

Effekt av endret værmønster på hygienisk badevannskvalitet og kvalitet på sjømat i Indre Oslofjord



RAPPORT

Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

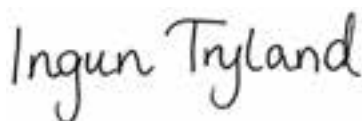
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Effekt av endret værmønster på hygienisk badevannskvalitet og kvalitet på sjømat i Indre Oslofjord	Løpenr. (for bestilling) 7031-2016	Dato 14.04.2016
	Prosjektnr. Undernr. 12241	Sider Pris 85
Forfatter(e) Ingun Tryland, Aina C. Wennberg, Christian Vogelsang, Torulv Tjomsland, Anna-Lena Beschorner, Fasil Eregno, Lucy Robertson, Mette Myrmel, Øyvin Østensvik.	Fagområde Vann og miljø	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

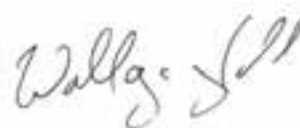
Oppdragsgiver(e) Regionale Forskningsfond Hovedstaden, NIVA, Colifast AS og Oslo VAV	Oppdragsreferanse 217576/97227
---	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Prosjektet Water Quality Tools ble gjennomført i perioden 2012-2015. Målet med prosjektet var å fremskaffe ny kunnskap, analysemetoder og modellverktøy som kan være til nytte i arbeidet med å sikre god badevannskvalitet på lokaliteter der det i dag er eller planlegges å tilrettelegge for friluftsbading i Indre Oslofjord. Resultater fra prosjektet er presentert i ulike rapporter, artikler og på konferanser. Denne rapporten inneholder en sammenstilling av de viktigste resultatene og har også med data som ikke er presentert andre steder.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Badevannskvalitet Indre Oslofjord Overvåkning Klimaendringer 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Bathing water quality Inner Oslofjord Monitoring Climate change
--	---



Ingun Tryland
Prosjektleder



Wolfgang Uhl
Forskningsleder

**Effekt av endret værmønster på hygienisk
badevannskvalitet og kvalitet på sjømat i Indre
Oslofjord**

Oppsummering av resultater fra forskningsprosjektet
Water Quality Tools (2012-2015)

Forord

Forskningsprosjektet med tittel «Impact of changing weather patterns on bathing water and seafood quality from the Inner Oslofjord» (kortnavn “Water Quality Tools” er gjennomført i perioden 2012-2015. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har vært prosjektleder og Oslo kommune (Oslo VAV), Colifast AS og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) har vært samarbeidspartnere. I tillegg har Bærum kommune (Helle Frodal, Vann og Avløpsetaten og Lisbeth Sloth, Folkehelsekontoret) bidratt i betydelig grad i case-studier i Bærum. Prosjektet er finansiert av Regionale Forskningsfond Hovedstaden (prosjektnummer 217576/97227), og med egeninnsats fra Oslo VAV, Colifast AS og NIVA. Egeninnsatsen fra NIVA har hovedsakelig vært tilstøtende prosjekter innen NIVAs strategiske instituttsatsing «Klimaeffekter fra fjell til fjord (2011-2015)». Resultater fra Water Quality Tools er formidlet i ulike rapporter, artikler og foredrag. Denne rapporten oppsummerer hovedresultatene, samt inkluderer resultater som ikke er publisert andre steder. Takk til alle som har bidratt i prosjektet for nyttig og hyggelig samarbeid.

Oslo, 14.04.2016

Ingun Tryland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Kilder til fekal forurensning på badeplasser	9
2.1 Utslipp fra renseanlegg og kloakk-overløp direkte til fjorden	9
2.2 Elver	10
2.3 Fritidsbåter	11
2.4 Dyr og fugler	11
3. Overlevelse av indikatorbakterier og patogener i vann	12
4. Modellering av spredning av <i>E. coli</i> og patogener i fjorden	14
5. Prøvetaking for å vurdere fekal påvirkning/forekomst av patogener ved utsatte lokaliteter i Indre Oslofjord	15
5.1 Case Fiskevollbukta	15
5.2 Analyse av patogener i badevannsprøver	15
5.3 Analyse av patogener i blåskjell	16
6. Vurdering av risiko for å bade på utsatte strender etter kraftig nedbør	18
7. Badevannsovervåkning i «nær sanntid»	19
7.1 Modeller	19
7.2 Hurtigmatoder og automatiserte metoder	20
7.3 Metode for mikrobiell kildesporing	20
8. Oppsummering	21
9. Referanser	21
Vedlegg A. Tarmbakterier i kloakk/human avføring	24
Vedlegg B. Vannkvalitet i bekker ved nedbør	25
Vedlegg C. Tarmbakterier i dyreavføring	30
Vedlegg D. Effekt av vannkvalitet og kontakt med sediment på gjenfinnelse av virus og indikator bakterier	31
Vedlegg E. Notat om metall- og næringssaltavrenning	33
Innledning/oppsummering	33
Vedlegg E1: Notat om nedbørshendelsen i juni 2014	36
Vedlegg E2: Notat om nedbørshendelsen i oktober 2014	64

Sammendrag

Prosjektet Water Quality Tools ble gjennomført i perioden 2012-2015. Resultater fra prosjektet er presentert i ulike rapporter, artikler og på konferanser. Denne rapporten inneholder en sammenstilling av de viktigste resultatene og har også med data som ikke er presentert andre steder. Målet med prosjektet var å fremskaffe ny kunnskap, analysemetoder og modellverktøy som kan være til nytte i arbeidet med å sikre god badevannskvalitet på lokaliteter der det i dag er eller planlegges å tilrettelegges for friluftsbading i Indre Oslofjord.

Gjennom flere case-studier ble det dokumentert hvordan nedbørsepisoder kan påvirke den hygieniske vannkvaliteten i ulike elver og på ulike lokaliteter i Indre Oslofjord.

I prosjektet ble det satt opp en 3-D hydrodynamisk strøm- og spredningsmodell for Indre Oslofjord for simulering av transport av *E. coli* og patogener i fjorden. En slik modell kan være nyttig for å vurdere effekt av ulike større kloakkutslipp på ulike badeplasser, til hjelp for å prioritere tiltak. Det ble demonstrert ved et case-studie i Sandvika-området hvordan denne type modeller kan være nyttig i kvantitativ mikrobiell risikovurdering (QMRA) for å vurdere helseisiko ved å bade i dagene etter kraftige nedbørsepisoder/kloakkutslipp. Størst risiko knyttes til virus-infeksjoner, men for å gjøre gode estimat av infeksjonsrisiko, mangler det fortsatt gode nok analysemetoder for å dokumentere hvor godt virus beholder evnen til å gi infeksjoner etter utslipp til sjøvann.

Måling av store mengder norovirus i blåskjell plukket på østsiden av Hovedøya etter kraftig nedbør sommeren 2013 (før Midgardsormen) dokumenterte at viruspartiklene kan transporteres relativt lange avstander i fjorden. Laboratorieforsøk viste at Adenovirus var bestandige dersom de ble tilsatt sjøvann fra 60 m dyp som ble lagret ved 4 °C (<0.01 Log reduksjon/dag), men antall viruspartikler ble betydelig redusert dersom virusene ble tilsatt overflatevann ved 20 °C (0.5 Log reduksjon/dag).

En automatisert metode (fra prosjektpartner Colifast AS) basert på måling av β -D-galaktosidase aktivitet ble funnet godt egnet for å gi et hurtig estimat ved høye nivåer av kloakkforurensning i urbane elver (>1000 *E. coli*/100 ml). I prosjektet ble det også etablert en metode for mikrobiell kildeopsporing basert på en humanspesifikk bakterie i gruppen *Bacteroides*.

For å oppnå målet om utmerket badevannskvalitet på steder der det tilrettelegges for friluftsbading i Oslos elver og i Indre Oslofjord gis følgende generelle anbefalinger:

- Kommunenes arbeid med å redusere kloakkoverløp til elver og fjorden må fortsatt ha full prioritet. Tiltaket Midgardsormen var viktig og nødvendig, men det trengs flere tiltak, ikke minst fordi dette arbeidet blir enda mer utfordrende under fremtidige forhold med sterk befolkningsøkning og klimaendringer.
- Det bør ikke bli et fremtidig krav om å tilrettelegges for friluftsbading på «enhver» lokalitet.
- Likevel, badeplasser i urbane områder er et «gode», og på lokaliteter der vannkvaliteten er god på de fleste sommerdagene kan det være forsvarlig å tilrettelegges for bading. Dette krever at det advares mot bading de få dagene hver sommer som badevannskvaliteten er uakseptabel. Generelt bør slike advarsler være basert på sanntidsinformasjon (f.eks. om nedbørmengder eller kjente kloakkutslipp), ikke på ukentlige prøver. En generell advarsel mot å bade et døgn etter kraftig regn kan være tilstrekkelig på enkelte lokaliteter. På andre lokaliteter kan større kloakkutslipp kreve at det gis advarsel for flere dager.

Summary

Title: Impact of changing weather patterns on bathing water and seafood quality from the Inner Oslofjord
Year: 2016

Authors: Ingun Tryland, Aina C. Wennberg, Christian Vogelsang, Torulv Tjomsland, Anna-Lena Beschorner, Fasil Eregno, Lucy Robertson, Mette Myrmed, Øyvind Østensvik

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6766-2

The project Water Quality Tools was conducted in the period 2012-2015. Results from the project have been presented in various reports, articles, and at conferences. This report contains a summary of the main results and also includes data that have not been presented elsewhere. The aim of the project was to obtain new knowledge, analytical methods, and modeling tools, which may be useful for the municipalities in their efforts to ensure good hygienic water quality at current and future bathing locations in the Inner Oslofjord.

Several case studies were able to demonstrate how rainfall events may affect the hygienic water quality in different rivers and at different locations in the Inner Oslofjord.

A 3-D hydrodynamic current and dispersion model for the Inner Oslofjord was established for simulating the transport of *E. coli* and pathogens in the fjord. The model was used to study the effect of sewage discharge, e.g. from combined sewage overflows, on the water quality at different bathing areas, and to simulate how wind direction, for example, affected the transport of *E. coli* in the fjord. In a case study in the Sandvika area, the transport model was used in combination with quantitative microbial risk assessment (QMRA) to assess the health risk from bathing in the days following a heavy rainfall episode. From the available data, the greatest risk was considered to be associated with viral infections, but we still lack knowledge and analytical methods for determining whether viruses retain viability and infectivity after discharge to seawater and thus to make accurate estimates of infection risk.

High concentrations of norovirus were found in blue mussels collected at Hovedøya after heavy rainfall during the summer 2013 (before Midgardsormen), indicating that virus particles may be transported relatively long distances in the fjord. In laboratory experiments, Adenovirus showed high persistence (<0.01 Log reduction/day) when added to deep seawater (collected at 60 m depth) and stored at 4 °C. A much higher reduction in virus particles (0.5 Log reduction/day) was observed when the Adenovirus was added to surface seawater and stored at 20 °C.

An automated method (from project partner Colifast AS) based on measurement of β -D-galactosidase activity, was found to be useful for estimating the level of sewage contamination in urban rivers at high levels of fecal contamination (>1000 *E. coli*/100 ml). In the project, a method for microbial source tracking, based on human specific *Bacteroides*, was established.

To achieve the goal of excellent bathing water quality at current and future bathing localities in Oslo's rivers and in the fjord, some general recommendations were made, as summarized below:

- The Municipality's efforts to reduce sewage leakages and overflows into rivers and the fjord must be prioritized. The measure Midgardsormen was important and necessary, but several new measures are required, in particular because this work is even more challenging under future conditions with strong population growth and climate change.
- Bathing possibilities at "all" localities should not be considered as a future essential.
- Nevertheless, have bathing places in urban areas is a "privilege", and at locations where the water quality is excellent on most summer days, it may be acceptable to provide facilities for bathing. This requires that warnings against swimming are posted during those few days each summer when the bathing water quality is unacceptable. Generally, such warnings should be based on real-time information (e. g. precipitation amounts or known sewage discharges), not on weekly water samples. A general warning against swimming 24 hours after heavy rainfalls may be sufficient at some locations. At other locations, large sewage discharges may require warnings against swimming being in place for several days.

1. Innledning

EUs badevannsdirektiv [1] er ikke implementert i Norge, men et av de nasjonale mål for vann og helse, vedtatt av regjeringen i 2014 som et resultat av WHO's protokoll for vann og helse, er at «lokaliteter som er tilrettelagt for friluftsbad, bør ha utmerket vannkvalitet i henhold til EUs badevannsdirektiv innen 2015» [2]. For lokaliteter tilrettelagt for bading i Indre Oslofjord innebærer dette at beregnet 95-persentil ikke skal overstige 250 *E. coli* per 100 ml eller 100 Intestinale enterokokker per 100 ml (Tabell 1). 95-persentilen beregnes basert på resultater fra vannprøvene tatt i badesesongen siste 4 år.

Tabell 1. Klassifisering av badevannskvalitet i sjøvann og brakkvann i henhold til EUs badevannsdirektiv:

Parameter	Utmerket vannkvalitet	God vannkvalitet	Tilstrekkelig vannkvalitet	Dårlig vannkvalitet
Intestinale enterokokker (cfu/100 ml)	≤100 (*)	101-200 (*)	≤185 (**)	>185 (**)
<i>Escherichia coli</i> (cfu/100 ml)	≤250 (*)	251-500 (*)	≤500 (**)	>500 (**)

(*) Basert på beregnet 95-persentil (≈ 95% av prøvene må være under denne verdien)

(**) Basert på beregnet 90-persentil (≈ 90% av prøvene må være under denne verdien)

Badevannskvaliteten overvåkes typisk ukentlig eller månedlig i badesesongen ved at det tas en stikkprøve. Analyseresultatet blir klart 1-2 dager etter prøvetakningen og sier noe om hvordan badevannskvaliteten var på tidspunktet da prøven ble tatt. Med data fra mange vannprøver, tatt over flere år, er denne rutineovervåkingen nyttig for å få et bilde av badevannskvaliteten og variasjonen i denne, og for å klassifisere badevannskvaliteten på de ulike strendene i henhold til EU direktivet (Tabell 1). For badeplasser som er utsatt for periodevis kloakkutslipp (overløp eller lekkasjer), kan vannkvaliteten forverres betydelig fra en dag til neste (også fra en time til neste) og resultatet fra siste vannprøve forteller lite om vannkvaliteten når det faktisk bades.

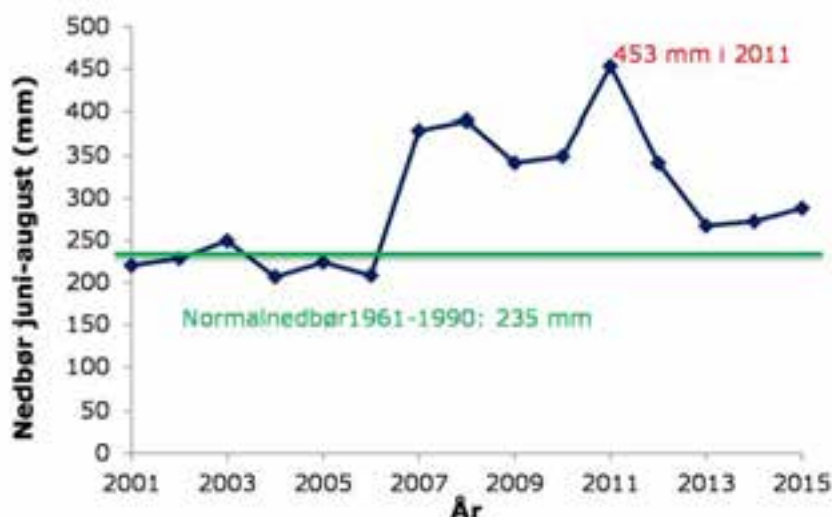
Mange av badestrendene i Indre Oslofjord har i dag utmerket badevannskvalitet, mens noen har såpass variabel kvalitet at de faller inn under kategori god, tilstrekkelig eller dårlig vannkvalitet [3]. Det er spesielt på lokaliteter i bynære områder, nær utløpet av elver/bekker eller nær kloakkutslipp direkte til fjorden, at vannkvaliteten innimellom kan være dårlig.

Et viktig moment i EUs badevannsdirektiv er at folk skal informeres om vannkvaliteten på badeplassene, og at badeplasser som generelt har dårlig vannkvalitet over flere år må stenges. I direktivet er det derimot også en «forståelse for» at badevannet kan være utsatt for såkalt «kort-tidsforurensning», dvs. mikrobiologisk forurensning som har en kjent årsak og som normalt ikke påvirker badevannskvaliteten i mer enn 72 timer. Under slik kort-tidsforurensning må ansvarlig myndighet advare folk mot bading dersom det vurderes som nødvendig. Det finnes derimot ingen absolutte grenseverdier for når det bør advares mot bading basert på enkeltmålinger. Tiltak må dessuten iverksettes for å forsøke å forebygge, redusere eller eliminere årsaken til forurensningen. Hvis så gjøres kan prøver tatt under kort-tidsforurensning (inntil 15% av totalt antall prøver) forkastes og erstattes med nye prøver som er tatt etter at forurensningsepisoden er over.

I flere norske byer, deriblant Oslo, gjøres tidligere industriområder om til bo- og rekreasjonsområder, og det er et mål å oppnå badevannskvalitet ved det som kan bli fremtidige badeplasser langs fjorden og i elver. I tillegg til strengere krav til vannkvalitet i elver og fjorden, står Oslo og flere omliggende kommuner overfor betydelige utfordringer på grunn av økte tilførsler til avløpssystemene forårsaket av sterk befolkningsøkning, fortetting og klimaendringer.

Det ble målt betydelig mer nedbør på Blindern i sommermånedene juni-august i årene 2007-2012 enn i de 6 forutgående årene 2001-2006 (Figur 1). De tre siste årene (2013-2015) har det igjen vært noe mindre

nedbør i sommermånedene, men fremdeles mer enn normalnedbør for 1961-1990. Hyppigere episoder med kraftig nedbør øker frekvensen av kloakkoverløp, som setter press på badevannskvaliteten hvis ikke forebyggende tiltak settes i verk. Store utbedringer på avløpssystemene har de siste årene forbedret den hygieniske vannkvaliteten mange steder, blant annet i nedre del av Akerselva og Indre Oslofjord i Bjørvika ved etableringen av Midgardsormen, men overløp av kloakk i forbindelse med kraftig nedbør fører fortsatt til periodevis dårlig vannkvalitet på flere lokaliteter i Indre Oslofjord.



Figur 1. Nedbør målt på Blindern i sommermånedene juni, juli, august i årene 2001-2015.

Det må være et overordnet mål at vannkvaliteten er jevnt god i badesesongen på lokaliteter der det tilrettelegges for bading. Likevel, god badevannskvalitet til enhver tid under alle værforhold, kan være et urealistisk/ikke kostnadseffektivt mål i noen områder som er lokalisert nær elvemunninger, regnværsoverløp eller nødoverløp. Dersom det tilrettelegges for bading på slike lokaliteter, må målet være å unngå at folk bader i helseskadelig vann, men at de samtidig kan benytte badeplassen på alle dagene når vannkvaliteten er god. Dette krever kunnskap, blant annet om hvilke kilder som påvirker de ulike «badeplassene», hvor store utslipp som kan aksepteres før det bør gjennomføres tiltak, hvilke tiltak som bør prioriteres, hvordan man best kan overvåke vannkvaliteten «i sanntid» og hva som bør defineres som «for dårlig vannkvalitet» basert på enkeltmålinger.

Hovedmålet med forskningsprosjektet Water Quality Tools (2012-2015) har vært å fremskaffe ny kunnskap og verktøy for å kvantifisere forurensningspotensialet fra ulike utslippskilder til Indre Oslofjord – til hjelp for å prioritere tiltak for å oppnå god vannkvalitet i fjorden under fremtidige forhold.

Delmål:

- Kvantifisere tilførsler av fekale mikroorganismer og enkelte miljøgifter til Indre Oslofjord fra ulike kilder under ulike nedbørsforhold
- Få mer kunnskap om skjebnen til fekale mikroorganismer når de tilføres fjorden
- Sette opp 3D-modell for Indre Oslofjord for simulering av transport av fekal forurensning og bruke modellen i scenario-basert analyse av hvordan den hygieniske vannkvaliteten i Indre Oslofjord kan påvirkes av klima/værforhold og dagens/fremtidige tilførsler
- Få mer kunnskap om forekomst av humanpatogene bakterier, virus og parasitter på strender/ulike lokaliteter under ulike nedbørsforhold.
- Teste/utvikle hurtigmetoder for overvåking av badevannskvalitet.

Resultater fra Water Quality Tools er formidlet i ulike rapporter, artikler og foredrag. Denne rapporten oppsummerer hovedresultatene og henviser til relevante rapporter og artikler fra prosjektet, samt inkluderer resultater som ikke er publisert andre steder.

2. Kilder til fekal forurensning på badeplasser

Utslipp av kloakk (renset kloakk, overløp, lekkasjer, båter som tømmer septiktanken mm) fører til at Indre Oslofjord tilføres fekale indikatorbakterier (*E. coli*, termotolerante koliforme bakterier (TKB) og intestinale enterokokker) og mulig sykdomsfremkallende mikroorganismer (bakterier, parasitter og virus). Hvorvidt et slikt utslipp vil påvirke badeplasser avhenger både av fekalkildens størrelse, men ikke minst av plasseringen/nærheten i forhold til badeplassen og av strøm og spredningsforhold. Fekale indikatorbakterier som påvises i vannprøver tatt fra badestrender i Indre Oslofjord kan også stamme fra avføring fra fugler og dyr på selve badeplassen eller være tilført via avrenning/overvann. Fekale indikatorbakterier kan dessuten overleve lenge i sedimenter, slik at oppvirling av disse kan være en av flere kilder [4,5].

I dette prosjektet ble prøver av ulike typer avløpsvann og avføring fra mennesker og enkelte dyr og fugler analysert for å kvantifisere innholdet av indikatorbakterier, og i noen tilfeller patogener og andre parametere. Dette ble gjort for å samle inputdata til forurensningsbudsjett og modeller for spredning av fekal forurensning i vannkilder, men også for å teste ulike markører for fekal forurensning. Noen av resultatene er publisert i artikler fra prosjektet [6-8]. Mengde *E. coli* og intestinale enterokokker i prøvene av kommunalt avløpsvann og human avføring er også oppsummert i vedlegg A. Basert på disse studiene så vi blant annet at ulike individer produserer svært varierende mengder *E. coli* per gram avføring (også flere log₁₀-variasjoner fra samme person analysert på ulike dager). Dette kan medføre at lokal påvirkning av avføring fra enkeltindivider, kan føre til svært store variasjoner i påviste mengde indikatorbakterier i vannet, avhengig av hvem som produserte avføringen. Gjennomsnitts-produksjonen fra en gruppe mennesker var derimot ikke så forskjellig fra det man kan beregne ut fra påviste mengder i kloakk, der kloakk vil representere et «naturlig gjennomsnitt» siden kloakken stammer fra mange mennesker. Prøver tatt fra en kommunal avløpsledning på Ås, med ca 500 personer tilknyttet, viste variasjon i *E. coli* konsentrasjonen fra 2×10^5 - 2×10^7 per 100 ml, med et gjennomsnitt på 5×10^6 per 100 ml. Dette var i samsvar med konsentrasjonene som ble målt i innkommende råkloakk til avløpsrensaneanleggene Stathelle og Fjellfoten som har hhv ca. 12 000 og 14 000 personer tilknyttet (vedlegg A). Denne konsentrasjonen, 5×10^6 *E. coli*/100 ml, er i prosjektet benyttet som en gjennomsnittskonsentrasjon for råkloakk, dvs. typisk kloakk uten stor inntrenging av fremmedvann (200 L kloakk per tilknyttet person).

Basert på disse målte konsentrasjonene i råkloakk og human avføring, har vi beregnet følgende gjennomsnittlige utskillelse av *E. coli* per person per døgn, som er benyttet i modellberegninger i prosjektet: 1×10^{10} *E. coli* produsert per person per døgn (med unntak av i arbeidet for VEAS [9], der 1.5×10^{10} *E. coli* per person per døgn ble benyttet). Denne gjennomsnittsverdien for mengde *E. coli* utskilt per person per døgn stemmer også bra med typiske verdier publisert av andre [10,11].

2.1 Utslipp fra renseanlegg og kloakk-overløp direkte til fjorden

Kloakkrensaneanlegg vil normalt fjerne 50-99% av fekale indikatorbakterier, virus og parasitter [6,12], men det er fortsatt betydelige konsentrasjoner i den rensede kloakken. I et totalbudsjett vil derfor kloakkrensaneanleggene tilføre Indre Oslofjord store mengder tarmbakterier og mulige patogener, men fordi utslippene av rensed kloakk er på dypt vann, langt unna offentlige badeplasser, er konsekvensen ikke så stor. Dette ble vist med modellberegninger i prosjektet [13] og er i samsvar med modellberegninger utført av DHI [14]. Utslippene fra kloakkoverløp på ledningsnettet har større betydning for badevannskvaliteten. Vi så at et stort utslipp fra et hovedoverløp, som VEAS-overløpet i Lysakerfjorden, kan berøre et stort område [9], mens mindre overløp og kloakklekkasjer kan ha konsekvenser for den lokale badevannskvaliteten, som vist i case studiet i Fiskevollbukta [15].

Tilførslene av *E. coli* og enterokokker fra kloakkoverløp er produktet av overløpsmengde og bakteriekonsentrasjon, der både overløpsmengde og bakteriekonsentrasjoner varierer med tiden. Når det

regner mye blir det større overløpsmengder, men konsentrasjonen i overløpsvannet reduseres også noe på grunn av større fortykning. De ulike overløpene har ulike «overløpsinnstilling» (maksimal videreført vannmengde). Noen slår inn allerede ved en dobling av vannmengden i forhold til tørrværmengdene, mens andre slår ikke inn før vannmengdene er 10-20x høyere enn tørrværmengdene. Modeller av avløpsnett, i kombinasjon med nedbørsdata, kan benyttes for å beregne størrelsen på overløp og konsentrasjoner i overløpsvannet. Mengden *E. coli* og enterokokker som tilføres avløpsnett vil variere blant annet med tid på døgnet. Det kan også være en viss utdøing, resuspensjon og til og med vekst i transportsystemet for avløpsvann. Hvis man neglisjerer dette og antar at hver person som er tilknyttet produserer 1×10^{10} *E. coli*/døgn, får man beregnede gjennomsnittsverdier av *E. coli* i kloakk med ulike grad av fortykning som vist i tabell 2.

Tabell 2. Gjennomsnittlig utskillelse av *E. coli* fra mennesker, og beregnede gjennomsnittsverdier for *E. coli* og Total-P i kloakk fortyknet med ulike mengder fremmedvann. Med PE menes personer tilknyttet avløpsnett.

	<i>E. coli</i>	Fosfor (Total-P)
Utskillelse per person per døgn (gjennomsnitt)	1×10^{10} /døgn	
«Typisk kloakk»: 200 L per PE	5×10^6 /100 ml	9 mg/L
Kloakk med en del innlekking av fremmedvann: 500 L per PE	2×10^6 /100 ml	3.6 mg/L
Regnvannsfortynnet kloakk: 1 m ³ per PE (typisk overløp)	1×10^6 /100 ml	1.8 mg/L
Ytterligere regnvannsfortynnet kloakk: 2 m ³ per PE	5×10^5 /100 ml	0.9 mg/L + bidrag fra overvann*
Svært fortyknet kloakk: 5 m ³ per PE	2×10^5 /100 ml	0.36 mg/L + bidrag fra overvann*

*Under kraftig regn har vi målt Total-P konsentrasjoner ≥ 0.9 mg/L i flere av Osloelvene (Vedlegg B). Ved betydelig fortykning av kloakken kan derfor muligens P fra overvannet være styrende for målt P-konsentrasjon i overløpsvannet. For tarmbakterier må fortykningen av kloakk med overvann være urealistisk høy før tarmbakterier fra fugler, hunder mm i overvannet får en merkbar effekt i forhold til tarmbakterier fra selve kloakken.

2.2 Elver

I Oslo er det mange overløp fra fellessystemer som går ut i elvene. I prosjektet ble det utplassert automatiske prøvetakere i Oslo VAVs prøvestasjoner nederst i Hoffselva, Mærradalsbekken, Ljanselva og Hovinbekken, for å beregne tilførsler av tarmbakterier, næringssalter og tungmetaller til fjorden via elvene under ulike nedbørforhold. Noen av resultatene er publisert [7], samt tatt med i tabeller i vedlegg B. I vedlegg E er det også tatt med et notat som diskuterer tilførslene av tungmetaller og næringssalter via Hoffselva og Mærradalsbekken. Generelt oppsummert viste prøvetakingen at elvene kan tilføre fjorden i størrelsesorden 100 ganger mere tarmbakterier på dager med kraftig regnvær sammenlignet med tørre dager. Badevannskvaliteten er derfor ofte dårlig nær elvemunninger under og i tiden etter kraftig nedbør. Prøvetakingen bekreftet at vannkvaliteten i Hoffselva er bedre enn i Mærradalsbekken under tørrvær, men under/rett etter kraftig regn forverres vannkvaliteten i Hoffselva mest siden den er resipient for flere kloakkoverløp. Prøvetakingen indikerte at i tørrvær tilføres Ljanselva tarmbakterier tilsvarende i størrelsesorden «et lekkende kloakkrør med 10-20 personer (PE) tilknyttet» (eventuelt hunder, hester eller 10x flere fugler, kalles her PE), mens i timen med størst tilførsel økte det til 3000-4000 PE. Tilsvarende verdier for Hoffselva var <10 PE under tørrvær, som økte til 13000 PE på det verste, og Mærradalsbekken med i størrelsesorden 100 i tørrvær og opptil 4000 PE på det verste. I Hovinbekken manglet vi vannføringsdata, men estimerte tilførselen til ca 8000 PE under kraftig nedbør, som sank til ca 200 PE et halvt døgn etter kraftig regn. Prøvetakingen viste også at tilførslene fra Hoffselva og Mærradalsbekken (der vi har data fra flere nedbørhendelser) sank betraktelig i timene etter nedbør, så beregnet tilførsel i et døgn med «langvarig regn» (23.10.2014) var betydelig større enn et døgn med «kortvarig intens regn» (26.06.2014 og 03.08.2014) som vist i tabell 3.

Tabell 3: Beregnede døgntilførsler til Indre Oslofjord av *E. coli* via Hoffselva og Mærradalsbekken ved ulike nedbørsforhold basert på målte konsentrasjoner av *E. coli* i elvene og målt vannføring. Tilførslene er sammenlignet med tilførsler fra overløpet fra VEAS-tunnelen i Lysakerfjorden ved de samme nedbørshendelsene. Overløpsdata fra VEAS-tunnelen er oppgitt i mengde (m³) fra VEAS og regnet om til antall *E. coli* ved å anta gjennomsnittskonsentrasjon på 1x10⁶ *E. coli*/100 ml i overløpsvannet.

Kilde	«Normaltilførsel» Tørt/lite nedbør og normal vannføring	26. juni 2014 Lokalt mye nedbør på få timer	3/4. august 2014 Lokalt mye nedbør på få timer	23. oktober 2014 Mye nedbør i forkant og spredd over hele dagen
Hoffselva	2x10 ¹¹	2x10 ¹³	1x10 ¹³	6x10 ¹³
Mærradals bekken	2x10 ¹²	1x10 ¹³	7x10 ¹²	2x10 ¹³
Overløp fra VEAS-tunnelen	0	Ca 4x10 ¹⁴ (42000 m ³ over 12t)	ca 1x10 ¹⁴ (13000 m ³ over 1.5 t)	Ca 2x10 ¹⁵ x2døgn (547 000 m ³ over 2 døgn)

2.3 Fritidsbåter

Utslipp fra septiktanker fra båter kan også føre til at fjorden tilføres tarmbakterier og mulig sykdomsfremkallende mikroorganismer. I mengde er dette langt mindre enn det som tilføres fra avløpsnett og renseanlegg, men det er likevel viktig å gjøre folk bevisste på at utslippene ikke bør skje i nærheten av badeplasser. De største utslippene fra avløpsnett (unntatt renseanlegg) skjer under regnværsepisoder, da det er få som bader. Fritidsbåter er derimot hovedsakelig på fjorden i finvær, samtidig som det kan være stor badeaktivitet. Som input til spredningsmodeller kan vi anta at en typisk septikktank kan inneholde *E. coli* tilsvarende 2 døgntilførsler fra 3 personer, i snitt 6x10¹⁰, men som nevnt over kan dette variere mye med enkeltindivider. Det som er mest interessant er ikke å modellere *E. coli*, men sykdomsfremkallende mikroorganismer. Man kan forvente at folk om bord på båter normalt er friske (lavt forholdstall mellom patogener og *E. coli*), men hvis det er diare-syke personer om bord kan forholdstallet mellom patogener og *E. coli* fort være mye høyere enn det man finner i normalkloakk. Et scenario kan være at septikktanken inneholder 1x10¹⁰ *Cryptosporidium* (døgntilførsel fra en akutt syk person) eller 1x10¹¹⁻¹² norovirus. Resultater fra modellering av konsekvensen av utslipp fra en septikk-tank fra båt som er 300 meter unna land (badestrand) er under bearbeiding og vil bli publisert [16]. Generelt viste modelleringen at et slikt utslipp fra en båt ikke vil gi *E. coli* konsentrasjoner på badestranden som er høye nok til at badevannskvaliteten vurderes som dårlig. Likevel, konsentrasjonene av parasitter og virus kan bli så høye at det kan representere en uakseptabel risiko, gitt at det er syke personer om bord i båten. Jo flere båter som tømmer septikktanken nær en badestrand, jo større er sannsynligheten for at stranden tilføres kloakk fra smittede mennesker.

2.4 Dyr og fugler

Dyreavføring kan også bidra med tarmbakterier og potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer på badestrander, men for Indre Oslofjord har dette kun lokale konsekvenser på grunn av god fortyningseffekt. Fugleavføring kan for eksempel gi dårlig badevannskvalitet på grunt vann/nær stranda der småbarna bader. Dette ble demonstrert med en liten prøvetakningsrunde fra badeplassen Bogstadvannet, der det ble målt 1200 *E. coli*/100 ml og 630 Intestinale enterokokker/100 ml på 0.1 m dyp, 0.5 m fra land, men kun 70 *E. coli*/100 ml og 20 Intestinale enterokokker/100 ml på 0.5 m dyp, 3 m fra land.

Sommeren 2014 ble det ofte målt dårlig badevannskvalitet på Kadettangen i Bærum. Et lite forsøk ble gjennomført for å undersøke effekt av tilstedeværelse av svaner under prøvetaking. Først ble det tatt en vannprøve fra badestranda (ca. 80 cm dyp) uten at det var svaner i nærheten. Denne viste 310 *E. coli* per 100 ml. En flokk med svaner svømte så forbi, og like etter ble det tatt en ny vannprøve på samme sted. Denne viste 4300 *E. coli* per 100 ml. Denne sommeren var det også mye fugleavføring på selve stranda (svaner, gjess, måker mm), som tidevannet til en viss grad vasket ut i badevannet under høyvann. Det ble tatt prøver av fersk fugleavføring fra stranda, som ble analysert for fekale indikatorbakterier (se vedlegg C). I en blandeprøve av 10 avføringsklatter fra svaner ble det målt 1.5×10^7 *E. coli* per g og 1.3×10^5 Intestinale enterokokker per g, men det ble ikke påvist patogenene *Salmonella*, *Campylobacter* eller *Cryptosporidium* i 0.1 g prøve (analysert på NMBU-Veterinærhøgskolen). Det anbefales uansett å prøve å redusere mengden fugler på badestranden, f. eks ved å anmode folk om ikke å mate fuglene på stranda. Fuglemating kan med fordel heller gjøres et sted der folk ikke bader



Figur 2. Store mengder med fugler på Kadettangen sommeren 2014 førte til at det innimellom ble målt dårlig badevannskvalitet.

3. Overlevelse av indikatorbakterier og patogener i vann

For å modellere hvordan utslipp av kloakk påvirker forekomst av fekale indikatorbakterier og infektive patogener på badestrender i Indre Oslofjord er det viktig å bruke riktig input i modellen for beskrivelse av utdøingshastighet. Det er publisert resultater fra mange studier som har sett på overlevelsen til fekale indikatorbakterier i vann [17,18], som generelt viser stor variasjon i utdøingshastighet i de ulike studiene. En rekke forhold vil påvirke overlevelsessevnen til fekale indikatorbakterier og patogener når de tilføres sjøvann, blant annet lysforhold, vanntemperatur, salinitet, partikkelbinding, tilstedeværelse av beitere, konkurrerende bakterier, virus, mm. [17]. Basert på en gjennomgang av litteraturverdier for utdøingshastigheter observert i mørke, fant Pachepsky mfl. (2014) at for *E. coli* var $k_{20} = 0.7$ per døgn (utdøingshastighet ved 20 °C ved første ordens inaktiverings modell: $C/C_0 = e^{-kt}$), som tilsvarer en halveringstid på 1 døgn, en god gjennomsnittsverdi, med en temperaturavhengighet $Q_{10} = 3$ (Q_{10} er faktor som utdøingshastigheten minker med for hver 10 grader), som da gir en halveringstid på 1 uke ved 4 °C [18]. I sollys kan utdøingshastigheten være betydelig høyere, for eksempel fant Gutierrez-Cacciabue mfl (2016) 99% reduksjon i antall dyrkbare *E. coli* på <3 timer i sollys dersom vannet inneholdt lite partikler

[19], mens 3 døgn var nødvendig for 99% reduksjon dersom det var mye partikler i vannet som ble utsatt for sollys (tilsvarer $k_{20}=1.56$ / halveringstid på 0.44 dager).

