten kan vise store variasjoner over kort tidsintervaller.

Referansemålinger bør utføres før oppstart av anlegg for å klarlegge naturlige variasjoner i vannkvalitet. Hvor lenge før anlegget disse målingene bør startes opp må vurderes nærmere avhengig av resipientens bruksverdi, biologisk mangfold, forventet sesong- eller klimastyrt variasjon av

vannkvalitet, livskrav til viktige vannlevende organismer med mere. For større veganlegg langs sårbare resipienter vil det være en fordel med et års referansemålinger før oppstart av anlegget.

Antallet stasjoner vurderes nøyere ut fra en gjennomgang av hvilke resipienter kan bli belastet med forurensende avrenning fra anlegget. For å klarlegge effekter bør det etableres stasjoner opp- og nedstrøms anleggsaktiviteten. For veganlegg med mange utslippspunkter kan det vurderes å flytte utstyret rundt etter hvert som anleggsaktiviteten når nye resipientområder.

Anvendt sensorpakke med tilfredsstillende kvalitet for målinger og vedlikehold omfatter turbiditet, ledningsevne, pH, oksygen, vanntemperatur og vannhøyde. Sensorutrustning gjør at on-line overvåking av vannkvalitet er særlig aktuelt for å klarlegge (1)erosjon og partikkeltap samt (2)endringer i pH og ledningsevne som følge av støpearbeider, injeksjon, bruk av sprøytebetong og avrenning av nitrogen fra sprengstoff. Optiske sensorer for nitrat og ammonium kan bidra til å klarlegge avrenning av nitrogen fra sprengstoff, herunder fare for gifteffekter av ammoniakk. Disse sensorene er under utvikling og finnes foreløpig kun tilgjengelige som separate sonder, og til en høy pris. Sensorer for klorofyll og fykocyanin (protein i blågrønnbakterier) kan bidra til å klarlegge endringer i algesamfunn som følge av økte tilførsler av nitrogen fra veganlegg. Samtidige målinger av ammonium, pH og vanntemperatur kan brukes til løpende beregning av fare for dannelse av giftig ammoniakk i vassdraget.

For utbyggingsprosjekter med fokus på vannkvalitet bør Statens vegvesen iverksette automatisk overvåking av vannkvalitet i viktige resipienter. Entreprenør kan pålegges kontinuerlig overvåking av vannkvalitet og vannmengde fra renseanlegg eller anleggsområder med særlig forurensende avrenning. Kontinuerlige målinger av vannhøyde gir mulighet for overvåking av vannmengde dersom avrenningen skjer gjennom et definert profil (V-spor) slik at vannhøyde kan omregnes til vannmengde.

Gjennom nettside kan innsamlede resultater gjøres tilgjengelig for de som ønsker innsyn og kontroll. Aktuelle aktører er Statens vegvesen, entreprenør, kommune, fylkesmann, grunneier og Miljødirektoratet.