I Water Quality Tools prosjektet har vi også gjennomført forsøk for å forsøke å beskrive hvordan ulike faktorer kan påvirke utdøingshastigheten. I en masteroppgave [20] ble flasker med sjøvann, der vannet var hentet fra ulike dyp i Oslofjorden (overflatevann og dypvann fra 60 m), tilsatt kloakk for å etterligne kloakkoverløp til overflaten og på dypt vann. Flaskene ble lagret ved 4 °C og 22 °C i mørket. Det var liten reduksjon i antall *E. coli* og Intestinale enterokokker etter 3 dager ved 4 °C for begge vannkvalitetene (halveringstid ca. 4 dager for *E. coli* og ca 15 dager for intestinale enterokokker). Ved 22 °C var det betydelig reduksjon i *E. coli* tilsatt dypvannet (halveringstid 0,7 dager), og en enda større reduksjon i overflatevannet (halveringstid 0,4 dager). Også intestinale enterokokker ble raskere redusert i overflatevann ved 22 °C enn i dypvann ved 22 °C, med halveringstid henholdsvis 1.2 og 3 dager. En mulig forklaring på en raskere utdøing i overflatevannet er mer biologisk aktivitet fra både beitere og konkurrerende mikroorganismer i overflatevannet sammenlignet med dypvannet. Dette forsøket ble gjentatt for å studere overlevelsen og infektiviteten til adenovirus når det tilsettes sjøvann av ulik kvalitet. Resultatene bearbeides for øyeblikket og vil bli publisert, men et hovedresultat var at antallet viruspartikler påvist med PCR var i størrelsesorden 10 000 ganger høyere enn antall dyrkbare/infektive virus ved tilsats av adenovirus til sjøvann. Det kan skyldes at virus-partiklene aggregerte når de ble tilsatt sjøvann eller at en stor andel raskt mistet infektiviteten. Antall virus-partikler (påvist med PCR) var svært bestandige når sjøvannet ble lagret ved 4 °C (<0.05 log reduksjon per døgn), men ble betydelig raskere redusert når sjøvannet ble lagret ved 20 °C (ca 0.5 log reduksjon per døgn=halveringstid 0.6 dager).

I et annet eksperiment undersøkte vi i hvilken grad ulike fekale indikatorer og virus sedimenterte, eller bandt seg til partikler og sedimenterte, i forskjellige vann typer (Vedlegg D). Vann og sediment ble hentet fra to innsjøer med forskjellig innhold av løst organisk karbon (Songsvann og Svartkulp) og fra to punkter i indre Oslofjord med forskjellig salinitet (utløpet av Sandvikselva og Kadettangen badestrand). Vannprøvene med og uten sediment fra samme lokasjon ble tilsatt *E. coli* og *Bacteroides*, bovint norovirus (BoNV), humant adenovirus (HAdV) og indikatorviruset colifagen MS2 og blandet godt. Reduksjonen i indikatorbakterier og virus ble beregnet som forskjell i konsentrasjon i vannfasen rett etter tilsats og etter risting og 21-22 timer med sedimentering. Triplikate flasker ble benyttet med kun testvann og med testvann tilsatt sediment. Resultatene er presentert i Figur 1 i Vedlegg E. For *E. coli* var det kun i kontakt med sedimentet fra utløpet av Sandvikselva det var en betydelig reduksjon etter sedimenteringsperioden, mens *Bacteroides* ikke så ut til å sedimentere eller binde seg til partikler. MS2 hadde liten eller ingen sedimentering i noen vannkvalitet, men hadde en betydelig reduksjon i infeksiose partikler i kontakt med organisk sediment (Svartkulp og Sandvikselva utløp). Reduksjonen i totalpartikler av MS2 (PCR) var betydelig mindre i Svartkulp sammenlignet med Sandvikselva utløp. BoNV hadde ingen reduksjon etter sedimenteringsperioden i brakkvann, men en liten reduksjon i Svartkulp med og uten sediment, og en betydelig reduksjon i Songsvann i kontakt med sediment (lav DOC i vannfase, uorganisk sediment). HAdV hadde en liten reduksjon i alle testflaskene, men med større reduksjon i brakkvann enn i ferskvann. Størst reduksjon av HAdV ble observert i Sandvikselva utløp i kontakt med sediment. Dette forsøket demonstrerte noen av forskjellene i egenskapene til indikatororganismer og forskjellige patogener, og viser at det er forskjell på fjerning av organismer fra vannfasen både med hensyn på forskjellig vannkvalitet/sedimenttype og forskjell mellom organismene. Noe av forklaringen ligger i fysiologien til organismene: Bakterier er betydelig større enn virus; *E. coli* er metabolsk aktiv mens *Bacteroides* er forventet å dø raskt; virus er også metabolsk inaktive; MS2, BoNV og HAdV har alle forskjeller i størrelse, oppbygning og isoelektrisk punkt. Kun MS2 ble testet for infektivitet (plakkmetoden), mens det ikke ble testet om BoNV og HAdV var inaktivert eller ikke.

I modelleringen av spredning av *E. coli* i Oslofjorden, som ble gjennomført i prosjektet, brukte vi en temperaturavhengig utdøingshastighet tilsvarende 1 døgn halveringstid ved 20 °C, 3 døgn ved 8 °C og 4.5 døgn ved 4 °C [9,13], som samsvarer bra med gjennomsnittsverdier fra litteraturen og resultatene fra laboratorieeksperimentene. Likevel, både litteraturverdier og egne eksperimenter viser at variasjonen i utdøingshastighet er stor. Også prøvetaking på badeplasser etter nedbørshendelser/kloakkoverløp viser at det noen ganger er mer og noen ganger mindre bakterier på badeplassene enn det man skulle forvente ut

fra forventede utslipp og spredningsforhold (egne målinger og målinger gjennomført under rutineovervåkingen i Oslo og Bærum). Kompliserte modeller er foreslått for beskrivelse av utdøing som tar hensyn til temperatur, sollys, siktedyp, salinitet og andre vannkvalitetsparametre [17]. Erfaringene våre fra Water Quality Tools-prosjektet tilsier at det vil være hensiktsmessig å bruke en temperaturavhengig utdøingshastighet, da økt temperatur gjerne forekommer i overflatelagene der det ofte vil være mer mikrobiologisk aktivitet og der indikatorbakteriene og patogenene er mer utsatt for sollys. Temperaturavhengigheten kan derfor indirekte ta inn ulike biotiske og abiotiske forhold som påvirker overlevelsen. For forholdene i Indre Oslofjord er vi derimot usikre på om det gir mer gevinst å bruke en mer komplisert modell, da dette også vil genere et mye større behov for inputdata, og usikkerheten uansett er stor.

I modellberegninger vil overlevelsen av *E. coli* være beskrivende for de bakterielle patogenene *Campylobacter* spp, *Salmonella* spp. og *E. coli* EHEC [18]. Enkelte virus og parasitter kan derimot overleve betydelig lenger enn *E. coli* [21-24]. Det er stor variasjon i litteraturen med hensyn på rapporterte verdier for overlevelse av parasitter og virus. Dette skyldes ikke minst at ulike metoder er brukt ved påvisningen. Noen påvisningsmetoder skiller ikke mellom infektive (de som kan gi infeksjoner) og ikke-infektive patogener. Generelt vil man kunne påvise patogener i vann med noen metoder (f.eks PCR/molekylære metoder) også en stund etter at patogenene har mistet evnen til å forårsake infeksjoner. På grunn av stor variasjon i litteraturverdier og usikkerhet rundt det å angi eksakte verdier for overlevelse av spesifikke patogener, brukte vi ikke-temperaturavhengige halveringstider på en dag, en uke og en måned i case-studiet/modellberegninger i Sandvika, for å undersøke hvordan patogener med ulik overlevelse vil spres til badeplassene etter en nedbørshendelse [25]. En halveringstid på en uke tilsvarer 90 % reduksjon på drøye 3 uker og 99 % reduksjon på ca. 7 uker. Det kan være en realistisk verdi for enkelte humanpatogene virus og parasitter. Robertson og Gjerde (2006) rapporterte 99 % reduksjon i antall *Giardia* cyster etter ca. 4 uker i ferskvann og tilsvarende reduksjon i antall *Cryptosporidium* oocyster etter ca. 20 uker ved norsk vintertemperatur [24]. En halveringstid på 1 måned må karakteriseres som svært konservativ. I fremtidige studier/modellberegninger vil det også være aktuelt å inkludere raskere utdøingshastigheter, blant annet fordi forsøkene våre med adenovirus som ble tilsatt sjøvann indikerte at få virus ble påvist å være infektive etter at de ble tilsatt sjøvann, med ytterligere reduksjon på ca. 1.5 log etter 2 dagers lagring i overflatevann ved 20 °C (publikasjon under utarbeidelse).

4. Modellering av spredning av *E. coli* og patogener i fjorden

I WaterQualityTools-prosjektet, og med støtte fra NIVAs strategiske instituttsatsing «Klimaeffekter fra fjell til fjord (2011-2015)», ble det satt opp en 3-dimensjonal numerisk strøm og spredningsmodell for Indre Oslofjord.

Det var ikke et mål i prosjektet å sette opp en modell som tar med alle tilførselskilder til Indre Oslofjord, spesielt siden vi så at også mindre lokale kilder (lokale overløp, småbekker, til og med fugler på stranda) påvirket vannkvaliteten lokalt. Det var heller et mål å demonstrere hvordan slike modeller kan være et nyttig verktøy for å studere effekt av definerte utslipp (elver som er resipient for kloakkoverløp, og de største overløpene direkte til fjorden), og vise hvordan tidevann og vindretning påvirker spredningen i fjorden [13]. GEMSS-modellen som NIVA har satt opp og DHI-modellen for Indre Oslofjord [14] kan begge være nyttige verktøy dersom Oslo kommune i fremtiden ønsker å modellere effekt av tiltak på avløpssystemene på badevannskvaliteten i fjorden. Hvor gode resultater man får fra slike modeller er avhengig av input til modellen. I prosjektet har vi forsøkt å samle data om tilførsler fra ulike kilder, som vi håper kan være til nytte i fremtidige prosjekter. Vi så at utslippsdyp og mulig innlagring i dypet kan ha stor betydning for spredningen i fjorden. I et oppfølgende prosjekt for VEAS ble derfor modellen Visual Plumes benyttet for å studere hvordan utløpstrålen fra overløpet fra VEAS-tunnelen på ca 25 meters dyp i Lysakerfjorden oppfører seg like etter at den forlater utslippsrøret. Deretter beregnet GEMSS-modellen den videre spredningen i fjorden [9]. Modelleringen indikerte at et mindre utslipp (tilført med lav

vannføring) muligens vil lagres inn på dypet, men et utslipp i størrelsesorden 3 m³/s vil være svært utfordrende å innlagre under overflata ved utslipp på omtrent 25 m dyp. Generelt viste modelleringen at et større utslipp fra VEAS-tunnelen, som typisk kan forekomme under og etter kraftig regn et par ganger hver badesesong, kan føre til høye konsentrasjoner av *E. coli* langs vestsiden av Lysakerfjorden med badeplassene Telenorstranda og Rolfstangen. Også Sollerudstranda kan bli betydelig påvirket. På alle disse strendene vil det være behov for varsel mot bading et par døgn etter slike store utslipp fra VEAS-tunnelen. Overløpet synes ikke å påvirke vannet i Bestumkilen og ved Bygdø sjøbad i samme grad, og under og etter kraftig nedbør vil sannsynligvis Hoffselva og Mærradalsbekken (med sine respektive overløp og kloakklekkasjer) og lokale overløp til fjorden påvirke badevannskvalitet på disse lokalitetene mer enn VEAS-overløpet. Også Sollerudstranda og Telenorstranda påvirkes i betydelig grad også av andre lokale utslipp.

Det ble gjennomført en mer omfattende studie i Sandvika-området for å modellere hvordan en nedbørshendelse påvirker utslipp av *E. coli* og patogener via Sandvikselva/kloakkoverløp og hvordan mikroorganismene ble spredt i fjorden i dagene etter nedbørshendelsen. Det ble også tatt prøver av *E. coli* i Sandvikselva/Øverlandselva og på badestrendene i området (Kadettangen, Kalvøya-lille badebukt, Kalvøya-store badebukt, Kalvøya-nudiststrand, og Høvikodden) under og i 4 dager etter nedbørshendelsen for å verifisere modellen. Spredningsmodelleringen ble kombinert med såkalt kvantitativ mikrobiell risikovurdering, for å estimere sannsynlighet for å få mage-tarm infeksjon ved å bade på strendene etter nedbørshendelsen. Resultatene fra studiet er publisert [25] og også nærmere beskrevet i kapittel 6.

5. Prøvetaking for å vurdere fekal påvirkning/forekomst av patogener ved utsatte lokaliteter i Indre Oslofjord

5.1 Case Fiskevollbukta

Modellering kan være nyttig for å studere hvordan større utslipp av *E. coli* og patogener vil spres over større avstander i fjorden. Effekt av mindre lokale utslipp (f. eks avstander < 100 m fra utslippskilde til badelokalitet) må studeres ved prøvetaking. Sommeren 2013 ble det gjennomført et case-studie på badeplassen Fiskevollbukta, med daglig prøvetaking. Vannkvaliteten var generelt dårlig ved utløpet av Ljanselva, spesielt etter nedbør, men betydelig bedre ved den lille stranda rett sør (<50 m) for bukta. Her var vannkvaliteten «utmerket» i henhold til EU-direktivet dersom man utelot prøvene tatt etter >10 mm nedbør siste døgn, men kun «tilstrekkelig» dersom man baserte beregningene på alle prøvene. Disse dataene indikerer derfor at badevannskvaliteten ved den lille stranda er god nok for de nasjonale målene Norge har satt i forbindelse med protokoll for vann og helse, men det forplikter at det innføres en generell advarsel mot bading et døgn etter kraftig nedbør og ellers advares mot bading dersom det er kjente større kloakkutslipp i området. Resultater fra studien kan leses i [15].

5.2 Analyse av patogener i badevannsprøver

I prosjektet ble det tatt noen få vannprøver fra badestrender i Indre Oslofjord som ble analysert for patogener mikroorganismer. Resultater fra disse vannprøvene er oppsummert i tabell 4.

Tabell 4. Vannprøver analysert for patogener i WaterQualityTools-prosjektet.

Når og hvor	Nedbør og kjente kloakkutslipp	Fekale indikatorer	Parasitter*	Virus**	Patogene bakterier***
Sollerudstranda 12.08.13 kl 17:15	Lokalt kraftig regnskyll 21 mm på Blinden rett før, lite overløp VEAS-tunellen, 9300 <i>E. coli</i> i Lysakerelva, vind-nord	121 <i>E. coli</i> /100 ml 15 IE/100 ml	3 <i>Crypto</i> /10L 0 <i>Giardia</i> /10L	Ikke påvist	Ikke påvist
Sollerudstranda 13.08.13 kl 09:15	Finvær 740 <i>E. coli</i> Lysakerelva	135 <i>E. coli</i> /100 ml 11 IE/100 ml	0 <i>Crypto</i> /10L 2 <i>Giardia</i> /10L	NoV GII påvist	Ikke påvist
Sollerudstranda 14.08.2013 kl 09:15	Finvær 670 <i>E. coli</i> Lysakerelva	10 <i>E. coli</i> /100 ml 1 IE/100 ml	4 <i>Crypto</i> /10L 0 <i>Giardia</i> /10L	Ikke påvist	Ikke påvist
Kadettangen**** 11.08.14 kl 11	9 mm nedbør om morgenen, SVANER!!	540 <i>E. coli</i> /100 ml 220 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	AdV og NoV GI påvist	Ikke påvist
Kadettangen**** 12.08.14 kl 9	5 mm nedbør SVANER!!	1200 <i>E. coli</i> /100ml 400 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	Ikke påvist	Ikke påvist
Kalvøya-lille 11.08.14 kl 11	9 mm nedbør om morgenen	160 <i>E. coli</i> /100 ml 90 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	Ikke påvist	Ikke påvist
Kalvøya-lille 12.08.14 kl 9	5 mm nedbør	86 <i>E. coli</i> /100 ml 50 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	NoV GI påvist	Ikke påvist
Sandvikselva 11.08.14 kl 11	9 mm nedbør om morgenen	1100 <i>E. coli</i> /100ml 600 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	AdV påvist	Ikke påvist
Sandvikselva 11.08.14 kl 11	5 mm nedbør	630 <i>E. coli</i> /100 ml 700 IE/100 ml	Ikke påvist/5L	Ikke påvist	Ikke påvist

* Det ble analysert for parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* med metode basert på immunomagnetisk separasjon og fluorescens mikroskopi (NMBU-Veterinærhøgskolen).

**Det ble analysert for Adenovirus (AdV), Norovirus (NoV) genotype I og genotype II med metode basert på real-time PCR (NMBU-Veterinærhøgskolen). Deteksjonsgrensen til virus metodene var ca. 160 genkopier per 100 ml.

***Det ble analysert for *Salmonella* og *Campylobacter* med dyrkemethode, deteksjonsgrense 1 per 100 ml (NMBU-Veterinærhøgskolen).

**** Høye konsentrasjoner av indikatorbakterier på Kadettangen skyldes sannsynligvis mange svaner og andre fugler på stranda.

Oppsummert viste analyse av patogener i 7 badevannsprøver fra Sollerudstranda, Kadettangen og Kalvøya:

-*Salmonella* og *Campylobacter* ble ikke påvist i noen av prøvene (dvs <1 per 100 ml).

-NoV GII ble påvist i 1 prøve, NoV GI i 2 prøver og AdV i en prøve. Virusmengdene var for lave til å kunne kvantifisere, men det var over deteksjonsgrensen på 1600 genkopier per liter.

-*Cryptosporidium* eller *Giardia* ble påvist i lave konsentrasjoner (2-4 per 10 L) i alle 3 tre prøvene tatt fra Sollerudstranda.

-Det var ingen sammenheng mellom konsentrasjonen av fekale indikatorbakterier og patogener i vannprøvene.

5.3 Analyse av patogener i blåskjell

Analyse av patogener i vannprøver vil kun gi et øyeblikksbilde av konsentrasjonen i en liten vannmengde. Konsentrasjonen av patogener i Indre Oslofjord forventes å variere betydelig i tid og rom avhengig av smittesituasjonen hos individene som bidrar med fekal forurensning på ulike lokaliteter (kloakk/mennesker, dyr eller fugler), størrelsen og nærheten til de ulike fekalutslippene og av værforhold og vannkvalitet som påvirker patogenenes spredning og videre skjebne etter utslipp. Det må derfor tas mange prøver for å få et representativt bilde av forekomsten på ulike lokaliteter under ulike forhold.

Et voksent blåskjell filtrerer om lag 60 liter sjøvann daglig og i prosjektet ble naturlig voksende blåskjell benyttet som såkalt «biomonitor» for å få et bedre gjennomsnittsbilde av lokal vannkvalitet enn det en tilfeldig vannprøve gir. Blåskjell ble plukket på fem ulike lokaliteter i Indre Oslofjord, der alle lokalitetene

(Bestumkilen, Frognerkilen, Fiskevollbukta, Bjørvika og Hovedøya-øst) var utsatt for kloakkpåvirkning og kloakkoverløp i forbindelse med nedbør. Det ble plukket blåskjell på 5 ulike dager etter ulike nedbørsforhold. Resultatene viste at på lokalitet Bjørvika var det generelt mye *E. coli* i blåskjellene uavhengig av nedbør, mens på de andre lokalitetene (spesielt i Bestumkilen der blåskjellene vokste nær utløpet av Hoffselva) ble det påvist betydelig mer *E. coli* og patogener etter to dager med mye nedbør sammenlignet med etter tørre dager. Også i Bjørvika ble det generelt påvist mest patogener etter mye nedbør. Resultatene er publisert i [26].

I denne studien var det en ganske god korrelasjon mellom mengden *E. coli* og mengden Norovirus GII i blåskjellene. *Salmonella* og Sapovirus ble dessuten kun påvist i blåskjell med høye nivå av *E. coli*/etter mye nedbør og en større andel av blåskjell med mye *E. coli* inneholdt parasittene *Cryptosporidium* og/eller *Giardia*. Forklaringer på «uvanlig» god korrelasjon mellom *E. coli* og patogener i blåskjellene i denne studien kan være at kloakk var hovedkilden til *E. coli* (mindre totalt bidrag fra dyr og fugler), at kloakken stammet fra et stort antall mennesker (som «jevner ut» individuelle variasjoner) og at blåskjellene dessuten gav et gjennomsnittsbilde av vannkvaliteten fra en større vannmengde.

Data fra de 25 blåskjellprøvene kan si noe om forekomst av patogener relativt til *E. coli* i kloakkpåvirkede urbane områder i Indre Oslofjord, som til en viss grad kan være med å gi innspill til risikovurderinger i områder der man har mye data om *E. coli* og lite data om spesifikke patogener (dog representerer dataene kun smittesituasjonen (i nærområdene) sommeren 2013):

- *Salmonella* ble påvist i 5 prøver som inneholdt fra 1200 til 230 000 *E. coli* per 25 gram. Ingen av de 11 prøvene som hadde <1200 *E. coli* per 25 gram inneholdt *Salmonella*. 9 prøver med 1600-12000 *E. coli* per 25 gram inneholdt heller ikke *Salmonella* → Et forholdstall mellom *Salmonella* og *E. coli* på 1:1200 kan derfor være et sannsynlig konservativt estimat, men dette forholdstallet kan også være <1:12 000. *Salmonella* ble påvist med dyrketeknikk og angir derfor infektive bakterier.
- Parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* ble påvist i 9 av de 25 blåskjellprøvene (3-4 g ble analysert). I disse 9 prøvene varierte forholdstallet parasitter: *E. coli* fra 1:12 til 1:3700. Analysemetoden for parasitter skiller ikke mellom infektive og ikke-infektive parasitter.
- Bare tarmsystemet (hepatopankreas) ble analysert for virus, mens hele blåskjellinmaten ble analysert for *E. coli* og de øvrige patogenene. Hepatopankreas utgjør ca 30% av innmaten [27] og verdiene vi fant for 1 g hepatopankreas korresponderer derfor til ca 3 g innmat.
- Sapovirus ble påvist i 6 av de 25 blåskjellprøvene, som alle inneholdt mye *E. coli*. I de 3 prøvene det var mulig å kvantifisere mengder Sapovirus, var forholdstallet Sapovirus: *E. coli* fra 1:2 til 1:10.
- Norovirus GII ble påvist i 23 av de 25 blåskjellprøvene. Det var mer NoV GII enn *E. coli* i 22 av de 23 positive prøvene. Forholdstallet NoV GII: *E. coli* varierte fra 1:0.01 til 1:3.
- Norovirus GI ble påvist i 16 av de 25 blåskjellprøvene. Forholdstallet NoV GI: *E. coli* varierte fra 1:0.01 til 1:19. I snitt var det omtrent like mye *E. coli* som NoV GI i blåskjellene.
- Det er viktig å bemerke at analysemetodene for virus ikke skiller mellom infektive og ikke-infektive viruspartikler. Ved å sammenligne mengdene NoV relativt til *E. coli* i blåskjellene forurenset med kloakk og i innkommende kloakk til norske renseanlegg [12], så var det forholdsvis mer NoV relativt til *E. coli* i blåskjellene enn i kloakk (i snitt ca 10x mer NoV GI og ca 100x mer NoV GII relativt til *E. coli*). Det indikerer at det er en betydelig transport av viruspartikler i fjorden fra utslippspunktet (kloakkoverløp) til viruspartiklene blir tatt opp i blåskjellene (dvs. de sedimenterer ikke underveis). Store mengder NoV GII ble f.eks. påvist i blåskjellene fra Hovedøya øst som ligger ca. 1 km unna utløpet av Alna og Akerselva som mottok betydelige kloakkoverløp under kraftig nedbør i 2013 (før Midgardsorten). Persistensen/bestandigheten til virus-partiklene syntes å være bedre enn dyrkbarheten til *E. coli* under denne transporten, dog vet vi mindre om hvorvidt viruspartiklene beholder evnen til å gi infeksjoner.

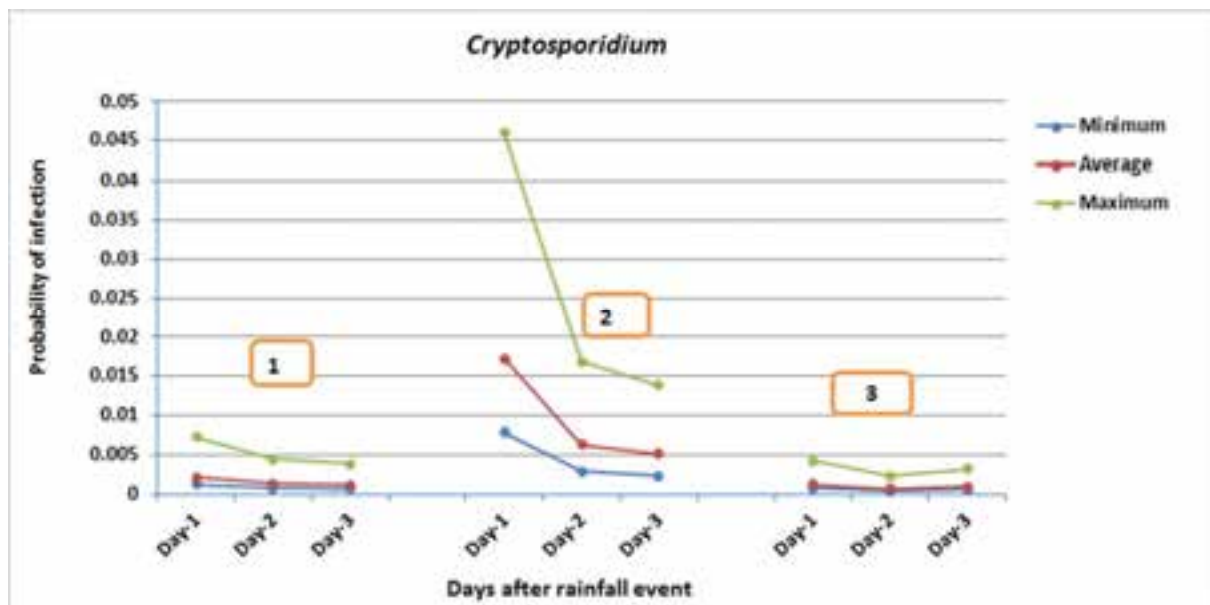
6. Vurdering av risiko for å bade på utsatte strender etter kraftig nedbør

Det er eksempler på større utbrudd av mage-tarm infeksjon etter svømming i fekalt forurenset vann. Det ble f. eks arrangert et svømmestevne i Strathclyde Loch, Skottland, etter kraftig regn 23. Juni 2012. I dagene etter ble 60 av 72 svømmere syke med oppkast og/eller diare. Det ble påvist Norovirus i 5 av 6 av pasientenes avføringsprøver. Blant 6 sikkerhetsvakter som deltok i kajakk, så ble 3 av dem også syke. Ingen av de 5 som var tilstede uten å delta ble syke [28]. Tilsvarende, etter et svømmestevne i elva Themsen den 7. Oktober 2012 ble minst 31% av 1100 svømmere syke med oppkast/diare [29]. Også i sjøvann er det eksempler på større utbrudd etter at mange har svømt i sterkt kloakkpåvirket vann, som etter triathlon i København etter kraftig regn i august 2010 der 42% av 838 deltagere ble syke med oppkast/diare. Det ble estimert at vannet de svømte i inneholdt så mye som 1.5×10^4 *E. coli* per 100 ml på grunn av store kloakkoverløp. *Campylobacter*, *Giardia lamblia* og patogener *E. coli* var årsak til noen av sykdomstilfellene. Til sammenligning, året etter da konkurransen foregikk uten kraftig nedbør i forkant ble 8% syke etter stevnet [30].

Sannsynligheten for å bli syk etter å ha badet i kloakkforurenset vann avhenger ikke bare av mengden kloakkforurensning, men også av smittesituasjonen til de som har produsert kloakken. Dersom det er større utbrudd av mage-tarm infeksjon i befolkningen (eller enkeltindivider som produserer svært store mengder, såkalte «supershedders»), er det gjerne forhøyet konsentrasjon av aktuell patogen i kloakken. Dersom den fekale forurensningen hovedsakelig stammer fra individer som ikke er syke eller smittebærere, vil det være langt mindre patogener relativt til fekale indikatorbakterier i vannet.

Verdiene for fekale indikatorbakterier som er satt for å klassifisere badevannskvaliteten i EUs badevannsdirektiv er satt på bakgrunn av epidemiologiske studier. Det er ingen klar sammenheng mellom indikatorbakterier og antall patogener eller antall syke etter bading, og grenseverdiene er oppgitt som 95-persentiler som beregnes ut fra resultater fra vannprøvene tatt siste 4 år. Hvis de beregnede 95-persentilene tilsier god eller utmerket badevannskvalitet, vurderes risikoen ved å bade på badeplassen som akseptabel.

For badeplasser med sterkt varierende vannkvalitet, vil sannsynligheten for å pådra seg infeksjon variere avhengig av vannkvaliteten når man faktisk bader. I prosjektet har vi benyttet en metodikk som kombinerer ulike modeller for å vurdere sannsynlighet for mage-tarm infeksjon ved å bade etter en nedbørshendelse (der vi antar kloakkoverløp er kilde til forhøyede konsentrasjoner av *E. coli*). Metoden ble demonstrert for badeplassene rundt Sandvika i Bærum for en typisk kraftig nedbørshendelse 7. juli 2014, og kombinerte informasjon om 1) konsentrasjoner av patogener relativt til *E. coli* i kloakk fra tidligere publiserte norske studier, 2) estimert utslipp av kloakk under nedbørshendelsen, 3) spredningsmodellering for å beregne konsentrasjoner av patogener på strendene i området i dagene etter nedbørshendelsen, 4) sannsynlig mengde vann som svelges av barn og voksne ved bading og 5) dose-respons-modeller fra litteraturen. Generelt viste studiet at advarsel mot å bade et døgn etter kraftig nedbør er et godt tiltak, og risikoen for å pådra seg mage-tarm infeksjon da er akseptabel med hensyn på bakterier og parasitter (basert på gjennomsnittsverdier). For virus er det derimot vanskelig å trekke konklusjoner fordi vi ikke vet nok om hvorvidt norovirus beholder evnen til å forårsake infeksjoner etter utslipp i sjøvann. Resultatene fra studiet er publisert i [25]. Slike studier er basert på mange forenklete antagelser og det er stor usikkerhet knyttet til inputdata i modellene. Det er derfor stor usikkerhet knyttet til estimatene. Ved å variere input-verdi for en parameter (f.eks bruke minimum, gjennomsnitt og maksimum), mens de andre parameterne holdes konstante, kan vi få et inntrykk av hvor sensitiv beregnet sannsynlighet for infeksjon er for variasjon i denne parameteren. Som eksempel er dette vist i figuren 3, der konsentrasjonen av *Cryptosporidium* i kloakk varierte fra minimum-maksimum (henholdsvis 4000-24000 oocyster/L kloakk).



Figur 3. Beregnet sannsynlighet for å pådra seg infeksjon med parasitten *Cryptosporidium* for barn som bader på 1) Kadettangen, 2) Kalvøya lille badebukt og 3) Høvikodden en, to og tre dager etter nedbørshendelsen den 7. juli 2014. De ulike kurvene viser beregnet sannsynlighet for infeksjon ved ulike mengder *Cryptosporidium* i kloakk som gikk i overløp under nedbørshendelsen (minimum, gjennomsnitt og maksimum). Figuren er hentet fra supplerende data til [25].

7. Badevannsovervåkning i «nær sanntid»

7.1 Modeller

Tradisjonell prøvetakning med ukentlige/månedlige prøver av badevannet er egnet for å få et bilde av status for vannkvaliteten på badeplassen, men det er ikke egnet for å varsle publikum ved korttidsforurensing. Selv daglige vannprøver er ikke tilstrekkelig fordi analyseresultatet ikke er klart før dagen etter, og da kan vannkvaliteten være betydelig endret. I flere internasjonale prosjekter er muligheten for å benytte seg av sanntidsinformasjon (kjente kloakkutslipp, nedbør, vindretning, måling av turbiditet/andre hurtigmatoder etc.) undersøkt for bedre å kunne varsle når badevannskvaliteten er uakseptabel.

For København havn er det f. eks satt opp et system for kontinuerlig varsling av badevannskvaliteten som blant annet inkluderer bruk av 3-D strøm og spredningsmodell (<https://www.dhigroup.com/global/news/imported/2012/9/7/safebathingwaterintheheartofcopenhagenharbour>).

Slike modeller kan være nyttige, men de trenger kontinuerlig input av en rekke parametere, f. eks informasjon om kloakk-overløp og vær- og vindforhold som påvirker spredningen av forurensning i området.

Dersom man kjenner til hvordan ulike nedbørshendelser eller kjente kloakkutslipp tidligere har påvirket vannkvaliteten (ved prøvetaking og/eller modellkjøringer), så kan dette også være nyttig kunnskap for å vurdere om nye utslipp/nedbørshendelser vil ha så store konsekvenser for badevannskvaliteten at det vil kreve varsling mot bading. Prøvetaking og analyse av fekale indikatorbakterier ved den lille stranda på

Fiskevollbukta og på Kadettangen (dersom man neglisjerte sannsynlig bidrag fra svanene) indikerte at badevannskvaliteten var god ved ingen eller mindre mengder nedbør siste 24 timer før prøvetaking (<10 mm), men ved større mengder kan det være lurt å vente et døgn før det bades.

På mange lokaliteter vil prøvetaking for å forsøke å verifisere spredningsmodeller være utfordrende (vise lite samsvar) fordi utslipp fra små fekalkilder i nærheten, som ikke er tatt med i modellberegningene, vil kunne påvirke vannkvaliteten. Det samme kan oppvirling av bakterier fra sedimenter. Utdøingshastigheten til tarmbakterier er også vanskelig å modellere/forutsi og varierer med f. eks lysforhold, temperatur og vannkvalitet. Vi har sett i prosjektet at bakterier som slippes ut via kloakk-overløp til dypt vann muligens vil overleve godt så lenge de er på dypet, men sannsynligvis dø raskere hvis avløpsstrømmen føres til overflaten. Ved å manipulere med vind-retning og vindstyrke i modellberegninger så vi f. eks. at spredningen av *E. coli* fra Sandvikselva til Kadettangen [16] og fra Akerselva og Alna til Bjørvika [13] ble betydelig påvirket av vindretningen. Vi forsøkte oss dessuten med prøvetakning ved Rolfstangen/vestsiden av Lysakerfjorden 1-2 døgn etter kraftig nedbør (som gav større kloakkoverløp fra VEAS-tunnelen i Lysakerfjorden) for å verifisere modellert effekt av et slikt utslipp. Prøvetakningen bekreftet at vannkvaliteten ved Rolfstangen påvirkes mest under høyvann i dagene etter større utslipp fra VEAS-overløpet i Lysakerfjorden. Etter et utslipp fra VEAS-tunnelen på 102 000 m³ den 18. oktober 2014, ble det 1.5 døgn senere målt 1100 *E. coli*/100 ml ved Rolfstangen. Etter et noe større overløp fra VEAS-tunnelen, dvs. 195 000 m³ den 05.08.2015, ble det kun målt 30 *E. coli*/100 ml på Rolfstangen under lavvann (stigende vannstand) ca. 1.5 døgn etter overløpet, men 600 *E. coli*/100 ml noen timer senere under høyvann. Modellkjøringene indikerte at et utslipp fra VEAS-tunnelen skulle gi i størrelsesorden 1000 *E. coli*/100 ml på Rolfstangen etter utslipp av denne størrelsen. Modellkjøringene indikerte at Sollerudstranda vil kunne påvirkes av VEAS-overløpet i minst like stor grad som Rolfstangen (heller større), men denne stranden er også svært utsatt for andre lokale overløp.

En generell advarsel mot bading ett døgn etter kraftig nedbør vil være en nyttig hovedregel på flere utsatte lokaliteter i Indre Oslofjord. Noen steder kan det muligens være behov for advarsel mot bading flere dager etter kraftig nedbør eller kjente kloakkutslipp, f.eks. på Sollerudstranda og vestsiden av Lysakerfjorden dersom det har vært overløp fra VEAS-tunnelen større enn ca. 200 000 m³.

7.2 Hurtigmatoder og automatiserte metoder

Ulike metoder for overvåkning av badevannskvalitet har blitt testet i prosjektet. Et CALM instrument fra Colifast AS (som var partner i prosjektet) har vært plassert ved Myraløkka for daglig automatisert overvåkning av hygienisk vannkvalitet i Akerselva i sommersesongen. En vekstbasert metode, som tar 9-14 timer før resultatet er klart, ble opprinnelig benyttet, men sommeren 2014 ble også en automatisert hurtigmatode (1-2 timer basert på direkte måling av β -D-galaktosidase aktivitet) videreutviklet og testet. Metoden viste gode resultater for påvisning av høye nivå av fekal forurensning. En manuell versjon av denne hurtigmatoden ble også testet for overvåkning av hygienisk badevannskvalitet i sjøvann, men på grunn av interferens fra alger og *Vibrio* og reduksjon i enzymaktiviteten ved høye saltkonsentrasjoner, synes metoden å være bedre egnet for ferskvann enn saltvann. Flere resultater fra dette arbeidet kan leses i referansene [7,31].

7.3 Metode for mikrobiell kildesporing

Noen ganger kan det være nyttig å undersøke om tarmbakteriene som påvises på en lokalitet hovedsakelig skyldes avføring fra mennesker (kloakk) eller dyr/fugler. I prosjektet ble det etablert en metode for mikrobiell kildesporing av en humanspesifikk bakterie i gruppen *Bacteroides*. Etablering av metoden og noen resultater av bruk ble presentert i Fagtreffet «Forurensingskilder og fordeling» arrangert av Vannforeningen 12.oktober 2015 på Ingeniørenes Hus, Oslo med tittel «Etablering av en bakteriell kildesporingsmetode -og tre eksempler på anvendelse i urban setting». Her følger en kort oppsummering: Markøren som kalles HF183 [32] ble valgt ut av de mange metodene som finnes i litteraturen fordi den

hadde vist god spesifisitet og sensitivitet sammenlignet med flere andre markører testet i flere land [33-35]. På grunn av lokale variasjoner i mikrobiell flora bør mikrobielle kildeporingsmetoder verifiseres på nye steder [36]. Test av HF183 på lokale fekalieprøver gav følgende resultat:

- Hunder: 3 av 10 positive (nær deteksjongrensa)
- Måker: 0 av 3 positive
- Gjess: 1 av 10 positive (nær deteksjongrensa)
- 13 humanprøver: 11 av 13 positive (fortynnet 1:10⁵)
- 2 kloakk-prøver: 5x10⁸ – 3x10¹⁰ genkopier per 100ml

Disse resultatene er sammenlignbare med litteraturverdiene og viser at markøren HF183 ser ut til å kunne brukes under norske forhold, selv om den ikke er 100% sensitiv eller 100% spesifikk.

8. Oppsummering

Vi håper prosjektet har bidratt med kunnskap, analysemetoder og modellverktøy/input til modellverktøy som kan være til nytte i arbeidet for å prioritere tiltak for at «lokaliteter der det tilrettelegges for friluftsbad, skal ha utmerket vannkvalitet i henhold til EUs badevannsdirektiv», som er et mål vedtatt av regjeringen som et resultat av WHO's protokoll for vann og helse [2].

I prosjektet har vi demonstrert hvordan kraftig nedbør gir kloakkoverløp og dårlig badevannskvalitet på flere lokaliteter i Indre Oslofjord. Vann- og avløpsetaten i Oslo jobber kontinuerlig med tiltak for å redusere utslipp fra avløpsnettet til Indre Oslofjord, deriblant var tiltaket Midgardsormen stort, viktig og nødvendig. Det trengs fortsatt stort fokus på å begrense utslippene, ikke minst fordi dette arbeidet blir enda mer utfordrende under fremtidige forhold med sterk befolkningsøkning og klimaendringer. Det er et ønske fra utbyggere, publikum og politikere å få badebrygger på stadig nye lokaliteter. Vi anbefaler at det ikke tilrettelegges for friluftsbad på «enhver» lokalitet. Likevel, badeplasser i urbane områder er et «gode», og på lokaliteter der vannkvaliteten er god på de fleste sommerdagene kan det være forsvarlig å tilrettelegge for bading. Dette krever at det advares mot bading de få dagene hver sommer som badevannskvaliteten er uakseptabel. Generelt bør slike advarsler være basert på sanntidsinformasjon (f.eks om nedbørmengder eller kjente kloakkutslipp), ikke på ukentlige prøver. En generell advarsel mot å bade et døgn etter kraftig nedbør kan være tilstrekkelig på enkelte lokaliteter. På andre lokaliteter kan større kloakkutslipp kreve at det gis advarsel for flere dager. Informasjon om hvor lenge humanpatogene virus beholder evnen til å gi infeksjoner etter utslipp til vann, representerer et betydelig kunnskapshull for å kunne gi konkrete anbefalinger om hvor store kloakkutslipp som kan tolereres og hvor lenge etter utslippet det eventuelt bør advares mot bading.

9. Referanser

1. EU. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 Concerning the Management of Bathing Water Quality and Repealing Directive 76/160/eec. Available online: <http://eur-lex.Europa.Eu/legal-content/en/txt/?Uri=celex:32006l0007>. 2006.
2. Mattilsynet. Nasjonale mål – vann og helse. http://www.Mattilsynet.No/mat_og_vann/vann/protokoll_om_vann_og_helse/nasjonale_maal_for_vann_og_helse.15130/binary/nasjonale%20m%c3%a5l%20for%20vann%20og%20helse.2014.
3. Daviknes, H. *Årsrapport 2012. Vannkvalitet ved friluftsbad i Oslo*. Bymiljøetaten, Oslo kommune. Norway; 2012.

4. An, Y.J.; Kampbell, D.H.; Breidenbach, G.P. *Escherichia coli* and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environ. Pollut.* **2002**, *120*, 771-778.
5. Phillips, M.C.; Solo-Gabriele, H.M.; Piggot, A.M.; Klaus, J.S.; Zhang, Y.F. Relationships between sand and water quality at recreational beaches. *Water Res.* **2011**, *45*, 6763-6769.
6. Grondahl-Rosado, R.C.; Tryland, I.; Myrmel, M.; Aanes, K.J.; Robertson, L.J. Detection of microbial pathogens and indicators in sewage effluent and river water during the temporary interruption of a wastewater treatment plant. *Water Qual Expos Hea* **2014**, *6*, 155-159.
7. Tryland, I.; Braathen, H.; Wennberg, A.C.; Eregno, F.E.; Beschorner, A.-L. Monitoring of β -D-galactosidase activity as a surrogate parameter for rapid detection of sewage contamination in urban recreational water. *Water* **2016**, *8*, 1-12.
8. Oliinyk, A.; Eregno, F.E.; Tryland, I.; Heistad, A. *Characterization of wastewater with regard to microbial and physicochemical parameters*; In: Selected papers from the Water Harmony project; pp 147-152. **2015**
9. Staalstrøm, A.; Tjomsland, T.; Tryland, I.; Kempa, M.; Tryland, I. *Vurdering av Veas sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden. NIVA rapport 6729-2014. 62s. ; 978-82-577-6464-7978-1-61324-716-7*; Norsk institutt for vannforskning. **2014**.
10. Farnleitner, A.H.; Ryzinska-Paier, G.; Reischer, G.H.; Burtscher, M.M.; Knetsch, S.; Kirschner, A.K.T.; Dirnbock, T.; Kuschnig, G.; Mach, R.L.; Sommer, R. *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources. *J Appl Microbiol* **2010**, *109*, 1599-1608.
11. Havelaar, A.H.; Furuse, K.; Hogeboom, W.M. Bacteriophages and indicator bacteria in human and animal feces. *J. Appl. Bacteriol.* **1986**, *60*, 255-262.
12. Myrmel, M.; Lange, H.; Rimstad, E. A 1-year quantitative survey of noro-, adeno-, human boca-, and hepatitis e viruses in raw and secondarily treated sewage from two plants in norway. *Food Environ. Virol.* **2015**, *7*, 213-223.
13. Tjomsland, T.; Tryland, I.; Kempa, M. *Modellert spredning av E. coli i Indre Oslofjord. Innledende arbeid for å studere effekt av vind og strømningsforhold. Niva-rapport 6703-2014. 50 sider; 2014*.
14. König, A. *Utslipp fra midgardsormen. Modellerings av strømming og bakterier i Oslofjord. DHI-rapport for Oslo kommune. 43 sider. 2013*.
15. Bouchalová, M.; A., W.; Tryland, I. Impact of rainfall on bathing water quality – a case study of fiskevollbukta, Inner Oslofjord, Norway. *VANN* **2013**, *4*, 491-498.
16. Eregno, F.E.; Tryland, I.; Tjomsland, T.; Kempa, M.; Heistad, A. Hydrodynamic modelling of microbial water quality at the recreational beaches using *E. coli* as an indicator of faecal contamination. *Submitted. 2016*
17. Hipsey, M.R.; Antenucci, J.P.; Brookes, J.D. A generic, process-based model of microbial pollution in aquatic systems. *Water Resour. Res.* **2008**, *44*, 26.
18. Pachepsky, Y.A.; Blaustein, R.A.; Whelan, G.; Shelton, D.R. Comparing temperature effects on escherichia coli, salmonella, and enterococcus survival in surface waters. *Letters in Applied Microbiology* **2014**, *59*, 278-283.
19. Gutierrez-Cacciabue, D.; Cid, A.G.; Rajal, V.B. How long can culturable bacteria and total DNA persist in environmental waters? The role of sunlight and solid particles. *Sci. Total Environ.* **2016**, *539*, 494-502.
20. Silva, E. *The fate of faecal indicator bacteria in water. Masteroppgave ved NMBU. 2016*.
21. Espinosa, A.C.; Mazari-Hiriart, M.; Espinosa, R.; Maruri-Avidal, L.; Mendez, E.; Arias, C.F. Infectivity and genome persistence of rotavirus and astrovirus in groundwater and surface water. *Water Res.* **2008**, *42*, 2618-2628.
22. Ngazoa, E.S.; Fliss, I.; Jean, J. Quantitative study of persistence of human norovirus genome in water using taqman real-time rt-pcr. *J Appl Microbiol* **2008**, *104*, 707-715.
23. Peng, X.; Murphy, T.; Holden, N.M. Evaluation of the effect of temperature on the die-off rate for cryptosporidium parvum oocysts in water, soils, and feces. *Appl Environ Microb* **2008**, *74*, 7101-7107.
24. Robertson, L.J.; Gjerde, B.K. Fate of cryptosporidium oocysts and giardia cysts in the norwegian aquatic environment over winter. *Microb. Ecol.* **2006**, *52*, 597-602.

-
25. Eregno, F.E.; Tryland, I.; Tjomsland, T.; Myrmel, M.; Robertson, L.J.; Heistad, A. Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall event. *Sci. Total Environ.* **2016**, *548-549*, 270-279.
 26. Tryland, I.; Myrmel, M.; Ostensvik, O.; Wennberg, A.C.; Robertson, L.J. Impact of rainfall on the hygienic quality of blue mussels and water in urban areas in the inner oslofjord, norway. *Mar Pollut Bull* **2014**, *85*, 42-49.
 27. Bricelj, V.M.; Lee, J.H.; Cembella, A.D.; Anderson, D.M. Uptake kinetics of paralytic shellfish toxins from the dinoflagellate alexandrium-fundyense in the mussel mytilus-edulis. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* **1990**, *63*, 177-188.
 28. Kohli, H.S. *Public health 2012 / 13*. The annual report of the director of public health. p 21-22. **2013**. Available at: <http://www.nhslanarkshire.org.uk/publications/Documents/PublicHealth-2012-13.pdf>
 29. England, P.H. *Epidemiological investigation of an outbreak of gastrointestinal illness following a mass-participation swim in the river Thames London october 2012*. **2013**. Available at: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/331702/ThamesSwim-epidemiological_report_on_outbreak_of_gastrointestinal_illness.pdf
 30. Harder-Lauridsen, N.M.; Kuhn, K.G.; Erichsen, A.C.; Molbak, K.; Ethelberg, S. Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, denmark, 2010-2011. *PLoS One* **2013**, *8*, 8.
 31. Tryland, I.; Braathen, H.; Beschorner, A.-L.; Muthanna, T.M. Vurdering av metoder for overvåking av hygienisk badevannskvalitet. *Vann* **2012**, *47*, 194-206.
 32. Seurinck, S.; Defoirdt, T.; Verstraete, W.; Siciliano, S.D. Detection and quantification of the human-specific hf183 bacteroides 16s rrna genetic marker with real-time pcr for assessment of human faecal pollution in freshwater. *Environmental Microbiology* **2005**, *7*, 249-259.
 33. Ahmed, W.; Goonetilleke, A.; Powell, D.; Gardner, T. Evaluation of multiple sewage-associated bacteroides pcr markers for sewage pollution tracking. *Water Research* **2009**, *43*, 4872-4877.
 34. Haugland, R.A.; Varma, M.; Sivaganesan, M.; Kelty, C.; Peed, L.; Shanks, O.C. Evaluation of genetic markers from the 16s rrna gene v2 region for use in quantitative detection of selected bacteroidales species and human fecal waste by qpcr. *Systematic and Applied Microbiology* **2010**, *33*, 348-357.
 35. Boehm, A.B.; Van De Werfhorst, L.C.; Griffith, J.F.; Holden, P.A.; Jay, J.A.; Shanks, O.C.; Wang, D.; Weisberg, S.B. Performance of forty-one microbial source tracking methods: A twenty-seven lab evaluation study. *Water Research* **2013**, *47*, 6812-6828.
 36. Reischer, G.H.; Kasper, D.C.; Steinborn, R.; Farnleitner, A.H.; Mach, R.L. A quantitative real-time pcr assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. *Lett. Appl. Microbiol.* **2007**, *44*, 351-356.
-

Vedlegg A. Tarmbakterier i kloakk/human avføring

E. coli og Intestinale enterokokker i kommunalt avløpsvann			
	E. coli	Int. enterokokker	
	MPN/100 ml	cfu/100 ml	
Ås* 15.10.14 kl 9:30	1,6E+07	3,9E+04	*Kommunal avløpsledning Ås (ca 500 personer tilknyttet)
Ås* 15.10.14 kl 13	3,4E+06	3,1E+05	Total P varierer fra 4-20 mg/L
Ås* 15.10.14 kl 17	4,1E+06	1,3E+06	
Ås* 16.10.14 kl 9:30	9,6E+05	6,9E+04	
Ås* 16.10.14 kl 13	3,7E+06	9,9E+03	
Ås* 16.10.14 kl 19	2,3E+05	6,2E+04	
Ås* 17.10.14 kl 9:30	2,4E+07	5,3E+05	
Ås* 17.10.14 kl 13:30	4,2E+05	8,4E+04	
Ås* 17.10.14 kl 17	1,8E+06	5,4E+04	
Ås* 18.11.14 kl 9	6,3E+05	2,4E+05	
Ås* 18.11.14 kl 13	7,3E+06	1,0E+05	
Ås* 18.11.14 kl 17	3,7E+06	9,5E+04	
Drøbak** 08.06.15 kl 9	5,0E+06	6,5E+05	**Skihelle avløpsrenseanlegg ca 12 000 personer tilknyttet
Drøbak** 28.10.15 kl 9	3,9E+06	5,9E+05	Innkommende råkloakk
Fjellfoten*** 18.10.12	4,0E+06		***Fjellfoten renseanlegg ca 14000 personer tilknyttet
Fjellfoten*** 22.10.12	2,0E+06		Innkommende råkloakk (blandeprøver)
Fjellfoten*** 23.10.12	4,6E+06		
Fjellfoten*** 24.10.12	5,5E+06		
Fjellfoten*** 25.10.12	6,9E+06		
Fjellfoten*** 26.10.12	6,5E+06		
Gjennomsnitt Ås	5,5E+06		
Gjennomsnitt Drøbak+Fjellfoten	4,8E+06		
Gjennomsnitt (alle)	5,2E+06	3,0E+05	
Minimum	2,3E+05	9,9E+03	
Maksimum	2,4E+07	1,3E+06	
Hvis man antar i snitt 200 L avløpsvann per person per døgn => 5,2E+07 E. coli/L *200 L= 1.0E+10 E. coli per person per døgn i gjennomsnitt			
E. coli og Intestinale enterokokker i human avføring			
	E. coli	Int. enterokokker	
Produsent	MPN/g	cfu/g	
Voksen1	7,4E+07		
Voksen2	1,8E+07	3,0E+04	
Ungdom1	3,5E+06	3,0E+05	
Barn1	1,5E+06	1,0E+02	
Voksen1	2,0E+05	1,0E+02	
Barn2	2,5E+05	1,2E+04	
Barn3	4,8E+06	2,2E+04	
Barn4	3,0E+07	1,0E+02	
Ungdom1	1,5E+09	9,0E+05	
Voksen1	2,3E+07	3,0E+02	
Voksen1	1,0E+03	6,2E+03	
Barn3	1,0E+07	5,8E+03	
Baby 6mnd	3,1E+09	6,0E+07	
Voksen3	2,0E+03	1,1E+05	
Gjennomsnitt	3,4E+08	4,7E+06	
Geometrisk gj.snitt	3,7E+06	1,2E+04	
Minimum	1,0E+03	1,0E+02	
Maksimum	3,1E+09	6,0E+07	
Gjennomsnitt uten baby	1,3E+08		
Hvis man antar i snitt 100 g avføring per person per døgn (utelater baby) => 1.3E+08 E. coli/g *100 g = 1.3E+10 E. coli per person per døgn i gjennomsnitt			

Vedlegg B. Vannkvalitet i bekker ved nedbør

03.08-04.08.2014: Hoffselva og Mærradalsbekken																
Prøve nr	Merket	Tatt ut kl:	dato	Nedbør mm/time	Vannføring m ³ /s	Koliforme E. coli MPN/100	E. coli MPN/100	Int. ent CFU/100ml	#kloakk PE/time	pH	KOND mS/m	TURB860 FNU	STS mg/l	Tot-P/L µg P/l	Tot-N/L µg N/l	TOC mg C/l
Blindern: Noe nedbør dagen før (ca 7 mm) mest rundt kl 12 lørdag 02.08. På søndag 03.08 oppholdt frem til kl 21 da det begynte å regne smått. Mye regn fra kl 23-01. Litt regn igjen kl 7-8.																
Overløp VEAS-lysaker: 13300 m ³ i perioden 04.08 kl 00-01.30 (=lite overløp)																
Autosampleme ble startet kl 21 den 3 aug. Det tatt prøver hver time frem til kl 10 den 4 aug. 20 prøver ble valgt ut for videre analyse:																
Nedbør i prøveperioden: Blindern: 25 mm, Bygdø: 24 mm, Besserud: 18 mm og Lilleaker: 16 mm (Gjennomsnitt oppgitt i tabell under)																
Merk at TOC-målingene (og muligens flere) blir mer usikre med mye partikler i prøvene.																
For Hoffselva: Kraftig økning i bakterier fra kl 22-23, noe mindre økning i vannføring, Turb og STS (som økte mest til neste time)																
#Basert på gjennomsnittlig E. coli-produksjon per person per døgn på 1E+10 = 4,2E+08 E. coli per person per time, målt E. coli konsentrasjon og vannføring, så er det estimert hvor mye kloakk som ble tilført per time, oppgitt som "kloakk fra antall personer per time"																
HOFFSELVA:																
1	Hoff 1	21	03.aug	0,9	0,04	53000	2200	1300	8	7,90	34,7	5,65	12,0	76	710	4,8
2	Hoff 2	22	03.aug	0,9	0,07	41000	1400	4200	8	7,66	27,6	6,90	10,0	89	1170	8,7
3	Hoff 3	23	03.aug	9,2	0,28	242000	112000	40000	2688	7,39	16,5	50,2	75,0	263	1610	6,7
4	Hoff 4	24	03.aug	3,4	1,13	> 242000	112000	40000	10848	7,13	13,7	44,6	61,1	1000	3160	11,0
5	Hoff 5	1	04.aug	5,1	1,21	> 242000	73000	30000	7571	7,25	13,4	22,3	27,3	540	2360	7,8
6	Hoff 6	2	04.aug	0,3	0,82	> 242000	52000	14000	3655	7,49	20,1	11,0	108	279	2070	7,1
7	Hoff 8	4	04.aug	0,0	0,60				446	7,77	28,3	23,8	30,0	108	1160	4,9
8	Hoff 10	6	04.aug	0,0	0,48				453	7,85	30,5	11,5	18,7	84	875	4,6
9	Hoff 12	8	04.aug	0,3	0,49	46000	9900	3700	416	7,85	29,8	14,4	24,0	90	805	4,7
10	Hoff 14	10	04.aug	0,0	0,45	112000	33000	7000	1273	7,79	31,5	9,34	22,0	91	905	4,9
MÆRRADALSBEKKEN																
11	Mær1	21	03.aug	0,9	0,200	17000	5400	1000	93	7,51	25,3	3,24	19,3	112	1530	11,2
12	Mær2	22	03.aug	0,9	0,210	55000	17000	2300	306	7,78	24,9	14,0	19,3	123	1480	3,6
13	Mær3	23	03.aug	9,2	0,480	242000	87000	11000	3579	7,15	11,2	25,2	33,1	292	1400	6,6
14	Mær4	24	03.aug	3,4	1,170	242000	26000	15000	2607	7,15	9,25	39,9	57,5	940	2710	9,2
15	Mær5	1	04.aug	5,1	1,060	141000	24000	14000	2181	7,33	11,7	17,1	27,1	507	1770	8,0
16	Mær6	2	04.aug	0,3	0,810	104000	14000	7800	972	7,48	14,1	96,7	137	294	1630	7,0
17	Mær8	4	04.aug	0,0	0,560	82000	7500	6000	360	7,78	23,5	41,2	60,0	153	2020	6,4
18	Mær10	6	04.aug	0,0	0,510				330	7,85	29,3	20,2	35,3	114	2180	6,1
19	Mær12	8	04.aug	0,3	0,440	46000	25000	3800	921	7,91	30,2	13,1	22,7	104	2320	5,4
20	Mær14	10	04.aug	0,0	0,430				1160	7,90	29,8	12,1	16,7	99	2310	5,1

26.06.2014 Hoffselva og Mærradalssbeken

Efter 2 uker med lite nedbør (0,6 mm på Blindern stasjon), kom kraftig lokal nedbør. Oslomiddlet, 44,5 mm på Blindern mellom kl. 15-17. Trolig en god del mindre vestover mot Hoffselva og Mærradalssbeken... Autotampilene ble startet kl. 12:00...

#Merk at TOC-målingene (for muljens felle) blir mer usikre med nye partikler i prøvene. #Bortsett på gjennomsnittlig E. coli-produksjon per person per daggj. på 1,6-10 = 4,2E+08 E. coli per person per time, oppgitt som "kloakk fra antall personer per time"

Table with columns: HOFFSELVA, Mærradalssbeken, and various water quality parameters including pH, TOC, Ag/MS, Cu/MS, Ni/MS, Pb/MS, V/MS, and Zn/MS. The table contains multiple rows of data for different dates and locations.

23.10.2014 - 24.10.2014 Hoffselva og Mærradalsbekken

Før prøvetakingen hadde det vært lang periode med mye nedbør (ca 150 mm på Blindern og ca 200 mm på Tryvannshøgda siste 3 uker) Også under selve prøvetakingen (23.10 kl 15 til 24.10 kl 04) var det en del nedbør: 19 mm (Blindern), 20 mm (Bjørnshøgda) og 24 mm (Besserud) mest kl 17-21 (men ikke mer enn 2.5 mm/h), så ingen "styrtbyger". Note mer nedbør på Tryvannshøgda enn på Blindern (mangler timesverdier, men 38.5 mm kl 7-7 siste døgn, dvs det som registreres 24. okt). Høy og økende vannføring i bekkene (spesielt i Hoffselva) før og under prøvetaking, med maksimum ca kl 24 (Mærradalsbekken) og kl 01 (Hoffselva)

Autosamplerne tok prøver hver time i perioden 23.10 kl 15 til 24.10 kl 04.

Prøvene som ble tatt hver time ble blandet til "blendeprøver" for å redusere antall prøver:

Merket

- 1 Hoff 1 = Blanding av prøver tatt ut kl 15, 16 og 17
- 2 Hoff 2 = Blanding av prøver tatt ut kl 18, 19 og 20
- 3 Hoff 3 = Blanding av prøver tatt ut kl 21, 22 og 23
- 4 Hoff 4 = Blanding av prøver tatt ut kl 24, 01 og 02
- 5 Hoff 5 = Blanding av prøver tatt ut kl 03 og 04
- 6 Mærr 1 = Blanding av prøver tatt ut kl 15, 16 og 17
- 7 Mærr 2 = Blanding av prøver tatt ut kl 18, 19 og 20
- 8 Mærr 3 = Blanding av prøver tatt ut kl 21, 22 og 23
- 9 Mærr 4 = Blanding av prøver tatt ut kl 24, 01 og 02
- 10 Mærr 5 = Blanding av prøver tatt ut kl 03 og 04



#Basert på gjennomsnittlig E. coli-produksjon per person per døgn på IE+10=4, 2E+08 E. coli per person per time målt E. coli konsentrasjon og vannføring

så er det beregnet hvor mye kloakk som ble tilført per time, oppgitt som "kloakk fra antall personer per time"

Merket / Prøve	Gi vannføring m³/s	Kofiforme MPN/100ml	E. coli MPN/100ml	Int. Ent. cfu/100ml	#Kloakk PE/time	pH	KOND mS/cm	TURB. FNU	MT	STS mg/l	Tot-P/L µg-N/l	TOC/Ag/MS mg C/l	Al/MS µg/l	Cd/MS µg/l	Cr/MS µg/l	Cu/MS µg/l	Mn/MS µg/l	Ni/MS µg/l	Pb/MS µg/l	V/MS µg/l	Zn/MS µg/l											
																						AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l	AE+MS µg/l
1 Hoff kl 15-17	2,2	61900	500	32500	6129	7,56	18,7	4,1	19,8	73	1270	7,8	<1,3	<0,05	1850	58,2	0,3	0,065	8,1	1,5	21,1	4,28	101	0,37	3	0,66	3,5	0,04	3,8	0,601	84,0	5,27
2 Hoff kl 18-20	3,2	105000	4700	27600	7570	7,65	18,0	8,5	78,3	173	1700	8,2	<1,3	<0,05	3120	38,7	0,3	0,065	10	1,2	14,7	4,57	192	0,25	6,3	0,71	5,42	0,041	7,4	0,652	68,4	5,06
3 Hoff kl 21-23	6,4	61600	23800	2400	13056	6,29	17,9	4,4	86,0	206	1650	9,5	<1,3	<0,05	3560	44,6	0,4	0,06	10	0,94	17,1	4,94	264	0,29	6,4	0,74	6,98	0,05	8,51	0,655	85,7	4,77
4 Hoff kl 24-02	8,9	26000	11100	1800	8468	7,62	17,1	3,7	63,3	130	1430	9,0	<1,3	<0,05	2670	59,6	0,5	0,079	7,7	0,84	10,8	4,13	249	0,45	6,0	0,63	5,18	0,045	6,6	0,577	94,8	4,21
5 Hoff kl 03-04	7,8	19400	7300	1700	4881	7,65	17,3	2,7	40,0	97	1310	9,2	<1,3	<0,05	1940	70,6	0,3	0,084	5	0,74	8,59	3,64	190	0,60	3	0,57	4,3	0,059	4,3	0,473	56,0	3,93
6 Mærr kl 15-17	0,86	68700	17200	3400	1268	7,88	26,7	2,5	45,8	166	1780	10,9	<1,3	<0,05	2060	21,8	<0,13	0,029	5	0,61	16,3	5,44	104	0,1	5	1,8	3,5	0,031	4,9	0,480	41	3,27
7 Mærr kl 18-20	1,23	81600	27600	4900	2910	7,82	20,9	8,6	165	350	1860	9,4	<1,3	<0,05	5710	18,2	0,2	0,03	13	0,78	24,3	5,09	249	0,2	10	0,90	9,73	0,033	13,3	0,667	84,1	4,60
8 Mærr kl 21-23	1,43	98000	30800	4300	3775	7,84	22,0	7,3	149	341	2140	9,9	<1,3	<0,05	4990	25,3	0,3	0,029	8,7	0,79	21,2	5,39	258	0,23	8,6	0,99	9,64	0,044	11,3	0,671	78,5	3,82
9 Mærr kl 24-02	1,43	61300	22500	3600	2758	7,90	24,2	1,8	100	227	2020	9,8	<1,3	<0,05	3260	31,4	0,3	0,032	6	0,61	16,9	5,48	182	0,23	16,6	0,87	6,40	0,083	7,3	0,649	58,1	3,86
10 Mærr kl 03-04	1,26	22500	5800	1900	626	7,99	26,5	9,0	55,7	134	1880	8,5	<1,3	<0,05	1940	32,6	<0,13	0,04	6	0,52	14,1	5,30	115	0,2	5,5	0,96	5,12	0,044	4,9	0,629	17,3	3,07

Ljanselva 18.11.2013-19.11.2013

Autosampleren ble startet for å ta 900 ml prøver hver time fra kl 14. den 18. november - kl 03 den 19 november.
 I perioden kom det 27 mm nedbør på Blindern, 20.5 mm på Nordstrand og 23 mm på Ljabruveien (Ljabruveien i tabell)
 #Basert på gjennomsnittlig E. coli-produksjon per person per døgn på 1E+10 = 4,2E+08 E. coli per person per time, målt E. coli konsentrasjon og vannføring,
 så er det estimert hvor mye kloakk som ble tilført per time, oppgitt som "kloakk fra antall personer per time"

prøvenavn	Tid-Klokkeslett	Nedbør mm/h	Vannføring m ³ /s	Koliforme MPN/100 ml	E. coli MPN/100 ml	Int. Ent. cfu/100 ml	#Kloakk PE/time	pH	KOND mS/m	TURB860 FNU	Tot-P/L µg P/l	Tot-N/L µg N/l	NPOC/DC mg C/l
Lj1	18.11 kl14	0	0,20	4 100	850	3800	15	7,84	25,4	13,7	42	940	8
Lj2	18.11 kl15	0,4	0,20	3 300	1 100	2800	19						
Lj3	18.11 kl16	2,4	0,24	3 200	850	5300	17	7,97	25,4	6,58	25	900	7,5
Lj4	18.11 kl17	1,5	0,10	3 400	970	3600	8						
Lj5	18.11 kl18	0,9	0,35	39 000	6 900	48000	205	7,88	29,3	33,2	96	1110	9,7
Lj6	18.11 kl19	1,3	0,49	8 400	2 100	5500	88						
Lj7	18.11 kl20	2,2	0,58	10 000	3 100	2400	153	7,88	26,6	36,8	74	1080	9,4
Lj8	18.11 kl21	2	0,64	9 600	5 500	5400	301						
Lj9	18.11 kl22	2,8	1,03	26 000	6 600	3800	580	7,84	27,8	64	138	1370	11,2
Lj10	18.11 kl23	6,9	1,69	21 000	5 700	7600	824	7,76	23,8	127	284	1670	16,6
Lj11	18.11 kl24	1,5	3,07	22 000	12 000	7000	3158	7,67	21,8	316	660	2610	32,6
Lj12	19.11 kl1	1,1	3,48	81 000	14 000	6600	4173	7,63	19,7	384	880	2780	41,3
Lj13	19.11 kl2	0,1	3,46	28 000	10 000	6900	2967	7,68	21,4	280	570	2520	29
Lj14	19.11 kl3	0	3,38	15 000	3 800	2300	1100	7,72	25,2	221	456	2600	25,8

Resultater fra prøvetaking Hovinbekken etter kraftig nedbør 12 august.

Etter 3 døgn med minimal nedbør (0.2 mm) målt på Blindern kom det kraftig lokal nedbør 12 august: 15,6 mm mellom klokka 13-14 og 5,2 mm mellom 14-15. Det ble ikke registrert nedbør på Blindern etter kl 15 og ut prøvetakingsperioden

Det ble målt noe mindre nedbør på Hovin (totalt 12 mm). Denne nedbøren kom også noe senere dvs 5,2 mm mellom 14 og 14:30, 6,3 mm mellom 14:30 og 15:00, samt 0,4 mm fra 15-15:30

Autosampleren ble startet for å ta 900 ml prøver hver time fra kl 13:30 12. august - kl 02:30 13. august.

Dessverre ble det ikke noe av den første prøven (tatt 13:30, trolig pga lav vannføring/plasseringen av uttakslangen/kom bare luft). Øvrige prøver OK.

Autosampleren lagrer prøvene ved 2 °C. De ble hentet og analysert morgenen etter (13 august).

10 prøver (tatt kl 14:30, 15:30, 16:30, 17:30, 18:30, 19:30, 20:30, 22:30, 00:30 og 02:30) ble analysert for en rekke parametre:

Klokkeslett	prøvenavn	E. coli MPN/100	Koliforme MPN/100	Int. Enterokok cfu/100 ml	pH	KOND mS/m	TURB860 FNU	Tot-P/L µg P/l	Tot-N/L µg N/l	NPOC/DC mg C/l
12.08.2013	14:30 2HO	100 000	870 000	16 000	7.83	55.8	9.47	298	2980	5.5
	15:30 3HO	80 000	410 000	15 000	7.44	14.3	632	940	1990	12.2
	16:30 4HO	25 000	170 000	13 000	7.74	27.4	278	390	1900	9.7
	17:30 5HO	34 000	240 000	7 600	7.87	36.0	152	263	2200	8.1
	18:30 6HO	20 000	150 000	6 000	7.84	38.6	129	224	2300	11.0
	19:30 7HO	21 000	240 000	5 800	7.91	42.0	95.6	202	2430	9.2
	20:30 8HO	21 000	170 000	4 200	7.97	45.9	68.4	153	2370	6.7
	22:30 10HO	46 000	200 000	5 200	8.01	48.4	47.4	148	2520	6.0
13.08.2013	00:30 12HO	11 000	77 000	3 800	8.08	50.6	32.3	96	2340	5.0
	02:30 14HO	8 000	87 000	1 600	8.08	56.2	21.5	69	2260	4.7

MERK HØYE BAKTERIETALL I FØRSTE PRØVE, MEN TURBIDITETEN ØKER IKKE FØR I ANDRE PRØVE

Dessverre ble det ikke målt vannføring i bekken, men basert på tidligere nedbørshendelser kan man estimere vannføringen til ca 1.2 m³/s 1 h etter nedbør og 0.3 m³/h 12 h etter nedbør. Basert på gjennomsnittlig E. coli-produksjon per person per døgn på 1E+10 = 4,2E+08 E. coli per person per time, målt E. coli konsentrasjon og estimert vannføring indikerer dette tilførsel av kloakk fra ca 8000 personer rett etter nedbør og ca 200 personer 12 timer senere

Vedlegg C. Tarmbakterier i dyreavføring

E. coli og Intestinale enterokokker i avføring fra fugler og hunder

	E. coli	Int. enterokokker
	MPN/g	cfu/g
Svaneavføring- blandeprøve 10 klatter	1,5E+07	1,3E+05
Svaner-blandeprøve 4 klatter	7,0E+06	6,0E+03
Ender og duer?-blandeprøve 6 klatter	1,1E+05	1,8E+05
Måke	2,E+06	4,E+06
Måke	2,E+07	5,E+06
Måke (> 2,E+07 E. coli/100 ml)	2,E+07	8,E+06
Gjennomsnitt måker	1,E+07	6,E+06
Grågås	6,E+06	1,E+07
Grågås	1,E+05	1,E+04
Grågås	2,E+07	1,E+06
Grågås	1,E+06	<1,E+02
Grågås	1,E+06	9,E+02
Grågås	1,E+04	2,E+03
Grågås	1,E+06	8,E+02
Grågås	<1,E+04	2,E+03
Grågås	<1,E+04	3,E+03
Grågås	<1,E+04	<1,E+02
Grågås	<1,E+04	<1,E+02
Grågås	<1,E+04	7,E+02
Grågås	<1,E+04	2,E+04
Grågås (> 2,E+07 E. coli/100 ml)	2,E+07	1,E+07
Grågås	<1,E+04	<1,E+02
Grågås	3,E+04	5,E+03
Gjennomsnitt grågås	6,E+06	2,E+06
Hund (> 2,E+07 E. coli/100 ml)	2,E+07	7,E+04
Hund (> 2,E+07 E. coli/100 ml)	2,E+07	2,E+06
Hund	1,E+07	8,E+03
Hund	9,E+05	6,E+03
Hund	<1,E+04	2,E+03
Hund	<1,E+04	7,E+04
Hund	2,E+07	3,E+05
Hund	2,E+05	9,E+04
Hund	9,E+04	1,E+04
Hund	2,E+07	5,E+03
Gjennomsnitt hund	1,E+07	3,E+05

Vedlegg D.

Effekt av vannkvalitet og kontakt med sediment på gjenfinnelse av virus og indikator bakterier

Disse resultatene vil bli publisert som poster presentasjon på IWA World Water Congress, 2016. Vann og sedimentprøvene er karakterisert i tabell 1-3. Konsentrasjonen av indikator bakterier var relativt lav i alle vann og sedimentprøvene, og indikatorviruset MS2 ble ikke detektert i noen prøver ved utplating (plac formung units, PFU) eller PCR (PCR units, PCRU), se tabell 1. Svartkulp og Sognsvann ble benyttet i forsøket for å representere ferskvann med forskjellig innhold av løst organisk karbon (DOC) som resulterer i forskjell i fargetall, se gul merking i tabell 2. Utløpet til Sandvikselva og Kadettangen representerer brakkevann med forskjellig salinitet (Tabell 2). Sedimentene på disse prøvelokalitetene var også svært forskjellig (Tabell 3), og ble valgt ut for å representere partikler med høyt og lavt innhold av organisk materiale (lav gløderest betyr høyt innhold organisk materiale).

Tabell 1: Konsentrasjon av *E. coli*, *Bacteroides* og MS2 i vann og sediment før inokulering.

Prøvepunkt	<i>E. coli</i> [CFU/100ml]		<i>Bacteroides</i> [PCRU/ml]		MS2 [PFU/ml]	MS2 [PCRU/ml]
	Vann	Vann med sediment	Vann	Vann med sediment	Vann	Vann med sediment
Svartkulp	< 100	100	BD	BD	BD	BD
Sognsvann	< 1000	521	N/A	N/A	BD	BD
Sandvikselva	100	100	1.8x10 ³	BD	BD	BD
Kadettangen	<100	< 100	N/A	N/A	BD	BD

CFU: kolonidannende enhet, PCRU: PCR enhet, PFU: plakkdannende enhet, BD: under deteksjonsgrense, N/A: ikke analysert, prøve tapt.

Tabell 2: Fysiokjemisk vannkvalitet

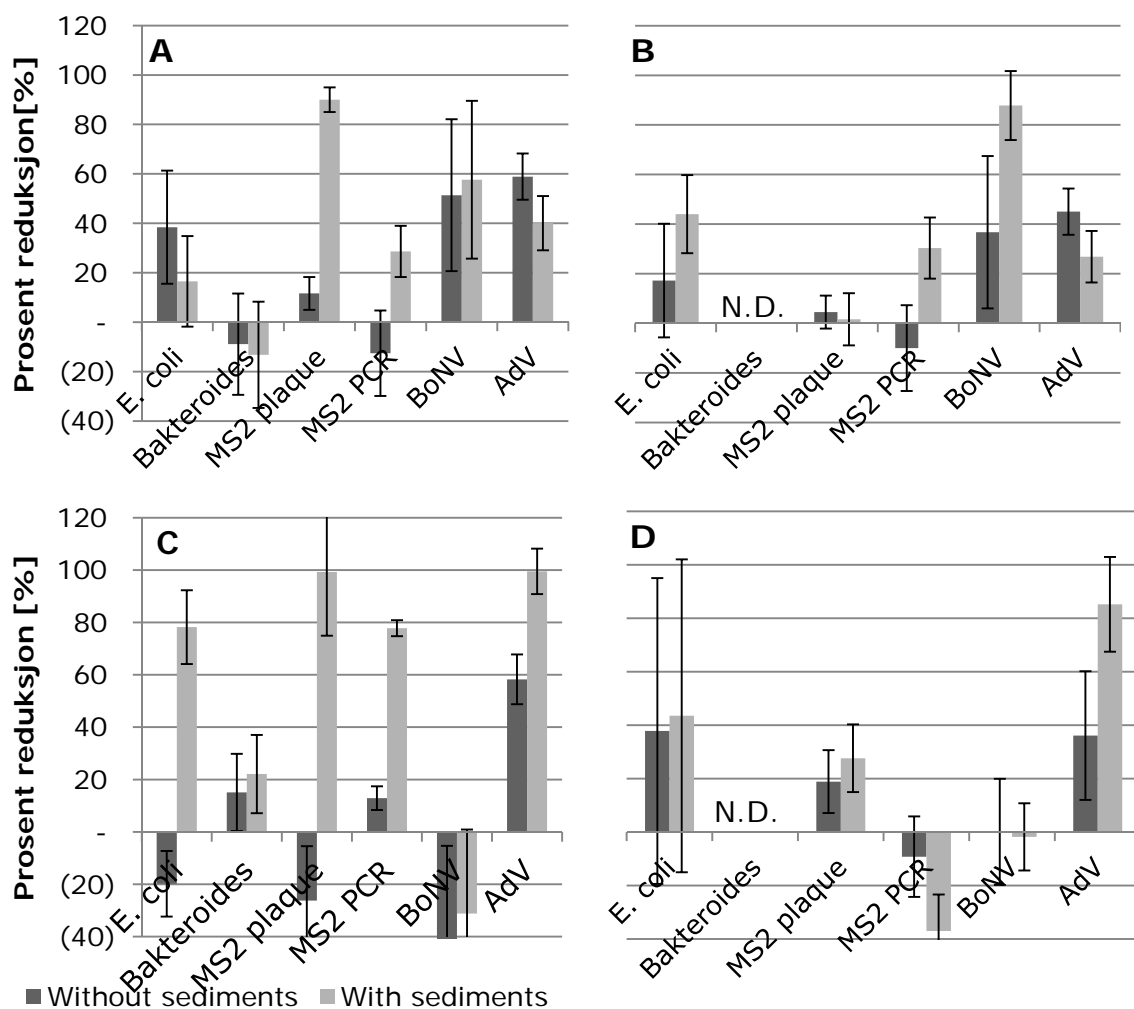
Prøvepunkt	Prøve	pH	Konduktivitet [mS/m]	Salinitet	Turbiditet [FNU]	Farge [mg Pt/L]	STS [mg/L]	SGR [mg/L]	DOC [mg/L]
Svartkulp	Ferskvann	7.14	3.1	n.a.	1.12	37.2	0.6	<0.6	6.5
Sognsvann	Ferskvann	7.07	5.3	n.a.	1.13	7.7	3.0	<0.8	3.9
Sandvikselva	Elveutløp	7.88	2990	18.8	0.38	8.1	2.4	<0.8	2.9
Kadettangen	Marin strand	7.97	3940	26.1	0.63	4.2	7.8	4.2	2.9

STS: suspendert tørrstoff, SGR: suspendert gløderest, DOC: løst organisk karbon

Tabell 3: Fysiokjemisk karakterisering av sediment

Prøvepunkt	Sediment beskrivelse	Våtvækt g/L	Tørrvækt g/L	% gløderest	Organisk karbon	
					g C/L	mgC/g tørrvækt
Svartkulp	Organisk slam, grovpartikulært	100.4	11.4	62.4	2.37	207
Sognsvann	Sand	102.5	80.1	99.4	0.22	2.7
Sandvikselva utløp	Slam, finpartikulært, lukt av H ₂ S	100.5	40.0	87.7	2.25	56.2
Kadettangen	Marine sand	102.5	82.5	99.3	<0.08	<1.0

Reduksjonen i indikatorbakterier og virus ble beregnet som forskjell i konsentrasjon i vannfasen rett etter inokulering og etter risting og 21-22 timer med sedimentering. Triplikate flasker ble benyttet med kun testvann og med testvann tilsatt sediment. Resultatene er presentert i Figur 1 med 67% konfidensintervall. For *E. coli* var det kun i kontakt med sedimentet fra utløpet av Sandvikselva det var en betydelig reduksjon etter sedimenteringsperioden, mens *Bacteroides* ikke så ut til å sedimentere eller binde seg til partikler. MS2 hadde liten eller ingen sedimentering i noen vannkvalitet, men hadde en betydelig reduksjon i infeksiose partikler i kontakt med organisk sediment (Svartkulp og Sandvikselva utløp). Reduksjonen i total partikler av MS2 (PCR) var betydelig mindre i Svartkulp sammenlignet med Sandvikselva utløp. Bovint Norovirus (BoNV) hadde ingen reduksjon etter sedimenteringsperioden i brakkvann, men en liten reduksjon i Svartkulp med og uten sediment, og en betydelig reduksjon i Songsvann i kontakt med sediment (lav DOC i vannfase, uorganisk sediment). Humant Adenovirus (AdV) hadde en liten reduksjon i alle testflaskene, men med større reduksjon i brakkvann enn i ferskvann. Størst reduksjon ble observert i Sandvikselva utløp i kontakt med sediment.