7. Litteratur

- Abel, T., Ungerböck, B., Klimant, I. og Mayr, T. 2012. Fast responsive, optical trace level ammonia sensor for environmental monitoring. *Chemistry Central Journal* 2012 6:124.
- Berge, D. 2011. Overvåking av Farrisvannet med tilløp fra 1958 - 2010. NIVA-rapport 6175-2011.
- Blankenberg, A.-G. B., Turtumøygard, S., Pengerud, A., Borch, H. Skarbøvik, E., Øygarden, L., Bechmann, M., Syversen, N., og Vagstad, N.H. 2008. Tiltaksanalyse for Morsa: Effekter av fosforreduserende tiltak i Morsa 2000-2006. *Bioforsk Rapport* 86, Vol.3, 2008, 54 s.
- Boland, K. E. 2013. Klekkelige konduktivitetmålinger. Artikkel i tidsskriftet «Automatisering». <http://www.tu.no/automatisering/nyheter/2013/08/24/klekkelige-konduktivitetmalinger>
- Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E and Thurston, R. V. 2011. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 32(12): pp 2379-2383.
- Feng, W., Zhou, N., Chen, L. and Li, B. 2013. An optical sensor for monitoring of dissolved oxygen based on phase detection. *Journal of Optics* 15(5).
- Gjemlestad, L. J., Haaland, S. og Skaalsveen, K. 2010. Fiskeundersøkelse i Eikedalsbekken, Larvik kommune. Undersøkelse av ørretbestanden i Eikedalsbekken. *Bioforsk Rapport* 5(120).
- Haande, S. 2013. Oversikt over nye metoder og instrumenter for overvåking av innsjøer. Foredrag Fagtreff Vannforeningen 23. september 2013.
- Hindar, A. 2012. E18 gjennom sulfidholdige bergarter - sulfatproduksjon og tilhørende effekter av avrenningsvann. Foredrag Fagtreff Vannforeningen 12.04.2012.
- Håøya, A. O, Unsgård, G. T, Tellefsen, T., Helland, A. og Chiarello, C. M. 2009. Kontrollansvarlig miljø for Bjørvikprosjektet. Årsrapport 2008. Rambøll rapport 1050388.
- Lee, A., Francissque, A., Najjaran, H., Rodriguez, M. J., Hoorfar, M., Imran, S. A. and Sadiq, R. 2012. Online monitoring of drinking water quality in a distribution network: a selection procedure for suitable water quality parameters and sensor devices. *International Journal of System Assurance Engineering and Management* December 2012, 3(4): pp 323-337.
- Leikanger, E. og Roseth, R. 2013. Miljøovervåking i Vigga i perioden 30.04 - 18.09.13. *Bioforsk-notat* 25.09.13.
- Leikanger, E. og Roseth, R. 2013. Miljøovervåking i Vigga i perioden 30.04.13 - 18.09.13. *Bioforsk-notat* 25.09.13.
- Leikanger, E., Roseth, R., Nytrø, T. E. og Johansen, Ø. 2013. Ny E18 Sky - Bommestad. Forundersøkelse av vannkvaliteten i Farris. *Bioforsk Rapport* 8(146).
- Løvik, J. E., Stuen, O. H., Bækken, T., Fjeld, E., Kile, M. R. og Rognerud, S. 2013. Forurensnings-situasjonen i Mjøsa med tilløpselver 2012. NIVA-rapport 6494-2013. ISBN 978-85-577-6229-2.
- Mikkelsen, Ø., Strasunskiene, K., Skogvold, S. M., Schrøder, K. H., Johnsen, C. C., Rydningen, M., Jonsson, P. og Jonsson, A. 2007. Automatic Voltammetric System for Continuous Trace Metal Monitoring in Various Environmental Samples. *Electroanalysis* 2007 (19-20): pp 2085-2092.
- Namour, P., Pascal, B., Yohann, C., Gil, D. S., Jean-Pierre, C and Pierre, L. 2012. The Water Framework Directive requires new tools for a better water quality monitoring. Official Publication of the European Water Association. EWA 2012.
- Petterson, A. 2006. Resultater fra NGIs miljøovervåking under mudring og nedføring av forurensede sedimenter fra Oslo havn til dypvannsdeponiet ved Malmøykalven - status for perioden 10 - 17. november 2006. NGI notat 21.11.06.
- Philadelphia Water Department and CH2M HILL. 2013. Selection of Online Water Quality Monitoring Technologies and Station designs. White paper submitted EPA.
- Rognerud, S., Garmo, Ø. og Løvik, J. E. 2013. Overvåking av biologi og innhold av partikler i Mjøsas sydlige deler i 2012-2014. Årsrapport for 2012. NIVA Rapport 6506-2013. ISBN 978-82-577-6241-4.

- Roseth, R. 2009. Anleggsfase E18 Sky - Langangen. Avrenning av jordpartikler til Paulertjerna og Eikedalsbekken - konsekvenser, mulige tiltak og grenseverdier miljøovervåking. Bioforsk notat 23.11.2009.
- Roseth, R. 2009. Forskningsprogrammet Black Shale. Avrenning fra alunskifer - Taraldrud deponi i Ski kommune. Foredrag Miljøringen 06.05.09.
- Roseth, R. 2010. Ny Rv7 Sokna - Ørgenvika. Miljøutfordringer anleggsfase, foreløpige vurderinger. Bioforsk-notat 17.01.10.
- Roseth, R. 2011. Vettakollen høydebasseng - skisse til miljøovervåking gjennom anleggsfasen. Bioforsk-notat 01.06.11.
- Roseth, R. 2013. Miljøovervåking SK4 Kristiansandfjorden. Plassering av miljøbøyer - orientering Kystverket. Bioforsk-notat 21.05.13.
- Roseth, R. og Johansen, Ø. 2011. Miljøovervåkingsprogram ved Sandefjord lufthavn Torp. Erfaringer og resultater for kalenderåret 2010. Bioforsk rapport 6 (69) 2011.
- Roseth, R., Berggrund, K. og Einarsen, J. E. 2012. Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler. Dokumentasjon av renseanlegg og utprøving av rensefilter. Statens vegvesens rapporter. Bioforsk rapport 7(115).
- Roseth, R., Johansen, Ø., Skaalsveen, K. og Nytrø, T. E. 2013. Ny E18 Sky - Bommestad. Vannovervåking - opptak av synketømmer ved Farriseidet. Bioforsk Rapport 8(8).
- Roseth, R., Leikanger, E. og Einarsen, J. E. 2013. Variasjoner i kvalitet for dremsvann fra E6/Ring 3 ved Ulvensplitten - underlag for FOREVA. Oppsummering av målinger sommeren 2013. Bioforsk-notat 19.08.13.
- Roseth, R., Tveiti, G. og Johansen, Ø. 2013. Miljøovervåkingsprogram ved Sandefjord lufthavn AS. Resultater for kalenderåret 2012. Bioforsk rapport 8 (68) 2013.
- Roseth, R., Woldstad, L. og Bye, F. N. 2011. Rv7 Ramsrud - Kjeldsbergsvingene. Sluttrapport miljøovervåking anleggsfase. Bioforsk Rapport 6(137).
- Skarbøvik, E. 2013. Betydningen av vannføring i bekker og elver for vurdering av vannkvalitet. Vann 1 (48): 68-77.
- Skarbøvik, E. 2013. Turbiditetsmålinger i leirevassdrag - erfaringer og praktisk bruk. Foredrag Fagtreff Vannforeningen 23. september 2013.
- Skarbøvik, E., Haande, S. og Bechmann, M. 2013. Overvåking Vansjø/Morsa 2011-2012. Resultater fra overvåkingen i perioden oktober 2011 til oktober 2012. Bioforsk rapport 8(71). 212 s.
- Skarbøvik, E., Pengerud, A, Stålnacke, P. og Kitterød, N.O. 2008. Utvikling av vannkvaliteten i Vansjø-Hobølvassdraget 1985-2006. Statistisk analyse av data fra tilførsel elver og innsjø. Bioforsk rapp. 91 (3)2008. 52 s.
- Sorensen, J. P.R. and Butcher, A. S. 2011. Water Level Monitoring Pressure Transducers – A Need for Industry-Wide Standards. Groundwater Monitoring & Remediation, 31: 56-62.
- Storey, M. V., van der Gaag, B. and Burns, B. P. 2011. Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. Water Research 45 (2): pp 741-747.
- Svendsen, M. L., Roseth, R., Johansen, Ø. og Nytrø, T. E. 2013. Statnett - Skagerrak 4 i Kristiansand. Miljøoppfølging av vannkvalitet i forbindelse med anleggsarbeid ved Kristiansand transformatorstasjon og kabeltrasé mellom Støleheia og Kvivika i Kristiansand og Vennessla kommuner. Bioforsk Rapport 8(62).
- Trøan, A. K., Rinde, J. Aarhus, G., Roseth, R. og Kristiansen, J. 2010. E18 Sky - Langangen. Miljøoppfølging i anleggsfasen. Miljørapport nr. 2 - april 2010-oktober 2010. Rapport Statens vegvesen.
- Tveiten, V., Andreassen, F., Roseth, R., Vik, E., Storhaug, R. og Weideborg, M. 2009. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Teknisk rapport 09.
- Vikan, H. 2013. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann - giftvirkninger i resipient og renseløsninger. Vann 3(2013): 333 - 344.
- Zhang, M., Li, D., Wang, L., Ma, D. and Ding, Q. 2011. Design and Development of Water Quality Monitoring System based on Wireless Sensor Network in Aquaculture. Computer and Computing Technologies in Agriculture IV. IFIP Advances in Information and Communication Technology 347: pp 629 -641.