Figur 1 Prosentvis reduksjon av *E. coli*, *Bacteroides*, infeksios (plaque) og total (PCR) MS2 bakteriofag, BoNV og human AdV i overflaten av testflaskene med og uten sediment etter 21-22 timer. **A** Svartkulp, **B** Songsvann, **C** Sandvikselva og **D** Kadettangen. Verdiene er oppgitt som forskjell i gjennomsnitt av triplikater med 67% konfidensinterval. N.D.: ikke analysert.

Vedlegg E. Notat om metall- og nærings saltavrenning

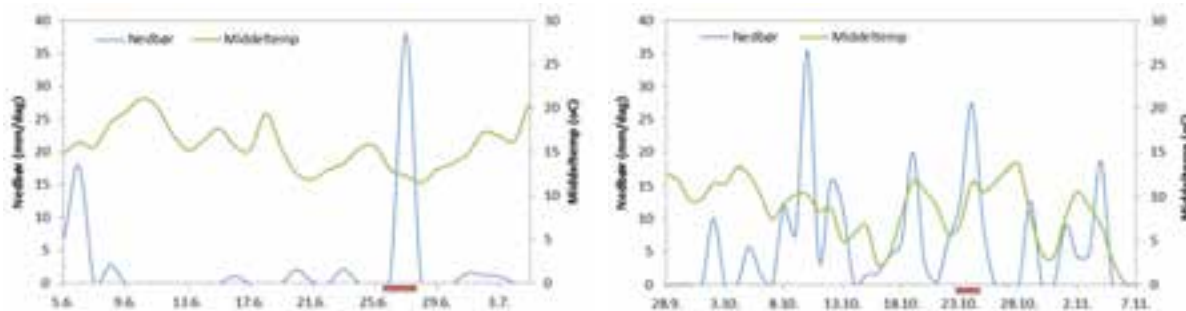
Innledning/oppsummering

Dette notat består av en innledende del som ser på aktuelle surrogatparametere for å estimere de samlede nedbørsavhengige tilførslene av utvalgte metaller (Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V, Zn), indikatorbakterier (koliforme bakterier, *E. coli*, intestinale enterokokker) og nærings salter (total P, total N) til elvene Mærradalsbekken og Hoffselva. Vurderingene er basert på resultatene fra prøvetaking under to ulike nedbørshendelser i 2014, presentert i to separate vedlagte notater gitt som **Vedlegg E1** for nedbørshendelsen i juni og **Vedlegg E2** for nedbørshendelsen i oktober.

De to nedbørshendelsene som er undersøkt var i utgangspunktet svært ulike og kan representere to ulike nedbørsituasjoner som angitt i Tabell E1:

Tabell 1E. To typer nedbørsituasjoner representert ved to ulike nedbørshendelser.

Nedbør-situasjon	Type hendelse	Beskrivelse av hendelsen
1	Kort og intens etter lengre tids tørke	I juni 2014 (26.-27.6) var hendelsen kort (4 timer og 2 timer) og intens (26,9 mm og 6,9 mm) etter lengre tids tørke (2,5-3 uker) (venstre del av Figur E1). Prøvetakingsperioden (20 timer) dekket stort sett hele perioden med påfølgende økt vannføring i elvene.
2	Enkelthendelse under lengre sammenhengende nedbør	I oktober 2014 (23.-24.10) ble det tatt prøver over 13 timer under en intens nedbørshendelse (20,9 mm over 13 timer) midt inne i en lengre sammenhengende nedbørshendelse (186 mm over 21 dager) (høyre del av Figur E1).



Figur E1. Nedbøren i juni 2014 (venstre) og i oktober 2014 ut fra gjennomsnittet for observasjoner gjort ved værstasjonene 18700 Blindern, 18815 Bygdø, 18920 Besserud og 18980 Lilleaker. Døgnmiddeltemperatur er gitt for Oslo-Blindern.

For å estimere tilførslene av miljøforurensninger til elvene trenger man å vite hvordan konsentrasjonen av disse varierer med vannføringen i elven. Siden det kan være snakk om mange ulike forurensninger og ulike faktorer kan påvirke denne variasjonen, vil det være svært gunstig om man kan finne egnede surrogatparametere som det er enkelt å måle og som ved hjelp av en enkel mellomregning kan gi et akseptabelt estimat. Dette vil også kunne redusere kostnaden til kjemiske analyser betydelig.

I **Tabell E2** og **Tabell E3** er egnede surrogatparametere for utvalgte nærings salter, indikatorbakterier og metaller vist for hhv. Hoffselva og Mærradalsbekken. I de tilfeller der turbiditet har vært godt egnet er det

denne som har blitt valgt, da denne er enkel å måle on-line i elvene med en turbiditetsmåler. Kravene som er satt for at en parameter skal kunne være godt egnet som surrogatparameter er at det er en god og positiv lineær sammenheng (korrelasjon) mellom parameteren som skal estimeres og surrogatparameteren. Grensen for god korrelasjon er satt ved en regresjonskoeffisient i kvadrat (R^2) på 0,8. Stigningstallet k til den lineære kurven ($y = kx + b$) må være positiv (>0).

Tabell E2. Aktuelle surrogatparametere for å estimere de samlede nedbørsavhengige tilførslene av utvalgte metaller, indikatorbakterier og næringsalter til Hoffselva.

Parameter	Kort og intens etter lengre tids tørke			Enkelthendelse under lengre sammenhengende nedbør		
	Surr.par.	R ²	k	Surr.par.	R ²	k
Total P	Turbiditet	1,00	3,8	STS	0,94	1,93
Total N	Turbiditet	0,97	8,1	STS	0,87	6,66
Koliforme	Vannføring	0,85	226320	-	-	-
<i>E. coli</i>	-	-	-	-	-	-
Int. enter.	-	-	-	-	-	-
Al	Turbiditet	0,99	45,5	STS	0,93	26
Cd	(Turbiditet)	0,95	0,0019	-	-	-
Cr	Turbiditet	0,99	0,11	-	-	-
Cu	Turbiditet	0,97	0,43	-	-	-
Mn	Turbiditet	0,99	3,11	-	-	-
Ni	Turbiditet	0,99	0,082	STS	0,88	0,061
Pb	Turbiditet	0,99	0,12	STS	0,89	0,045
V	Turbiditet	1,00	0,14	STS	0,96	0,072
Zn	Turbiditet	0,96	2,1	-	-	-

Tabell E3. Aktuelle surrogatparametere for å estimere de samlede nedbørsavhengige tilførslene av utvalgte metaller, indikatorbakterier og næringsalter til Mærradalsbekken.

Parameter	Kort og intens etter lengre tids tørke			Enkelthendelse under lengre sammenhengende nedbør		
	Surr.par.	R ²	k	Surr.par.	R ²	k
Total P	Turbiditet	0,87	3,4	Turbiditet	0,96	1,81
	STS	0,98		STS	0,90	2,69
Total N	Vannføring	0,88	1286	-	-	-
Koliforme	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i>	-	-	-	-	-	-
Int. enter.	-	-	-	-	-	-
Al	Turbiditet	0,98	64	Turbiditet	0,98	32
				STS	0,90	46
Cd	-	-	-	-	-	-
Cr	-	-	-	Turbiditet	0,81	0,084
Cu	STS	0,96	0,17	Turbiditet	0,95	0,115
	TOC	0,97	3,8			
Mn	Turbiditet	0,83	1,37	-	-	-
	STS	0,95	2,7			
Ni	-	-	-	Turbiditet	0,87	0,057
Pb	STS	0,95	0,063	-	-	-
	TOC	0,94	1,44			
V	STS	0,98	0,076	Turbiditet	0,91	0,105

	TOC	0,86	1,62			
Zn	-	-	-	-	-	-

Det er primært fire ulike surrogatparametere som er vurdert; turbiditet, vannføring, STS og TOC. De to første skiller seg ut ved at de enkelt kan måles kontinuerlig. Det finnes også utstyr som kan måle STS og TOC kontinuerlig med indirekte metoder (diskutabelt hvor korrekte/allmenngyldige disse er) eller ved hjelp av mer avansert instrumentering (som kanskje ikke er like aktuelt å bruke i denne sammenheng).

Det framgår av **Tabellene E2 og E3** at ingen av surrogatparametere er egnet for alle parameterne ved alle nedbørsituasjoner i begge elvene:

I Hoffselva:

Ved intense nedbørshendelser etter lengre tids tørke antyder resultatene at turbiditet er en egnet surrogatparameter for alle de målte parameterne med unntak for indikatorbakteriene. For koliforme bakterier kan vannføringen her være en egnet surrogatparameter, mens for *E. coli* og intestinale enterokokker ble det ikke funnet noen egnede surrogater.

Under lengre sammenhengende nedbør antyder resultatene at STS er en egnet surrogatparameter for næringssaltene og enkelte metaller (Al, Ni, Pb og V). For de øvrige ble det ikke funnet noen god korrelasjon med de aktuelle surrogatparametere.

I Mærradalsbekken:

Ved intense nedbørshendelser etter lengre tids tørke ser det ut til å være vanskelig å finne én egnet surrogatparameter. For enkelte av tungmetallene som ble funnet i relativt høye konsentrasjoner (Zn, Cr og Cd) i bekken ble det ikke funnet noen surrogatparametere. Heller ikke for noen av indikatorbakteriene.

Under lengre sammenhengende nedbør ser turbiditet ut til å være en aktuell surrogatparameter, men for indikatorbakteriene ble det ikke funnet noen surrogatparametere.

Det er viktig å legge merke til at for de aller fleste parameterne var det ikke de samme surrogatparametere som ble funnet aktuelle ved de to ulike nedbørsituasjonene i de to elvene. Dette byr på to tydelige utfordringer:

- 1) Hvor og hvordan går grensegangen mellom de to nedbørsituasjonene?
- 2) Hvor allmenngyldige er de sammenhengene som er funnet mellom parametere og surrogatparametere? Hvilke faktorer er det som påvirker denne sammenhengens sterkhet?

Det kan være at man kan få et tydeligere svar på dette for Hoffselva gjennom det pågående EU-prosjektet DESSIN.

Vedlegg E1: Notat om nedbørshendelsen i juni 2014

12. oktober 2014

Til: ITR

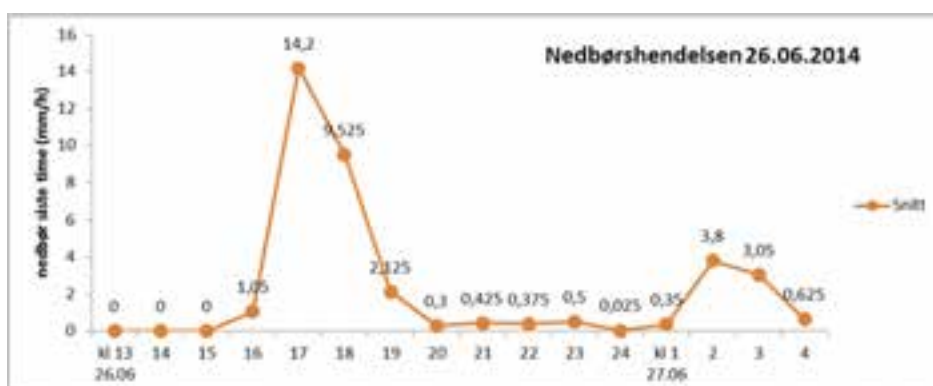
Fra: CVO

Kopi:

Sak: WaterQualityTools – Behandling av data for metallavrenning til Mærradalsbekken og Hoffselva i juni 2014

Metallkonsentrasjoner i elvene under nedbørshendelsen	37
Sammenhengen mellom metallavrenning og partikulært materiale og organisk stoff	42
Samlet avrenning til elvene under nedbørshendelsen og over året	47
Tilstand mht. vannforskriften	49
Forventet bidrag fra tette flater	51
Bidrag fra overløp på spillvannsnett	52
Sammenhengen mellom metallavrenning og andre parametere	52
Litteratur	53
Vedlegg 1 – Rådata metallanalyser	55
Vedlegg 2 – Rådata vannføring	57
Vedlegg 3 – Metodikk for beregning av avrenning av metaller fra tette flater	60
Vedlegg 4 – Kommentarer til vassdragene i tilknytning forarbeidet med Vannforskriften og i årsrapporter fra VAV	63

Konsentrasjonen av utvalgte metaller ble målt i stikkprøver hentet fra Mærradalsbekken og Hoffselva i forbindelse med en kraftig nedbørsepisode i perioden 26. juni kl. 13 til 27. juni kl. 9. Regnværet startet en gang etter kl. 15 (**Figur 1**), og den første målbare avrenningen fra området inn i elvene (gitt av vannføringen i elvene) startet like etter dette. I en noe utvidet periode (23.-28. juni) ble vannføringen i disse elvene målt, angitt som timesmiddel for timen som hadde passert. Rådata finnes i **Vedlegg 1 og 2**. Det ble målt på metaller med og uten syreoppslutning av prøvematerialet. Syreoppslutningen vil da inkludere partikkelbundet metall. Hovedmengden av alle metallene var bundet til partikler (se lenger nede). Ut fra et forurensningshensyn er det metallene som foreligger fritt i vannmassene som kanskje best representerer belastningen, selv om mange vannlevende dyr også får i seg partiklene og metallene kan bli gjort mer tilgjengelige i kroppen gjennom fordøyelsen.



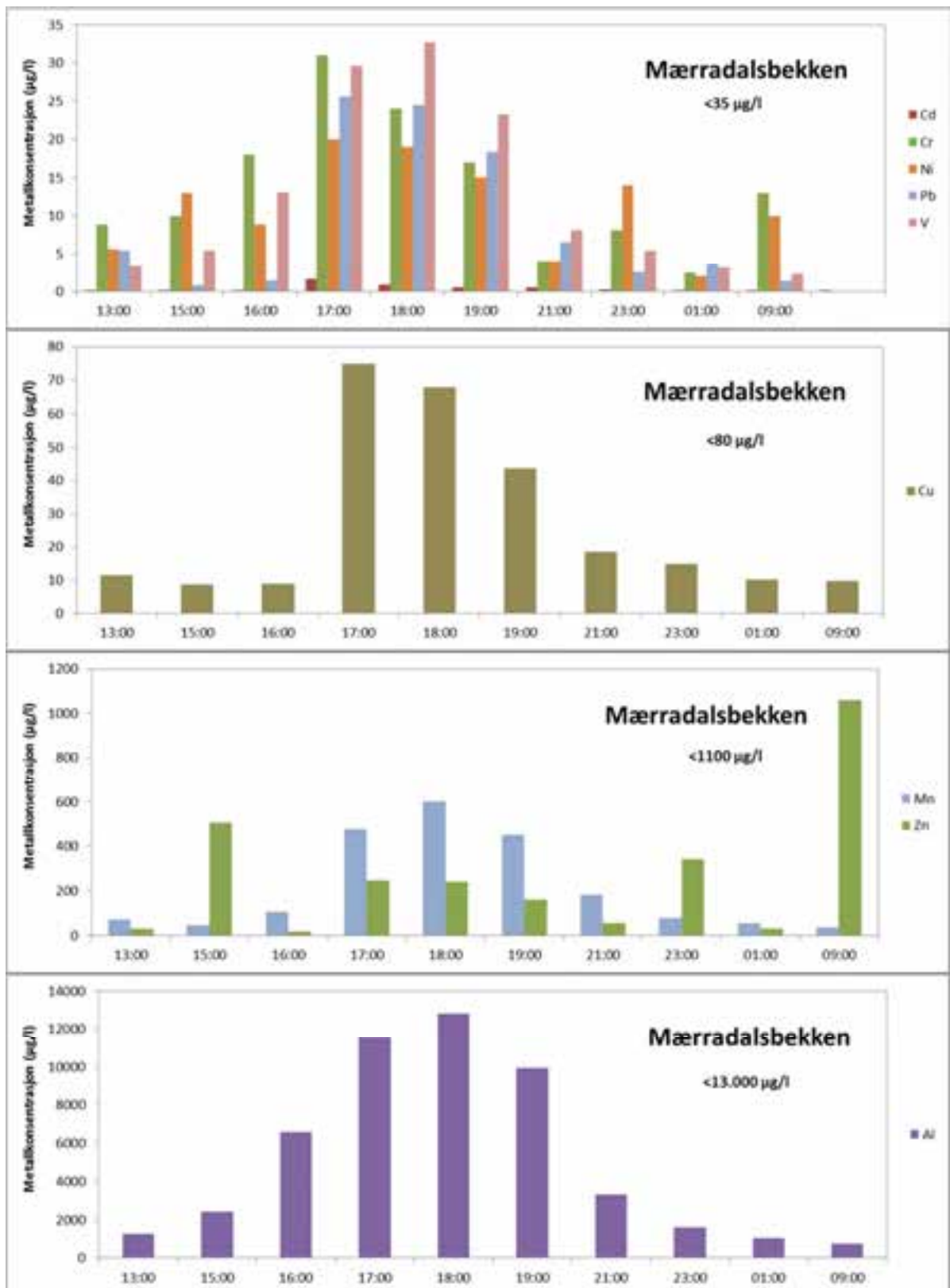
Figur 1. Nedbørshendelsen 26.6 2014 under hvilken prøvetakingen foregikk.

Metallkonsentrasjoner i elvene under nedbørshendelsen

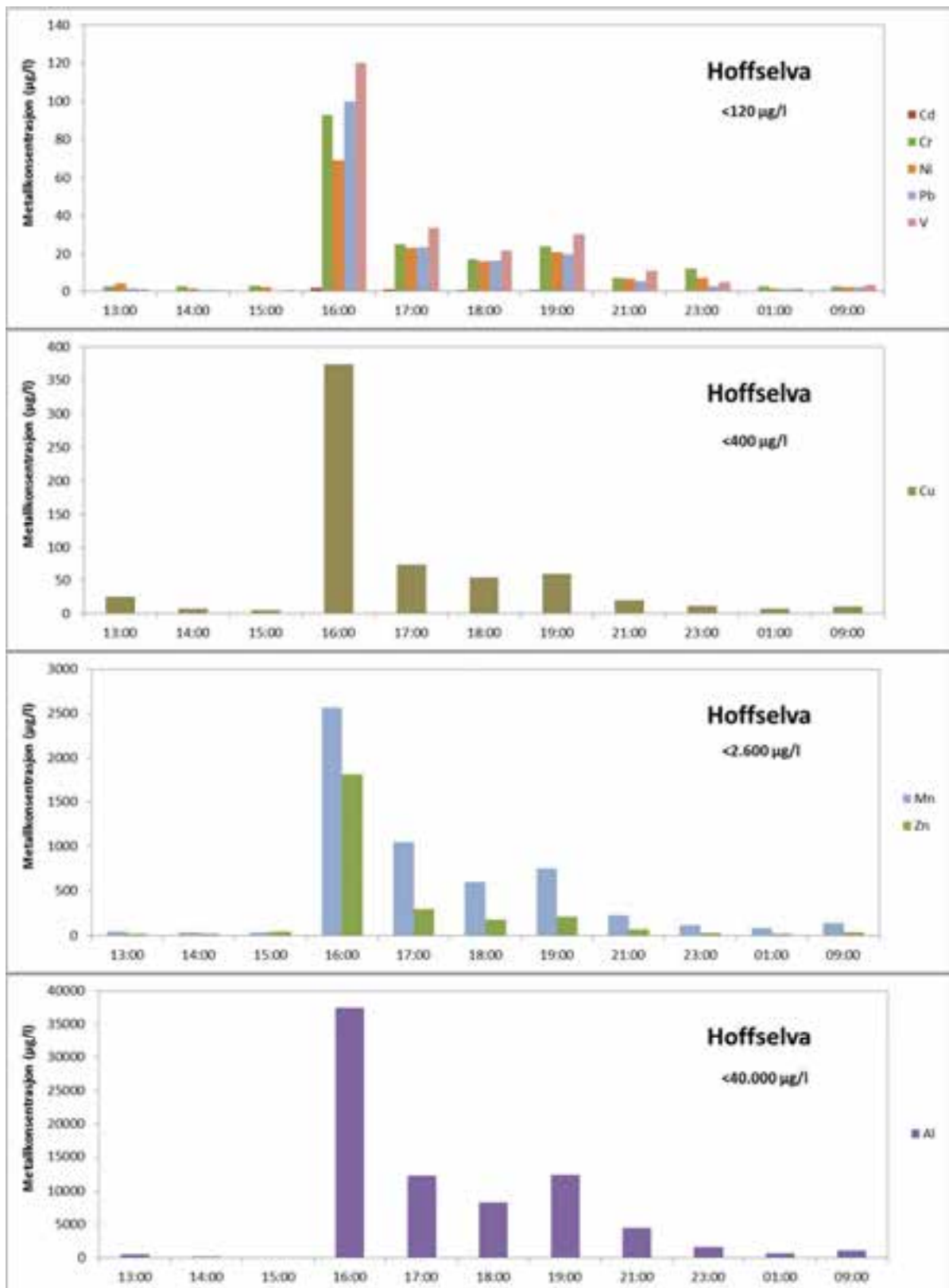
Figur 2 og 3 viser metallkonsentrasjonene i prøvene fra hhv. Mærradalsbekken (Mæ) og Hoffselva (Ho). Hver av Figur 2 og 3 er delt inn i fire delfigurer etter hvor høyt konsentrasjonsnivå de ulike metallene ble funnet i. I begge elvene var konsentrasjonsnivåene av Cd, Cr, Ni, Pb og V lavest av de metallene som ble målt (<35 µg/l i Mæ og <120 µg/l i Ho). I de neste konsentrasjonsnivåene lå Cu (<80 µg/l i Mæ og <400 µg/l i Ho), Mn og Zn (<1100 µg/l i Mæ og <2.600 µg/l i Ho) og Al (<13.000 µg/l i Mæ og <40.000 µg/l i Ho). Ag ble funnet under deteksjonsgrensen i 20 av 21 prøver og er derfor utelatt i figurene.

Figur 4 og 5 viser de samme resultatene, men er her sammenlignet med estimert timesavrenning fra området og inn i elvene. Det er interessant å se at i Hoffselva, som har omtrent et dobbelt så stort tilsigsområde (14,6 km²) som Mærradalsbekken (7,0 km²), så er tilførselstoppen for metaller mye mer markert: 61-82 % (68±7 %) av samlet metallavrenning skjedde den første timen til Hoffselva, mens den var 17-43 % (30±13 %) for Mærradalsbekken. Årsaken kan kanskje være knyttet til topografien og oppsamlings-/avrenningseffektiviteten i nedbørsfeltet? Hoffselva drener et relativt kupert område og det er ca. 70 utslippsrør for regnvann/overflatevann som fører ut i elva¹. Mærradalsbekken går gjennom et noe mindre kupert område og det er ca. 40 utslippsrør for regnvann/overflatevann som fører ut i elva.

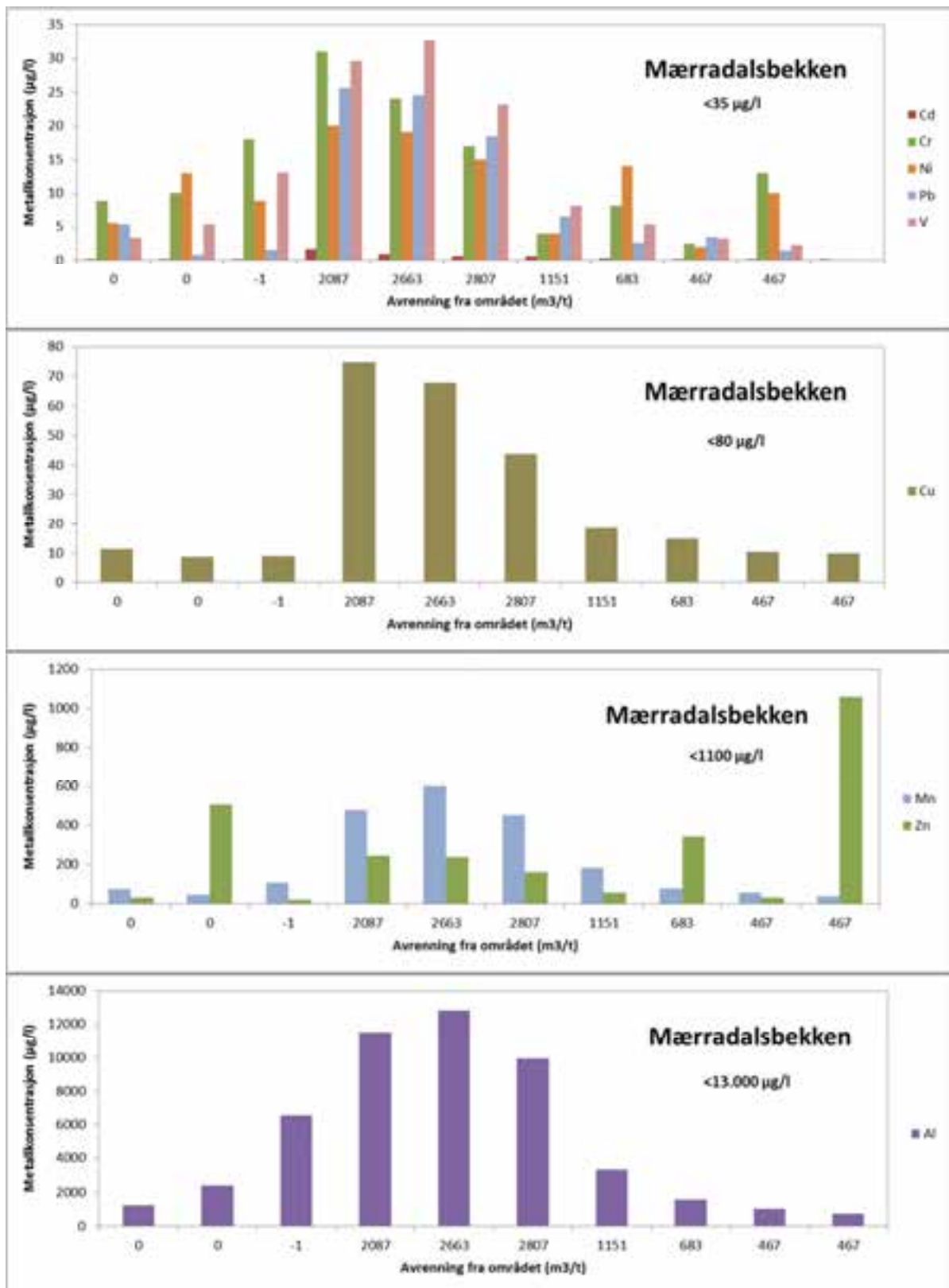
¹ www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/vannet_vart/vassdrag_og_fjord/vassdragene_vare/hoffselva/article230516-60780.html



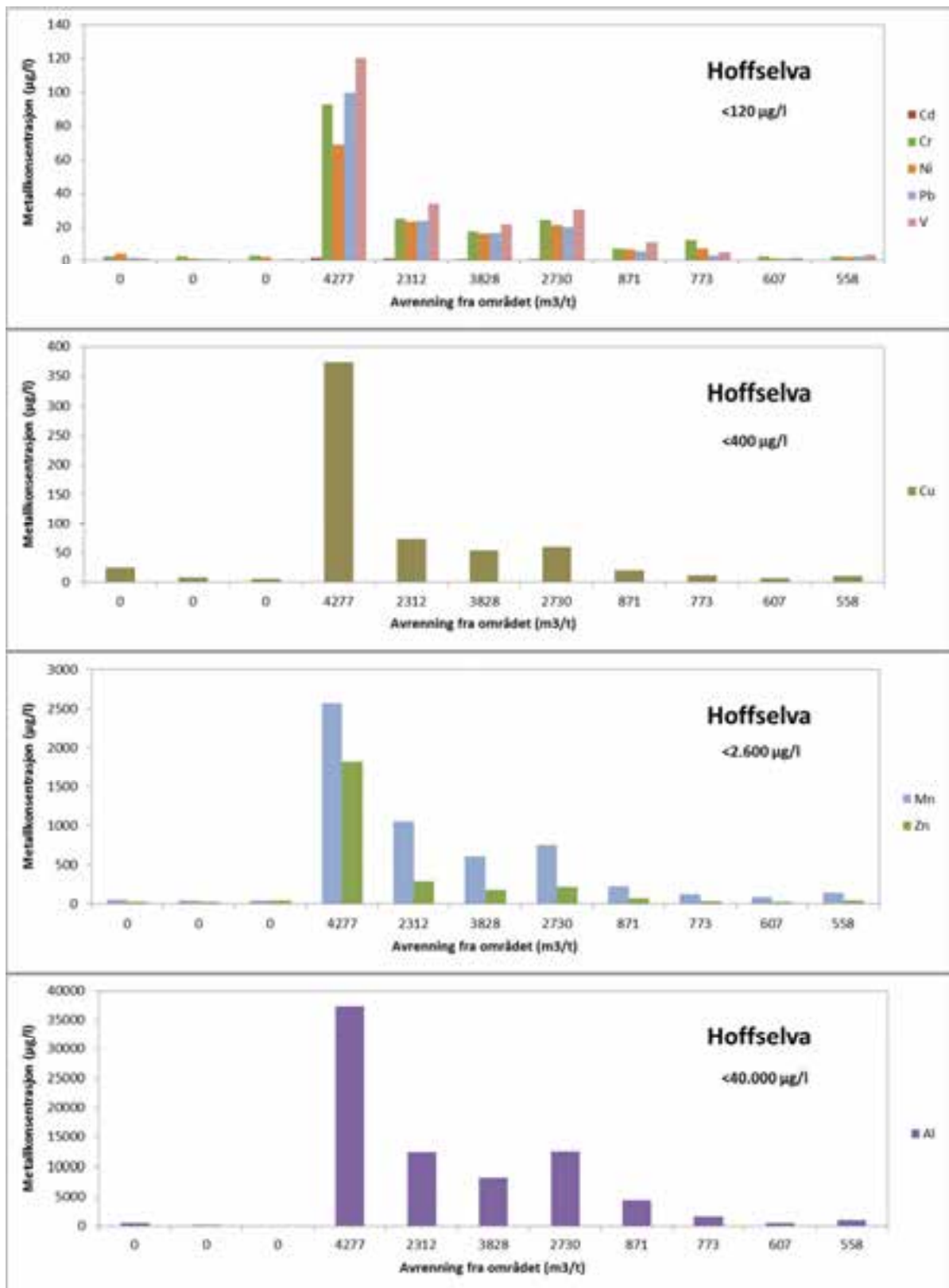
Figur 2. Metallkonsentrasjoner i Mærradalsbekken i løpet av prøvetaksperioden.



Figur 3. Metallkonsentrasjoner i Hoffselva i løpet av prøvetakingsperioden.



Figur 4. Metallkonsentrasjoner i Mærradalsbekken sammenlignet med avrenningen til bekken.



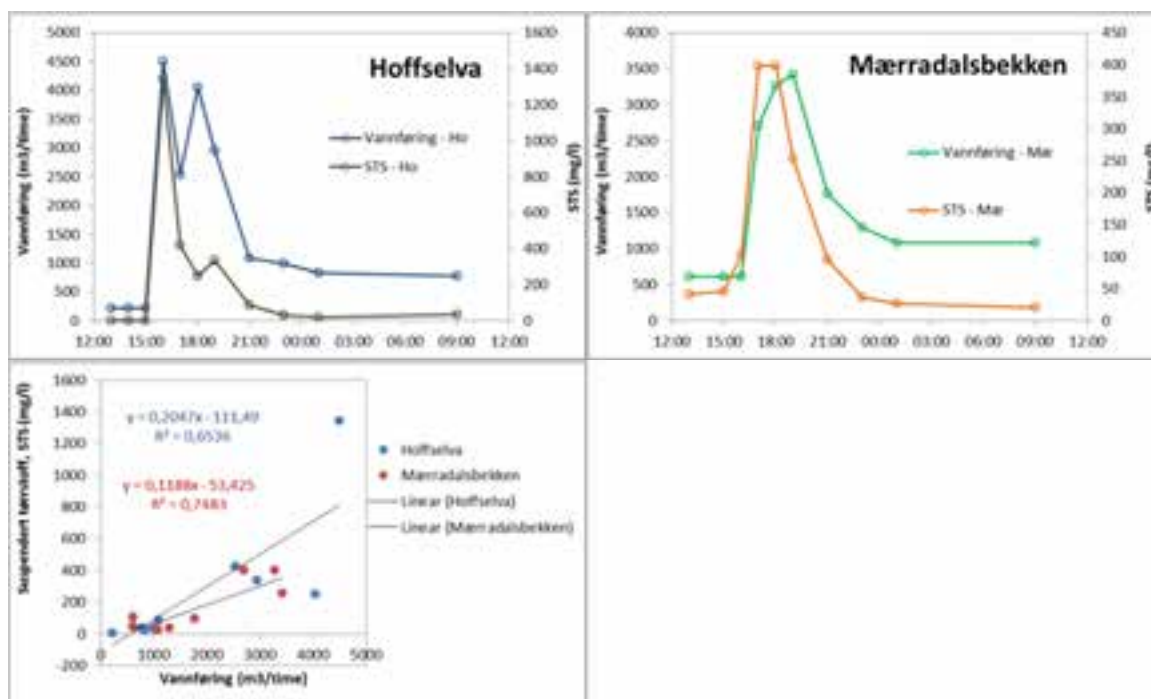
Figur 5. Metallkonsentrasjoner i Hoffselva sammenlignet med avrenningen til elven.

Sammenhengen mellom metallavrenning og partikulært materiale og organisk stoff

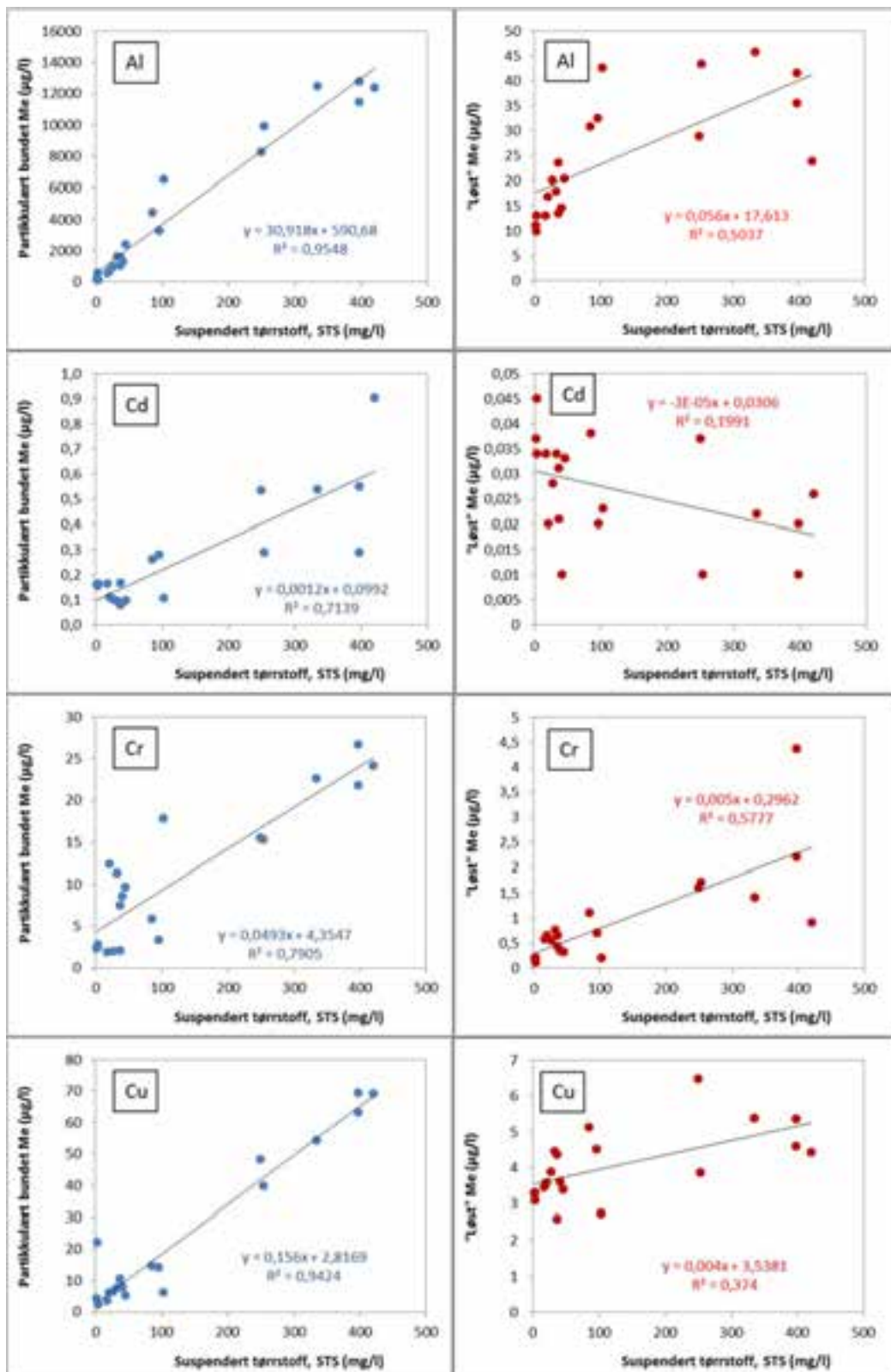
Det ble også målt på andre parametere i prøvene som ble tatt ut under prøvetakingsperioden; partikkelmålinger (STS, turbiditet), oksygenforbrukende stoffer (TOC, total N, total P), pH og konduktivitet.

Partikkelavrenning

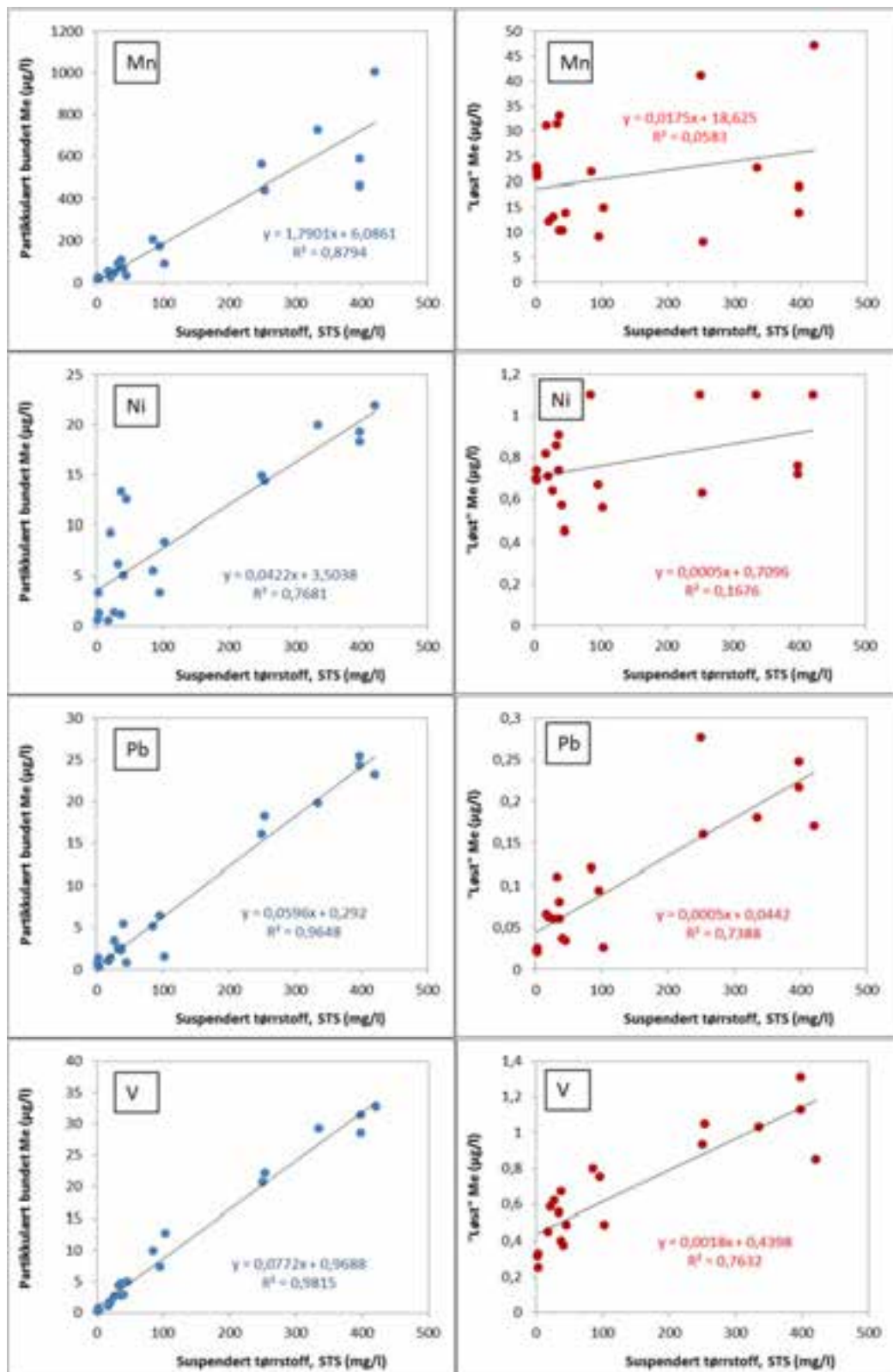
Når vannføringen i elvene økte, økte også konsentrasjonen av partikler målt som suspendert stoff og turbiditet. Som det fremgår av **Figur 7** var sammenhengen mellom økningen i suspendert stoff og vannføringen noe bedre i Mærradalsbekken enn i Hoffselva, primært på grunn av en topp nummer to i vannføringen i Hoffselva som ikke var like markert i økningen i suspendert stoff. Jfr. også den noe bedre korrelasjonen mellom vannføring og STS for Mærradalsbekken ($R^2 = 0,75$) enn for Hoffselva ($R^2 = 0,65$). Ikke helt overraskende samstemmer forløpet for STS i de to elvene med de tidligere omtalte endringene i tilførslene av flere av metallene, siden mange av disse metallene er kjent å bindes godt til partikulært materiale. I **Figur 8-10** er denne sammenhengen vurdert videre ved at de partikkelbundne og «løse» (målt konsentrasjon i ikke-oppløst prøve) fraksjonene av det enkelte metall er sammenlignet med konsentrasjonen av suspendert stoff i den samme prøven. Partikkelbundet fraksjon er bestemt ut fra målt konsentrasjon i syreoppløst prøve minus målt konsentrasjon i ikke-syreoppløst prøve, mens «løst» fraksjon er konsentrasjonen i ikke-syreoppløst prøve.



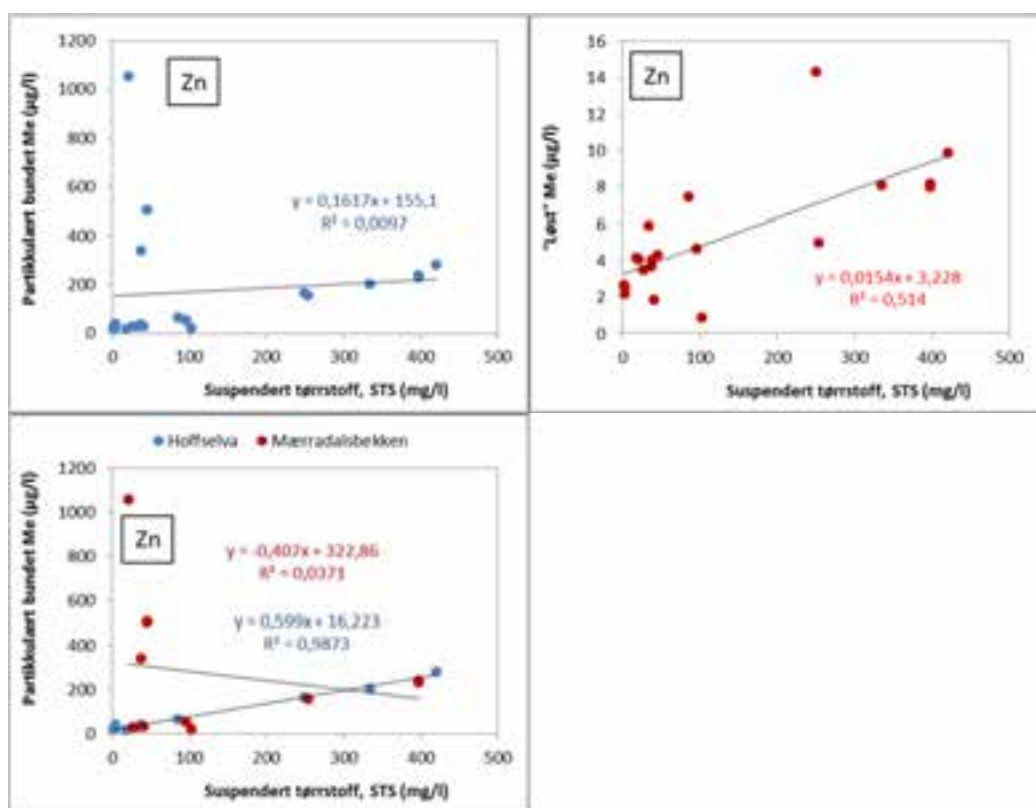
Figur 7. Sammenhengen mellom vannføringen og suspendert tørrstoff i Hoffselva og Mærradalsbekken under prøvetakingsperioden.



Figur 8. Forholdet mellom innholdet av metallene Al, Cd, Cr og Cu (partikkelbundet og «løst») og STS i prøvene. Én ekstremverdi er utelatt. Linjene tilsvarer en lineærtilpasning av punktene.



Figur 9. Forholdet mellom innholdet av metallene Mn, Ni, Pb og V (partikkelbundet og «løst») og STS i prøvene. Én ekstremverdi er utelatt. Linjene tilsvarer en lineærtilpasning av punktene.



Figur 10. Forholdet mellom innholdet av metallene Mn, Ni, Pb og V (partikkelbundet og «løst») og STS i prøvene. Én ekstremverdi er utelatt. Den nederste av delfigurene viser hvordan punktene fordeler seg mellom prøvene fra Hoffselva og fra Mærradalsbekken. Linjene tilsvarer en lineærtilpasning av punktene.

For de løste fraksjonene var det generelt ingen eller en svak korrelasjon mellom metallkonsentrasjonen og det suspenderte materialet, selv om det for de fleste av metallene var en tendens til økende metallkonsentrasjon med økende STS. Dette kan dog være knyttet til andre faktorer. For enkelte metaller var det en ganske god korrelasjon mellom partikkelbundet metall og suspendert stoff. Dette gjaldt spesielt Al, Cu, Pb og V. Her lå regresjonskoeffisienten R^2 for lineærtilpasning mellom punktene mellom 0,94 og 0,98. For Zn var korrelasjonen tilsynelatende meget svak mellom partikkelbundet Zn og STS, men når verdiene for Hoffselva og Mærradalsbekken ble skilt fra hverandre (se nederste delfigur i Figur 10) viste det seg at korrelasjonen var meget god for Hoffselva ($R^2 = 0,99$) og svært dårlig for Mærradalsbekken ($R^2 = 0,04$). For Mærradalsbekken sin del var det de 3 høyeste Zn-verdiene som skilte seg ut. Disse ble målt i én av prøvene som ble tatt ut før vannføringen økte i bekken (før avrenningen hadde startet) og begge de to andre prøvene var tatt ut mot slutten av prøvetaksingsperioden da STS-konsentrasjonen var nede under det den var før nedbørsperioden startet. Dette tyder på at det kan være to svært ulike kilder til partikkelbundet Zn i Mærradalsbekken, der tilførselene av den ene er mindre påvirket av nedbøren. Når disse tre uteliggerne ble fjernet fra tallmaterialet, var korrelasjonen for partikkelbundet Zn for begge elvene også god ($R^2 = 0,97$).

I **Figurene 8-10** ovenfor var den ene ekstremverdien for Hoffselva utelatt. Denne verdien stammet fra den første tilførselstoppen helt i starten av nedbørshendelsen. I **Tabell 1** er

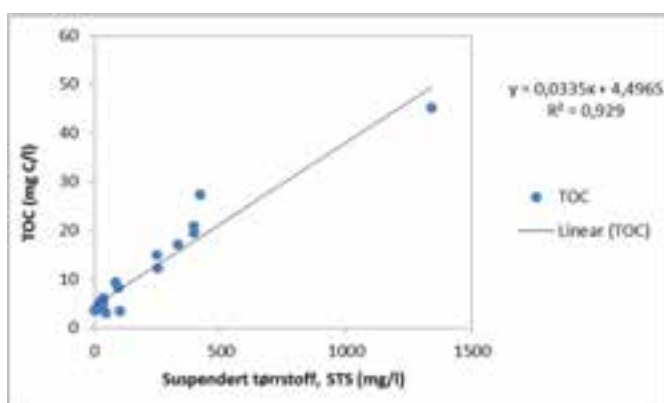
regresjonskoeffisientene for lineærtilpasningen mellom STS og de ulike metallene vist både med og uten denne ekstremverdien inkludert i tallmaterialet. Som R^2 -verdiene der ekstremverdien er inkludert antyder, styrket denne ekstremverdin korrelasjonen mellom STS og partikkelbundet metall for alle metallene. For løste metaller ble korrelasjonen bedre for noen (Mn, Ni og Zn), mer eller mindre uforandret for Pb, men vesentlig dårligere for de øvrige (Al, Cd, Cr, Cu og V).

Totalt organisk stoff

Totalt organisk karbon (TOC) ble også målt i alle prøvene, og som det framgår av Figur 11 var det en god korrelasjon mellom STS og TOC i prøvene. Dette gjenspeilte seg også i de tilsvarende regresjonskoeffisientene for den lineære tilpasningen mellom TOC og de ulike metallene, som var fulgte det samme mønsteret som de for STS og metallene. For partikkelbundne metaller var korrelasjonen noe svakere mellom TOC og metallene enn mellom STS og metallene med unntak for Cd, Mn og muligvis Zn. For løste metaller var situasjonen noe annerledes, siden det i utgangspunktet ikke var ventet noen god korrelasjon mellom STS og metallene, men kanskje mer med TOC (eller løst organisk stoff). Dog, ingen av de observerte korrelasjonene med TOC var spesielt gode eller vesentlig bedre enn mot STS.

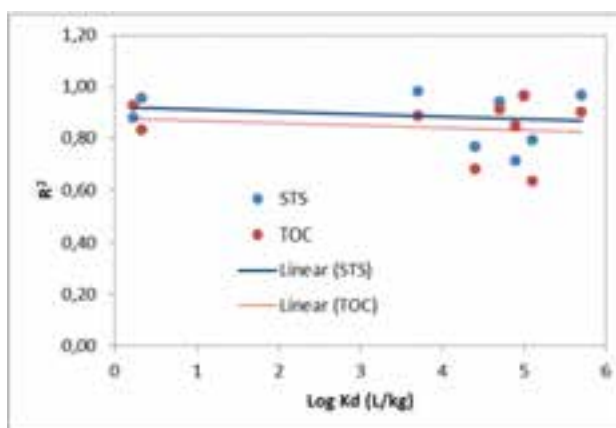
Tabell 1. Regresjonskoeffisienter (R^2) for lineærtilpasning av korrelasjonen mellom STS og partikkelbundne eller løste metaller og for lineærtilpasning av korrelasjonen mellom TOC og partikkelbundne eller løste metaller. Verdiene er vist både med ($^m/E_{X_{Hoff}}$) og uten ($^u/E_{X_{Hoff}}$) ekstremverdien i Hoffselva. For Zn er også regresjonskoeffisientene hvis de tre uteligger-verdiene i Mærradalsbekken er utelatt ($Zn^u/utl.$) vist.

Metaller	STS				TOC			
	Partikulær		Løst		Partikulær		Løst	
	$^u/E_{X_{Hoff}}$	$^m/E_{X_{Hoff}}$	$^u/E_{X_{Hoff}}$	$^m/E_{X_{Hoff}}$	$^u/E_{X_{Hoff}}$	$^m/E_{X_{Hoff}}$	$^u/E_{X_{Hoff}}$	$^m/E_{X_{Hoff}}$
Al	0,95	0,98	0,50	0,09	0,83	0,82	0,32	0,12
Cd	0,71	0,91	0,20	0,10	0,85	0,93	0,10	0,09
Cr	0,79	0,95	0,58	0,07	0,63	0,81	0,47	0,13
Cu	0,94	0,95	0,37	0,29	0,91	0,82	0,42	0,40
Mn	0,88	0,97	0,06	0,78	0,93	0,95	0,15	0,61
Ni	0,77	0,94	0,17	0,60	0,68	0,85	0,31	0,64
Pb	0,96	0,99	0,74	0,76	0,90	0,88	0,73	0,83
V	0,98	0,99	0,76	0,28	0,89	0,90	0,69	0,41
Zn	0,99	0,56	0,51	0,76	0,01	0,43	0,61	0,81
Zn ^u /utl.	0,97	0,92	0,50	0,75	0,96	0,77	0,61	0,61



Figur 11. Forholdet mellom TOC og STS i prøvene fra Hoffselva og Mærradalsbekken.

Affiniteten til ulike metaller for binding til partikler eller jord blir ofte karakterisert ved fordelingskoeffisienten mellom vann og et fast stoff, K_d (L/kg eller L/m²). Her kjenner vi verken hva slags type partikler avrenningen består av eller på hva slags form metallene foreligger, så det er vanskelig å forutse hvor stor andel av de enkelte metallene som i utgangspunktet var forventet å foreligge bundet til partikler eller på løst form i vannmassene. I **Figur 12** er de ulike regresjonskoeffisientene (STS og TOC) for de partikkelbundne metallene plottet mot litteraturverdier for log K_d for metallene på ioneform. Mange av disse metallene vil nok foreligge på oksidert form (som oksider eller hydroksider) og/eller i ulike komplekser med andre metaller.



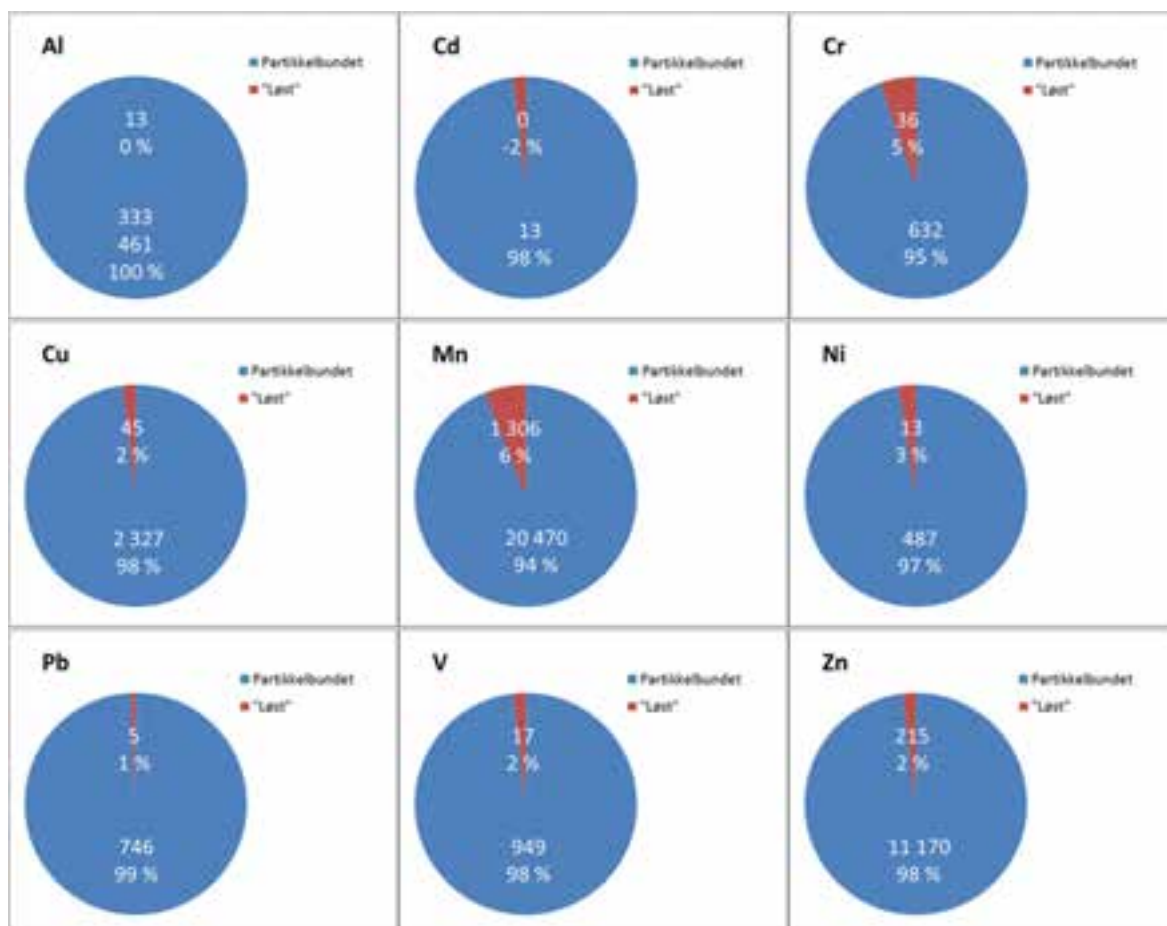
Figur 12. Regresjonskoeffisientene (STS og TOC) for de partikkelbundne metallene plottet mot litteraturverdier for log K_d for metallene på ioneform.

Samlet avrenning til elvene under nedbørshendelsen og over året

Den samlede estimerte avrenningen av metaller (løst og bundet) til elvene i prøvetaksperioden er vist i **Figur 6**. Estimater for hvert metall ble beregnet ut fra økningen i konsentrasjon av partikulært bundet metall eller løst metall (jfr. definisjonene gitt tidligere) i den enkelte stikkprøve sammenlignet med konsentrasjonen i forkant av nedbørshendelsen (basert på 2-3 prøver fra hver elv). Det ble antatt at denne

konsentrasjonsøkningen var representativ for gjennomsnittskonsentrasjonsøkningen i vannmassene siden forrige prøvetaking, slik at konsentrasjonsøkningen ble multiplisert med mengden avrennet vannmasse siden forrige prøvetaking for å gi avrennet mengde metall siden siste prøvetaking. Summen av disse er gitt i **Figur 6**.

Størst avrennet mengde ble funnet for Al (333 kg) etterfulgt av Mn (20 kg), Zn (11 kg), Cu (2,3 kg), V (0,95 kg), Pb (0,75 kg), Cr (0,63 kg), Ni (0,49 kg) og Cd (0,013 kg).



Figur 6. Samlede estimerte tilførsler (i gram) av og fordelingen (i %) mellom partikkelbundne og «løste» metaller (g) til de to elvene under prøvetakingen. Konsentrasjonene i den enkelte stikkprøve har dannet grunnlaget for tilførselsestimatet siden forrige prøvetaking.

Som et veldig grovt estimat for årsavrenningen av metallene til de to elvene ble den estimerte avrenningen for nedbørshendelsen ekstrapolert til et helt år ved å dele med volumandelen denne nedbørshendelsen utgjorde av den gjennomsnittlige årsnedbøren i det samme området i perioden 2008-2013 (36,5 mm av 866 mm). Se **Tabell 2**. Dette er svært usikre estimater, siden det ikke har blitt tatt (og det er i begrenset grad mulig med tilgjengelig tallmateriale å ta) høyde for naturlige variasjoner som kan forventes. Følgende (delvis uriktige) antagelser ligger til grunn for estimatene:

- Gitt, konstant sammenheng mellom avrenning og forventet metallkonsentrasjon i avrenningen

- Avsetningen av metaller er ikke tidsavhengig.
- Ingen sesongvariasjoner mht. bilbruk (piggdekk, vinterdekk)
- Ingen vurderinger knyttet til effekter av veisaltning: økt metallutlekking pga økt salinitet (kjent av skjer), økt korrosjon på biler, gjerder etc.
- Økningen i vannføringen i elvene er lineær med nedbøren
 - Avrenningen av vann ikke avhengig av metningsgraden i nedbørsfeltet (vet vi at den er).
 - Det skjer ingen fordampning i nedbørsfeltet.
- Normalkonsentrasjonen av metallene i elvene uten tilrenning fra nedbør er lik den som ble målt i dagene før nedbørshendelsen.

De tilsvarende tilførselstallene for disse tungmetallene fra Hoffselva og Mærradalsbekken til Indre Oslofjord rapportert av Berge m.fl. (2013) er også vist i **Tabell 2**. Selv om tallene ikke er veldig ulike tallene fra denne undersøkelsen, er det verdt å legge merke til at estimatene fra Berge m.fl. (2013) for enkelte tungmetaller (Cr, Ni, Pb, Zn) er vesentlig større for Mærradalsbekken enn for Hoffselva, altså det motsatte av hva som ble observert i denne studien.

Tabell 2. Veldig grovt estimat for årsavrenningen til elvene basert på denne ene enkeltnedbørhendelsen.

	Årsavrenning(kg/år)								
	Al	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Hoffselva - her	6260	0,25	13,53	47	431	10,57	14,33	19	225
Berge m.fl. (2013)	-	0,3	<4,1	57,9	-	<4,9	<2,0	-	<41,0
Mærradalsbekken	1664	0,062	2,31	10	86	1,29	3,51	4,33	45
Berge m.fl. (2013)	-	0,3	<11,6	71,5	-	21,6	16,6	-	<146

Tilstand mht. vannforskriften

Vandirektivet prioriterer noen utvalgte tungmetaller: Cd, Hg, Ni og Pb. Med unntak av Hg var disse inkludert i prøvetakingsprogrammet. **Tabell 1** viser de respektive kravene satt til ferskvann. Kun for Cd opereres det med ulike klassifiseringer. For avrenningsperioden er det mest aktuelt å se på maksimalverdiene i tabellen. For Ni og Pb ble disse maksimalverdiene kraftig oversteget under avrenningstoppen; for Ni i 3 av prøvene (høyeste verdi 69 µg/l) fra Hoffselva og for Pb i 4 av prøvene (høyeste verdi 100 µg/l) fra Hoffselva og i 3 av prøvene fra Mærradalsbekken (høyeste verdi 26 µg/l). For Cd var det kun to prøver som lå i klasse 4 og 5 (0,93 µg/l og 1,7 µg/l), begge fra Hoffselva.

Tabell 1. Miljøkvalitetsstandarder for noen av EUs prioriterte stoffer i ferskvann i følge vannforskriften (her: tungmetallene med unntak av Hg).

	Årlig gjennomsnitt (µg/l)					Maksimalverdi (µg/l)				
	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4	Kl. 5	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4	Kl. 5
Cd	≤0,08	0,08	0,09	0,15	0,25	≤0,45	0,45	0,6	0,9	1,5
Ni	20					20				
Pb	7,2					7,2				

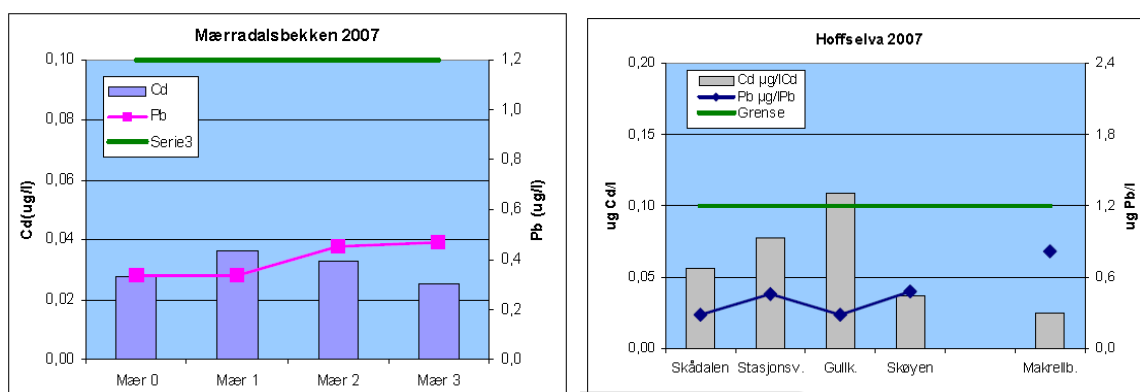
Dette er jo tall som stammer fra én nedbørshendelse i juni 2014. For å gi et grovt estimat for hva som kan være situasjonen ved andre nedbørshendelser som har vært, har resultatene fra denne nedbørshendelsen blitt ekstrapolert til de andre nedbørshendelsene av en viss størrelse for perioden januar 2013 til oktober 2014 (50 stk). En nedbørshendelse er her definert som et regn/nedbør med samlet størrelse på >1 mm der opphold i nedbøren er mindre enn 2 etterfølgende døgn (dvs. det må være registrert nedbør minst annenhver dag i perioden). Det er tatt utgangspunkt i den observerte maksimalverdien for Hoffselva for hhv. Cd (1,7 µg), Ni (69 µg/l) og Pb (100 µg/l) under nedbørshendelsen på 36,5 mm, og så er forventet maksimalkonsentrasjon estimert ut fra samlet nedbør i nedbørshendelsen ved å vekte denne mot konsentrasjonen ved 36,5 mm-hendelsen. Disse estimatene er heftet med samme usikkerhet og antagelser som ble gjort for estimatet av årsavrenningen gitt tidligere.

Estimatene er gitt i Tabell 3. Av de 50 nedbørshendelsene i perioden ble de øvre grenseverdiene overskredet i brorparten av hendelsene for både Cd (39), Ni (31) og Pb (46). Medianene for maksimalkonsentrasjonene for de tre tungmetallene var i størrelsesorden halvparten av hva de var for 36,5 mm-nedbørshendelsen, men de høyeste maksimalkonsentrasjonene var mer enn 3 ganger høyere.

Tabell 3. Svært grove estimater for forventet maksimalkonsentrasjon i avrenning til Hoffselva ved 50 nedbørshendelser i perioden januar 2013 til oktober 2014.

	Forventet maksimalkonsentrasjon					
	Cd		Ni		Pb	
	µg/l					
36,5 mm-hendelsen	1,7		69		100	
høyeste	5,37		218		316	
median	0,88		36		52	
snitt	1,36		55		80	
Sammenligning med grenseverdier i vannforskriften	Grenseverdi	#	Grenseverdi	#	Grenseverdi	#
	Kl. 1: Cd<0,08	3				
	Kl. 2: Cd<0,09	0				
	Kl. 3: Cd<0,15	2	Ni<20	19	Pb<7,2	4
	Kl. 4: Cd < 0,25	6	Ni>20	31	Pb>7,2	46
	Kl. 5: Cd > 0,25	39				

Dette er tall som skiller seg vesentlig fra de tallene Oslo kommune rapporterte for 2007 (se **Figur 7**).



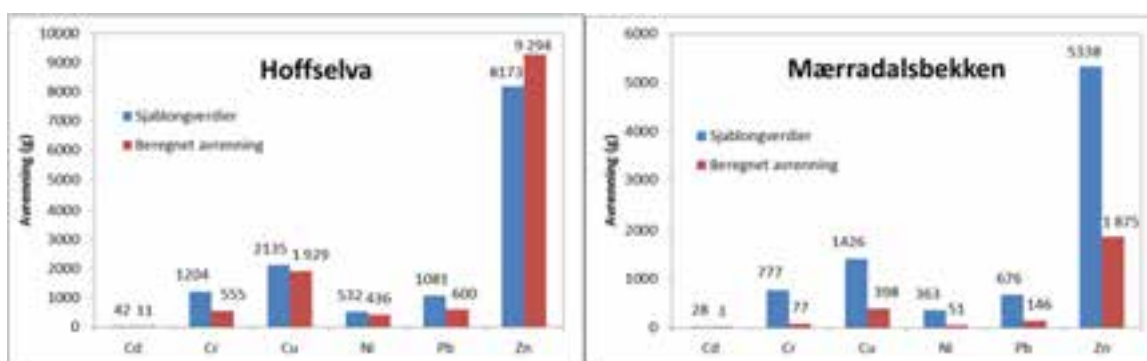
Figur 7. Konsentrasjoner av Cd og Pb i Mærradalsbekken og Hoffselva målt av Oslo kommune (VAV 2008).

Forventet bidrag fra tette flater

Det er forventet at avrenningen fra tette flater er dominerende kilder til flere av disse metallene. Se **Tabell 1**. **Figur 7** viser et grovt estimat for hva som kan forventes å tilføres elvene av metaller ved en slik nedbørshendelse basert på en metodikk utviklet av Oddvar Lindholm for SFT (Miljødirektoratet) i 2004 (Lindholm, 2004). Metodikken er nærmere beskrevet i **Vedlegg 3**. For Hoffselva ga de sjablongverdiene meget samsvarende avrenning som den beregnede avrenningen basert på de observerte metallkonsentrasjonene i prøvene tatt under nedbørshendelsen. For avrenningen til Mærradalsbekken ga sjablongverdiene en vesentlig større forventet avrenning enn de observerte verdiene indikerte. Siden den relative forskjellen for de ulike metallene var relativt jevn (observert verdi var 10-35 % av forventet verdi), kan denne tilsynelatende uoverensstemmelsen skyldes en systematisk feil i bestemmelsen av volumavrenningen i nedbørsfeltet. Basert på vannføringstallene for de to elvene var den samlede tilførselen i perioden 28.800 m³ for Hoffselva og 20.600 m³ for Mærradalsbekken, mens de estimerte tilførselene basert på sjablongverdier var på hhv. 76.500 m³ og 53.000 m³. Hvis det korrigeres for dette, passer den observerte avrenningen av Cu, Pb og Zn til Mærradalsbekken rimelig godt med avrenningen basert på sjablongverdiene, men avrenningen av Cd, Cr og Ni var noe lavere enn forventet. For Hoffselva ga korrigeringen av volumavrenningen godt samsvar mellom observert og forventet avrenning for Cd, Cr og Pb, mens avrenningen var noe større enn forventet for Cu, Ni og Zn (>50 % forskjell) (resultater ikke vist).

Tabell 1. Eksempler på typiske kilder til metallforurensning av avrenning fra tette flater (Kilde: Saunes og Åstebøl, 2014).

Metall	Kilde	Type areal
Pb	Forbrenningsmotorer, smøreoljer og slitasje på bildekk	Vei, sentrum og industri
Cu, Zn	Korrosjon og bremses på kjøretøy, samt bildekk	Veier
Cd	Drivstoff	Veier
Cu	Kobbertak og kobberinstallasjoner i bebygde områder	Boligarealer
Ni	Dieselolje og smøreoljer. Diverse legeringer.	Alle
Zn	Alle galvaniserte produkter (lysstolper, skilter og rekkverk). Slitasje av bildekk	Vei, sentrum og industri



Figur 7. Sammenligning av beregnet avrenning basert på observerte konsentrasjoner i de to elvene forventet avrenning basert på sjåblongverdier fra StormTac.

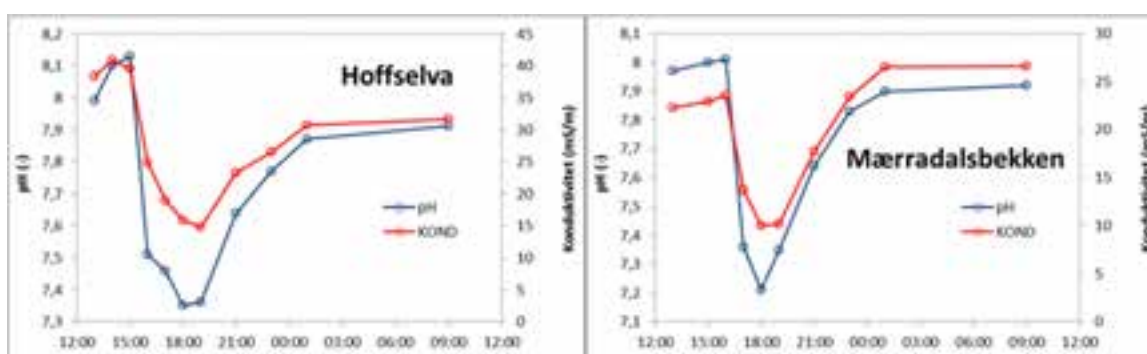
Bidrag fra overløp på spillvannsnettet

Det er spesielt ett stort overløp på spillvannsnettet som drenerer til Hoffselva. Dette ligger nede ved Skøyen (Overløps-ID: HO69). (Har ikke sjekket om dette eller andre overløp var i bruk under nedbørshendelsen.)

Sammenhengen mellom metallavrenning og andre parametere

Betydningen av pH og konduktivitet

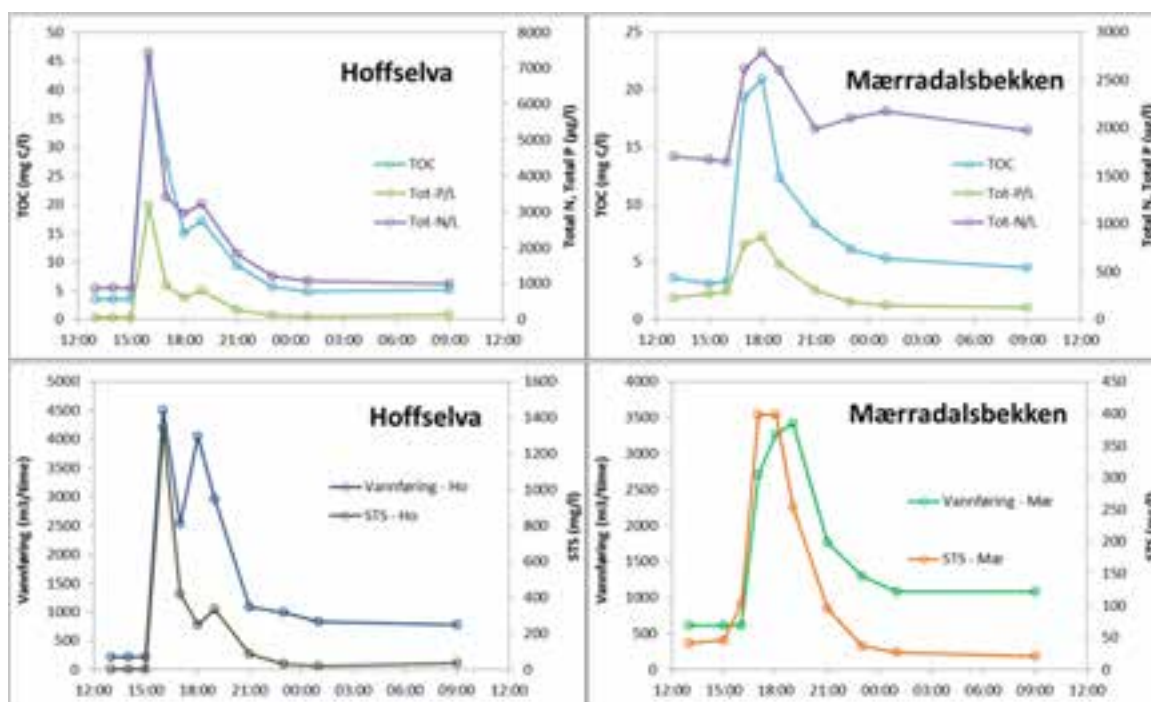
Konduktivitet og pH ble også målt i alle prøvene. Som det fremgår av **Figur 13** gikk både pH og konduktiviteten ned i elvene under nedbørshendelsen. Dette var ikke helt uventet, siden regnvann normalt har lavere pH (enn 8) og bringer minimalt med salter. Men endringen i pH og den lave konduktiviteten kan også påvirke metall-likevektene i jordsmonnet og føre til økt utvasking utover det som eventuelt blir fraktet ut med løsrevet partikulært materiale pga. den hydrauliske belastningen vannmassene forårsaker. Dette blir dog mest spekulasjoner.



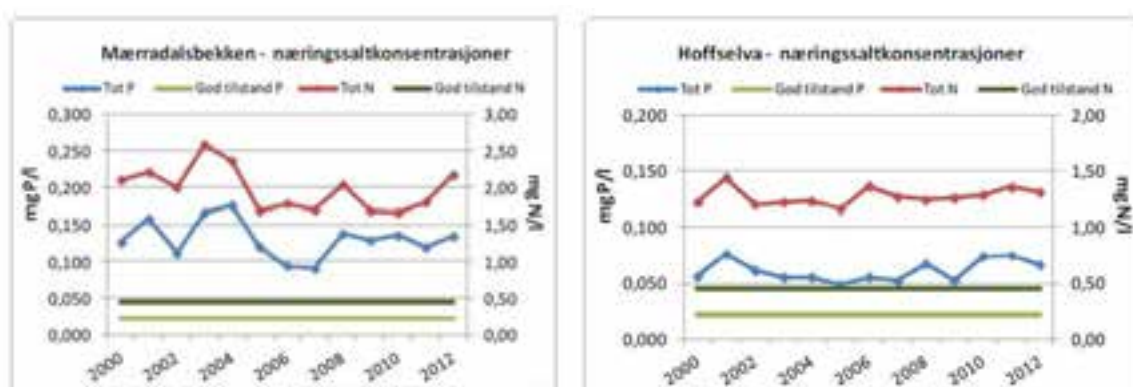
Figur 13. Resultater fra analyse pH og konduktivitet i timesblandprøvene tatt ut under prøvetaksperioden i Hoffselva og i Mærradalsbekken.

Oksygenforbrukende stoffer

Figur 14 viser konsentrasjonene av oksygenforbrukende stoffer (total-fosfor, total-nitrogen og totalt organisk karbon) i elvene under prøvetakingsperioden. Konsentrasjonen av STS og vannføringen er vist for sammenligningens skyld. Det er interessant å se hvor godt samsvar det er mellom toppen for de ulike parameterne og vannføringstoppen.



Figur 14. Resultater fra analyse av oksygenforbrukende stoffer (TOC, total N, total P) og STS i timesblandprøvene tatt ut under prøvetakingsperioden i Hoffselva og i Mærradalsbekken. Den samtidige vannføringen i de to elvene er også vist.



Figur 15. Data fra Tiltaksanalysen Vannområde Oslo.

- **Litteratur**

Lindholm O. (2004) Miljøgifter i overvann fra tette flater. Litteraturstudie. NIVA-rapport 4775-2004.

Norsk institutt for vannforskning

Saunes H. og Åstebøl S.O. (2014) Beregning av forurensning i overvann fra tette flater i Glomma vannregion. COWI-rapport. 46 s.

VAV (2008) Byvassdragene – Vannkvalitet og biologi 2007. Fagrapport 9/2008.

Vedlegg 1 – Rådata metallanalyser

Rekvisisjonsnr : 2014-01387 Mottatt dato : 20140627 Godkjent av : KBA
 Godkjent dato: 20140910
 Prosjektnr : O
 12241

Kunde/Stikkord : Water Qual Tools

Kontaktp./Saksbeh. : ITR

Analysevariabel	Ag/MS	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS	
Enhet	==> µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Metode	==> E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	
PrNr	Merking										
1	Hoff 2	3	557	0,2	<2,5	25,4	47	4	1,4	0,94	21
2	Hoff 3	<1,3	184	0,2	<2,5	7,57	39	<1,3	0,66	0,5	22
3	Hoff 4	<1,3	110	0,2	3	5,4	39	2	0,3	0,6	43
4	Hoff 5	<1,3	37400	1,7	92,6	373	2570	68,9	99,6	120	1820
5	Hoff 6	<1,3	12400	0,93	25	73,5	1050	23	23,4	33,6	291
6	Hoff 7	<1,3	8300	0,57	17	54,6	601	16	16,3	21,6	179
7	Hoff 8	<1,3	12500	0,56	24	59,6	748	21	19,9	30,2	212
8	Hoff 10	<1,3	4460	0,3	7	19,8	227	6,6	5,26	10,7	71,4
9	Hoff 12	<1,3	1630	<0,13	12	12,0	122	7,0	2,6	4,9	34
10	Hoff 14	<1,3	570	0,2	<2,5	7,1	84,1	<1,3	1,0	1,5	20
11	Hoff 15	<1,3	1030	0,2	<2,5	10,5	140	2	2,3	3,2	41
12	Mær 2	<1,3	1270	0,1	8,9	11,4	73,4	5,6	5,41	3,3	31
13	Mær 4	<1,3	2430	<0,13	10	8,67	47	13	0,84	5,4	507
14	Mær 5	<1,3	6570	<0,13	18	8,87	106	8,9	1,5	13,1	20
15	Mær 6	<1,3	11500	0,3	31	74,8	477	20	25,6	29,6	246
16	Mær 7	<1,3	12800	0,57	24	67,8	600	19	24,5	32,7	239
17	Mær 8	<1,3	9920	0,3	17	43,7	451	15	18,4	23,2	161
18	Mær 10	<1,3	3310	0,3	4	18,6	183	4	6,55	8,10	57,1
19	Mær 12	<1,3	1610	0,1	8,1	15,0	79,0	14	2,6	5,4	342
20	Mær 14	<1,3	1030	<0,13	<2,5	10,3	57,6	2	3,5	3,2	31
21	Mær 15	<1,3	755	<0,13	13	9,85	37	10	1,4	2,3	1060
22	Hoff 2	<0,05	9,91	0,045	<0,1	3,29	21,0	s0,69	0,025	0,25	2,16
23	Hoff 3	<0,05	11,1	0,037	s0,2	3,28	22,8	s0,70	0,022	0,317	2,65
24	Hoff 4	<0,05	13,1	0,034	s0,2	3,08	21,7	s0,74	0,02	0,326	2,54
25	Hoff 5	<0,05	22,3	0,021	s0,40	5,43	278	1,7	0,388	0,840	20,3
26	Hoff 6	<0,05	23,8	0,026	s0,91	4,41	47,1	1,1	0,17	0,848	9,86
27	Hoff 7	<0,05	28,8	0,037	1,6	6,47	41,0	1,1	0,276	0,934	14,3
28	Hoff 8	<0,05	45,8	0,022	1,4	5,38	22,6	1,1	0,18	1,03	8,05
29	Hoff 10	<0,05	30,7	0,038	s1,1	5,12	21,9	s1,1	0,12	0,798	7,42
30	Hoff 12	<0,05	17,9	0,034	s0,76	4,43	31,4	s0,86	0,11	0,558	5,90
31	Hoff 14	<0,05	13,0	0,034	s0,58	3,44	31,1	s0,82	0,066	0,451	4,11
32	Hoff 15	<0,05	13,5	0,031	s0,43	2,58	33,1	s0,91	0,06	0,398	4,00
33	Mær 2	<0,05	14,6	0,01	s0,33	3,59	10,3	s0,57	0,037	0,375	1,8

Norsk institutt for vannforskning

34	Mær 4	<0,05	20,3	0,033	s0,31	3,39	13,8	s0,45	0,034	0,489	4,28
35	Mær 5	<0,05	42,6	0,023	s0,2	2,73	14,9	s0,56	0,026	0,487	0,86
36	Mær 6	<0,05	35,5	0,01	4,37	5,35	19,0	0,76	0,247	1,13	7,96
37	Mær 7	<0,05	41,5	0,02	2,2	4,58	13,8	0,72	0,216	1,31	8,14

PrNr 1 1-21 er oppsluttet og fortynnet 1:20 før analyse på ICPMS.
 PrNr 22 sNi= stor usikkerhet pga. mye Ca
 PrNr 23 sNi= stor usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 24 sNi= stor usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 25 sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 26 sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 29 sNi= 30% usikkerhet pga. mye Ca sCr= 40 % usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 30 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 31 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 32 sNi= s40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 33 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 34 sNi= stor usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 sNi= stor usikkerhet pga. mye Ca40 % sCr= stor usikkerhet pga. mye
 PrNr 35 Cl
 PrNr 39 sNi= 30 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= 40 % usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 40 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 41 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl
 PrNr 42 sNi= 40 % usikkerhet pga. mye Ca sCr= stor usikkerhet pga. mye Cl

Vedlegg 2 – Rådata vannføring

Mærradalsbekken	Hoffselva		Vannføring Q [m3/s]
	Vannføring: Q [m3/s]	Tid	
Dato - klokkeslett			
23.06.2014 - 00:59	0,17	23-jun-14 01:00:00	0,055985
23.06.2014 - 01:59	0,17	23-jun-14 02:00:00	0,057746
23.06.2014 - 02:59	0,17	23-jun-14 03:00:00	0,057746
23.06.2014 - 03:59	0,17	23-jun-14 04:00:00	0,055985
23.06.2014 - 04:59	0,17	23-jun-14 05:00:00	0,055985
23.06.2014 - 05:59	0,17	23-jun-14 06:00:00	0,057746
23.06.2014 - 06:59	0,17	23-jun-14 07:00:00	0,059525
23.06.2014 - 07:59	0,17	23-jun-14 08:00:00	0,055985
23.06.2014 - 08:59	0,17	23-jun-14 09:00:00	0,057746
23.06.2014 - 09:59	0,17	23-jun-14 10:00:00	0,057746
23.06.2014 - 10:59	0,17	23-jun-14 11:00:00	0,057746
23.06.2014 - 11:59	0,17	23-jun-14 12:00:00	0,055985
23.06.2014 - 12:59	0,17	23-jun-14 13:00:00	0,061321
23.06.2014 - 13:59	0,17	23-jun-14 14:00:00	0,054242
23.06.2014 - 14:59	0,17	23-jun-14 15:00:00	0,055985
23.06.2014 - 15:59	0,17	23-jun-14 16:00:00	0,052518
23.06.2014 - 16:59	0,17	23-jun-14 17:00:00	0,059525
23.06.2014 - 17:59	0,17	23-jun-14 18:00:00	0,052518
23.06.2014 - 18:59	0,17	23-jun-14 19:00:00	0,050812
23.06.2014 - 19:59	0,17	23-jun-14 20:00:00	0,052518
23.06.2014 - 20:59	0,17	23-jun-14 21:00:00	0,050812
23.06.2014 - 21:59	0,17	23-jun-14 22:00:00	0,050812
23.06.2014 - 22:59	0,17	23-jun-14 23:00:00	0,049124
23.06.2014 - 23:59	0,17	24-jun-14 00:00:00	0,052518
24.06.2014 - 00:59	0,17	24-jun-14 01:00:00	0,047456
24.06.2014 - 01:59	0,17	24-jun-14 02:00:00	0,047456
24.06.2014 - 02:59	0,17	24-jun-14 03:00:00	0,047456
24.06.2014 - 03:59	0,18	24-jun-14 04:00:00	0,054242
24.06.2014 - 04:59	0,18	24-jun-14 05:00:00	0,047456
24.06.2014 - 05:59	0,17	24-jun-14 06:00:00	0,045807
24.06.2014 - 06:59	0,17	24-jun-14 07:00:00	0,052518
24.06.2014 - 07:59	0,17	24-jun-14 08:00:00	0,050812
24.06.2014 - 08:59	0,17	24-jun-14 09:00:00	0,050812
24.06.2014 - 09:59	0,17	24-jun-14 10:00:00	0,052518
24.06.2014 - 10:59	0,17	24-jun-14 11:00:00	0,054242
24.06.2014 - 11:59	0,17	24-jun-14 12:00:00	0,061321
24.06.2014 - 12:59	0,17	24-jun-14 13:00:00	0,063135
24.06.2014 - 13:59	0,17	24-jun-14 14:00:00	0,064967
24.06.2014 - 14:59	0,17	24-jun-14 15:00:00	0,068762
24.06.2014 - 15:59	0,17	24-jun-14 16:00:00	0,070646
24.06.2014 - 16:59	0,17	24-jun-14 17:00:00	0,074462
24.06.2014 - 17:59	0,17	24-jun-14 18:00:00	0,072546
24.06.2014 - 18:59	0,17	24-jun-14 19:00:00	0,070646
24.06.2014 - 19:59	0,17	24-jun-14 20:00:00	0,072546
24.06.2014 - 20:59	0,17	24-jun-14 21:00:00	0,070646
24.06.2014 - 21:59	0,17	24-jun-14 22:00:00	0,068762
24.06.2014 - 22:59	0,17	24-jun-14 23:00:00	0,066815
24.06.2014 - 23:59	0,17	25-jun-14 00:00:00	0,074462
25.06.2014 - 00:59	0,17	25-jun-14 01:00:00	0,066815
25.06.2014 - 01:59	0,17	25-jun-14 02:00:00	0,064967
25.06.2014 - 02:59	0,17	25-jun-14 03:00:00	0,064967
25.06.2014 - 03:59	0,17	25-jun-14 04:00:00	0,066815
25.06.2014 - 04:59	0,17	25-jun-14 05:00:00	0,066815
25.06.2014 - 05:59	0,17	25-jun-14 06:00:00	0,064967
25.06.2014 - 06:59	0,17	25-jun-14 07:00:00	0,066815
25.06.2014 - 07:59	0,17	25-jun-14 08:00:00	0,064967
25.06.2014 - 08:59	0,17	25-jun-14 09:00:00	0,064967
25.06.2014 - 09:59	0,17	25-jun-14 10:00:00	0,063135
25.06.2014 - 10:59	0,17	25-jun-14 11:00:00	0,066815
25.06.2014 - 11:59	0,17	25-jun-14 12:00:00	0,064967
25.06.2014 - 12:59	0,17	25-jun-14 13:00:00	0,064967
25.06.2014 - 13:59	0,17	25-jun-14 14:00:00	0,064967
25.06.2014 - 14:59	0,17	25-jun-14 15:00:00	0,066815

Norsk institutt for vannforskning

25.06.2014 - 15:59	0,17	25-jun-14 16:00:00	0,064967
25.06.2014 - 16:59	0,17	25-jun-14 17:00:00	0,064967
25.06.2014 - 17:59	0,17	25-jun-14 18:00:00	0,064967
25.06.2014 - 18:59	0,17	25-jun-14 19:00:00	0,064967
25.06.2014 - 19:59	0,18	25-jun-14 20:00:00	0,064967
25.06.2014 - 20:59	0,17	25-jun-14 21:00:00	0,068762
25.06.2014 - 21:59	0,17	25-jun-14 22:00:00	0,066815
25.06.2014 - 22:59	0,17	25-jun-14 23:00:00	0,064967
25.06.2014 - 23:59	0,17	26-jun-14 00:00:00	0,063135
26.06.2014 - 00:59	0,17	26-jun-14 01:00:00	0,063135
26.06.2014 - 01:59	0,17	26-jun-14 02:00:00	0,063135
26.06.2014 - 02:59	0,17	26-jun-14 03:00:00	0,063135
26.06.2014 - 03:59	0,17	26-jun-14 04:00:00	0,063135
26.06.2014 - 04:59	0,17	26-jun-14 05:00:00	0,063135
26.06.2014 - 05:59	0,17	26-jun-14 06:00:00	0,061321
26.06.2014 - 06:59	0,17	26-jun-14 07:00:00	0,063135
26.06.2014 - 07:59	0,17	26-jun-14 08:00:00	0,063135
26.06.2014 - 08:59	0,17	26-jun-14 09:00:00	0,066815
26.06.2014 - 09:59	0,17	26-jun-14 10:00:00	0,063135
26.06.2014 - 10:59	0,17	26-jun-14 11:00:00	0,063135
26.06.2014 - 11:59	0,17	26-jun-14 12:00:00	0,061321
26.06.2014 - 12:59	0,17	26-jun-14 13:00:00	0,059525
26.06.2014 - 13:59	0,17	26-jun-14 14:00:00	0,059525
26.06.2014 - 14:59	0,17	26-jun-14 15:00:00	0,059525
26.06.2014 - 15:59	0,17	26-jun-14 16:00:00	1,248971
26.06.2014 - 16:59	0,75	26-jun-14 17:00:00	0,702959
26.06.2014 - 17:59	0,91	26-jun-14 18:00:00	1,124192
26.06.2014 - 18:59	0,95	26-jun-14 19:00:00	0,818983
26.06.2014 - 19:59	0,69	26-jun-14 20:00:00	0,402334
26.06.2014 - 20:59	0,49	26-jun-14 21:00:00	0,30279
26.06.2014 - 21:59	0,40	26-jun-14 22:00:00	0,269647
26.06.2014 - 22:59	0,36	26-jun-14 23:00:00	0,275555
26.06.2014 - 23:59	0,34	27-jun-14 00:00:00	0,246442
27.06.2014 - 00:59	0,30	27-jun-14 01:00:00	0,229497
27.06.2014 - 01:59	0,29	27-jun-14 02:00:00	0,305854
27.06.2014 - 02:59	0,34	27-jun-14 03:00:00	0,356226
27.06.2014 - 03:59	0,35	27-jun-14 04:00:00	0,252178
27.06.2014 - 04:59	0,31	27-jun-14 05:00:00	0,226711
27.06.2014 - 05:59	0,28	27-jun-14 06:00:00	0,223937
27.06.2014 - 06:59	0,32	27-jun-14 07:00:00	0,255063
27.06.2014 - 07:59	0,35	27-jun-14 08:00:00	0,229497
27.06.2014 - 08:59	0,30	27-jun-14 09:00:00	0,215683
27.06.2014 - 09:59	0,27	27-jun-14 10:00:00	0,196826
27.06.2014 - 10:59	0,26	27-jun-14 11:00:00	0,18631
27.06.2014 - 11:59	0,25	27-jun-14 12:00:00	0,181123
27.06.2014 - 12:59	0,24	27-jun-14 13:00:00	0,181123
27.06.2014 - 13:59	0,24	27-jun-14 14:00:00	0,16837
27.06.2014 - 14:59	0,23	27-jun-14 15:00:00	0,160868
27.06.2014 - 15:59	0,23	27-jun-14 16:00:00	0,153479
27.06.2014 - 16:59	0,22	27-jun-14 17:00:00	0,148617
27.06.2014 - 17:59	0,22	27-jun-14 18:00:00	0,146205
27.06.2014 - 18:59	0,22	27-jun-14 19:00:00	0,141422
27.06.2014 - 19:59	0,22	27-jun-14 20:00:00	0,13905
27.06.2014 - 20:59	0,22	27-jun-14 21:00:00	0,134345
27.06.2014 - 21:59	0,21	27-jun-14 22:00:00	0,125099
27.06.2014 - 22:59	0,21	27-jun-14 23:00:00	0,125099
27.06.2014 - 23:59	0,21	28-jun-14 00:00:00	0,120558
28.06.2014 - 00:59	0,21		
28.06.2014 - 01:59	0,21		
28.06.2014 - 02:59	0,21		
28.06.2014 - 03:59	0,21		
28.06.2014 - 04:59	0,20		
28.06.2014 - 05:59	0,20		
28.06.2014 - 06:59	0,20		
28.06.2014 - 07:59	0,20		
28.06.2014 - 08:59	0,20		
28.06.2014 - 09:59	0,20		
28.06.2014 - 10:59	0,20		
28.06.2014 - 11:59	0,19		

Norsk institutt for vannforskning

Vedlegg 3 – Metodikk for beregning av avrenning av metaller fra tette flater

Metodikken som ble brukt for å beregne avrenningen av metaller i dette prosjektet er utledet fra en metodikk opprinnelig utarbeidet av Oddvar Lindholm ved NIVA på oppdrag for SFT (Miljødirektoratet) (Lindholm, 2004).

Avrent overvannsmengde, Q, under nedbørshendelsen ble beregnet ved hjelp av følgende ligning:

$$Q = a \cdot A \cdot (P - b) \cdot 10^{-3}$$

Parameter	Beskrivelse	Hvordan beregnet her
a	Andelen deltagende tette flater som dreneres til overvannssystemet. Tabell V3-1 under viser en oversikt over beregning av andel aktivt deltagende flater per arealtype.	Det ble tatt utgangspunkt i nedbørsfeltavgrensningene slik disse er gitt i www.atlas.nve.no . Flyfoto i Google maps ble brukt til å identifisere type bebyggelse/arealbruk (se Figur V1). For Hoffselva ble fordelingen mellom de ulike arealene bestemt ved å klippe ut disse fra kartet og veie de ulike arealtypebitene samlet på finvekt. Det ble gjort en grovere skjønnsmessig vurdering for Mærradalsbekken. Det ble anslått at alle veier i de to nedbørsfeltene hadde <5.000 ÅDT (Mæ: ca. 60 km, Ho: ca. 90 km; 7,5 m bred ²) med unntak av Ring 3, som ble antatt å tilsvare 30.000 ÅDT (Mæ: 1 km i dagen, Ho: 2 km; 22 m bred). Arealet av veiene ble trukket fra estimert areal for eneboliger.
A	Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m ²	Verdier ble hentet fra www.atlas.nve.no
P	Samlet nedbør under nedbørshendelsen (mm)	Basert på værdata (ITR)
b	Totalt tap av vann pga. fordampning. (mm). For områder med stor helning > 1,5 % kan man bruke b =ca. 50 mm/år, og for flatere områder b =ca. 100 mm/år.	Her ble fordampningstapet neglisjert.

Samlet vannmengde ble så multiplisert med sjablongverdier for de av metallene der disse er tilgjengelige fra nettstedet www.stormtac.com (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn). Se **Tabell V3-2**.

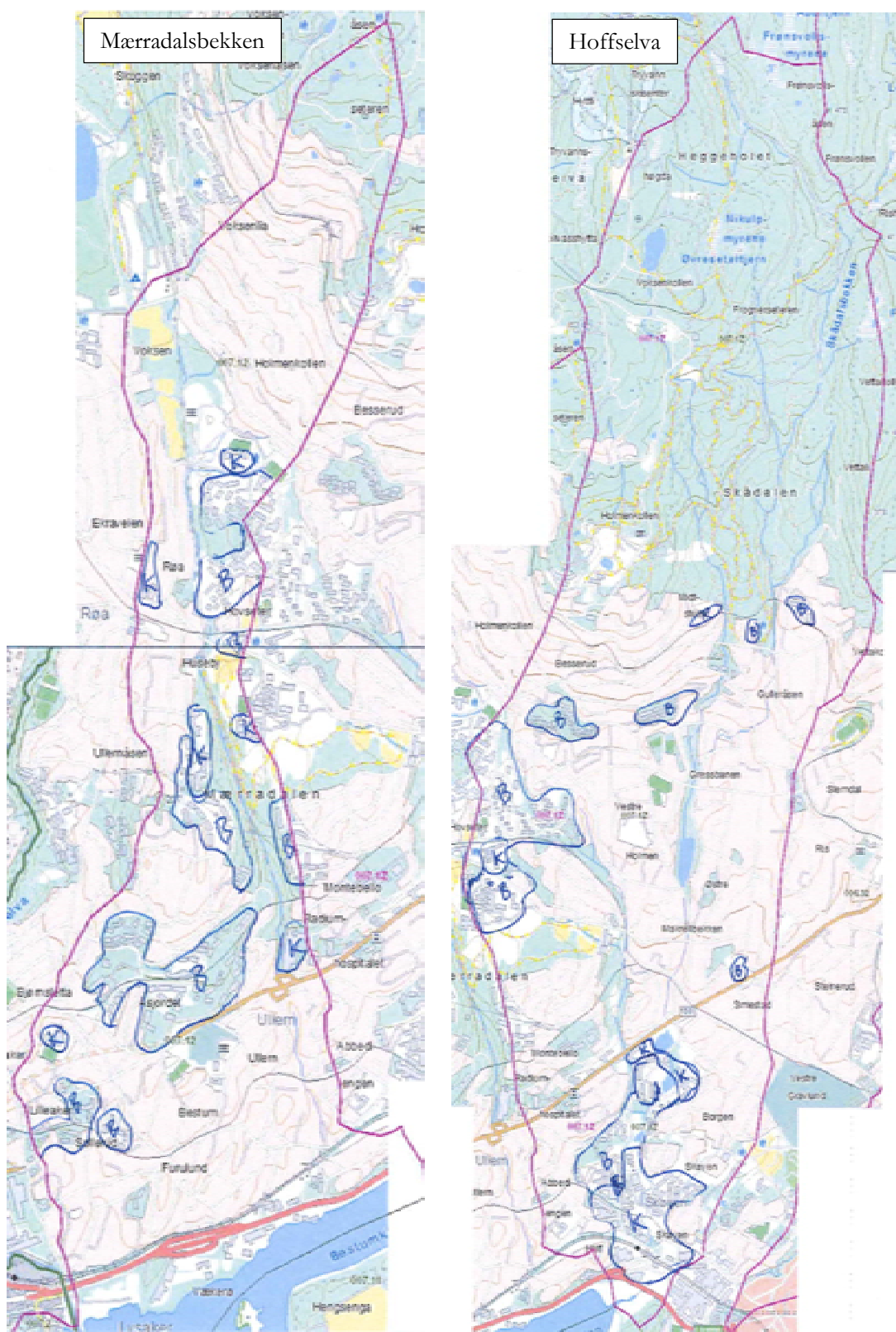
² I følge Vegvesenet (2011): <http://www.vegvesenet.no/attachment/244410/binary/448285>

Tabell V3-1. Sjablongverdier for andel tette flater i % og antall deltakende flater i ulike areal typer. Hentet fra Saunes og Åstebøl (2014).

Type urbane områder		
Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltakende flater
Veier, ÅDT 5000-15.000	100	1
Veier, ÅDT 15.000-30.000	100	1
Veier, ÅDT >30.000	100	1
Sentrumsområder	80	0,9
Industriområder	80	0,9
Kontor	80	0,9
Blokker	60	0,7
Rekkehus	40	0,6
Eneboliger	20	0,55

Tabell V3-2. Sjablongverdier for næringsalter, metaller og organiske miljøgifter slik de foreligger i databasen StormTac (www.stormtac.com). Hentet fra Saunes og Åstebøl (2014).

Konsentrasjoner i overvann												
Type areal	Tot P	TOT N	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH- 16	B(a)P	PCB- 7
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
30 000 ÅDT	240	2400	0,48	51	72	0,08	16	30	432	1,3	0,04	0,08
15 000 ÅDT	180	2400	0,38	42	47	0,08	10	17	238	0,72	0,025	0,08
5000 ÅDT	140	2400	0,31	28	30	0,08	6	8	97	0,32	0,015	0,08
Sentrumsområder	280	1900	1	5	22	0,05	8,5	20	140	0,6	0,10	0,08
Industriområder	300	1800	1,5	14	45	0,07	16	30	270	1	0,15	0,08
Kontor	250	1500	0,9	13	30	0,1	7	30	140	1	0,15	0,08
Blokker	300	1600	0,7	12	30	0,025	9	15	100	0,6	0,05	0,08
Rekkehus	250	1500	0,6	6	25	0,02	7	12	85	0,6	0,05	0,08
Eneboliger	200	1400	0,5	4	20	0,015	6	10	80	0,6	0,05	0,08
Tilstandsklasse 5 for ferskvann, veiledet 01:2009 og 97:04	>50	>1200	0,25	>50	>6	>0,02	>10	>5	>100	-	0,05	-



Figur V3-1. Nedbørfeltkart for Mærradalsbekken og Hoffselva benyttet til å estimere arealbruk til skog, eneboliger, blokker (K) og kontorer (K) i nedbørfeltet.

Vedlegg 4 – Kommentarer til vassdragene i tilknytning forarbeidet med Vannforskriften og i årsrapporter fra VAV

Utdrag:

Mærradalsbekken

Mærradalsbekken er byens minste vassdrag hvor hele nedbørsfeltet ligger i bysonen. Vannkvaliteten i Mærradalsbekken er preget av store kloakkutslipp fra ledningsnett og er en av de mest forurensede vassdragene i Oslo. Vannkvaliteten varierer fra ”moderat” i de øvre delene til ”svært dårlig” i de nedre områdene.

Vannkvaliteten forringes særlig mellom Huseby og Ring 3. Det ligger en avskjærende avløp felles ledning langs bekken. Denne kunne ikke rørinspiseres pga vanskelig adkomst. Dårlig tilstand på denne ledningen og dermed utlekking fra AF til vassdrag kan være årsaken at vannkvaliteten reduseres. Det burde settes inn ressurser for å finne en mulighet for å få rørinspisert ledningen.

Den kjemiske vannkvaliteten ved målestasjon var ”svært dårlig” i Mærradalsbekken. Nitrogenkonsentrasjonen har gått litt ned i forhold til 2000, men har økt de siste to årene. Fosforkonsentrasjonen er konstant.

Hoffselva

Den kjemiske vannkvaliteten ved målestasjon var ”svært dårlig” i Hoffselva, pga for høy nitrogenkonsentrasjon. Totalfosfor ligger i klassen ”dårlig”. Total nitrogen var omtrent på samme nivå som i 2000, men total fosfor har økt litt i samme perioden. Begge viser en svak nedgang fra 2011 til 2012.

I 2012 ble hele vassdraget rørinspisert og det ble utført kildesporing for å avdekke utlekking fra spillvannsnettet. I 2012 ble det utarbeidet 3 skisseprosjekt i 2012 (Hoffselva Nord – Holmendammen, Hoffselva Vest og Hoffselva Øst – Holmendammen) som vil danne grunnlag for rehabilitering av ca 5000 meter avløpsledninger. Ledninger som kan bli berørt av tiltak basert på avløpsmodell er trukket og det forventes med å lage forslag til tiltak til modellen er ferdigstilt.

Tidligere er det blitt engasjert en ekstern konsulent som har utført målinger og ferdigstilt arbeidet med avløpsmodell for Hoffselva. Basert på avløpsmodell ble det i 2011 laget en rapport med oversikt over mulige tiltak for å redusere overløpsdrift. Ett tiltak med aktivisering av separatsystem for overløp Ho18 ble utarbeidet i 2013 men det gjenstår totalt 12 overløp av varierende størrelse som det skal gjøres tiltak på.

Basert på kildesporing så ble det utarbeidet skisseprosjekt i Bamseveien. Årsak var lekkasje fra spillvannledning til overvannsledning.

Vedlegg E2: Notat om nedbørshendelsen i oktober 2014

2. mars 2016

Til: ITR

Fra: CVO

Kopi:

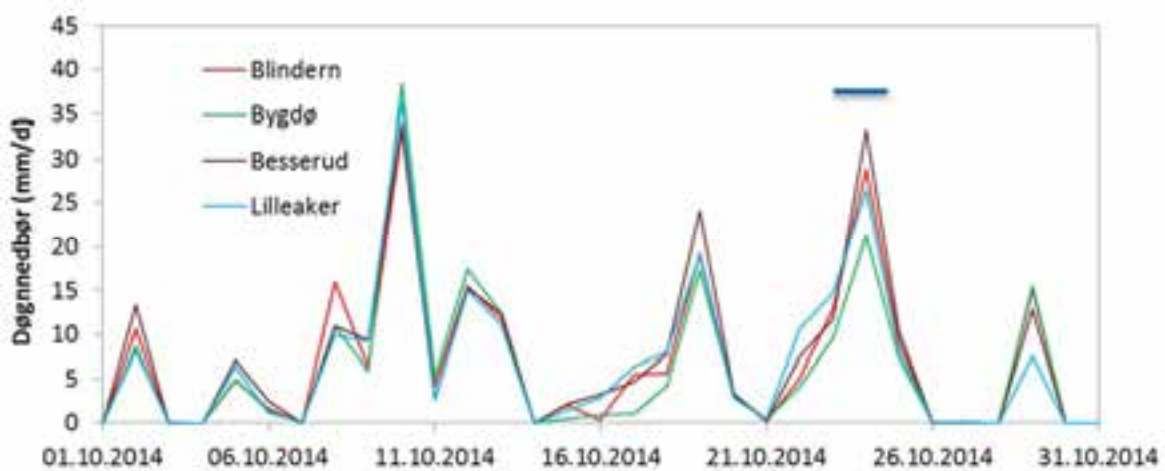
Sak: WaterQualityTools – Behandling av data for metallavrenning til Mærradalsbekken og Hoffselva i oktober 2014

Metallkonsentrasjoner i elvene under nedbørshendelsen	67
Sammenhengen mellom metallavrenning og partikulært materiale, vannføring, organisk stoff og pH.....	69
Sammenhengen mellom næringssalter, mikrobielle indikatorer m.m. og partikulært materiale, vannføring, organisk stoff og pH.....	71
Samlet avrenning til elvene under nedbørshendelsen	72
Fordeling mellom partikkelbudne og løste metaller.....	75
Tilstand mht. vannforskriften	77
Estimert bidrag fra overløp på avløpsnettet.....	78
Forventet bidrag av tungmetaller fra overflateavrenning	79
Litteratur	80
Vedlegg 1 – Rådata analyser	81
Vedlegg 2 – Rådata vannføring	82
Vedlegg 3 – Lineær regresjonsanalyse.....	85

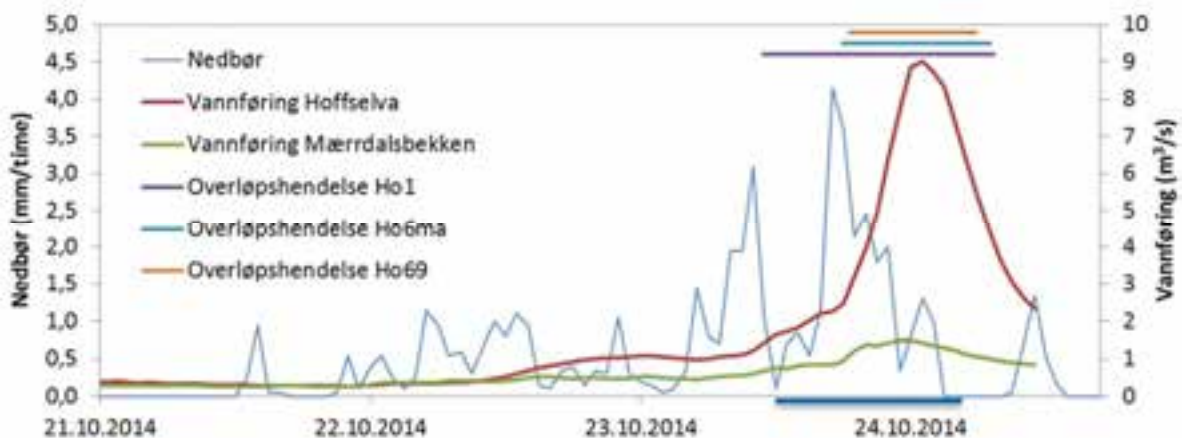
Konsentrasjonen av utvalgte metaller ble målt i stikkprøver hentet fra Mærradalsbekken og Hoffselva i forbindelse med en lengre nedbørsperiode i oktober 2014 (se **Figur 1**). Prøvene ble tatt ut med automatisk prøvetaker med én prøve per time fra kl. 15 23.10 fram t.o.m. kl. 04 24.10. **Figur 2** viser timesnedbøren, målt vannføring i de to elvene og registrerte overløpshendelser (fra 3 av 24 overløp) i Hoffselva i perioden 21.10 til 25.10. Det var ingen registrerte overløp (av 4 overløp) til Mærradalsbekken i samme periode. Rådata finnes i **Vedlegg 1 og 2**.

De 14 delprøvene fra hver elv ble slått sammen til 5 blandprøver fra hver elv (kl. 15-17, kl.18-20, kl. 21-23, kl. 24-02 og kl., 03-04) og analysert for pH, konduktivitet, turbiditet, STS, kimtall, E. coli, Intestinale enterokokker, total P, total N, TOC og tungmetaller (Ag, Al, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, V, Zn). Metallene ble målt både på filtrerte prøver (løste metaller) og på ufiltrerte prøver med syreoppslutning av prøvematerialet (samlet mengde metaller). Under prøvetakingsperioden i juni 2014 ble tørrvæsvannføringen bestemt til $0,061 \pm 0,007$ m³/s i Hoffselva og $0,170 \pm 0,002$ m³/s i Mærradalsbekken. Ved inngangen til perioden med vannføringsmålinger (21.10) var vannføringen i Hoffselva ca. 5x større enn

tørrværsvannføringen, når den første prøven ble tatt var vannføringen ca. 30 x større enn tørrværsvannføringen, og på det høyeste i løpet av prøvetakingsperioden var vannføringen ca. 150x større enn tørrværsvannføringen (se **Figur 2**). For Mærradalsbekken var situasjonen ganske annerledes; 21.10 var vannføringen ca. 1,5x større enn tørrværsvannføringen, når den første prøven ble tatt var vannføringen ca. 5 x større enn tørrværsvannføringen, og på det høyeste i løpet av prøvetakingsperioden var vannføringen ca. 9x større enn tørrværsvannføringen (se **Figur 2**). Selv om disse urbane vassdragene er relativt små og ligger rett ved siden av hverandre, var det tydelig at overflateavrenningen til Hoffselva var betydelig større enn til Mærradalsbekken. Nedbørsfeltet til Hoffselva er ca. 2x det til Mærradalsbekken, og det er ca. 70 overvannsutslipp til Hoffselva og ca. 40 overvannsutslipp til Mærradalsbekken.



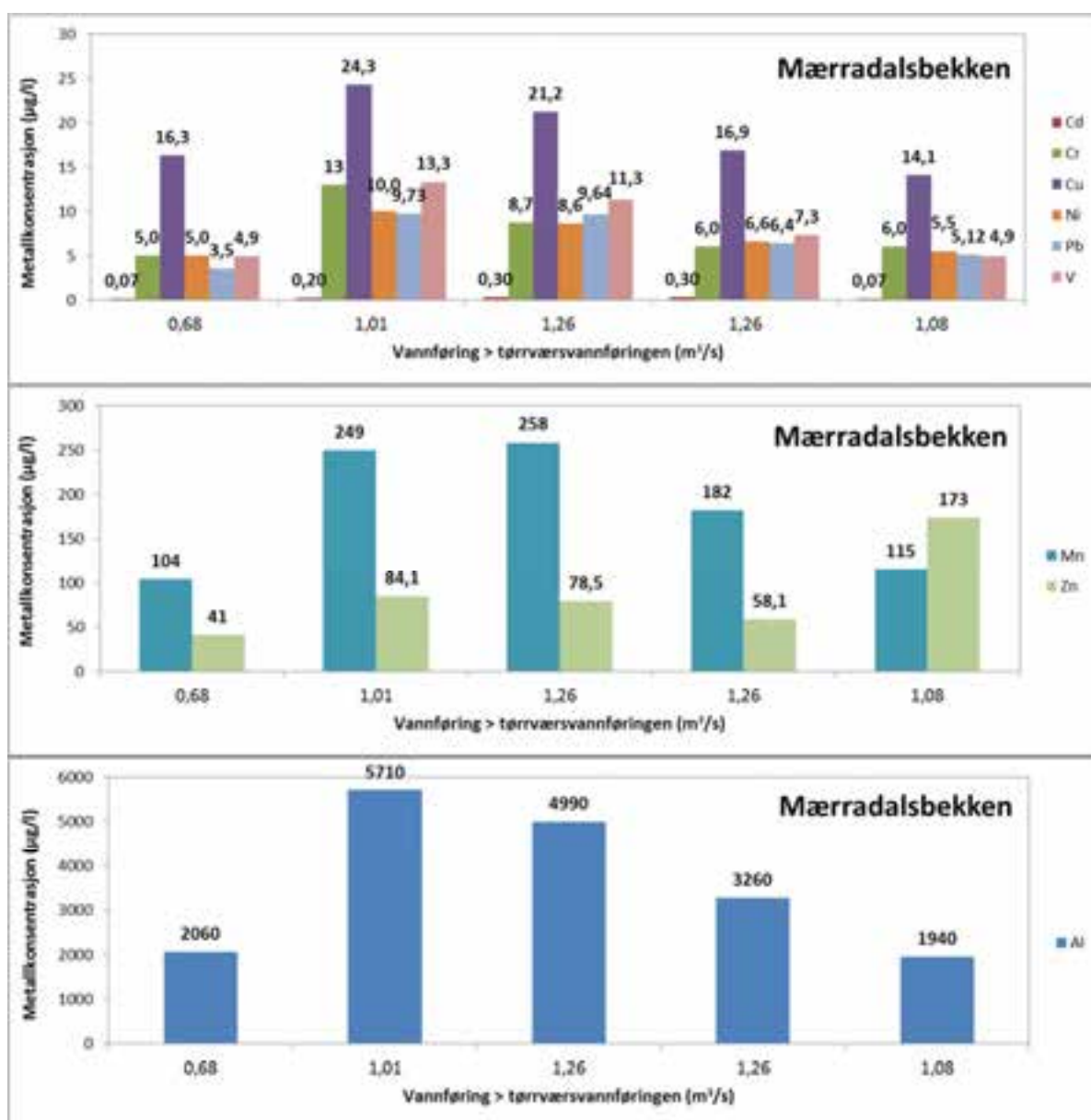
Figur 1. Registrert nedbør ved 4 målestasjoner i rimelig nærhet til Hoffselva og Mærradalsbekken i oktpber 2014. Prøvetakingsperioden (fra 23.10 kl. 15 til 24.10 kl 04) er markert med blå vannrett strek.



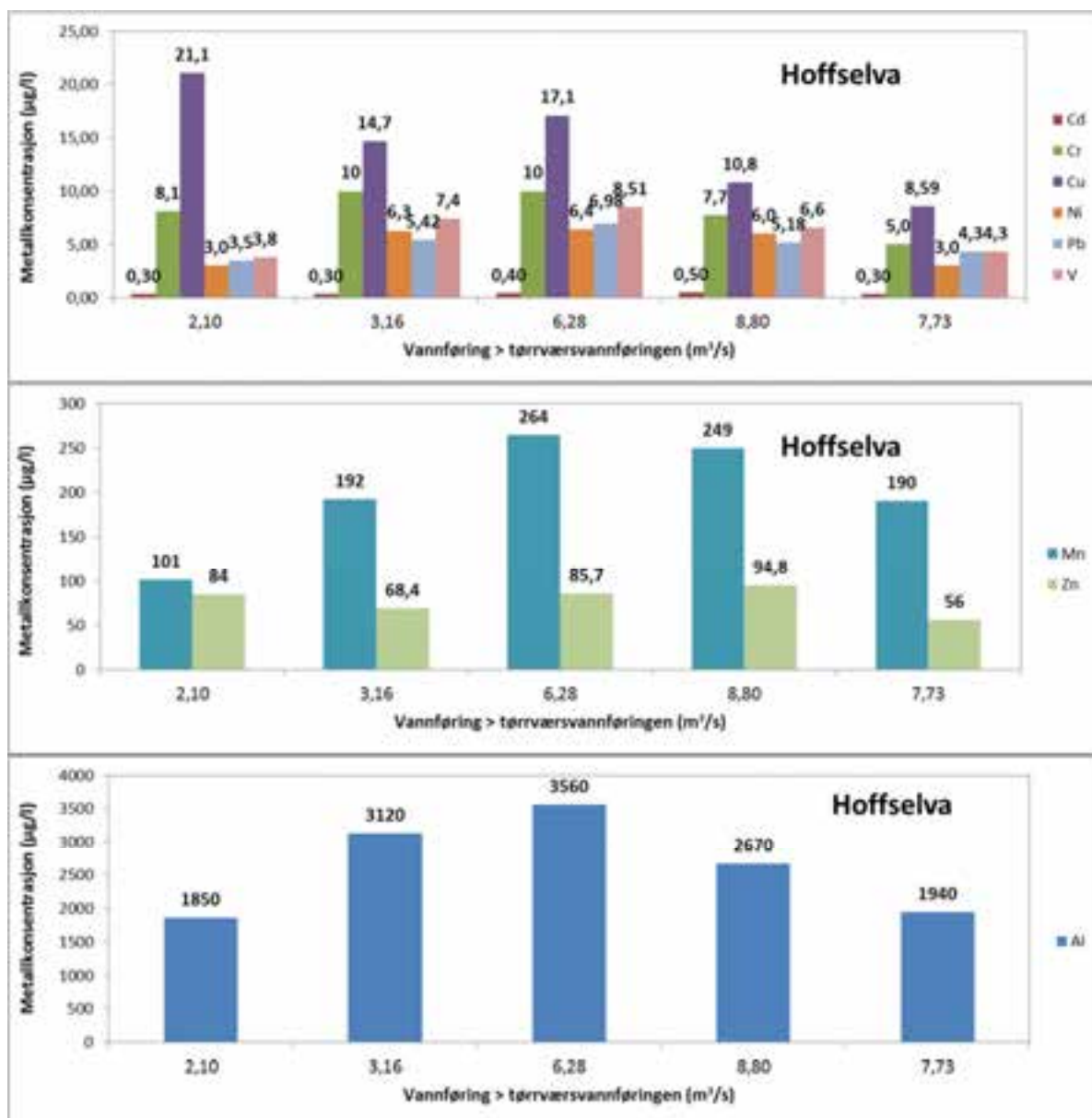
Figur 2. Nedbørshendelsen 21-24.10 2014. Nedbør i perioden, målt vannføring i Hoffselva og Mærradalsbekken og registrerte overløpshendelser (sammenhengende mer enn 20 min). Prøvetakingsperioden (fra 23.10 kl. 15 til 24.10 kl 04) er markert med blå vannrett strek.

Metallkonsentrasjoner i elvene under nedbørshendelsen

Figur 3 og 4 viser totalkonsentrasjonene (partikkelbundet og løst) av metaller i prøvene fra hhv. Mærradalsbekken (Mæ) og Hoffselva (Ho). Hver av **Figur 3 og 4** er delt inn i tre delfigurer etter hvor høyt konsentrasjonsnivå de ulike metallene ble funnet i. I begge elvene ble Al funnet i vesentlig høyere konsentrasjoner (1940-5710 µg/l i Mæ og 1850-3560 µg/l i Ho) enn for de øvrige metallene. På det neste konsentrasjonsnivået lå Mn og Zn (41-258 µg/l i Mæ og 56-264 µg/l i Ho). I begge elvene var konsentrasjonsnivåene av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og V lavest av de metallene som ble kvantifisert (<25 µg/l i Mæ og <22 µg/l i Ho). Ag ble ikke detektert i noen av prøvene.



Figur 3. Metallkonsentrasjoner (partikkelbundet og løst) og vannføring over tørrværsvannføringen i Mærradalsbekken i løpet av prøvetaksperioden.



Figur 4. Metallkonsentrasjoner (partikkelbundet og løst) og vannføring over tørrværsvannføringen i Hoffselva i løpet av prøvetakingsperioden.

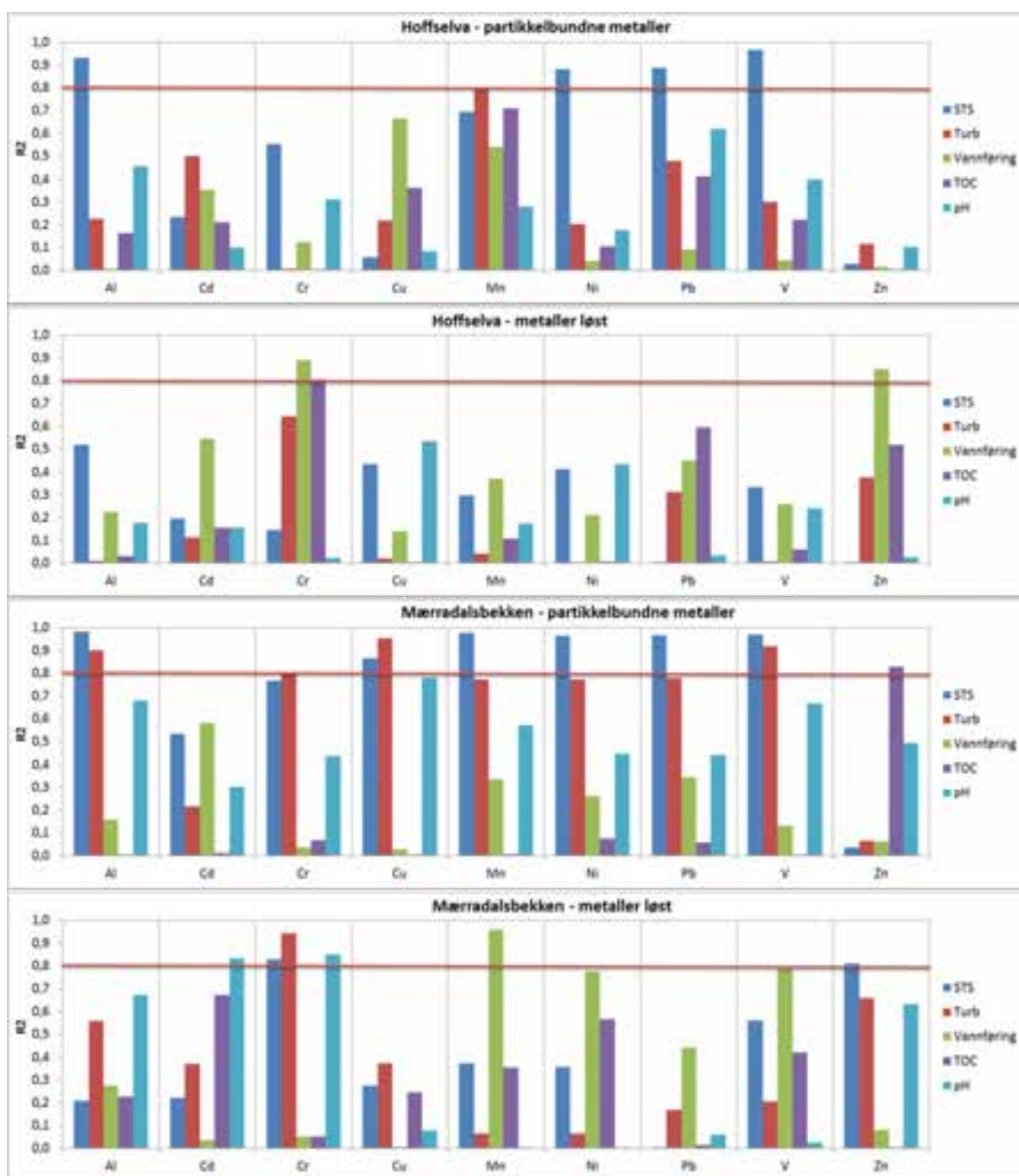
For de fleste metallene ble det observert en markant økning i konsentrasjonen med vannføringen i både Mæ og Ho. Unntakene var Cu i Ho, som viste en fallende tendens gjennom prøvetakingsperioden, og Zn i begge elvene, som var relativt stabil og faktisk økte betydelig mot slutten av prøvetakingsperioden i Mæ.

Sammenhengen mellom metallavrenning og partikulært materiale, vannføring, organisk stoff og pH

I **Figur 5** er det vist en sammenstilling av den lineære regresjonskoeffisienten R^2 for forholdene mellom konsentrasjonene av de enkelte metallene (partikkelbundet eller løst) og vannets innhold av partikulært materiale, målt som suspendert tørrstoff (STS) og turbiditet, organisk stoff, målt som totalt organisk karbon (TOC), vannets pH og vannføringen. Det er satt en horisontal rød strek ved $R^2=0,8$, som angir hva som kan anses som en god korrelasjon ($p < 0,05$ med 95 % konfidensnivå).

Det framgår at det for Hoffselva var en god lineær korrelasjon mellom de partikkelbundne metallene Al, Ni, Pb og V og målingene av STS i de samme prøvene. Det framgår at turbiditet, som også beskriver partikkelinnholdet i vannet og som er hyppig brukt fordi den enkelt kan måles online i vannet, ikke ga i nærheten av den samme gode lineære korrelasjonen. For de løste metallene i Hoffselva, var det en god lineær korrelasjon mellom vannføringen og de målte konsentrasjonene av Cr og Zn. Det var også en god korrelasjon mellom Cr og TOC.

For Mærradalsbekken var det en god lineær korrelasjon mellom den målte STS-konsentrasjonen og alle metallene med unntak av Cd, Cr (men nesten; 0,77) og Zn. Her var det et vesentlig bedre samsvar mellom STS og turbiditet, men det var kun for Al, Cu og V at det ble observert en god lineær korrelasjon ($R^2 \geq 0,8$) med turbiditeten i vannet. For Zn var det en god korrelasjon med TOC. For løst Cr og Zn i Mærradalsbekken var det tilsynelatende en god lineær korrelasjon med STS (og turbiditet for Cr), men dette må anses som en tilfeldighet. De angitte R^2 -verdiene antyder også at pH kan ha en betydning, men pH var rimelig stabil gjennom hele prøvetakingsperioden i begge elvene.

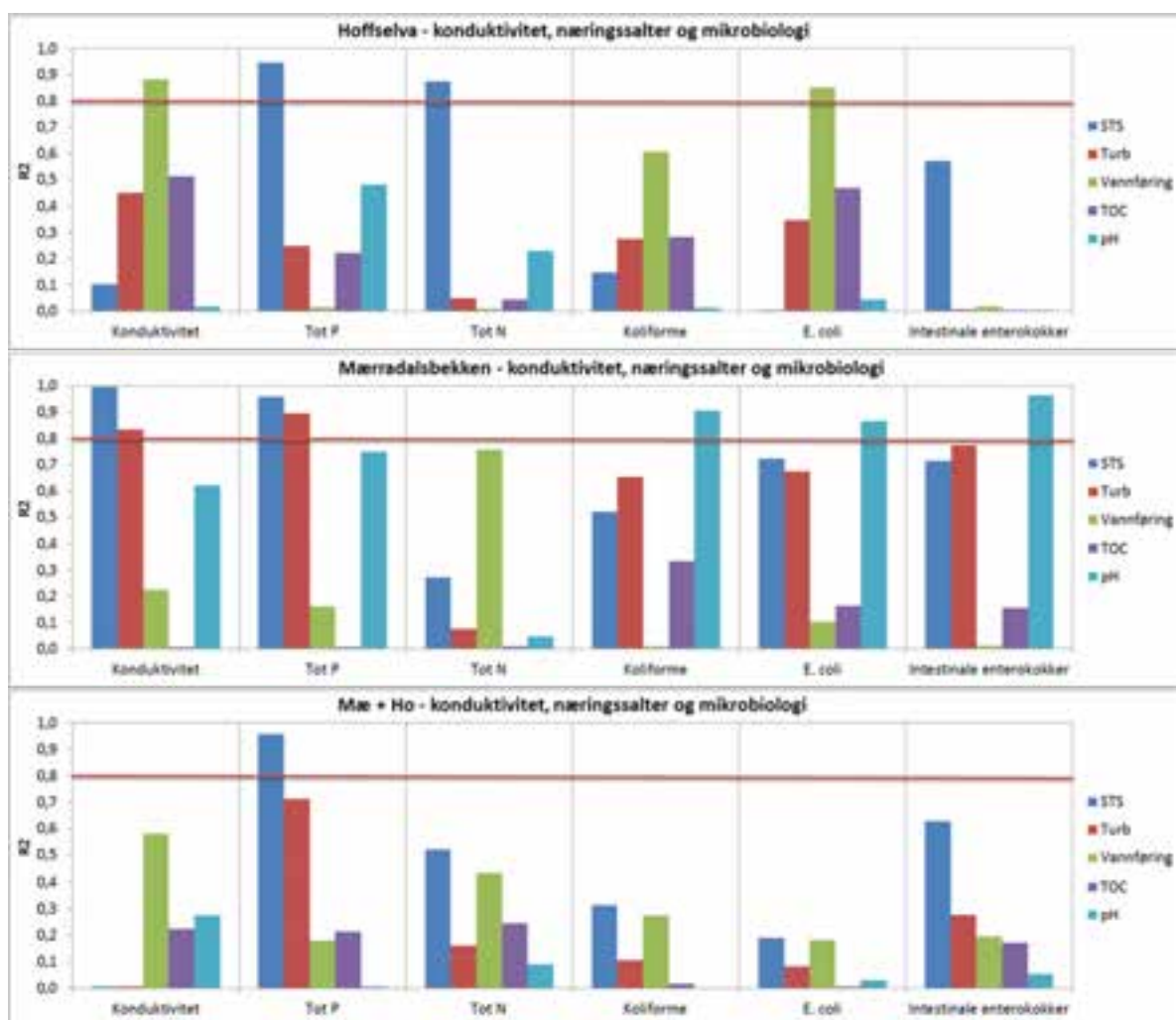


Figur 5. Regresjonskoeffisienten R^2 for det antatt lineære forholdet mellom konsentrasjonen av de enkelte metallene (partikkelbundet eller løst) og vannets innhold av suspendert tørrstoff (STS), turbiditet, totalt organisk karbon (TOC), vannets pH og vannføringen i Hoffselva (to øverste figurene) og i Mærradalsbekken (to nederste figurene). Den røde streken ved $R^2=0,8$ angir hva som kan anses som en god korrelasjon ($p < 0,05$) hvis et 95 % konfidensnivå legges til grunn.

Sammenhengen mellom næringsalter, mikrobielle indikatorer m.m. og partikulært materiale, vannføring, organisk stoff og pH

I **Figur 6** er det vist en sammenstilling av den lineære regresjonskoeffisienten R^2 for forholdene mellom noen utvalgte parameter (konduktivitet, total P, total N, koliforme bakterier, *E. coli* og intestinale enterokokker) og vannets innhold av suspendert tørrstoff (STS), turbiditet, totalt organisk karbon (TOC), vannets pH og vannføringen.

For total P var det en meget god lineær korrelasjon (0,94-0,96) med STS i både Ho og Mæ, og for begge datasettene samlet (Ho + Mæ). Det er verdt å legge merke til at det var ingen god lineær sammenheng mellom de mikrobiologiske parameterne (kimtall, *E. coli* og intestinale enterokokker) og partikkelmålingene (STS, turbiditet) i noen av de to elvene. I Hoffselva var det en god korrelasjon mellom vannføringen og *E. coli* i prøvene. Men, som det fremgår av **Tabell V3.1** i **Vedlegg 3**, var denne omvendt korrelert med vannføringen, noe som tyder på en tydelig fortynningseffekt. Samtidig ble det registrert flere overløp til Hoffselva i løpet av prøvetaksperioden. For total N var det heller ingen god korrelasjon med vannføringen, men korrelasjonen var god med STS. Det var derfor heller ingen god korrelasjon mellom STS og vannføringen i de to elvene ($R^2 = 0,07-0,26$). Bidragene fra overløp er diskutert senere.



Figur 6. Regresjonskoeffisienten R^2 for det antatt lineære forholdet mellom utvalgte parametere (konduktivitet, total P, total N, koliforme bakterier, E. coli og Intestinale enterokokker) og vannets innhold av suspendert tørrstoff (STS), turbiditet, totalt organisk karbon (TOC), vannets pH og vannføringen i Hoffselva (øverste figuren), i Mærradalsbekken (midterste figuren) og samlet for både Mæ og Ho. Den røde streken ved $R^2=0,8$ angir hva som kan anses som en god korrelasjon ($p < 0,05$) hvis et 95 % konfidensnivå legges til grunn.

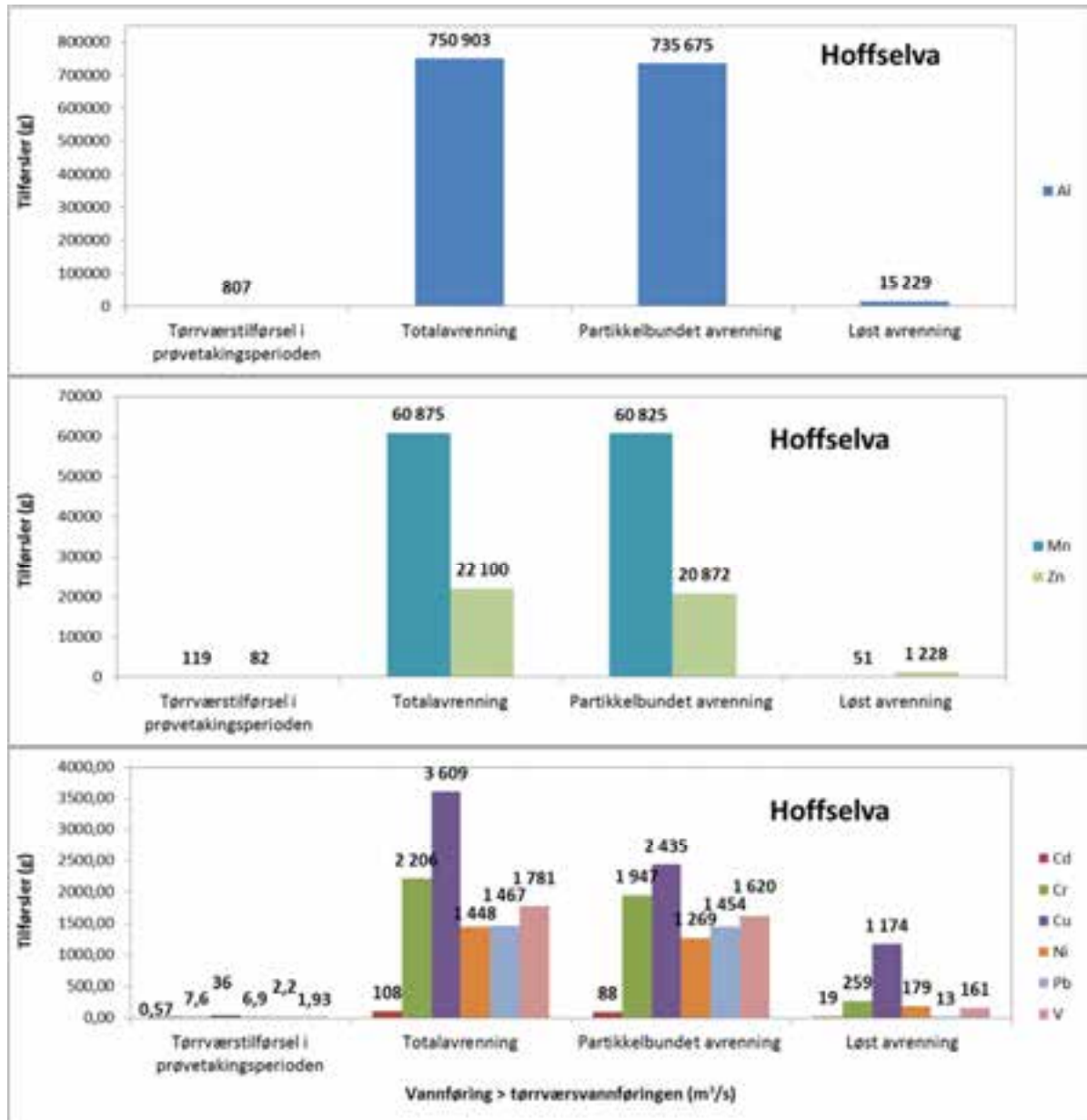
Samlet avrenning til elvene under nedbørshendelsen

Metaller

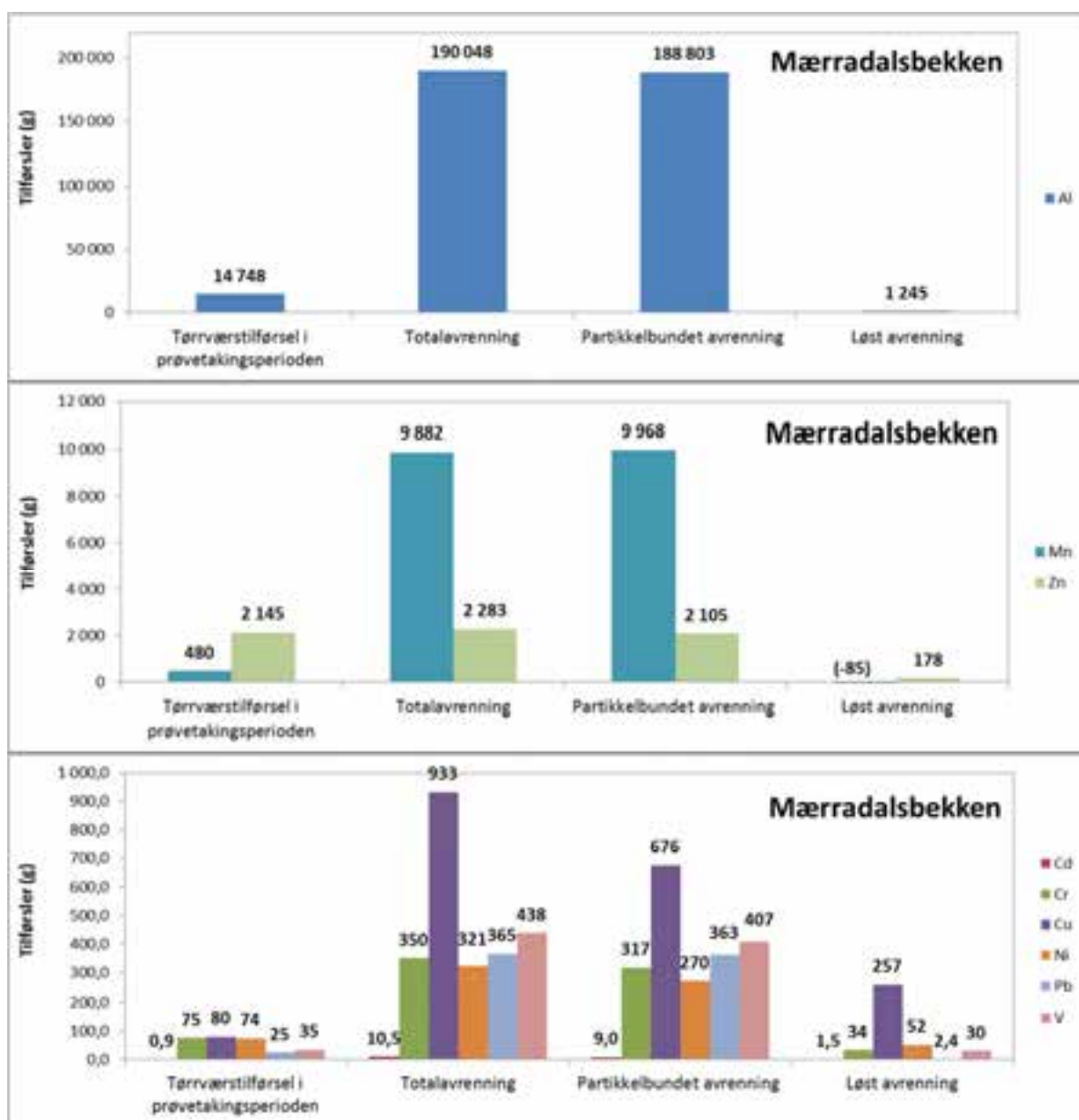
Den samlede estimerte avrenningen av metaller (løst og bundet) til elvene i løpet av de 13 timene prøvetakingen foregikk er vist i **Figur 6A** for Hoffselva og **Figur 6B** for Mærradalsbekken. Estimater for hvert metall ble beregnet ut fra økningen i konsentrasjon av partikulært bundet metall eller løst metall i den enkelte stikkprøve sammenlignet med konsentrasjonen under tørrvær i forkant av nedbørshendelsen i juni 2014 (basert på 2-3 prøver fra hver elv). Det ble antatt at denne konsentrasjonsøkningen var representativ for den gjennomsnittlige konsentrasjonsøkningen i vannmassene siden forrige prøvetaking,

slik at konsentrasjonsøkningen ble multiplisert med mengden avrennet vannmasse siden forrige prøvetaking for å gi avrennet mengde metall siden siste prøvetaking.

Avrenningen var vesentlig større til Hoffselva enn til Mærradalsbekken; 751 kg Al i Ho, 190 kg i Mæ; 61 kg Mn i Ho, 9,9 kg i Mæ; 22 kg Zn i Ho, 2,3 kg i Mæ; 3,6 kg Cu i Ho, 0,93 kg i Mæ; 2,2 kg Cr i Ho, 0,35 kg i Mæ; 1,8 kg V i Ho, 0,41 kg i Mæ; 1,5 kg Pb i Ho, 0,37 kg i Mæ; 1,4 kg Ni i Ho, 0,32 kg i Mæ og 0,11 kg Cd i Ho og 0,011 kg i Mæ.

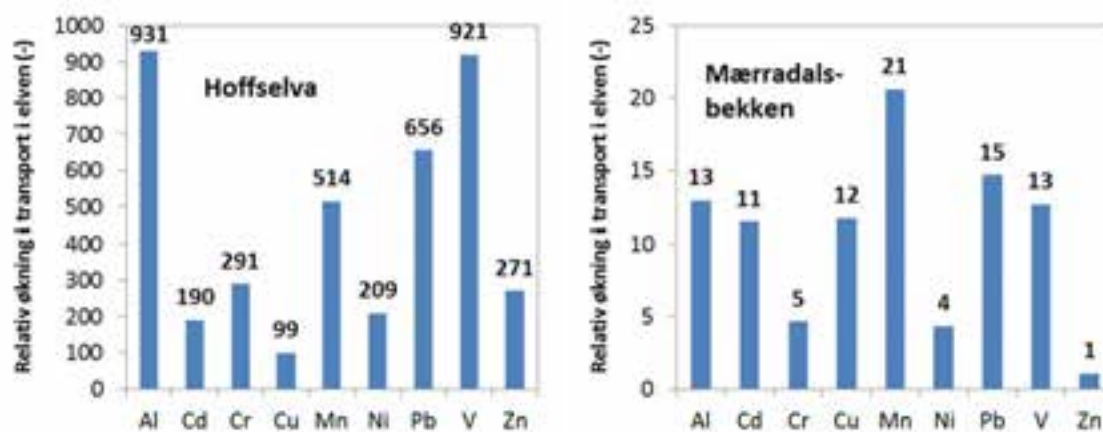


Figur 6A. Samlede estimerte tilførsler (i gram) av partikkelbundne og «løste» metaller til Hoffselva under den 13 timers prøvetakingen (fra kl. 15 23.10.15 til kl. 04 24.10.15) sammenlignet med tørrværstilførslene basert på målte tørrværskonsentrasjoner i forkant av prøvetakingen i juni 2014 (Vogelsang, 2014).



Figur 6B. Samlede estimerte tilførsler (i gram) av partikkelbundne og «løste» metaller til **Mærradalsbekken** under den 13 timers prøvetakingen (fra kl. 15 23.10.15 til kl. 04 24.10.15) sammenlignet med tørrværstilførslene basert på målte tørrværskonsentrasjoner i forkant av prøvetakingen i juni 2014 (Vogelsang, 2014).

I forhold til tørrværstransporten i Hoffselva var det en meget sterk relativ økning (99-931x) under den 13 timers perioden prøvene ble tatt inn for alle de 9 metallene. Se **Figur 7**. Den relative økningen i metalltransporten var også markant i Mærradalsbekken for alle metallene med unntak av Zn, dog mer beskjeden; 4-21x økning.



Figur 7. Samlet relativ økning av metaller i de to elvene sett i forhold til tørrværsavrenningen basert på målte tørrværskonsentrasjoner i forkant av prøvetakingen i juni 2014 (Vogelsang, 2014).

Næringsalter, partikler og organisk stoff

Tabell 1 viser de estimerte økte tilførslene av total P, total N, STS og TOC til de to elvene utover tørrværstransporten. Også for disse forbindelsene/parameterne var det en betydelig økt transport i Hoffselva og i samme størrelsesorden som for metallene. Forholdet mellom Hoffselva og Mærradalsbekken var det samme her som for metallene; noe økt transport, men vesentlig lavere.

Tabell 1. Samlet relativ økning av total P, total N, STS og TOC i de to elvene sett i forhold til tørrværsavrenningen basert på målte tørrværskonsentrasjoner i forkant av prøvetakingen i juni 2014 (Vogelsang, 2014).

	Hoffselva				Mærradalsbekken			
	Total P	Total N	STS	TOC	Total P	Total N	STS	TOC
	g	g	kg	g	g	g	kg	g
Tørrværstilførsel	139	2 460	7,9	10,0	2 078	13 313	325	29
Økt tilførsel	39 151	405 134	17 190	2 459	11 731	91 300	5 633	488
Relativ økning	281x	165x	2184x	247x	5,6x	6,9x	17x	17x

Fordeling mellom partikkelbundne og løste metaller

Tabell 2 viser den relative fordelingen mellom partikkelbundne og løste metaller. Fordelingen mellom partikkelbundet og løst var relativt jevn i de to elvene. For alle metallene forelå hovedmengden bundet til partikler. For Mn og Pb gjaldt dette > 99 % av metallmengden, og for Al, V og Zn gjaldt det > 90 % av metallmengden. Det var kun for Cu hvor mindre enn 80 % var bundet til partikler. Det må her påpekes at «løst» her er definert som det som går gjennom et GF/C-filter med midlere poreåpning på 1,2 µm.

Fordelingen kunne vært enda mer forskjøvet mot det partikkelbundne hadde man benyttet et filter med mindre poreåpning (0,45 µm er vanlig mange steder).

Tabell 2. Samlede estimerte mengder av og fordelingen (i %) mellom partikkelbundne og «løste» metaller i Hoffselva og Mærradalsbekken under prøvetakingen (fra kl. 15 23.10.15 til kl. 04 24.10.15).

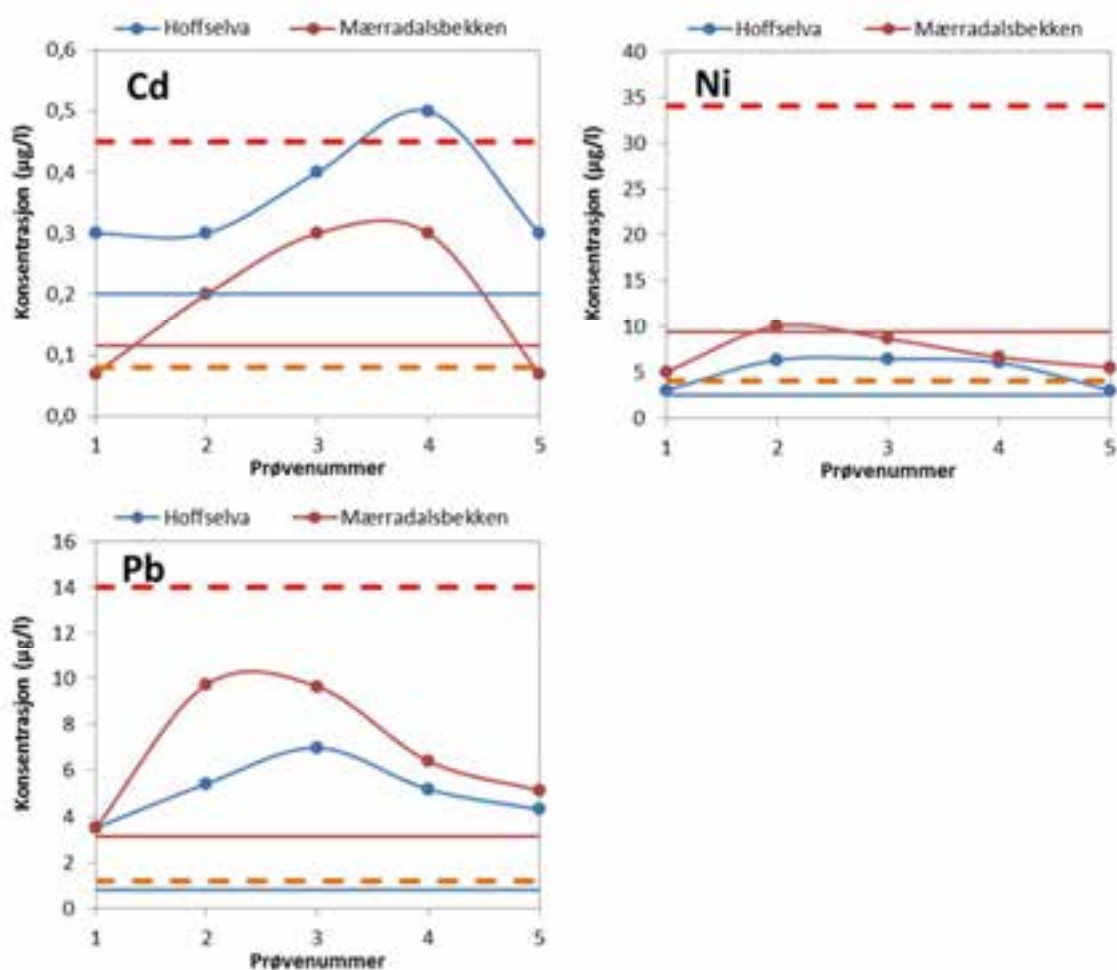
Metall	Hoffselva				Mærradalsbekken			
	Partikkelbundet		Løst		Partikkelbundet		Løst	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Al	736 449	98,0	15261	2,03	203 412	99,3	1 384	0,68
Cd	89	81,9	20	18,1	9,7	85,2	1,68	14,8
Cr	1954	88,3	260	11,7	389	91,5	36	8,5
Cu	2462	67,5	1183	32,5	728	71,9	285	28,1
Mn	60881	99,8	113	0,18	10 351	99,9	10,7	0,10
Ni	1273	87,6	181	12,5	340	85,9	56	14,1
Pb	1456	99,1	13	0,90	387	99,3	2,7	0,68
V	1621	90,9	161	9,1	439	92,9	34	7,1
Zn	20947	94,4	1235	5,6	4 225	95,4	203	4,6

Tilstand mht. vannforskriften

Vanndirektivet prioriterer noen utvalgte tungmetaller: Cd, Hg, Ni og Pb. Med unntak av Hg var disse inkludert i prøvetakingsprogrammet. **Tabell 3** viser de respektive kravene satt til ferskvann. Det er angitt årsgjennomsnittlige grense (AA-EQS) og maksimalkonsentrasjoner (MAC-EQS). **Figur 8** viser hvordan konsentrasjonene under den 13 timer lange prøvetakingsperioden forholdt seg til disse grenseverdiene. For Cd lå konsentrasjonene over AA-EQS-grensen gjennom hele perioden i begge elvene, og i Hoffselva ble også MAC-EQS overskredet i en kortere periode. Også tørrværskonsentrasjonene ligger over AA-EQS i begge disse elvene (se **Figur 8**). Også for Ni og Pb ble AA-EQS-grensen overskredet gjennom hele perioden i begge elvene, men MAC-EQS var relativt langt unna (spesielt for Ni) under denne perioden. Her er det verdt å legge merke til at tørrværskonsentrasjonen av Ni i Mærradalsbekken er høyere enn konsentrasjonene målt i hoveddelen av denne perioden.

Tabell 3. Miljøkvalitetsstandarder for metallene (unntatt Hg) på EUs prioriterte stoffer i ferskvann (Arp m.fl., 2014). AA-EQS angir konsentrasjonsgrensen for årsgjennomsnittet og MAC-EQS angir maksimalkonsentrasjonen som er akseptert.

Metaller	AA-EQS	MAC-EQS
	µg/l	µg/l
Cd	≤0,08	≤0,45
Ni	4	34
Pb	1,2	14



Figur 8. Konsentrasjonene av Cd, Ni og Pb i de to elvene under den 13 timers prøvetakingsperioden sammenlignet med grenseverdier for ferskvann satt i vannforskriften for årsgjennomsnittlig konsentrasjon (AA-EQS; oransje stiplet linje) og maksimalkonsentrasjon (MAC-EQS; rød stiplet linje). De blå og røde heltrukne linjene angir estimert tørrværskonsentrasjon i hhv. Hoffselva og Mærradalsbekken.

Estimert bidrag fra overløp på avløpsnett

Som det framgår av Figur 2 ble det registrert flere overløp til Hoffselva i løpet av prøvetakingsperioden. Flere av de øvrige overløpene til både Hoffselva og Mærradalsbekken kan ha vært aktive i denne perioden selv om de ikke har blitt registrert.

Fra prøvetakingen 3.8.2014 ble de gjennomsnittlige *E.coli*-konsentrasjonene i Hoffselva og Mærradalsbekken under tørrværsavrenning bestemt til hhv. 1800 cfu per 100 ml og 11200 cfu per 100 ml³. Med en tørrværsvannføring på 0,061 m³/s i Hoffselva og 0,170 m³/s i Mærradalsbekken, gir dette en normaltransport av *E. coli* i de to elvene på hhv. $9,5 \cdot 10^{10}$ og $165 \cdot 10^{10}$ *E. coli* per dag. Omregnet til personekvivalenter (PE), ut fra en antagelse at hvert menneskes daglige bidrag av *E. coli* til kommunalt avløp per dag er 10^{10} *E.coli*, tilsvarer dette omtrentlig 10 PE i Hoffselva og ca. 165 PE i Mærradalsbekken. Hver PE⁴ tilsvarer også en gitt mengde total N (12 g per person og dag) og total P (1,8 g per person og dag), og bidraget fra denne mulige lekkasjen fra avløpsnett under tørrværsavrenning tilsvarer 113 g total N/dag og 17 g total P/dag til Hoffselva og 1,2 kg total N/dag og 300 g total P/dag til Mærradalsbekken. Bidraget til tørrværskonsentrasjonene i de to elvene er ca. 90 µg N/l og ca. 3 µg P/l i Hoffselva og ca. 130 µg N/l og ca. 20 µg P/l i Mærradalsbekken. Vi har ikke tørrværskonsentrasjonene av total N og total P i de to elvene, men ut fra rapporterte måleverdier for perioden 2000-2012 (se **Vedlegg 4**) tilsvarer disse bidragene <2 % av total N og ca. 0,5 % av total P i Hoffselva og ca. 7 % av total N og ca. 14 % av total P i Mærradalsbekken.

Under nedbørshendelsen økte *E. coli*-konsentrasjonen betydelig i begge elvene. Se **Tabell 4**. Omregnet til PE nådde den ca. 13000 PE i Hoffselva og ca. 4000 PE i Mærradalsbekken. Samlet sett utgjorde ikke bidraget fra overløpene en vesentlig andel av total N og total P i elvene (med unntak av total P i Hoffselva tidlig under nedbørshendelsen; ca. 80 %), men det kan se ut til at overløpene kan ha utgjort et vesentlig bidrag til økningen i total N og total P i Hoffselva og til total N i Mærradalsbekken⁵.

³ For Hoffselva er dette et snitt av 2200 cfu/100 ml og 1400 cfu/100 ml, og for Mærradalsbekken er dette et snitt av 5400 cfu/100 ml og 17000 cfu/100 ml.

⁴ I hht. norske dimensjoneringskriterier for avløpsrenseanlegg (Ødegaard m.fl. 2009).

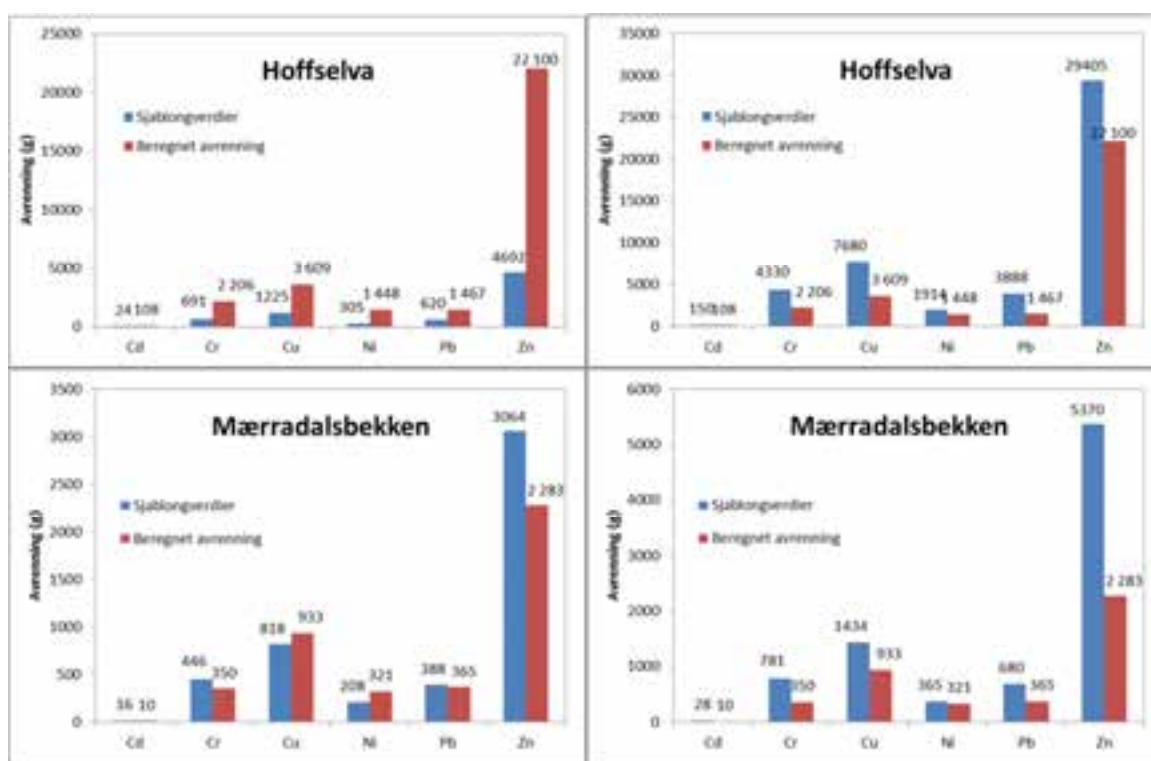
⁵ «Tørrværsverdiene» for Mærradalsbekken er meget usikre, da målingene i perioden 2000-2012 varierte betydelig og gjennomsnittet for disse er antatt å tilsvare «tørrværsituasjonen».

Tabell 4. Estimert PE ut fra *E. coli*-konsentrasjonen i elvene under prøvetakingsperioden, og det estimerte bidraget fra «overløp» til total N og total P. Verdiene med blå bakgrunn er situasjonen slik den er antatt å være under tørrværsavrenning.

Elv	<i>E. coli</i>	Total N				Total P			
		Målt i elva	Bidrag «overløp»			Målt i elva	Bidrag «overløp»		
	PE	µg/l	g/d	µg/l	%	µg/l	g/d	µg/l	%
Hoffselva	9,5	1250	113	22	1,7	600	17	3,2	0,5
	6 178	1270	74 131	390	31	73	11120	59	80
	7 631	1700	91 570	331	19	173	13736	50	29
	13 160	1650	157 925	286	17	206	23689	43	21
	8 535	1430	102 425	133	9	130	15364	20	15
	4 920	1310	59 035	88	7	97	8855	13	14
Mærradals- bekken	165	2000	1 978	134	7	140	297	20	14
	1 278	1780	15 336	206	12	166	2300	31	19
	2 933	1860	35 197	331	18	350	5280	50	14
	3 805	2140	45 665	370	17	341	6850	55	16
	2 780	2020	33 359	270	13	227	5004	41	18
	631	1880	7 577	70	4	134	1137	10	8

Forventet bidrag av tungmetaller fra overflateavrenning

Etter samme lest som for nedbørshendelsen i juni 2014 (Vogelsang 2014) er det laget et grovt estimat over det forventede bidraget fra overflateavrenningen til tungmetaller i elvene. Dette er oppsummert i **Figur 9**. Metodikken er basert på sjablongverdier og er nærmere beskrevet i **Vedlegg 3** i Vogelsang (2014). For Hoffselva ga sjablongverdiene meget lavere verdier enn det beregnede bidraget; det beregnede bidraget var i størrelsesorden 2,4-4,5x større (venstre side i **Figur 9**). Men for Mærradalsbekken ga sjablongverdiene verdier i samme størrelsesorden som de beregnede. Men som for juni-hendelsen tilsa den målte vannføringen i elvene at volummessige avrenningen hadde vært vesentlig større enn den som ble estimert med sjablongverdiene, men nå var avrenningen betydelig større enn det den var i juni. Dette er ikke så uventet siden oktober-hendelsen var kun en mindre del av en lang nedbørsperiode, slik at grunnen sannsynligvis var mer eller mindre mettet med vann. Vannmengden i Hoffselva under nedbørshendelsen var ca. 6x større enn sjablongverdiene tilsa (275.000 m³ mot 44.000 m³), mens den var i underkant av 2x større i Mærradalsbekken (53.000 m³ mot 30.000 m³). Når verdiene ble korrigert for disse, ble det et bedre samsvar mellom bidraget basert på sjablongverdier og de basert på målte verdier (høyre side i **Figur 9**). Det ble noe dårligere samsvar for Mærradalsbekken sin del.



Figur 9. Venstre side: Sammenligning av beregnet avrenning basert på observerte konsentrasjoner i de to elvene og forventet avrenning basert på sjablongverdier fra StormTac. Høyre side: Målt vannføring er benyttet også for de sjablongbaserte verdiene.

Litteratur

Lindholm O. (2004) Miljøgifter i overvann fra tette flater. Litteraturstudie. NIVA-rapport 4775-2004.

Saunes H. og Åstebøl S.O. (2014) Beregning av forurensning i overvann fra tette flater i Glomma vannregion. COWI-rapport. 46 s.

Ødegaard H., Rusten B., Storhaug R. og Paulsrud B. (2009) Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Norsk Vann-rapport 168-2009, 57 sider.

VAV (2008) Byvassdragene – Vannkvalitet og biologi 2007. Fagrapport 9/2008.

Vedlegg 1 – Rådata analyser

Revisjonsnr: 2014-02467		Notatdato: 20141024		Godkjent av: MAR		Godkjent dato: 20141128																
Påsejktnr: O 12241		Kunde Stasjon: Water Qual Tools																				
Kontakt p. Saksbeh.: ITR																						
Analysevariabel			pH	KOND	STS	FLMEM	Tot-P L	Tot-N L	TOC	AgMS	AMS	CdMS	CrMS	CuMS	MnMS	NiMS	PbMS	VMS	ZnMS	TURB NT		
Enhet ==>			pH	mS/m	mg/l		µg P/l	µg N/l	mg C/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	FNU		
Metode ==>		TESTNO	A 1-4	A 2-3	B 2	X 2	D 2-1	D 6-1	G 4-2	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	A 4-3		
PnNr	PdDato	Meking	Påsejkttype																			
1	20141024	Hoff1	forsk	2014-02467	7.56	18.7	19.8		73	1270	7.8	<13	1850	0.3	8.1	211	101	3	3.5	3.8	84.0	4.1
2	20141024	Hoff2	forsk	2014-02467	7.65	18.0	78.3		173	1700	8.2	<13	3120	0.3	10	14.7	192	6.3	5.42	7.4	68.4	8.5
3	20141024	Hoff3	forsk	2014-02467	6.29	17.9	86.0		206	1650	9.5	<13	3560	0.4	10	17.1	264	6.4	6.98	6.51	85.7	4.4
4	20141024	Hoff4	forsk	2014-02467	7.62	17.1	63.3		130	1430	9.0	<13	2670	0.5	7.7	10.8	249	6.0	5.38	6.6	94.8	3.7
5	20141024	Hoff5	forsk	2014-02467	7.65	17.3	40.0		97	1310	9.2	<13	1940	0.3	5	6.59	190	3	4.3	4.3	56.0	2.7
6	20141024	Mær r1	forsk	2014-02467	7.88	26.7	45.8		166	1780	10.9	<13	2060	<0.13	5	16.3	104	5	3.5	4.9	41	25
7	20141024	Mær r2	forsk	2014-02467	7.82	20.9	165		350	1860	9.4	<13	5710	0.2	13	24.3	249	10	5.73	13.3	84.1	8.6
8	20141024	Mær r3	forsk	2014-02467	7.84	22.0	149		341	2140	9.9	<13	4990	0.3	8.7	21.2	258	8.6	6.64	11.3	78.5	7.3
9	20141024	Mær r4	forsk	2014-02467	7.90	24.2	100		227	2020	9.8	<13	3260	0.3	6	16.9	182	6.6	6.40	7.3	58.1	18
10	20141024	Mær r5	forsk	2014-02467	7.99	26.5	55.7		134	1880	8.5	<13	1940	<0.13	6	14.1	115	5.5	5.12	4.9	17.3	9.0
11	20141024	Hoff1	forsk	2014-02467								<0.05	58.2	0.065	15	4.28	0.37	80.66	0.04	0.601	5.27	
12	20141024	Hoff2	forsk	2014-02467								<0.05	38.7	0.055	12	4.57	0.25	80.71	0.041	0.652	5.06	
13	20141024	Hoff3	forsk	2014-02467								<0.05	44.6	0.06	0.94	4.94	0.29	80.74	0.05	0.655	4.77	
14	20141024	Hoff4	forsk	2014-02467								<0.05	59.6	0.079	0.84	4.13	0.45	80.63	0.045	0.577	4.21	
15	20141024	Hoff5	forsk	2014-02467								<0.05	70.6	0.084	0.74	3.64	0.60	80.57	0.059	0.473	3.93	
16	20141024	Mær r1	forsk	2014-02467								<0.05	21.8	0.029	80.61	5.44	0.1	1.8	0.031	0.480	3.27	
17	20141024	Mær r2	forsk	2014-02467								<0.05	18.2	0.03	0.78	5.09	0.2	80.90	0.033	0.667	4.60	
18	20141024	Mær r3	forsk	2014-02467								<0.05	25.3	0.029	0.79	5.39	0.23	80.99	0.044	0.671	3.82	
19	20141024	Mær r4	forsk	2014-02467								<0.05	31.4	0.032	0.61	5.48	0.23	80.87	0.083	0.649	3.86	
20	20141024	Mær r5	forsk	2014-02467								<0.05	32.6	0.04	80.52	5.30	0.2	80.96	0.044	0.629	3.07	
Revisjonsnr: 2014-02467		Notatdato: 20141024		Godkjent av: MAR		Godkjent dato: 20141128																
Påsejktnr: O 12241		Kunde Stasjon: Water Qual Tools																				
Kontakt p. Saksbeh.: ITR																						
Analysevariabel			CdMS	CrMS	CuMS	MnMS	NiMS	PbMS	VMS	ZnMS	TURB NT											
Enhet ==>			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	FNU											
Metode ==>			E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	A 4-3											
PnNr	PdDato	Meking	Påsejkttype																			
1	20141024	Hoff1	forsk	0.3	8.1	211	101	3	3.5	3.8	84.0	4.1										
2	20141024	Hoff2	forsk	0.3	10	14.7	192	6.3	5.42	7.4	68.4	8.5										
3	20141024	Hoff3	forsk	0.4	10	17.1	264	6.4	6.98	8.51	85.7	4.4										
4	20141024	Hoff4	forsk	0.5	7.7	10.8	249	6.0	5.38	6.6	94.8	3.7										
5	20141024	Hoff5	forsk	0.3	5	8.59	190	3	4.3	4.3	56.0	2.7										
6	20141024	Mær r1	forsk	<0.13	5	16.3	104	5	3.5	4.9	41	25										
7	20141024	Mær r2	forsk	0.2	13	24.3	249	10	9.73	13.3	84.1	8.6										
8	20141024	Mær r3	forsk	0.3	8.7	21.2	258	8.6	9.64	11.3	78.5	7.3										
9	20141024	Mær r4	forsk	0.3	6	16.9	182	6.6	6.40	7.3	58.1	18										
10	20141024	Mær r5	forsk	<0.13	6	14.1	115	5.5	5.12	4.9	17.3	9.0										
11	20141024	Hoff1	forsk	0.065	15	4.28	0.37	80.66	0.04	0.601	5.27											
12	20141024	Hoff2	forsk	0.055	12	4.57	0.25	80.71	0.041	0.652	5.06											
13	20141024	Hoff3	forsk	0.06	0.94	4.94	0.29	80.74	0.05	0.655	4.77											
14	20141024	Hoff4	forsk	0.079	0.84	4.13	0.45	80.63	0.045	0.577	4.21											
15	20141024	Hoff5	forsk	0.084	0.74	3.64	0.60	80.57	0.059	0.473	3.93											
16	20141024	Mær r1	forsk	0.029	80.61	5.44	0.1	1.8	0.031	0.480	3.27											
17	20141024	Mær r2	forsk	0.03	0.78	5.09	0.2	80.90	0.033	0.667	4.60											
18	20141024	Mær r3	forsk	0.029	0.79	5.39	0.23	80.99	0.044	0.671	3.82											
19	20141024	Mær r4	forsk	0.032	0.61	5.48	0.23	80.87	0.083	0.649	3.86											
20	20141024	Mær r5	forsk	0.04	80.52	5.30	0.2	80.96	0.044	0.629	3.07											
s) Deterjentyttelse usikkerhet enn normalt tilsvarende ringen.																						
x) Analyse er uteløst.																						
PnNr: Påse 1-10: METALLER FILTRERT LØST PÅSE 11-20: METALLER OPPALTTETS TOTAL																						
sNi= 40 % usikkerhet p.g.a høy Ca verdi.																						

			per 100 ml:		
			Koliforme	E. coli	Intestinale enterokokker
1	Hoff kl 15-17		61300	32500	500
2	Hoff kl 18-20		105000	27600	4700
3	Hoff kl 21-23		61600	23800	2400
4	Hoff kl 24-02		26000	11100	1800
5	Hoff kl 03-04		19400	7300	1700
6	Mær kl 15-17		68700	17200	3400
7	Mær kl 18-20		81600	27600	4900
8	Mær kl 21-23		98000	30800	4300
9	Mær kl 24-02		61300	22500	3600
10	Mær kl 03-04		22500	5800	1900

Vedlegg 2 – Rådata vannføring

Vannføring Mærradalsbekken		Vannføring Hoffselva	
Dato-klokkeslett	m3/s	Dato-klokkeslett	m3/s
20.10.2014 01:00	0,43	20.10.2014 01:00	0,74
20.10.2014 02:00	0,41	20.10.2014 02:00	0,71
20.10.2014 03:00	0,40	20.10.2014 03:00	0,69
20.10.2014 04:00	0,39	20.10.2014 04:00	0,67
20.10.2014 05:00	0,38	20.10.2014 05:00	0,65
20.10.2014 06:00	0,37	20.10.2014 06:00	0,63
20.10.2014 07:00	0,37	20.10.2014 07:00	0,61
20.10.2014 08:00	0,37	20.10.2014 08:00	0,61
20.10.2014 09:00	0,38	20.10.2014 09:00	0,6
20.10.2014 10:00	0,38	20.10.2014 10:00	0,59
20.10.2014 11:00	0,37	20.10.2014 11:00	0,57
20.10.2014 12:00	0,36	20.10.2014 12:00	0,56
20.10.2014 13:00	0,35	20.10.2014 13:00	0,54
20.10.2014 14:00	0,34	20.10.2014 14:00	0,52
20.10.2014 15:00	0,34	20.10.2014 15:00	0,51
20.10.2014 16:00	0,33	20.10.2014 16:00	0,5
20.10.2014 17:00	0,33	20.10.2014 17:00	0,48
20.10.2014 18:00	0,32	20.10.2014 18:00	0,47
20.10.2014 19:00	0,32	20.10.2014 19:00	0,46
20.10.2014 20:00	0,32	20.10.2014 20:00	0,45
20.10.2014 21:00	0,32	20.10.2014 21:00	0,44
20.10.2014 22:00	0,31	20.10.2014 22:00	0,43
20.10.2014 23:00	0,31	20.10.2014 23:00	0,41
21.10.2014 00:00	0,30	21.10.2014 00:00	0,4
21.10.2014 01:00	0,30	21.10.2014 01:00	0,4
21.10.2014 02:00	0,30	21.10.2014 02:00	0,39
21.10.2014 03:00	0,29	21.10.2014 03:00	0,38
21.10.2014 04:00	0,29	21.10.2014 04:00	0,37
21.10.2014 05:00	0,29	21.10.2014 05:00	0,36
21.10.2014 06:00	0,28	21.10.2014 06:00	0,35
21.10.2014 07:00	0,28	21.10.2014 07:00	0,35
21.10.2014 08:00	0,28	21.10.2014 08:00	0,34
21.10.2014 09:00	0,28	21.10.2014 09:00	0,33
21.10.2014 10:00	0,27	21.10.2014 10:00	0,32
21.10.2014 11:00	0,27	21.10.2014 11:00	0,32
21.10.2014 12:00	0,27	21.10.2014 12:00	0,31
21.10.2014 13:00	0,26	21.10.2014 13:00	0,31
21.10.2014 14:00	0,25	21.10.2014 14:00	0,3

Norsk institutt for vannforskning

21.10.2014 15:00	0,26	21.10.2014 15:00	0,3
21.10.2014 16:00	0,28	21.10.2014 16:00	0,3
21.10.2014 17:00	0,29	21.10.2014 17:00	0,3
21.10.2014 18:00	0,28	21.10.2014 18:00	0,29
21.10.2014 19:00	0,27	21.10.2014 19:00	0,28
21.10.2014 20:00	0,27	21.10.2014 20:00	0,28
21.10.2014 21:00	0,26	21.10.2014 21:00	0,28
21.10.2014 22:00	0,25	21.10.2014 22:00	0,27
21.10.2014 23:00	0,27	21.10.2014 23:00	0,29
22.10.2014 00:00	0,32	22.10.2014 00:00	0,3
22.10.2014 01:00	0,37	22.10.2014 01:00	0,32
22.10.2014 02:00	0,38	22.10.2014 02:00	0,33
22.10.2014 03:00	0,38	22.10.2014 03:00	0,33
22.10.2014 04:00	0,37	22.10.2014 04:00	0,33
22.10.2014 05:00	0,36	22.10.2014 05:00	0,33
22.10.2014 06:00	0,36	22.10.2014 06:00	0,34
22.10.2014 07:00	0,41	22.10.2014 07:00	0,37
22.10.2014 08:00	0,43	22.10.2014 08:00	0,38
22.10.2014 09:00	0,41	22.10.2014 09:00	0,4
22.10.2014 10:00	0,40	22.10.2014 10:00	0,41
22.10.2014 11:00	0,40	22.10.2014 11:00	0,47
22.10.2014 12:00	0,43	22.10.2014 12:00	0,54
22.10.2014 13:00	0,46	22.10.2014 13:00	0,6
22.10.2014 14:00	0,50	22.10.2014 14:00	0,69
22.10.2014 15:00	0,53	22.10.2014 15:00	0,78
22.10.2014 16:00	0,53	22.10.2014 16:00	0,83
22.10.2014 17:00	0,51	22.10.2014 17:00	0,87
22.10.2014 18:00	0,48	22.10.2014 18:00	0,92
22.10.2014 19:00	0,49	22.10.2014 19:00	0,97
22.10.2014 20:00	0,49	22.10.2014 20:00	1,01
22.10.2014 21:00	0,48	22.10.2014 21:00	1,04
22.10.2014 22:00	0,47	22.10.2014 22:00	1,04
22.10.2014 23:00	0,48	22.10.2014 23:00	1,06
23.10.2014 00:00	0,53	23.10.2014 00:00	1,08
23.10.2014 01:00	0,53	23.10.2014 01:00	1,09
23.10.2014 02:00	0,50	23.10.2014 02:00	1,05
23.10.2014 03:00	0,48	23.10.2014 03:00	1,03
23.10.2014 04:00	0,47	23.10.2014 04:00	1,01
23.10.2014 05:00	0,46	23.10.2014 05:00	0,99
23.10.2014 06:00	0,49	23.10.2014 06:00	1,02
23.10.2014 07:00	0,54	23.10.2014 07:00	1,05
23.10.2014 08:00	0,55	23.10.2014 08:00	1,08

Norsk institutt for vannforskning

23.10.2014 09:00	0,56	23.10.2014 09:00	1,11
23.10.2014 10:00	0,61	23.10.2014 10:00	1,22
23.10.2014 11:00	0,69	23.10.2014 11:00	1,44
23.10.2014 12:00	0,77	23.10.2014 12:00	1,66
23.10.2014 13:00	0,73	23.10.2014 13:00	1,74
23.10.2014 14:00	0,82	23.10.2014 14:00	1,84
23.10.2014 15:00	0,84	23.10.2014 15:00	2,02
23.10.2014 16:00	0,86	23.10.2014 16:00	2,21
23.10.2014 17:00	0,85	23.10.2014 17:00	2,26
23.10.2014 18:00	0,95	23.10.2014 18:00	2,48
23.10.2014 19:00	1,23	23.10.2014 19:00	3,21
23.10.2014 20:00	1,37	23.10.2014 20:00	3,97
23.10.2014 21:00	1,36	23.10.2014 21:00	4,94
23.10.2014 22:00	1,43	23.10.2014 22:00	6,38
23.10.2014 23:00	1,49	23.10.2014 23:00	7,71
24.10.2014 00:00	1,50	24.10.2014 00:00	8,85
24.10.2014 01:00	1,43	24.10.2014 01:00	9,01
24.10.2014 02:00	1,36	24.10.2014 02:00	8,72
24.10.2014 03:00	1,30	24.10.2014 03:00	8,32
24.10.2014 04:00	1,21	24.10.2014 04:00	7,26
24.10.2014 05:00	1,12	24.10.2014 05:00	6,27
24.10.2014 06:00	1,06	24.10.2014 06:00	5,33
24.10.2014 07:00	1,00	24.10.2014 07:00	4,39
24.10.2014 08:00	0,95	24.10.2014 08:00	3,62
24.10.2014 09:00	0,91	24.10.2014 09:00	3,06
24.10.2014 10:00	0,87	24.10.2014 10:00	2,64
24.10.2014 11:00	0,84	24.10.2014 11:00	2,35

Tabell V3.2 Lineær regresjonsanalyse av forholdet mellom ulike målinger; R² (øverste del av tabellen) og stigningstallet (nederste del av tabellen) under nedbørshendelsen i juni 2014.

Lineær regresjon - R ²			Totalt							Løst							Partikulært																		
	Konduktivitet	Tot P	Tot N	Koliforme	E. coli	Intestinale	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS		
Hoffselva	STS	0,17	1,00	0,97	0,44	0,18	0,11	0,99	0,96	0,99	0,97	0,99	0,99	0,99	1,00	0,96	0,10	0,50	0,01	0,27	0,90	0,87	0,77	0,31	0,80	0,99	0,96	0,99	0,97	0,98	0,99	0,99	1,00	0,96	
	Turb	0,17	1,00	0,97	0,44	0,19	0,11	0,99	0,95	0,99	0,97	0,99	0,99	1,00	0,96	0,11	0,50	0,01	0,29	0,90	0,88	0,78	0,32	0,80	0,99	0,95	0,99	0,97	0,98	0,99	0,99	1,00	0,96		
	Vannføring	0,66	0,63	0,77	0,85	0,66	0,62	0,68	0,67	0,60	0,52	0,68	0,66	0,59	0,63	0,49	0,41	0,40	0,39	0,72	0,42	0,79	0,95	0,75	0,91	0,68	0,67	0,59	0,52	0,70	0,66	0,59	0,62	0,48	
	TOC	0,29	0,93	0,96	0,57	0,23	0,20	0,95	0,98	0,90	0,85	0,97	0,94	0,89	0,92	0,82	0,17	0,55	0,05	0,34	0,73	0,87	0,80	0,45	0,82	0,95	0,99	0,89	0,84	0,98	0,94	0,89	0,92	0,82	
	pH	0,95	0,30	0,46	0,95	0,78	0,85	0,38	0,37	0,28	0,19	0,36	0,34	0,25	0,30	0,16	0,70	0,31	0,72	0,78	0,10	0,53	0,67	0,94	0,60	0,38	0,37	0,26	0,19	0,39	0,34	0,25	0,29	0,15	
Mærradalsbekken	STS	0,80	0,98	0,70	0,46	0,31	0,49	0,94	0,72	0,74	0,96	0,95	0,59	0,95	0,98	0,03	0,53	0,23	0,78	0,40	0,18	0,20	0,89	0,85	0,67	0,94	0,74	0,69	0,97	0,94	0,58	0,95	0,98	0,04	
	Turb	0,74	0,87	0,47	0,26	0,14	0,33	0,98	0,60	0,72	0,73	0,83	0,49	0,73	0,94	0,10	0,81	0,17	0,53	0,14	0,15	0,06	0,62	0,65	0,36	0,98	0,61	0,70	0,74	0,82	0,49	0,73	0,95	0,10	
	Vannføring	0,83	0,67	0,88	0,48	0,53	0,73	0,64	0,72	0,28	0,72	0,85	0,34	0,78	0,69	0,02	0,46	0,24	0,52	0,45	0,00	0,32	0,80	0,91	0,64	0,64	0,75	0,23	0,72	0,85	0,33	0,78	0,68	0,02	
	TOC	0,75	0,90	0,84	0,56	0,47	0,63	0,78	0,79	0,57	0,97	0,92	0,52	0,94	0,86	0,02	0,38	0,21	0,79	0,61	0,12	0,37	0,97	0,94	0,82	0,78	0,81	0,50	0,97	0,92	0,52	0,94	0,86	0,02	
	pH	0,88	0,82	0,88	0,52	0,50	0,71	0,74	0,81	0,40	0,86	0,94	0,43	0,90	0,81	0,02	0,46	0,26	0,63	0,53	0,01	0,33	0,90	0,96	0,74	0,74	0,83	0,35	0,86	0,94	0,43	0,90	0,80	0,03	
Hoffselva + Mærradalsbekken	STS	0,13	0,99	0,92	0,43	0,20	0,16	0,98	0,90	0,96	0,95	0,97	0,94	0,99	0,99	0,57	0,09	0,10	0,07	0,29	0,78	0,60	0,76	0,28	0,76	0,98	0,91	0,95	0,95	0,97	0,94	0,99	0,99	0,56	
	Turb	0,10	0,99	0,92	0,39	0,21	0,14	0,98	0,89	0,96	0,95	0,97	0,94	0,97	0,99	0,58	0,10	0,08	0,03	0,26	0,81	0,61	0,70	0,22	0,73	0,98	0,90	0,96	0,95	0,96	0,94	0,97	0,99	0,57	
	Vannføring	0,42	0,58	0,65	0,73	0,56	0,63	0,65	0,62	0,50	0,49	0,63	0,54	0,58	0,59	0,20	0,28	0,08	0,25	0,64	0,30	0,52	0,91	0,65	0,79	0,65	0,62	0,47	0,48	0,66	0,54	0,58	0,59	0,20	
	TOC	0,19	0,90	0,87	0,57	0,26	0,27	0,91	0,92	0,83	0,82	0,93	0,85	0,89	0,90	0,44	0,12	0,09	0,13	0,40	0,61	0,64	0,83	0,41	0,81	0,91	0,93	0,81	0,82	0,95	0,85	0,88	0,90	0,43	
	pH	0,71	0,28	0,36	0,70	0,45	0,67	0,38	0,30	0,24	0,19	0,31	0,27	0,28	0,30	0,04	0,52	0,17	0,54	0,61	0,04	0,21	0,70	0,91	0,45	0,38	0,31	0,21	0,18	0,35	0,27	0,28	0,29	0,03	
Lineær regresjon - stigningstall m			Totalt							Løst							Partikulært																		
	Konduktivitet	Tot P	Tot N	Koliforme	E. coli	Intestinale	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS	Al/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	V/MS	Zn/MS		
Hoffselva	STS	-0,0	2,3	4,9	172	41	9	27,8	0,001	0,1	0,3	1,9	0,0	0,1	0,1	1,3	0,0	-0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28	0,0	0,1	0,3	1,7	0,0	0,1	0,1	1,3
	Turb	-0,0	3,8	8,1	284	70	14	45,5	0,0019	0,11	0,43	3,11	0,082	0,12	0,14	2,1	0,0	-0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	45	0,0	0,1	0,4	2,8	0,1	0,1	0,1	2,1
	Vannføring	-17,9	1727	4124	226320	75287	19217	21756	0,918	49	183	1484	38	53	66	872	16,6	-0,0	0,7	2,5	115	0,6	0,3	0,6	12,7	21739	0,9	48	181	1368	38	53	65	859	
	TOC	-0,4	67	149	5968	1433	351	823	0,036	1,9	7,5	57,2	1,5	2,1	2,6	36	0,3	-0,0	0,0	0,1	4,9	0,0	0,0	0,0	0,4	822	0,0	1,9	7,4	52,3	1,4	2,1	2,6	36	
	pH	32	-1745	-4691	-351255	-120056	-32883	-23659	-1,001	-48	-163	-1595	-40	-50	-67	-730	-32	0,0	-1,5	-3,8	-83	-0,7	-0,3	-1,0	-15,2	-23627	-1,0	-47	-159	-1512	-40	-50	-66	-715	
Mærradalsbekken	STS	-0,0	1,8	2,3	313	31	22	30	0,00084	0,051	0,17	1,37	0,031	0,063	0,076	-0,4	0,1	-0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30	0,0	0,0	0,2	1,4	0,0	0,1	0,1	-0,4
	Turb	-0,1	3,4	3,9	491	43	37	64	0,0016	0,104	0,30	2,7	0,059	0,115	0,15	-1,4	0,1	-0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	64	0,0	0,1	0,3	2,6	0,1	0,1	0,2	-1,4
	Vannføring	-19,1	720	1286	159047	20053	13094	12319	0,420	15,6	72	644	11,7	29	32	-145	25	-0,0	3,1	1,6	-0,5	0,2	0,2	1,0	6,1	12293	0,4	12,6	70	645	11,5	28	31	-151	
	TOC	-0,8	38	58	7894	861	558	622	0,020	1,01	3,8	31	0,67	1,44	1,62	-6,0	1,0	-0,0	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,3	621	0,0	0,8	3,7	30,5	0,7	1,4	1,6	-6,3	
	pH	19,5	-791	-1280	-165597	-19248	-12834	-13217	-0,4	-18,6	-78	-675	-13,2	-31	-34	165	-25	0,0	-3,4	-1,8	-0,9	-0,2	-0,2	-1,0	-6,5	-13192	-0,5	-15,2	-76	-674	-13,0	-30	-33	171	
Hoffselva + Mærradalsbekken	STS	-0,0	2,2	4,6	192	44	10	28	0,0	0,1	0,3	1,9	0,0	0,1	0,1	1,1	0,0	-0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28	0,0	0,1	0,3	1,7	0,0	0,1	0,1	1,1
	Turb	-0,0	3,7	7,6	306	74	17	47	0,0	0,1	0,4	3,1	0,1	0,1	0,1	1,8	0,0	-0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	46	0,0	0,1	0,4	2,8	0,1	0,1	0,1	1,8	
	Vannføring	-15,7	1410	3148	206282	60062	17310	18672	0,8	38	151	1253	30	45	55	526	16,7	-0,0	1,3	2,2	85,7	0,5	0,3	0,7	11,0	18655	0,8	36	149	1168	29	45	55	515	
	TOC	-0,4	61	128	6388	1436	397	774	0,0	1,7	6,8	53	1,3	2,0	2,4	27	0,4	-0,0	0,0	0,1	4,3	0,0	0,0	0,0	0,4	774	0,0	1,7	6,8	48,9	1,3	1,9	2,4	27	
	pH	26	-1253	-2963	-255792	-68302	-22633	-18272	-0,7	-33	-118	-1114	-27	-40	-50	-279	-29	0,0	-2,5	-2,7	-40	-0,4	-0,3	-1,0	-10,6	-18243	-0,7	-31	-116	-1075	-26	-40	-49	-269	

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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