Nettsteder som gir oversikt over utstyr og parametere:

http://www.tekna.no/ikbViewer/Content/806679/04_S%C3%B8rensen,%20Kai.pdf

<http://www.tekna.no/ikbViewer/Content/785364/Terje%20Mile.pdf>

http://www.epa.gov/ogwdw/mdbp/pdf/turbidity/chap_11.pdf

[http://www.christianberner.no/\\$-1/file/presentasjon-turbiditet-web.pdf](http://www.christianberner.no/$-1/file/presentasjon-turbiditet-web.pdf)

Vedlegg

Vedlegg I	Forklaringer og forkortelser
Vedlegg II	Tekniske spesifikasjoner sensorer, Seba, YSI og Troll
Vedlegg III	Tekniske spesifikasjoner sensorer YSI
Vedlegg IV	Tekniske spesifikasjoner sensorer, Troll (In-Situ)
Vedlegg V	Tekniske spesifikasjoner sensorer, Hydrolab

Vedlegg I Forklaringer og forkortelser

Turbiditet:

Et mål på vannets uklarhet, og baseres på måling av lys. Prinsippet for måling av turbiditet er at partikler og uklarhet i vannet påvirker lys som sendes gjennom vannet. Partikler i vannet gjør at noe lys reflekteres og endrer retning, bakover, ut til siden eller framover med endret vinkel. Økt mengde partikler øker mengden lys som kastes i andre retninger enn opprinnelig lysstråle. Mengden spredt lys som dannes av vannets uklarhet måles ved hjelp av en eller flere detektorer. NTU er referanseenheten for alle målinger av turbiditet. Ved standardisert kalibrering av turbidimetre brukes formazin i ulik fortykning. Dette har gitt opphav til enheten FTU som er identisk med NTU.

Voltametri:

Fellesbetegnelse for metoder som måler strøm som funksjon av endret elektrodepotensial. Kan brukes til å bestemme konsentrasjonen av oppløste stoffer i vann.

Rhodamin:

Fluorescerende fargestoffer som brukes som sporstoffer for å klarlegge strømning av vann i rørsystemer, vassdrag og grunnvann. Måles enkelt med sensorer for fluorescens.

Kolorimetri:

Analysemetode som utnytter sammenhengen mellom farge og konsentrasjonen av et stoff, og bestemmer konsentrasjonen som følge av en måling av fargeintensitet.

Skallolje:

En type olje som påføres maskiner som brukes i områder hvor det brukes sprøytebetong for å beskytte disse mot prelletap, eller dråper av sprøytebetong som ellers ville feste seg til maskinene.

Miljøbøye:

En bøye med automatisk måleutstyr for vannkvalitet. Begrepet brukes blant annet om bøyer utviklet for å måle vannkvalitet i forbindelse med fiskeoppdrett, men også knyttet til annen miljøoppfølging av vannkvalitet.

Surstøt:

Hendelse der nydannet sulfat vaskes ut av løsmasser/jordsmonn som følge av nedbør eller snøsmelting og slik at en «puls» av vann med lavere pH enn normalt strømmer gjennom bekker og vassdrag i en tidlig fase av avrenningshendelsen.

Visuell vannkvalitet:

En synsbasert vurdering av vannkvalitet




















FTU:

Forkortelse for «Formazin Turbidity Unit», som har sin bakgrunn i at formazin brukes til standardisert kalibrering av turbidimetre/nefelometre. 1 FTU \approx 1 NTU

NTU:

Forkortelse for «Nephelometric Turbidity Unit», som baseres på turbiditetsmålinger der en lyskilde sender ut lys og der mengden lys som kastes tilbake måles med et standardisert oppsett med lysdetektor i 90° vinkel på lyskilden. Kalibrert mot FTU slik at 1 NTU \approx 1 FTU.

Technical Data of electrodes

Parameter	Measured range	Accuracy	Resolution	
Pressure	0...100/200/500 m Temperature: -5...50°C	+/-0,1% of measured end range	0,002%	
Temperature	-5...50°C Pressure: 0...50 bar	+/- 0,1°C	0,01°C	
Conductivity	0...200mS Temperature: -5...50°C Pressure: 0...50 bar	+/- 1µS (0...200µS) +/-0,5% (> 200µS)	0,001mS	
Total dissolved solids (TDS)	0...200 000mg/l Temperature: -5...50°C Pressure: 0...50 bar			
Salinity	0...70 Temperature: -5...50°C Pressure: 0...50 bar	+/- 0.2 (0...16) +/- 0.8% (>16)	0,01	
Density	988...1060 g/l Temperature: -5...50°C Pressure: 0...50 bar			
Oxygen (amperometric)	0-40mg/l Temperature: 0...50°C Pressure: 0...10 bar	+/-0,5% of measured end range	0,01mg/l	
Oxygen (optical)	0...25mg/l (at 25°C, 1013hPa) 0...40mg/l (at 3°C, 1013hPa) Temperature/Pressure: -5...50°C/0...120 mWs	+/- 0.02mg/l (0...2mg/l) +/- 1% meas. value (>2mg/l)	0,001mg/l	
Oxygen saturation	0...400% saturation Temperature: 0...50°C Pressure: 0...10 bar	+/-0,5% of measured end range		
pH	0...14 Temperature: 0...50°C Pressure: 0...20 bar	+/- 0,1pH	0,01pH	
Redox (ORP)	-1200mV...1200mV Temperature: 0...50°C Pressure: 0...20 bar	+/- 10mV	0,1mV	
Ammonia	0.01...17000mg/l Temperature: 0...50°C Pressure: 0...0,5 bar	+/-0,2mg/l (24h) (0...10mg/l) +/- 2% of measured value(24h) (>10mg/l)	0,01mg/l	
Nitrate	0.4...60000mg/l Temperature: 0...40°C Pressure: 0...20 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value(24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Chloride	1...35000mg/l Temperature: 0...50°C Pressure: 0...20 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Ammonium	0.2...18000mg/l Temperature: 0...40°C Pressure: 0...1 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Sodium	0.2...20000mg/l Temperature: 0...50°C Pressure: 0...6 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Calcium	0.5...40000mg/l Temperature: 0...40°C Pressure: 0...1 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Fluoride	0.2...20000mg/l Temperature: 0...40°C Pressure: 0...1 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Potassium	0.4...39000mg/l Temperature: 0...40°C Pressure: 0...1 bar	+/-2mg/l (24h) (0...40mg/l) +/- 5% of measured value (24h) (>40mg/l)	0,01mg/l	
Chlorophyll a (optical)	0.03...500µg/l Chl a Temperature: -2...50°C Pressure: 0...60 bar	+/- 0,1µg/l (0...3µg/l) +/-3% (>3µg/l)	0,01µg/l	
Cyanobacteria (optical)	150...200000 cells/ml Temperature: -2...50°C Pressure: 0...60 bar	+/- 500cells/ml(0...1500cells/ml) +/-3% (>1500cells/ml)	100cells/ml	
Rhodamine WT (optical)	0.04...1000µg/l RWT Temperature: -2...50°C Pressure: 0...60 bar	+/- 0,2µg/l (0...6µg/l) +/-3% (>6µg/l)	0,01µg/l	
Turbidity (optical)	0...1000NTU Temperature: 0...50°C Pressure: 0...10 bar with wiper 0...20 bar without wiper	+/-0,3NTU (0...10NTU) +/-3% (>10NTU)	0,01NTU	
Total suspended solids (TSS)	approx. 5 fold measured range turbidity mg/l Temperature: 0...50°C Pressure: 0...10 bar with wiper 0...20 bar without wiper			

Vedlegg III

Tekniske spesifikasjoner sensorer YSI

System Specifications (Cable and Sensors)						
	Sensor Type	Range	Accuracy	Resolution	Units	Calibration
Dissolved Oxygen (%) (temp comp range -5 to 45°C)	Polarographic or Galvanic	0 to 500%	0 to 200% ($\pm 2\%$ of reading or 2% air saturation, whichever is greater) 200% - 500% ($\pm 6\%$ of reading)	1% or 0.1% air saturation (user selectable)	%	1 or 2-points with zero
Dissolved Oxygen (mg/L) (temp comp range -5 to 45°C)	Polarographic or Galvanic	0 to 50 mg/L	0 to 20 mg/L ($\pm 2\%$ of the reading or 0.2 mg/L, whichever is greater) 20 to 50 mg/L ($\pm 6\%$ of the reading)	0.1 or 0.01 mg/L (user selectable); 0.1% air saturation	mg/L, ppm	1 or 2-points with zero
Temperature (Field rugged cables)		-5 to 70°C	$\pm 0.2^\circ\text{C}$ ($\pm 0.3^\circ\text{C}$ cables over 45-meters)		0.1°C	°C, °F, K
Temperature (Lab-grade)*		0 to 40°C	$\pm 0.35^\circ\text{C}$	0.1°C	°C, °F, K	
Conductivity**	Four electrode cell	0 to 200 mS/cm (auto range)	$\pm 0.5\%$ of reading or 0.001 mS/cm, whichever is greater (1-, 4-m cable) $\pm 1\%$ of reading or 0.001 mS/cm, whichever is greater (20-m cable)	0.001 mS (0 to 500 mS); 0.01 mS (0.501 to 50.00 mS); 0.1 mS (50.01 to 200 mS)	μS , mS	1 point
Salinity	Calculated from conductivity and temperature	0 to 70 ppt	$\pm 1.0\%$ of reading or 0.1 ppt, whichever is greater	0.01 ppt	ppt, PSU	1 point
pH	Glass Combination Electrode	0 to 14 units	± 0.2 units	0.01 units	mV, pH units	1, 2, 3, 4, 5, or 6 point (user selectable); US, NIST or Custom Buffers
ORP	Platinum button	-1999 to +1999 mV	± 20 mV in redox standards	0.1 mV	mV	1 point
Ammonium*** (ammonia with pH sensor)	Ion Selective Electrode	0 to 200 mg/L-N, 0 to 30°C	$\pm 10\%$ of reading or 2 mg/L-N, whichever is greater	0.01 mg/L	mg/L-N, mV	1, 2, or 3 point (user selectable)
Nitrate***	Ion Selective Electrode	0 to 200 mg/L-N, 0 to 30°C	$\pm 10\%$ of reading or 2 mg/L-N, whichever is greater	0.01 mg/L	mg/L-N, mV	1, 2, or 3 point (user selectable)
Chloride***	Ion Selective Electrode	0 to 1000 mg/L, 0 to 40°C	$\pm 15\%$ of reading or 5 mg/L, whichever is greater	0.01 mg/L	mg/L-Cl-, mV	1, 2, or 3 point (user selectable)
Total Dissolved Solids (TDS)	Calculated from conductivity and temperature	0 to 100 g/L TDS constant range 0.30 to 1.00 (0.64 default)		0.001, 0.01, 0.1g/L	kg/L, g/L	
Barometer	Piezoresistive	375 to 825 mmHg	± 1.5 mmHg from 0	0.1 mmHg	mmHg, inHg, mbar, psi,	1 point

Instrument Only Specifications (at Ambient Temperature)						
pH		-2.60 to 16.60	± 0.1 mV (0.01 pH units)	0.1 mV (0.01 pH units)		
ORP		-1999 to +1999 mV	± 0.5 mV	0.1 mV		
Conductivity		0.0 to 200 mS/cm each range	$\pm 0.1\%$ FS ± 1 digit for $\mu\text{S}/\text{cm}$ to 0.1 mS/cm (range dependent)	0.0001 mS/cm or 0.1		
Dissolved Oxygen		0.00 to 90 mg/L; 0 to 550%	$\pm 0.2\%$ FS (550% air saturation) ± 1 digit (with 1.25 PE membrane at 10°C)	0.01 mg/L; 0.1% air saturation		
Temperature		-10 to 100.00°C	$\pm 0.2\%$ FS ± 1 digit	0.1°C	°C, °F, K	

TROLL 9000			BASIC	Profiler	Profiler XP	Professional	Professional XP	LTS
Sensor Specifications		VERSIONS:						
Available water quality sensor ports			4	4	4	4	4	1
Dissolved Oxygen % Saturation	Range	0 to 200%	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.1%						
	Accuracy	±1%						
Dissolved Oxygen mg/L	Range	0 to 20 mg/L	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.01 mg/L						
	Accuracy	±0.2 mg/L						
Conductivity	Range	0.01 to 100 mS/cm	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.001 to 0.1 mS/cm (range dependent)						
	Accuracy	±0.5% of reading + 0.001 mS/cm						
<i>Used to report absolute conductivity, specific conductance at 25C, specific gravity of seawater, resistivity, and total dissolved solids (TDS)</i>								
Temperature	Range	-5 to 50°C	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.01						
	Accuracy	±0.1°C						
pH	Range	0 to 14 units	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.01 units						
	Accuracy	±0.2 units						
ORP	Range	-1400 to 1400 mV	●	●	●	●	●	●
	Resolution	0.1 mV						
	Accuracy	±20 mV						
Salinity	Range	0 to 70 ppt		●	●	●	●	●
	Resolution	0.01 ppt						
	Accuracy	±1% of reading or 0.1						
Depth Level, Pressure	Range	11m (35 ft, 15psi), 21m (69 ft, 30 psi), 70m (231 ft, 100psi)		●	●	●	●	●
	Resolution	1mm						
	Accuracy	±0.1% FS						
Barometric Pressure	Range	0 to 854 mmHg		●	●	●	●	●
	Resolution	0.254 mmHg (0.005 psia)						
	Accuracy	±2.54 mmHg (±0.049 psia)						
Nitrate	Range	0.14 to 14000 ppm N			●		●	
	Resolution	Range Dependent						
	Accuracy	5% of reading or 1 ppm N, whichever is greater						
Chloride	Range	0.35 to 35000 ppm Cl			●		●	
	Resolution	Range Dependent						
	Accuracy	5% of reading or 1 ppm Cl, whichever is greater						
Ammonium, Ammonia	Range	0.14 to 14000 ppm N			●		●	
	Resolution	Range Dependent						
	Accuracy	5% of reading or 2 ppm N, whichever is greater						
Turbidity	Range	0 to 2000 NTU			●		●	
	Resolution	0.1 NTU						
	Accuracy	5% of reading or 2 NTU, whichever is greater						

Sensors

	Range	Accuracy	Resolution
Dissolved Oxygen (Hach LDO™)	0 to 60* mg/l *Exceeds maximum natural concentrations	± 0.1 mg/l @ ≤ 8 mg/l ± 0.2 mg/l @ > 8 mg/l ≤ 20 mg/l ± 10% reading @ > 20 mg/l	0.01 mg/l
Dissolved Oxygen (Clark cell)	0 to 50 mg/l	± 0.2 mg/l @ ≤ 20 mg/l ± 0.6 mg/l @ > 20 mg/l	0.01 mg/l
Conductivity	0 to 100 mS/cm	± (0.5% of reading + 0.001 mS/cm)	0.0001 units
Salinity	0 to 70 ppt	± 0.2 ppt	0.01 ppt
pH	0 to 14 pH units	± 0.2 pH units	0.01 pH units
Turbidity, Self-Cleaning	0 to 3000 NTU	<i>Compared to StabCal</i> ± 1% up to 100 NTU ± 3% from 100-400 NTU ± 5% from 400-3000 NTU	0.1 NTU from 0-400 NTU; 1 NTU for > 400 NTU
Depth	0 to 10 m (Vented Level) 0 to 25 m 0 to 100 m 0 to 200 m	± 0.003 meters ± 0.05 meters ± 0.05 meters ± 0.1 meters	0.001 meters 0.01 meters 0.01 meters 0.1 meters
Chlorophyll a	<i>Dynamic Range</i> Low sensitivity: 0.03-500 µg/l Med. sensitivity: 0.03-50 µg/l High sensitivity: 0.03-5 µg/l	± 3% using Rhodamine WT dye as a standard at ≥ 400 ppb	0.01 µg/l
Blue-Green Algae (fresh water or marine)	<i>Dynamic Range</i> Low sensitivity: 150-2,000,000 cells/ml Med. sensitivity: 150-200,000 cells/ml High sensitivity: 150-20,000 cells/ml	± 3% using Rhodamine WT dye as a standard at ≥ 400 ppb	20 cells/ml
Rhodamine WT	<i>Dynamic Range</i> Low sensitivity: 0.04-1000 ppb Med. sensitivity: 0.04-100 ppb High sensitivity: 0.04-10 ppb	± 3% for 1 ppb Rhodamine WT or higher	0.01 ppb
Ion Selective Electrodes			
Ammonia*	0 to 100 mg/l-N	Greater of ± 5% of reading, or ± 2 mg/l-N	0.01 mg/l-N
Nitrate*	0 to 100 mg/l-N	Greater of ± 5% of reading, or ± 2 mg/l-N	0.01 mg/l-N
Chloride*	0.5 to 18000 mg/l	Greater of ± 5% of reading, or ± 2 mg/l	4 digits
*Max Depth: 15 meters			
TDG (Total Dissolved Gas)	533 to 1,866 mbar	± 1.9 mbar	1.3 mbar
ORP	-999 to 999 mV	± 20 mV	1 mV
PAR	0 to 10,000 µmol s ⁻¹ m ⁻²	± 5% of reading	1 µmol s ⁻¹ m ⁻²
Temperature	-5 to 50°C	± 0.1°C	0.01°C



Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47 915) 02030
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen