

Bioforsk Rapport

Vol. 6 Nr. 43/2011

Miljølab Terningmoen - rensing av avrenning fra skytefelt

Oppsummering av aktivitet 2008-2010





Bioforsk Jord og miljø
Frederik A. Dahls vei 20
N-1432 Ås
Tlf: 03 246
Fax: 63 00 92 10
Roger.roseth@bioforsk.no

Tittel:

Miljølab Terningmoen - rensing av avrenning fra skytefelt. Oppsummering av aktivitet 2008-2010.

Forfatter:

Roger Roseth, Carl Einar Amundsen, Øistein Johansen og Jan Birger Voldmo

Dato: 23.mars 2011	Tilgjengelighet: Åpen	Prosjekt nr.: 2110490	Saksnr.:
Rapport nr.: 43/2011	ISBN-nr.: 978-82-17-00772-2	Antall sider: 73	Antall vedlegg: 4

Oppdragsgiver: Forsvarsbygg Futura	Kontaktperson: Freddy Engelstad
Stikkord: Skytefelt, kobber, bly, antimon, avrenning, tiltak	Fagområde: Avfall og miljøgifter
Sammendrag: Miljølab Terningmoen ble etablert i 2008 som et anlegg for å prøve ut ulike renseløsninger for metallforurenset avrenning fra forswarets skyte- og øvingsfelt. Rapporten beskriver hvordan anlegget er bygd opp, hvilket utstyr og instrumentering som har inngått og hvordan dette er brukt for å registrere naturlige variasjoner i avrenningen i perioden 2008-2010. Innsamlede resultater har gitt grunnlag for å beskrive avrenningskvalitet og beregne tap av metaller gjennom hele måleperioden og tap knyttet til årstider eller spesielle avrenningssituasjoner. Rapporten beskriver hvilke forsøk som er gjennomført for å rense avrenningen fra skytebane 27: forsøk med fellingskjemikalier og ulike filtermaterialer beskrives, samt den "naturlige" rensingen av som skjer gjennom forsøksanlegget. Gjennomsnittlig konsentrasjon av kobber, bly, sink og antimon i avrenning var henholdsvis 23, 12, 16 og 3,5 µg/l. Beregninger viste at avrenningen fra skytefelt 27 ga et samlet årlig utslipp på rundt 1,2 kg kobber, 0,6 kg bly, 0,9 kg sink og 0,15 kg antimon. Naturlig rensing gjennom forsøksanleggets dammer og våtmark fjernet 30 - 50 % av bly og kobber i avrenning. For sink og antimon var det lavere rensing, henholdsvis 13 - 44 % og 8 - 30 %. Behandling av avrenning med fellingskjemikalier i kombinasjon med filterløsninger ga god rensesgrad (80 - 90 %). Granulert jernhydroksid, skjellsand og knust kalkstein ga best resultater og bedre enn vanlig grov sand. Granulert jernhydroksid ble prøvd ut som reaktivt filtermateriale for fjerning av kobber, bly og antimon, og viste gode resultater. I et fullskala filter ble det oppnådd rensesgrader for kobber, antimon, humus og bly på henholdsvis 81, 90, 75 og 54 %. Resultatene har blitt brukt til å beskrive dynamikk knyttet til avrenning av metaller fra skytefelt og til å vurdere mulige tiltak for redusert tap av metaller fra forswarets skytefelt.	

Godkjent

Prosjektleder

Trond Mæhlum

Roger Roseth

Innhold

1.	Sammendrag	6
2.	Innledning	9
2.1	Bakgrunn for etablering av "Miljølab Terningmoen"	9
2.2	Oppbygning av rapporten	9
3.	Metaller i avrenning fra skytefelt	10
3.1	Tilstandsklasser for ferskvann	10
3.2	Vannkvalitet i avrenning fra skytefelt	10
4.	Beskrivelse av område, etablering av forsøksfelt og instrumentering	12
4.1	Beskrivelse av området ved skytebane 27 Terningmoen	12
4.2	Nedbørfelt	12
4.3	Etablering av forsøksfelt	14
4.4	Vannets oppholdstid i renseanlegget	14
4.5	Instrumentering og utstyr ved Miljølab Terningmoen	15
5.	Temperatur og nedbør 2008-2010	18
6.	Naturlige prosesser og kontinuerlig logging av vannkvalitet	19
6.1	Naturlige prosesser i avrenning	19
6.2	Loggedata fra 2008-2010	20
6.3	Svingninger over korte tidsrom	27
6.4	Erfaringer med bruk av automatiske loggere	28
7.	Vannprøvetaking og analyser	29
7.1	Prøvetaking	29
7.2	Analyser	29
8.	Sammensetning av avrenning fra skytebane 27	30
8.1	Sammenfattende statistikk	30
8.2	Konsentrasjoner av metaller i myr i skytebaneområdet	30
8.3	Variasjoner i avrenningskvalitet gjennom året	31
8.4	Variasjoner mellom år	36
8.5	Konsentrasjoner i innløp og utløp av renseanlegg	36
8.6	Forklaringer på avrenningsmønster	37
9.	Vannføring og metallavrenning 2008-2010	41
9.1	Logging av vannhøyde og bøttemålinger	41
9.2	Vannføring i nærliggende vassdrag (Fura)	42
9.3	Metallavrenning for årene 2008-2010	46
10.	Effekter av kalking og gjødsling langs rensedammene	48
10.1	Innledning	48
10.2	Prøveperiode	48
10.3	Resultater	48
10.4	Effekter av rensedammer 2009-2010	51
11.	Fellingskjemikalier - laboratorieforsøk	52
11.1	Innledning	52
11.2	Laboratorieforsøk	52
11.3	Fellingskjemikalier - fullskala forsøk	54
12.	Forsøk med reaktive filtermaterialer	57
12.1	Innledning	57
12.2	Reaktive filtermaterialer med forfelling	57
12.3	Reaktive filtermaterialer uten forfelling	62
13.	Granulert jernhydroksid (CFH 12) - fullskala forsøk	66
13.1	Innledning	66
13.2	Gjennomføring	66
13.3	Resultater	66
13.4	Oppsummering	70
14.	Granulert jernhydroksid (CFH 12) - sekkefilter	71
14.1	Innledning	71
14.2	Gjennomføring	71
14.3	Resultater	71
14.4	Oppsummering	72

15.	Sammenfattende vurdering - praktisk anvendelse	73
16.	Referanser	74
17.	Vedlegg	75
17.1	Nedbørdata for Elverum-Fagerhaug 2008-2010	75
17.2	Analyseresultater av avrenningsprøver	76
17.3	Analyseresultater fellingskemikalier og filtermaterialer	96
17.4	Analyseresultater filterforsøk uten forfelling	99

1. Sammendrag

Miljølab Terningmoen: oppbygning og instrumentering

Avrenningen fra skytebanen samles i en grøft som renner i nordvestlig retning på tvers av skytebanen, gjennom myra mellom standplass og målområdet. Grøfta ender ut i en branndam oppstrøms målehytta (P1 Innløp). En delstrøm av vannet fra branndammen tas inn i målehytta (P2 Målehytte) for måling, uttak av vannprøver og iverksetting av rens tiltak. Fra målehytta strømmer vannet videre gjennom to 8 m³ slamavskillere, som kan kjøres parallelt eller i serie, før utslipp til rensedammene (P3 Slamavskillere). Overskudd av vann fra branndammen føres direkte til fire rensedammer (hver på 25m², dybde 0,5-2m) for behandling før det slippes videre nedover bekken. Siste målestasjon (P6 Utløp) er plassert mellom rensedam 3 og 4.

“Miljølab Terningmoen” ble instrumentert med 4 multiprobeloggere (pH, ledningsevne, temperatur og turbiditet) og 4 automatiske vannprøvetakere. Data fra loggere og værstasjon ble overført via telefon til en database for nettbasert presentasjon og nedlastning.

Prøvetaking og analyser

Vannprøvene ble i hovedsak tatt ut som blandprøver (perioder fra 2-20 døgn) ved hjelp av de automatiske vannprøvetakerne på stasjonene P1, P2, P3 og P6. I tillegg ble det i 2010 tatt ut stikkprøver ved P0 (bekk oppstrøms branndam P1), samt myrvannsbrønnene M1, M2 og M3. Samlet gjennom 3 år har det blitt gjennomført analyse av til sammen 300 vannprøver fra forsøksfeltet.

Blandprøvene ble hvert år (2008, 2009, 2010) tatt i perioden april-november. I perioden januar-april 2009 ble det tatt ut 6 stikkprøver fra målehytta (P2).

Vannprøvene ble rutinemessig analysert for metallene kobber, bly, antimon og sink, samt kalsium, jern, kalium, magnesium, aluminium og mangan, totalt organisk karbon, ledningsevne og pH. Blandprøvene som ble tatt høsten 2008 ble også analysert med hensyn på sulfat, nitrat og klorid.

Sammensetning av avrenning fra skytebane 27 ved Terningmoen

Gjennomsnittlig konsentrasjon av kobber, bly, sink og antimon i avrenningen fra skytebane 27 var hhv. 23, 12, 16 og 3,5 µg/l. For kobber og bly var dette nesten 8 og 5 ganger høyere enn de biologiske akseptkriteriene for disse metallene i vann.

Variasjonen i avrenningskvalitet gjennom året var til dels stor. Årsaken til dette var at det foregår flere ulike prosesser i skytebaneområdet, i rensedammene og trolig også i arealene langs rensedammene (skog og tilsådde grasarealer), samtidig med varierende temperatur og nedbørforhold.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av kobber i sommer-avrenningen var signifikant ($p < 0,05$) høyere enn vinter og høst. For antimon var konsentrasjonen i sommer-avrenningen signifikant høyere enn ved de andre årstidene - mens vinteravrenningen for antimon var signifikant lavere enn ved de andre årstidene. For bly og sink var det ingen signifikante forskjeller i metallkonsentrasjoner mellom sesongene.

Mengde metaller i avrenningen

Det ble transportert ca. 1,2 kg kobber, 0,6 kg bly, 0,9kg sink og 0,15 kg antimon ut fra skytebane 27 ved Terningmoen hvert år. Noe av dette er naturlig, men det antas at 80-90 % skyldes mobilisering og utvasking av metaller fra ammunisjon ved skytebanen.

Rensing av avrenning: arealtiltak

Området fra målehytta (P2) og nedover til rensedam 4 (utløp P6) ble i forbindelse med etableringen av Miljølab Terningmoen gravd opp, masser ble flyttet på og vendt, nye masser tilført, området ble planert og sådd, kalket og gjødslet (vår-sommer 2008). Effekten av denne aktiviteten var at avrenningen fra rensedammene hadde en høyere pH og innhold av kalsium og magnesium, men et lavere innhold av kobber, bly, sink, antimon og aluminium. For årene 2008-2010 var konsentrasjonene av kobber og bly 30-50 % lavere i utløpsvannet enn i innløpet til anlegget. Konsentrasjonene av sink var 13-36 % lavere, mens konsentrasjonene av antimon er 8-30 % lavere. For sink og antimon ble renseseffekten gradvis lavere fra 2008 til 2010, mens renseseffekten for kobber og bly var noenlunde konstant for disse tre årene.

Tilbakeholdelse og fjerning antas å skyldes naturlige prosesser som utfelling og binding. Slike prosesser skjer kontinuerlig under vanntransporten og påvirkes av pH, sammensetning og tilførsel av kationer som kan bidra til fellingsreaksjoner, oksygenstatus i vann og sediment og endringer i metallenes tilstandsformer under transport fra kildeområdet.

Etablering av dammer og våtmarker gir vannet økt oppholdstid og større kontakt mot aktive overflater (sedimenter), noe som bidrar til at disse prosessene skjer raskere og mer konsentrert.

Fotosyntese og algeproduksjon skaper døgnvariasjoner i pH i dammer og våtmarker. Om dagen forbrukes karbondioksid i vannet slik at pH stiger. På solrike sommerdager steg pH i dammene på Terningmoen med mer enn en halv pH-enhet som følge av fotosyntese, fra 5,5 til 6,1. Endringen i pH stimulerer til økt utfelling av metaller. Algene og dødt organisk materiale tjener som overflater for binding av metaller.

Rensing av avrenning: fellingskjemikalier og reaktive filtermaterialer

Fellingskjemikaliet PAX-XL60 ga den beste renseseffekten for kobber, bly og antimon. PAX-XL60 ga også den minste pH senkningen i løsningen. Effektiv fjerning av humus med fellingskjemikalier krever god innblanding (røreverk) av kjemikalier i vannet. Fнокker av utfelte humuspartikler sedimenterer langsomt og må fjernes i filterløsninger.

Reaktive filtermaterialer som granulert jernhydroksid, kalk og skjellsand kan fjerne bly, kobber og sink effektivt etter tilsetning av fellingskjemikalier (80-90 % renseseffekt). I de tilfellene hvor antimon kan være et problem i avrenningen, er det bare granulert jernhydroksid (evt. titanoksid) som reduserer konsentrasjonen i avrenning.

Et forsøk med fullskala rensefilter basert på granulert jernhydroksid (Kemira CFH 12) viste god rensegrad for kobber (81 %), antimon (90 %) og humus (75 %). Rensegraden var noe dårligere for bly (54 %). Sink ble mobilisert fra rensefilteret slik at utløpskonsentrasjonen var over dobbelt så høy som innløpskonsentrasjonen. Selv om rensesevnen i filteret var stor, ble bare 9 gram kobber, 3 gram bly og 1,2 gram antimon adsorbent i filteret gjennom forsøksperioden.

Filterforsøket ble kjørt med en midlere hydraulisk belastning på 1,5 m³/døgn og hadde en varighet på 135 døgn. Klogging av filteret og lav hydraulisk ledningsevne i filteret gjorde at kun ca. 1 % av avrenningen kunne behandles i filteret. Brukt som motstrømsfilter med tilbakespyling forventes renseløsningen å kunne behandle langt større volumer med skytefeltavrenning.

Ved utlegging av omtrent sammen mengde granulert jernhydroksid i sekker ("sekkefilter") ved utløpet fra rensedam 1, ble 77 gram kobber og 79 gram bly adsorbent dvs. 10-20 ganger mer enn i fullskala kolonnefilteret. I forsøksperioden på 40 dager rant det 18 700 m³ vann gjennom sekkefilteret. Dette illustrerer at økningen av filterflate har vesentlig betydning for total adsorpsjon.

Kostnadene knyttet til innkjøp av filtermateriale kan begrense bruk av enkelte filtre (for eksempel jernhydroksid og titanoksid). Rimelige filtre som kalkstein og skjellsand er imidlertid effektive for fjerning av kobber og bly, spesielt etter felling med fellingskemikalium.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn for etablering av "Miljølab Terningmoen"

Ved flere titalls skyte- og øvingsfelt i Norge finnes det til dels store mengder bly, kobber, sink, antimon og andre metaller fra ammunisjon. Ved mange av disse foregår en kontinuerlig mobilisering og utlekking av disse metallene og negative effekter på organismer i vann og vassdrag kan oppstå.

Tiltak er gjennomført ved mange skyte- og øvingsfelt, samtidig som mange tiltak er under planlegging. De fleste tiltak har vært basert på oppgraving og deponering av masser fra skive- og skytevoller, sammen med de mest forurensede massene ellers i området. Disse tiltakene er relativt kostbare, ikke minst på grunn av høye deponeringsavgifter for denne type masser (kategori: farlig avfall).

I mange nedlagte og aktive skyte- og øvingsfelt er det behov for å gjennomføre tiltak i felt. Dette gjelder for eksempel der hvor der ammunisjon er spredt over et større område (diffus forurensning) hvor oppgraving ikke er mulig (bl.a. i myr).

For Forsvaret, som ønsker å redusere miljøbelastningen ved skyte- og øvingsfelt bl.a. ved å redusere utlekkingen av metaller fra ammunisjon, var det derfor behov for å etablere et forsøksfelt hvor ulike renseløsninger for metallforurenset avrenning fra skyte- og øvingsfelt kunne testes.

Forsøksfeltet "Miljølab Terningmoen" ble etablert i 2008. Gjennom et treårig prosjekt har Bioforsk kartlagt avrenning fra skytebane 27 på Terningmoen og prøvd ut ulike rens tiltak for avrenningen. Forsøkene har omfattet etablering av rensedammer, bruk av fellingskjemikalier og rensing i reaktive filtermaterialer. I tillegg er det lagt vekt på å bestemme hvor store mengder metaller som renner ut fra skytebane-området i ulike deler av året og hvilke prosesser som styrer avrenningen.

2.2 Oppbygning av rapporten

Rapporten er delt i seks deler:

1. Kort oversikt over hvilke grenseverdier som finnes for metaller i ferskvann i Norge og gir en vurdering av usikkerheten knyttet til bruk av disse grenseverdiene for avrenning fra skytefelt.
2. Beskrivelse av "Miljølab Terningmoen": oppbygning og instrumentering.
3. Beskrivelse av de naturlige prosessene og variasjonene av pH, turbiditet, temperatur og ledningsevne i avrenningen for ulike tidsrom (år, måneder, døgn).
4. Kvantifisering av kobber, bly, sink og antimon som forsvinner ut fra skytefeltet årlig.
5. Beskrivelse av forsøk som er gjennomført for å redusere avrenningen: bruk av fellingskjemikalier og filtermaterialer.
6. Oppsummering av resultater og anbefalinger for videre arbeid ved anlegget.

Der hvor forsøksresultater er framstilt kun som figurer, er rådataene presentert i vedlegg.

Loggedata (hver time) for pH, turbiditet, temperatur og ledningsevne er kun presentert i figurer. Disse dataene kan fås ved direkte kontakt med forfatterne av rapporten.

3. Metaller i avrenning fra skytefelt

3.1 Tilstandsklasser for ferskvann

Tilstandsklassene for kjemiske stoffer i ferskvann er basert på en kombinasjon av kunnskap om stoffkonsentrasjonens effekter i vannmiljøet og statistisk informasjon om stoffenes utbredelse i norske vannforekomster (SFT 1997). Det er definert fem tilstandsklasser, I-V (Tabell 3-1).

Ifølge SFT-veileder 97:04 vil det ved konsentrasjoner i tilstandsklasse IV og V oppstå effekter på en eller flere organismer eller elementer i økosystemet. Tilstandsformen vil være avgjørende for den biologiske responsen på metallkonsentrasjonene. Denne biotilgjengeligheten vil variere med innhold av organisk materiale, pH, samt innhold av andre ioner i vannet (klorid, karbonat etc.). Lowest biological risk level (LBRL) er grensen mellom markert og sterkt forurenset (tilstandsklasse III og IV).

For antimon finnes ikke data som gjør at tilstanden kan klassifiseres i forhold til de samme tilstandsklassene. Drikkevannsnormen for antimon er 5 µg/l. Effekstudier på vannlevende organismer viser at konsentrasjonene i vann må være betydelig høyere enn 5 µg/l for at effekter skal oppstå. Det er for eksempel beregnet en PNEC-verdi for Sb₂O₃ på 113 µg/l (EURAR, 2008).

Tabell 3-1: Tilstandsklasser for kobber, bly og sink i vann (SFT 97:04). Enhet: µg/l; TOC: mg/l. LBRL- Lowest biological risk level.

Parameter	Tilstandsklasser					LBRL	Drikkevann
	I	II	III	IV	V		
	Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset		
Kobber	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6	3	
Sink	<5	5-20	20-50	50-100	>100	50	
Bly	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5	2,5	
Antimon							5
pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,0	<5,0		6-5-9,5
TOC	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15		5
Fe	<50	50-100	100-300	300-600	>600		

3.2 Vannkvalitet i avrenning fra skytefelt

Parametre som pH, totalt organisk materiale og jern er også klassifisert i tilstandsklasser. Dette er parametre som i liten grad er relatert til forurensninger fra ammunisjon, men er relatert til naturlig variasjon i norsk overflatevann. pH, samt konsentrasjonene av kalsium og jern, bestemmes av geologien i området og av forekomsten av myr. Avrenning fra mange norske myrer kan ha en relativt lav pH (<5,0), høyt innhold av TOC (>15 mg/l) og kan ha et høyt innhold av jern (reduerte forhold i jernrik myr gir løselig Fe(II)).

Forsøk med størrelses- og ladningsfraksjonering (SLF) av avrenning fra skytebane 27 på Terningmoen høsten 2008, viser at bare 10-30 % av bly og 5-15 % av kobberet finnes som fritt/labilt metall, mens størstedelen finnes bundet til humus (hhv. 40-60 % for bly og 75-90 % for kobber), resten til partikler. Antimon var hovedsakelig på anionisk form i

avrenningen (ca. 95 %) (Strømseng m.fl. 2009) (trolig Sb(V) som Sb(OH)_6^-). Dette viser at det meste av kobber og bly i avrenningen finnes på en form som er lite biologisk tilgjengelig. Selv om totalkonsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen kan være mer enn 10 ganger høyere enn LBRL, er det usikkert hvorvidt dette vil gi en biologisk effekt.

4. Beskrivelse av område, etablering av forsøksfelt og instrumentering

4.1 Beskrivelse av området ved skytebane 27 Terningmoen

Skytebane 27 ved Terningmoen er brukt i flere tiår som øvingsbane for håndvåpen. Det er i hovedsak skutt sørover fra standplass mot en fjellknaus (Figur 4-2) hvor det ble satt opp ulike målarrangementer. Det er også tidvis skutt mot målarrangementer sørvest for dette området. Da målområdene består av stor stein og bergknauser, vil mye av ammunisjonene være knust og således utgjøre en betydelig forurensningskilde. Ammunisjon som ligger i myra vil være mindre fragmentert og trolig utgjøre en relativt mindre kilde til forurensning av avrenningen fra området. Det er imidlertid ikke gjennomført kartlegging av hvordan metaller fra ammunisjon er fordelt horisontalt og vertikalt (i dybden) i området.

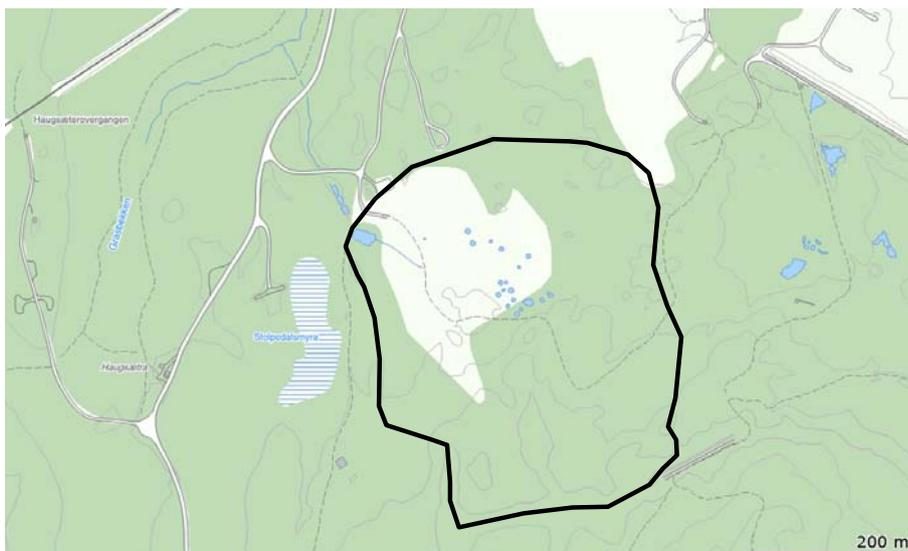
Berggrunnen i området består av sure bergarter (granittisk gneis, middels- til grovkornet stedvis mylonittisk; <http://www.ngu.no/kart/bg250>), mens løsmassene er breelvavsetninger (<http://www.ngu.no/kart/losmasse>). Basert på dette kan det antas at avrenningen fra området har lav bufferkapasitet og et lavt innhold av kalsium og lav pH.

Mellom målområdene og Branndammen (Innløp P1) består området for en stor del av myr. Kobber, bly, antimon og sink som mobiliseres fra ammunisjon vil derfor i stor grad være påvirket av løst organisk materiale (DOM) fra myra. Dette gjelder spesielt for kobber og bly som danner sterkere komplekser med DOM enn sink og antimon.

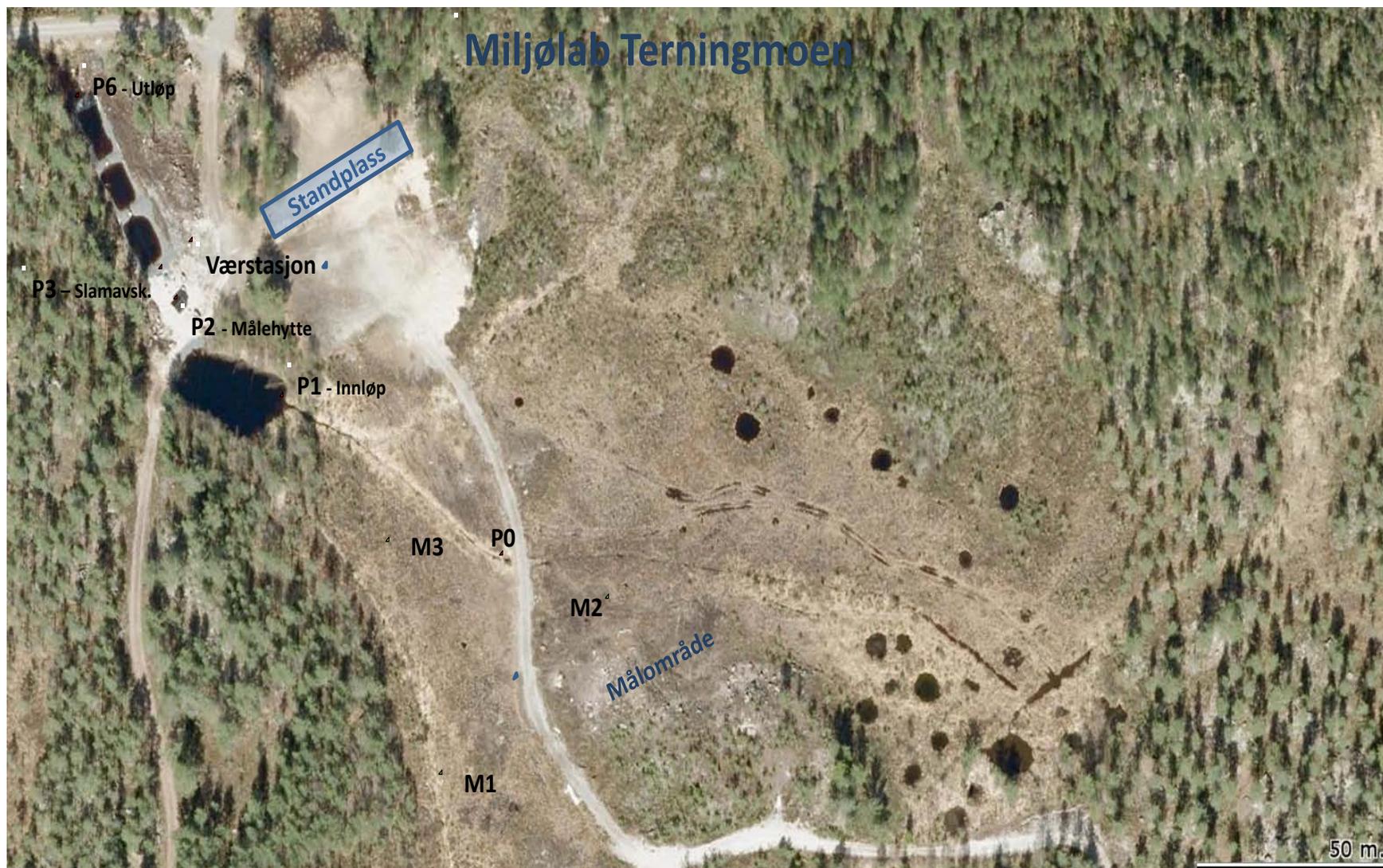
Myrdekningen i selve skytebaneområdet er ca. 60 %.

4.2 Nedbørfelt

Bekken som renner gjennom skytefelt 27 og "Miljølab Terningmoen" har et nedbørfelt på rundt 250 daa som vist i Figur 4-1. I henhold til NVE atlas har dette området en middelavrenning på rundt 8 l per kvadratkilometer og sekund. Forventet midlere avrenning i bekken gjennom skytefelt 27 er dermed på rundt 2 liter per sekund, og forventet årlig avrenning på rundt 250 000 m³.



Figur 4-1: Nedbørfeltet til bekken som renner til branndammen på skytefelt 27 er ca. 250 daa.



Figur 4-2: Oversiktsbilde som viser faste stasjoner for måling og prøvetaking: P0 (i bekk fra skytefelt), P1 (innløp), P2 (målehytte), P3 (etter slamavskillere) og P6 (utløp). Viser også plassering av værstasjon og brønner i myr i tilknytning til skytefeltet (M1, M2 og M3).

4.3 Etablering av forsøksfelt

Forsøksfeltet ble bygget i bekken ut fra skytebane 27 (Figur 4-3) i løpet av sommeren 2008. Anlegget består av en målehytte, to slamavskillere og 4 rensedammer.

Avrenningen fra skytebanen samles i en grøft som renner i nordvestlig retning på tvers av skytebanen, gjennom myra mellom standplass og målområdet. Grøfta ender ut i en branndam oppstrøms målehytta (P1 Innløp, Figur 4-2). En delstrøm av vannet fra branndammen tas inn i målehytta (P2 Målehytte, Figur 4-2) for måling, uttak av vannprøver og iverksetting av rens tiltak. Fra målehytta strømmer vannet videre gjennom to 8 m^3 slamavskillere, som kan kjøres parallelt eller i serie, før utslipp til rensedammene (P3 Slamavskillere, Figur 4-2). Overskudd av vann fra branndammen føres direkte til rensedammene for behandling før det slippes videre nedover bekken.

Siste målestasjon (P6 Utløp) er plassert mellom rensedam 3 og 4 (se Figur 4-3).

Hver av rensedammene har et areal på ca. 25 m^2 (6 m lengde, 4 m bredde). Dammene har en dybde på 0,5-1 m, bortsett fra den første som er 2 m dyp. Det totale damarealet blir da 88 m^2 og basert på de nevnte dybdene blir det totale vannvolumet 80 m^3 . Dammene ble gravd ut i stedlige masser. Etter utgraving ble det lagt tett duk i bunn og dammene ble steinsatt for stabilisering. Tett duk ble lagt for å minimere mengden fremmedvann inn i rensedammene.

Det er et naturlig fall fra skytebanen og til utløpet ved P6 (ca. 1,5m), slik at området er relativt flatt (Figur 4-3).

Anlegget ble utformet slik at den første dammen skulle gi mulighet for utfelling og sedimentasjon av slam med god dybde og lang oppholdstid. Etterfølgende dammer ble bygd grunne for god kontakt mellom avrenning og sediment, og for å optimalisere alge- og plantevekst.

En mer detaljert beskrivelse av anlegget er gitt i en tidligere rapport (Roseth m.fl. 2008).

4.4 Vannets oppholdstid i renseanlegget

Årlig midlere avrenning for skytefeltet er anslått til 2 l/s (kap. 4.2). Oppholdstiden for avrenningen i damanlegget ved denne vannføringen er da 11 timer. Dersom vi tar med branndammen som har et anslått volum på 150 m^3 ($75 \text{ m}^2 \times 2 \text{ m}$ dybde), fås en oppholdstid ved middelvannføring på ca. 32 timer.

Ved lav vannføring (0,2 l/s) blir oppholdstiden i den konstruerte delen av anlegget 110 timer eller 320 timer dersom volumet i branndammen tas med. Ved vannføring 25 l/s blir oppholdstiden i den konstruerte delen av anlegget i underkant av en time (53 minutter) og ca. 3 timer dersom branndammen inkluderes.



Figur 4-3: "Miljølab Terningmoen" med målehytte (i bakgrunnen), slamavskillere og fire rensedammer etablert i bekken ut fra skytefelt 27. Målområdet for skytebanen sees i bakgrunnen midt i bildet.

4.5 Instrumentering og utstyr ved Miljølab Terningmoen

Det ble etablert faste stasjoner for overvåking av vannkvalitet og uttak av vannprøver (Figur 4-2).

Hensikten med installeringen av sensorer ved disse stasjonene var flere:

1. Registrere endringer i vannkvaliteten fra innløp (P1) til utløp (P6) i behandlingsanlegget.
2. Fange opp endringer i vannkvaliteten ved tilsetning av kjemikalier i målehytta (P2) eller etter installering av filtermaterialer i slamavskillerne (P3).
3. Øke kunnskapen om og forståelsen av de naturlige prosessene som skjer i forbindelse med en myrpåvirket skytebane.
4. Undersøke sammenhengen mellom de naturlige prosessene registrert ved bruk av multiprobesensorer og kjemiske parametere som blir målt i blandprøver og stikkprøver av avrenningen.

Stasjonene ble instrumentert med multiprobeloggere og automatiske vannprøvetakere. En lokal værstasjon for temperatur og nedbør ble plassert ved Målehytta (P2). Data fra loggere og værstasjon ble overført via telefon til en database for nettbasert presentasjon og nedlastning. Innsamlede vannprøver ble analysert for skytefeltmetaller samt noen andre utvalgte parametere (se kap.7.2).

"Miljølab Terningmoen" ble instrumentert med 4 multiprobeloggere, 4 automatiske vannprøvetakere og en værstasjon (Tabell 4-1).

Tabell 4-1: Instrumenter og utstyr på "Miljølab Terningmoen"

Utstyr	Fabrikkat	Parametere	Antall	Plassering
Multiprobesensor Logger med GPRS	SEBA MPS-D8 SEBA MDS-5 COM	Vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH, turbiditet	4	P1, P2, P3 og P6
Automatiske vannprøvetakere	ISCO 3700 med karusell og 24 fl.	Blandprøver tid	4	P1, P2, P3 og P6
Værstasjon	Rain Gauge Stat. RG 100	Nedbør og lufttemperatur	1	P2
Håndholdt pH, ledningsevne og vanntemperatur	Hannah HI-98129	pH, temperatur og ledningsevne	1	Fleksibel
Mobile multiprobeloggere	SEBA QLQ	Vannhøyde, temperatur, ledningsevne, pH, turbiditet, redoks og oksygen	2	Fleksibel



Figur 4-4: Loggerskap og solcellepanel til multiprobesensor (pH, ledningsevne, vannhøyde, vanntemperatur, turbiditet og oksygen) montert i utløp slamavskillere (høyre).



Figur 4-5: Venstre: Loggerskap og solcellepanel til multiprobesensor montert ved innløp til branndam; Høyre: rensedammer med automatiske vannprøvetakere ved utløp (P6) og etter utløp av slamavskillere (P3).



Figur 4-6: Høyre: Værstasjon som måler nedbør og lufttemperatur; Høyre: Flyttbar multiprobelogger (SEBA QLQ) med loggerhus og ledningsholder

I myrområder på skytebanen ble det våren 2010 etablert tre brønner (PE-rør, ytre diameter 63mm, indre diam. 54mm) for å klarlegge vannkvaliteten i kildeområdene. Rørene ble slått gjennom torvmasser i myra ned til undergrunnen.

5. Temperatur og nedbør 2008-2010

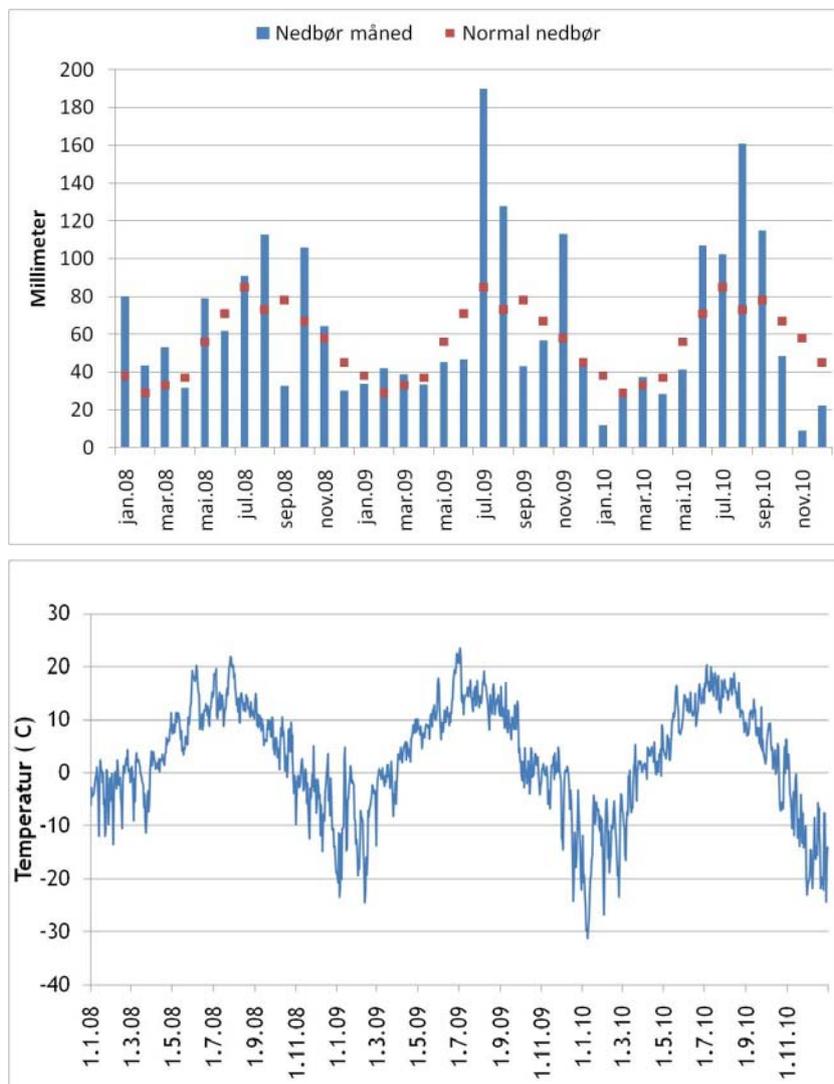
Nedbørforholdene i måleperiodene (se Tabell 6-2) varierte fra år til år. I perioden hvor det ble tatt ut avrenningsprøver i 2008 var nedbørmengden i september bare 45 % av normalen, mens i oktober regnet det 39 % mer enn normal nedbør (Figur 5-1).

For måleperioden i 2009 (april-oktober) var mai og juni tørrere enn normalt, mens juli og august var svært fuktige (hhv. 105 og 55 % mer enn normalt). September og oktober var noe tørrere enn normalt i 2009 (Figur 5-1).

I 2010 regnet det mer enn normalt i både juni, juli, august og september - spesielt i august kom det til dels store nedbørmengder (88 % mer enn normalt). Oktober og november var betydelig tørrere enn normalt (Figur 5-1).

Oppsummert kan det sies at vår (april-mai) var noe tørrere enn normalt, mens juli og august var betydelig fuktigere enn normalt i både 2009 og 2010.

Temperaturen (Rena-Haugedalen) er generelt under 0 °C i perioden november-mars dvs. all nedbør i denne perioden kommer som snø slik at avrenningen er lav.



Figur 5-1: Nedbør (Elverum-Fagerhaug) og temperatur (Rena-Haugedalen) for perioden 1.januar 2008-31.desember 2010.

6. Naturlige prosesser og kontinuerlig logging av vannkvalitet

6.1 Naturlige prosesser i avrenning

Prosesser og reaksjoner i løsmasser og vann i skytebaneområdet, som involverer hydrologiske, klimatiske, geokjemiske, fysiske og biologiske prosesser som skjer uten menneskelige inngrep, betegnes her "naturlige" prosesser.

pH eller vannets surhetsgrad er en nøkkelparameter som påvirker de fleste kjemiske reaksjoner som skjer i naturlig vann, samt i reaksjoner mellom vannfase og fast fase (partikler i vann og sediment). pH har betydning for hastigheten til forvitningsprosesser, pH påvirker tilstandsformen til metaller, ladningen til metaller i vann og ikke minst ladningen til organisk materiale og mineraloverflater (leirmineraler, oksider og hydroksider), og pH har betydning for løseligheten til organisk materiale i vann (økt pH gir ofte økt løst organisk materiale i vannet).

Turbiditet er et mål på vannets innhold av suspenderte partikler. Så lenge organisk materiale er løst i vannet (dvs. ikke koagulert), bidrar TOC i mindre grad til turbiditet. Koagulering av organisk materiale (humus), algevekst, erosjon og for eksempel utfelling Fe- og Mn-oksider/hydroksider vil medføre en økning av turbiditeten i vannet.

Vannets elektriske ledningsevne er et mål på innholdet av ioner i vannet som leder elektrisk strøm. Elektrisk ledningsevne måles ofte i milliSievert per centimeter (mS/cm). Ledningsevnen i vann vil variere fra 0,010 mS/cm (rent overflatevann) til 20-30 mS/cm (sjøvann). Grunnvann har et høyere innhold av ioner enn overflatevann og nedbør og således høyere elektrisk ledningsevne. pH har også betydning for ledningsevnen. Strømningsmønsteret for vannet i området (dvs. graden av grunnvannsstrømning), snøsmelting, nedbør og nedbørintensitet vil derfor ha betydning for ledningsevnen i avrenningen.

De kjemiske, fysiske og biologiske prosessene som skjer i ulike deler av nedbørfeltet til skytebane 27, i selve skytebaneområdet, i vannfasen og ikke minst i vann-sediment-fasen i dette systemet, er svært komplekse. Forvitningsreaksjoner i underliggende berggrunn og løsmasser og dannelse av faste faser på grunn av fellingsreaksjoner, for eksempel felling av Fe^{2+} og Mn^{2+} , samt ioner av kobber, bly, sink og antimon fra ammunisjon, er noen av reaksjonene som skjer. Videre dannes mer eller mindre løselige komplekser mellom metaller og organisk materiale, ioner og komplekser bindes til overflater av organiske materiale, leirmineraler, hydroksider og oksider og sedimentasjonsprosesser skjer i bekker og dammer. Biologiske reaksjoner i vann- og sediment (fotosyntese og plantevekst), både i myrområdet og i de etablerte rensedammene, utgjør også viktige naturlige prosesser i nedbørfeltet.

Oksidasjon av Fe^{2+} og Mn^{2+} er blant de viktigste i naturlig vann. Dette er spesielt synlig i myrområder hvor anaerobe forhold i myra gir betydelige mengder løst og mobilt Fe^{2+} og Mn^{2+} som felles der hvor myrvann kommer til overflaten (bekker og sig).

Oksidasjonen av Fe^{2+} i vann med $\text{pH} \geq 5$ er vist å være en andre-ordens reaksjon med hensyn på OH^- , noe som innebærer at oksidasjonshastigheten øker 100 ganger ved pH-økning fra 5 til 6. Selv om oksidasjonen av Mn^{2+} også øker med økende pH, følger denne reaksjonen et annet mønster. Konsentrasjonene av organiske molekyler (hydroksykarboksylsyrer) er bl.a. vist å katalysere oksidasjonen av Fe^{2+} og Mn^{2+} .

Oksideringen av Fe^{2+} og Mn^{2+} danner en lang rekke amorfe og faste faser (FeOOH , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, MnOOH , MnO_2 , Mn_2O_4 og andre) hvor metaller som kobber, bly og sink inngår i

gitterstrukturen og kan være med på å stabilisere denne (Stumm og Morgan 1981). I avrenning fra skytebane 27, hvor innholdet av TOC er høyt, vil oksiderte forbindelser av jern og mangan inngå i komplekser med organisk materiale og eventuelt føre til økt koagulering og utfelling.

6.1.1 Utfellinger i bekk nedstrøms skytebane 27

Analyser av sediment fra bekk nedstrøms skytebane 27 (vår 2008) viste at innholdet av kobber, delvis sink og spesielt bly i bekkesedimentet var relativt høyt (Tabell 6-1) for eksempel i forhold til hva som finnes i jord. Dette illustrerer at det skjer en naturlig sedimentering/utfelling av metaller i sedimentet. Sedimentet bestod av 18 % organisk materiale, 0,08 % P og 1,4 % N, noe som viser at sedimentet også består av en del biologisk materiale (humus, alger, mose etc.).

Konsentrasjonen av TOC i vannet ved punktet hvor sedimentprøven ble tatt var også noe lavere enn i branddammen (data ikke vist), noe som også tyder på at noe humus holdes tilbake i vegetasjon og bunnsedimenter i bekk. En annen årsak til at konsentrasjonene avtar nedover i bekk kan være at det kommer inn rent vann slik at forurensningskonsentrasjonen reduseres.

Tabell 6-1: Sammensetning av sedimenter fra bekk nedstrøms skytebane 27 ved Terningmoen. Prøver tatt september 2007.

	pH	TS	TOC	Tot P	Tot N	Cu	Pb	Cd	Zn	Ni	Cr	Hg
		%	%	g/kg TS	g/kg TS	mg/kg TS						
Sediment bekk	6,6	1,0	18,2	0,78	14	50	230	<4,9	80	<20	<4,9	<0,10

6.2 Loggedata fra 2008-2010

Selv om geokjemiske, fysiske (sedimentasjon) og biologiske prosesser ikke er studert spesielt ved skytebane 27 på Terningmoen, har ambisjonen likevel vært, gjennom kontinuerlige målinger av pH, temperatur, turbiditet, ledningsevne, vannføring og kjemisk sammensetning i avrenningen, å beskrive noen av prosessene og betydningen disse har for kvaliteten på avrenningen fra området.

I periodene hvor det ble tatt ut blandprøver med automatiske prøvetakere (Iscoo-prøvetakere), ble vannkvaliteten logget ved bruk av "multiprobesensorer". Data for pH, ledningsevne, temperatur og turbiditet ved innløp (P1), i målehytte (P2), i slamavskiller (P3) og ved utløp (P6) ble registrert.

I tre perioder er det mulig å sammenligne loggedata fra multiprobesensorer og kjemiske analyser av avrenning (Tabell 6-2). Hensikten med sammenligningen var å øke kunnskapen om hvordan de naturlige prosessene styrer avrenningen av ammunisjonsrelaterte metaller.

Tabell 6-2: Tidsrom hvor det er tatt vannprøver og hvor multiprobesensorer har logget pH, temperatur, turbiditet og ledningsevne i avrenning.

	2008	2009	2010
Multiprobesensorer	7.august-4.november	21.april-10.nov	26.mai-29.oktober
Vannprøvetaking	2.sept-28.oktober	28.april-23.oktober	21.juni-20.oktober

I presentasjonen av de kontinuerlige loggedataene er vannføringen tatt med i flere figurer. Vannføringen vil være avhengig av nedbørmengde og intensitet, temperatur og snøsmelting.

For alle parametrene som ble målt kan det være små systematiske forskjeller mellom sondene ved de fire målestasjonene. Dette gjør at en tolkning av forskjellene mellom målestasjonene (P1, P2, P3, P6) er beheftet med noe usikkerhet.

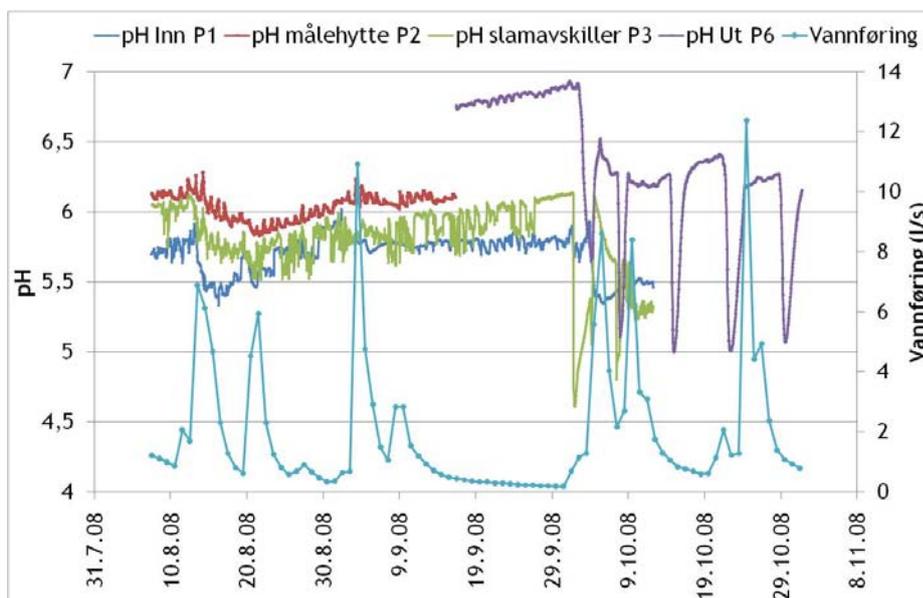
Forandringene som skjer over tid ved hver målestasjon er trolig den mest interessante informasjonen som loggedataene gir.

6.2.1 pH

pH i innløpet til branndammen (P1) var noe lavere enn ved utløpet (P6) hvor pH i måleperioden var høyere enn 6 (Figur 6-1). pH-økningen gjennom anlegget skyldes mest sannsynlig sprøytesåing (inkl. kalking og gjødsling) av arealene langs rensedammene (mellom P3 og P6). Høy biologisk aktivitet (fotosyntese) i dammene vil også gi en pH-økning.

pH avtok i perioder med høy nedbør og økt vannføring. Dette var tydelig for stasjon P1 (Figur 6-2), P2 og P3, men i mindre grad for P6. Årsaken til at pH avtok var at nedbøren er sur (5-5,5), samtidig som bufferkapasiteten i systemet er lav. Bufferkapasiteten i rensedammene er imidlertid høyere på grunn av kalking og gjødsling, slik at pH-svingningene som skyldes nedbør ikke er mindre her.

2.oktober ble det startet forsøk med tilsetning av fellingskjemikalier (se kap. 11.3) hvor problemer med doseringspumpen og innblanding av fellingskjemikalium førte til kraftige reduksjoner i pH i slamavskiller og ved utløpet (P6) (Figur 6-1).

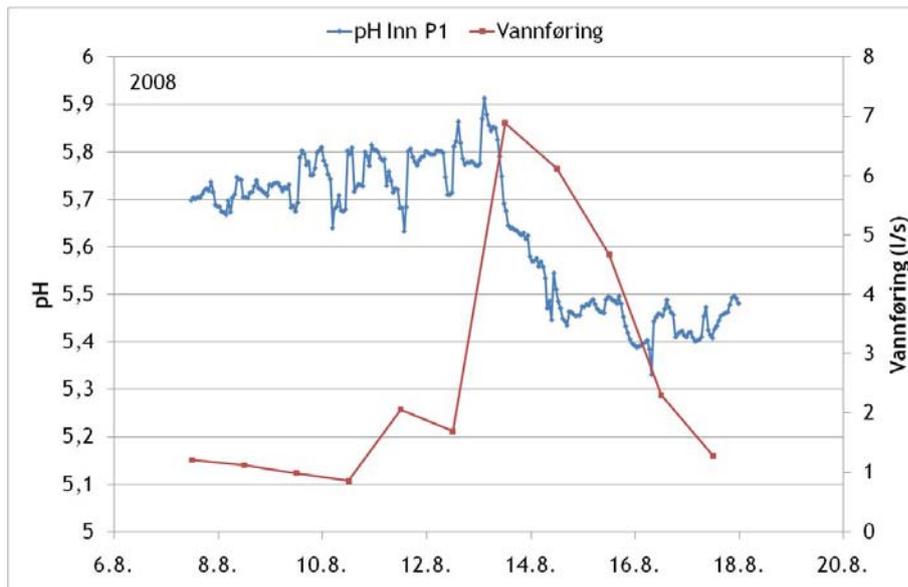


Figur 6-1: pH i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 7.august-4.november 2008. Vannføring for måleperioden er vist.

Variasjonen i pH i måleperioden for de enkelte stasjonene (når vi ser bort ifra perioden med tilsetning av fellingskjemikalier) var ca. 0,5 pH-enheter.

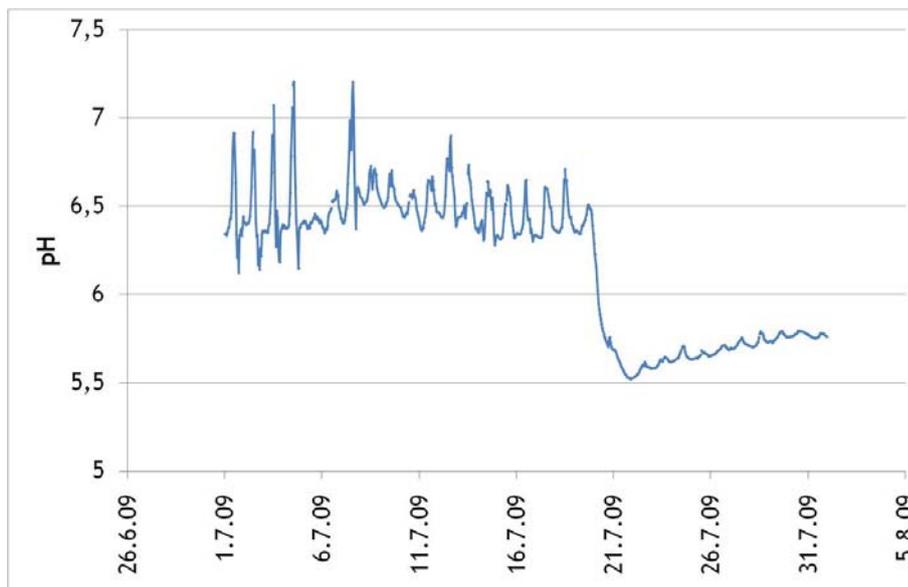
Variasjonene i pH innen hvert enkelt døgn var også tydelige (Figur 6-2), selv om de var mindre enn variasjonene som skyldes nedbør. Årsaken til variasjonene over døgnet var trolig biologisk aktivitet som økte pH i vannet. pH var høyest i løpet av dagen og lavest om

natten. Tidspunktene for når topp- og bunnpunktene nås varierer imidlertid, sannsynligvis som følge av antall soltimer.



Figur 6-2: pH og vannføring i perioden 7.-18.august 2008.

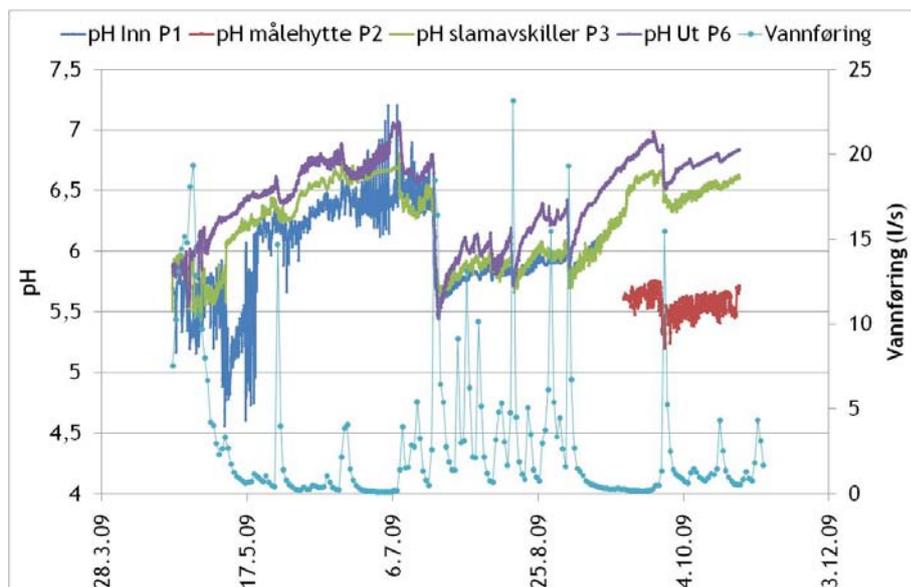
Et annet eksempel på at variasjonene kan være til dels store over kort tid, var pH-variasjonene i innløpet (P1) i juli 2010 (Figur 6-3). Svingningene skyldes høy biologisk aktivitet som følge av lite nedbør og relativt høy temperatur i perioden 13.juni-15.juli.



Figur 6-3: Døgnvariasjoner i pH i innløpsdam i juli 2009.

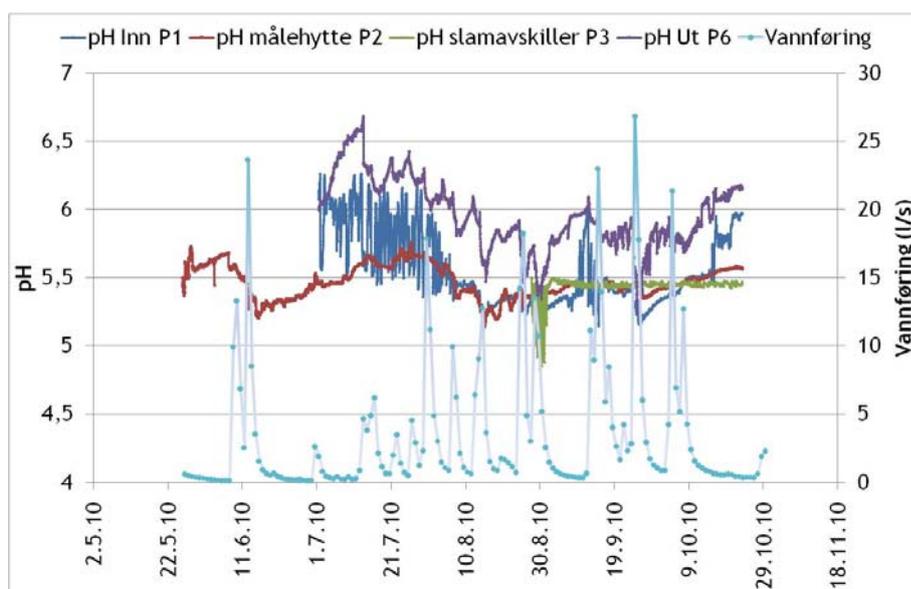
I 2009 ble pH logget over et lengre tidsrom (21.april-10.november) enn i 2008. Variasjonene i pH gjennom sesongen var større enn i 2008: i utløpet (P6) var variasjonen ca.1,5 pH-enheter (Figur 6-4). Tendensene er ellers de samme som i 2008: nedbør og økt vannføring førte til redusert pH og pH i avrenningen økte gjennom anlegget (høyere pH i utløp P6 enn ved innløp P1).

En annen trend som var tydelig i 2009 var at etter vårflommen (høy vannføring i slutten av april, Figur 6-4) økte pH med nærmere en pH-enhet. Dette skjedde i en periode med lite nedbør (relativt tørr mai og juni med hhv. 80 og 65 % av normalnedbør, se vedlegg 17.1).



Figur 6-4: pH i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 21.april-10.november 2009. Vannføring for måleperioden er vist.

pH-mønsteret i 2010 var noe forskjellig fra de to foregående årene, men som i 2008 og 2009 ga nedbør og økt vannføring senkning av pH. pH i avrenningen var også i 2010 høyere i utløpet enn ved de andre stasjonene (Figur 6-5). Det er også en trend i 2010 at pH i avrenningen økte i perioder med lite nedbør (juni).



Figur 6-5: pH i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 26.mai-29.oktober 2010. Vannføring for måleperioden er vist.

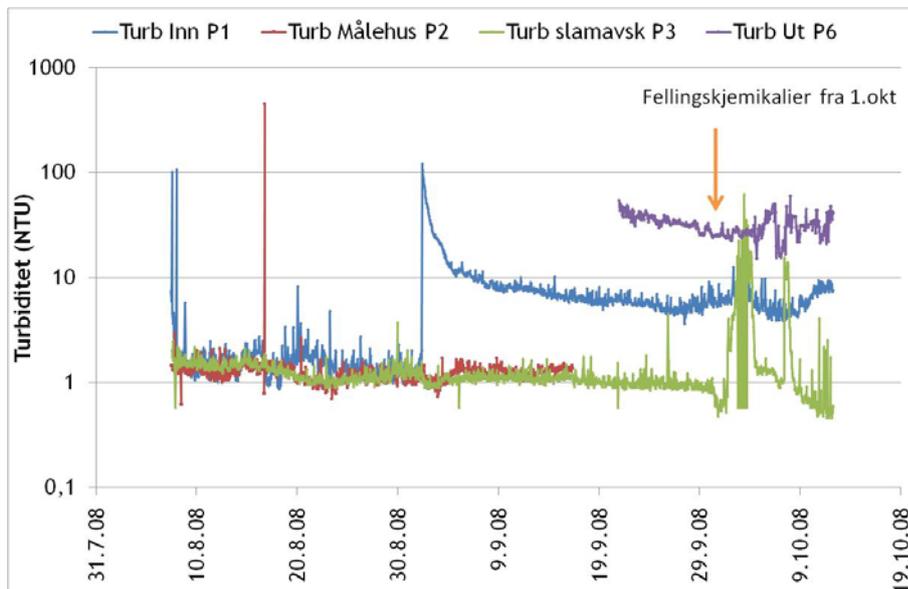
6.2.2 Turbiditet

Typisk for turbiditetsmålingene som ble gjennomført er at de varierte betydelig over kort tid (Figur 6-6). Dette kan skyldes biologisk aktivitet og algevekst, økt erosjon i perioder med høy vannføring, skyteaktivitet på skytebanen og det kan skyldes ferdsel i skytebaneområdet av mennesker eller dyr.

For alle tre sesongene var turbiditeten i utløpet (P6) generelt noe høyere enn ved de andre stasjonene (Figur 6-6). Årsaken til dette var at rensedammene ble utsatt for erosjon fra omkringliggende områder og utfellingsreaksjoner og biologisk aktivitet i dammene økte partikkelmengden.

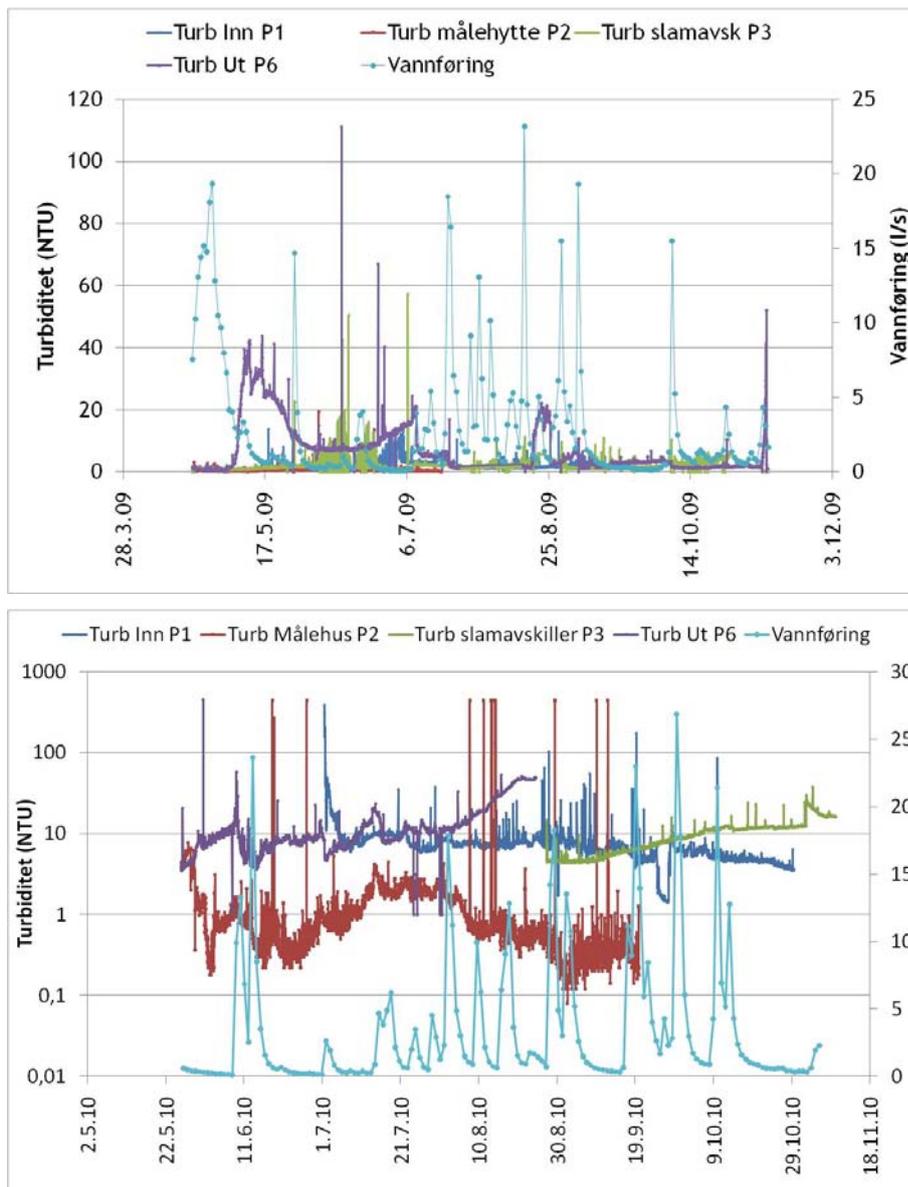
Turbiditeten i avrenningen i innløp (P1), i målehytte (P2) og i slamavskiller var stabil og på samme nivå i perioden fram til 2. oktober. Etter at forsøket med fellingskjemikalier (PAX XL-60) startet opp 2. oktober førte dette til pulsvis økt turbiditet, spesielt i slamavskilleren, men også ved utløpet (P6) (Figur 6-6).

Spranget i turbiditet i innløpet 3. august skyldes måleteknisk feil.



Figur 6-6: Turbiditet i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 7.august-4.november 2008.

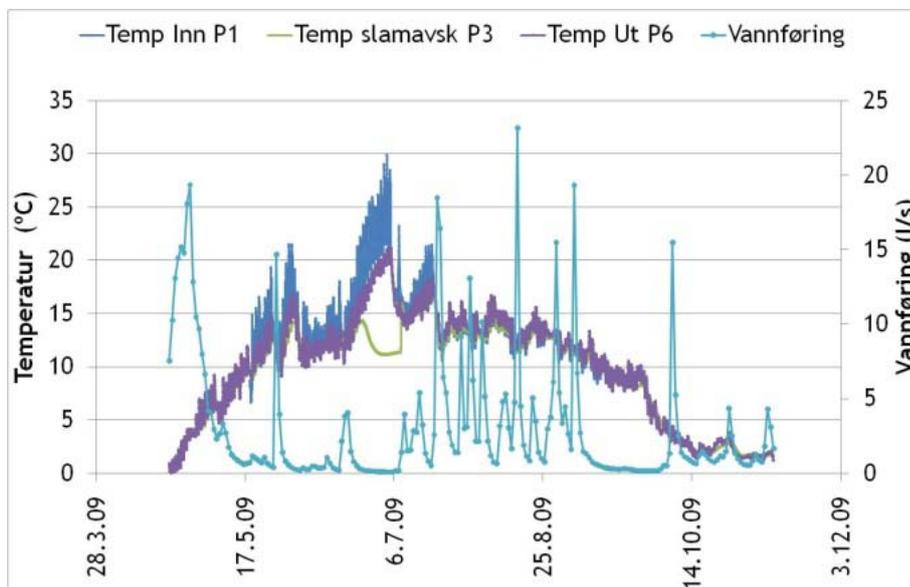
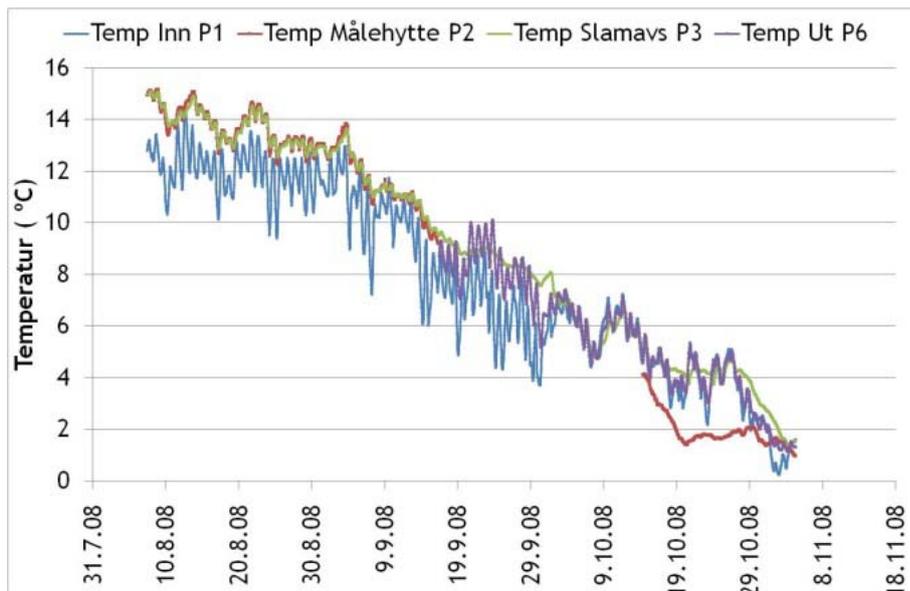
Lengde og intensitet på tørke- og nedbørperioder hadde betydning for turbiditeten også i 2009 og 2010 (Figur 6-7). Etter tørre perioder ga nedbør ofte økt turbiditet (økt erosjon og partikkeltransport), mens turbiditeten ofte ble redusert (fortynning) etter nedbørepisoder dersom det allerede var høy fuktighet i nedbørfeltet.



Figur 6-7: Turbiditet i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 21.april-10.november 2009 (over) og 26.mai-29.oktober 2010 (under). Vannføring (l/s) i måleperioden er vist.

6.2.3 Temperatur

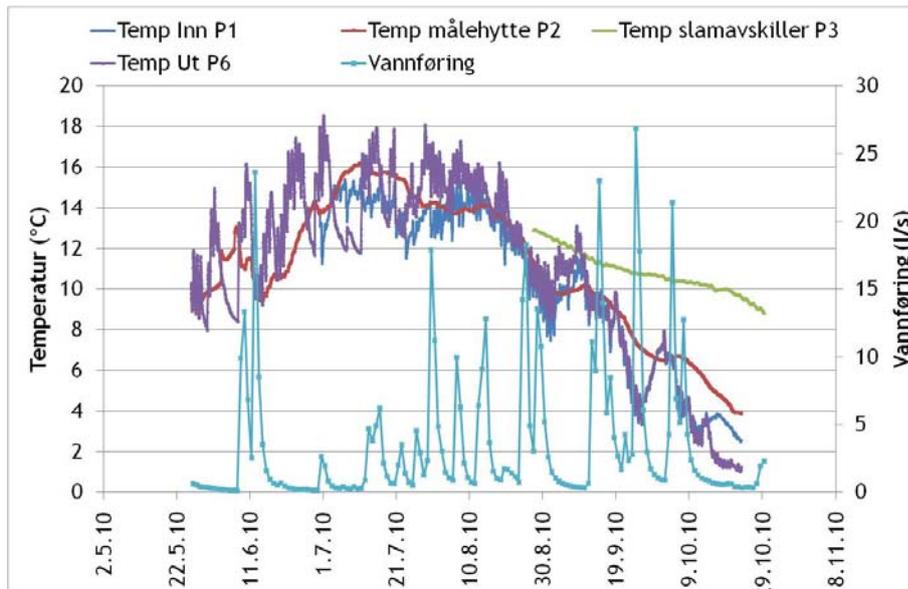
Temperaturen i avrenningen var i stor grad styrt av lufttemperatur (dvs. årstider) og nedbørmønster (Figur 6-8). Temperaturen i vannet steg etter vårflommen (2009) og temperaturer opptil 30 °C forekom i innløpet (2009). Årsaken var høy lufttemperatur og høy solintensitet, kombinert med grunne myrområder.



Figur 6-8: Temperatur i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i periodene 7.august-4.november 2008 (over) og 21.april-10.november 2009 (under). Vannføring (l/s) i måleperioden er vist.

Svingningene i temperatur over korte tidsrom (døgn) var generelt høyest i innløpet (P1) og i utløpet (P6) (Figur 6-7). Dette skyldes naturlig nok at disse områdene ble utsatt for sollys og at områdene er relativt grunne.

Fra ca. 1. november til ca. 20. april var avrenningstemperaturen rundt 0 °C. I denne perioden har det stort sett vært frost og islagt i nedbørfeltet.



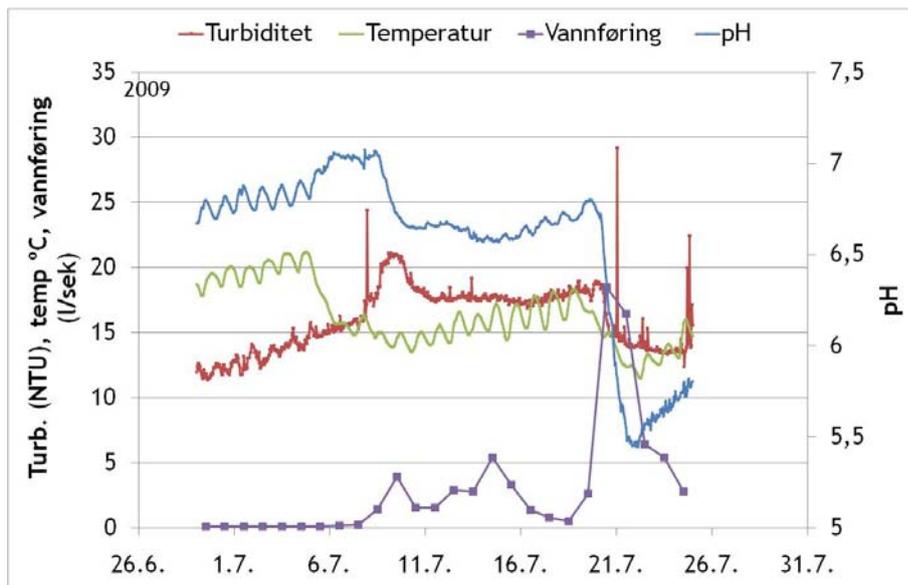
Figur 6-9: Temperatur i avrenning ved innløp, i målehytte, i slamavskiller og i utløp ved Terningmoen skytebane 27 i perioden 26.mai-29.oktober 2010. Vannføring (l/s) i måleperioden er vist.

Generelt rask respons på temperatur og pH som følge av snøsmelting, nedbør, variasjoner dag-natt og solintensitet indikerer at avrenningen i området skjer i de øverste delene av myr- og jordmassene og i liten grad er grunnvannstyrt.

6.3 Svingninger over korte tidsrom

Et eksempel på hvordan svingene i temperatur, turbiditet og pH kan være over kortere tidsrom er loggedata fra utløpet (P6) i juli 2009 (Figur 6-10). Første uka i juli kom det ingen nedbør, noe som førte til økning i pH og turbiditet (høy biologisk aktivitet). Temperaturen i lufta var også høy denne uka (20-22 °C), slik at temperaturen i vannet økte. Både pH, turbiditet og temperatur varierte etter samme mønster gjennom døgnet (høyest verdier på dagtid). 5.juli sank lufttemperaturen med nærmere 10 °C og det begynte å regne. Dette ga raskt en senking av temperaturen i avrenningen, men dette hadde ingen effekt på pH og turbiditet (Figur 6-10). Etersom nedbøren vedvarte økte også vannføringen noe som ga økt turbiditet som følge av økt utvasking av partikler. pH ble redusert også fordi pH i nedbøren (som etter hvert dominerer avrenningen) var betydelig surere enn i avrenningen. 20.-21.juli kom det mer enn 40 mm nedbør noe som ga ytterligere fall i temperatur og pH. I denne perioden ble turbiditeten redusert, trolig på grunn av en fortyningseffekt.

Målingene av turbiditet i denne 3-ukers-perioden indikerer at erosjon og partikkeltransport er størst ved nedbørepisoder etter langvarig tørke, noe som kan være forklaringen på at konsentrasjonene av metaller i de første avrenningsprøvene etter nedbør ofte er de høyeste.



Figur 6-10: Loggedata for turbiditet, temperatur, pH og vannføring ved utløp (P6) i juli 2009.

6.4 Erfaringer med bruk av automatiske loggere

Bruk av automatiske loggere har gitt nyttig informasjon om svingninger i naturlige parametere som pH, temperatur og vannføring i nedbørfeltet for skytebane 27 på Terningmoen. Dataene, som er basert på logging hver time, gir et godt utgangspunkt for å forklare endringer i metallkonsentrasjoner i avrenningen.

Nedenfor er noen av de viktigste erfaringene og resultatene fra den automatiske loggingen av avrenningskvaliteten.

1. Turbiditet og pH er de parameterne som varierer mest over kortest tidsrom og har trolig størst betydning for metallinnholdet i avrenningen.
2. Målinger av turbiditeten i laboratoriet vil fort bli feil fordi muligheten for at utfellinger av jernhydroksider/oksider kan skje i prøveflasken er stor. Automatiske logginger av turbiditet på stedet gir derfor trolig den beste informasjonen om partikkelmengden/suspendert materiale i avrenningen.
3. Sonden for måling av turbiditet krever hyppigere vedlikehold enn de andre sondene som er brukt ved skytebane 27. Etter ca. 2-3 måneder, spesielt i områder med høy turbiditet (for eksempel i utløpet P6), var det en tendens til begroing på sonden og dermed systematisk økende turbiditet. Dette selv om det er "wiper" på sonden (automatisk fjerning av belegg fra målevinduet).
4. Det er til dels dårlig sammenheng mellom de automatiske loggedataene i felt og laboratorieanalyser (pH og ledningsevne).
5. Ved overvåking av vannkvaliteten ved skyte- og øvingsfelter tas ofte prøver fra vår, sommer og høst. Erfaringene fra loggedataene viser at det er viktigere å ta prøver som er forskjellige i forhold til ulike væertyper (snøsmelting, tørke, nedbør, nedbørintensitet) enn at det tas prøver fra ulike årstider. Sannsynligheten for at det blir tatt prøver fra ulike væertyper er imidlertid størst ved å legge prøvetakingene til ulike årstidene. Prøvetaking i ulike væertyper for eksempel i løpet av en sommermåned, vil kunne gi samme representativitet når det gjelder avrenningsvariasjon.

7. Vannprøvetaking og analyser

7.1 Prøvetaking

Samlet gjennom 3 år har det blitt gjennomført analyse av til sammen 300 vannprøver fra Miljølab Terningmoen fordelt på prøvepunktene vist i Figur 4-2. Vannprøvene har i hovedsak blitt tatt ut som blandprøver ved hjelp av de automatiske vannprøvetakerne på stasjonene P1, P2, P3 og P6.

I tillegg har det i 2010 blitt tatt ut stikkprøver ved P0 (bekk oppstrøms branndam P1) samt myrvannsbrønnene M1, M2 og M3 (Figur 4-2).

Blandprøveperiodene har variert fra 2 døgn og opp til 3 uker avhengig av hvilke undersøkelser som har blitt utført i de aktuelle periodene. Blandprøvene ble hvert år (2008, 2009, 2010) tatt i perioden april-november. I perioden januar-april 2009 ble det tatt ut 6 stikkprøver fra målehytta (P2). Prøvene ble tatt under isen i målehytta.

7.2 Analyser

Vannprøvene ble rutinemessig analysert for metallene kobber, bly, antimon og sink, samt kalsium, jern, kalium, magnesium, aluminium og mangan, totalt organisk karbon, ledningsevne og pH. Blandprøvene som ble tatt høsten 2008 ble også analysert med hensyn på sulfat, nitrat og klorid. Vannprøvene fra forsøkene med filtermaterialer (kap. 12 og 13), ble analysert med hensyn på de samme metallene og med den samme analysemetodikken.

Metallene ble kvantifisert i ufiltrerte prøver. 12 ml prøve (ristet vannflaske) og 1,2 ml suprapure salpetersyre ble oppluttet i mikrobølgeovn, alternativt autoklav. Konsentrasjonene av kalsium og jern ble bestemt ved bruk av ICP-AES, mens konsentrasjonene av kobber, bly, sink og antimon ble bestemt ved bruk av ICP-SFMS.

Analyseusikkerheten for kalsium, jern og ledningsevne var ca. 10 %, mens den for kobber, bly, antimon og TOC normalt var ca. 20 %. For sink var analyseusikkerheten noe høyere (30-40 %). For pH var usikkerheten 0,08 pH-enheter.

Analyseusikkerheten for metallene avhenger av konsentrasjonsnivået av metallet, samt innholdet av kalsium, jern og TOC.

Vannanalysene ble utført av ALS Laboratory Group.

8. Sammensetning av avrenning fra skytebane 27

8.1 Sammenfattende statistikk

Konsentrasjonene av skytefeltmetallene fra skytebane 27 på Terningmoen varierte mye mellom ulike avrenningshendelser. For kobber varierte konsentrasjonene i avrenningen¹ mellom 6 og 34 µg/l. Tilsvarende varierte konsentrasjonen av bly mellom 3,5 og 24 µg/l, sink mellom 6,8 og 27 µg/l og antimon mellom 0,9 og 8,8 µg/l (Tabell 8-1).

Konsentrasjonene av jern og mangan varierte betydelig mer (høyere variasjonskoeffisient-CV) enn de andre parametrene i avrenningen fra bekken (Tabell 8-1). Årsaken til dette er at jern og mangan er mer redox-sensitive enn de andre parametrene dvs. mobiliteten vil i større grad enn for de andre parametrene være avhengig av bl.a. vannmetningen i myrområdet.

Tabell 8-1: Sammensetning av avrenning fra skytebane 27 ved Terningmoen skyte- og øvingsfelt. Prøver fra målehytte (P2, se Figur 4-2) i perioden 2.september 2008-21.oktober 2010 (n=60). Resultatene for ledningsevne og pH er her basert på analyser i laboratoriet (ALS Scandinavia) og ikke automatiske logger i felt (kap. 6.2).

	Ca	Fe	Al	Mn	Cu	Pb	Zn	Sb	Lednings- evne	pH	TOC
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Min	1,47	0,37	76	6,58	6,22	3,47	6,83	0,88	1,5	5,43	7,49
Median	2,09	0,71	297	23,9	22,4	11,9	15,4	3,3	1,9	6,19	12,7
Middel	2,29	0,80	292	25,3	22,5	11,9	15,8	3,4	1,9	6,15	14,0
Maks	4,62	2,73	481	87,3	34,1	23,8	26,5	8,8	2,5	6,99	35,7
CV*	26	44	24	49	24	33	25	35	14		37
N	60	60	60	60	60	60	60	60			

*CV-variasjonskoeffisient ((standard avvik/middelverdi)*100)

Avrenningen fra skytebane 27 hadde et høyt innhold av TOC (gjennomsnittlig 14 mg/l), noe som er typisk for avrenning fra skytefelt som ligger i myrområder. Gjennomsnittlig pH i avrenningen var 6,2; laveste pH var 5,4, høyeste 7,0 (Tabell 8-1). Konsentrasjonen av kalsium i avrenningen var relativt lav (gjennomsnitt 2,3 mg/l) og viser at bufferkapasiteten i avrenningen var lav. Store variasjoner i pH og lav ledningsevne i avrenningen bekrefter dette.

8.2 Konsentrasjoner av metaller i myr i skytebaneområdet

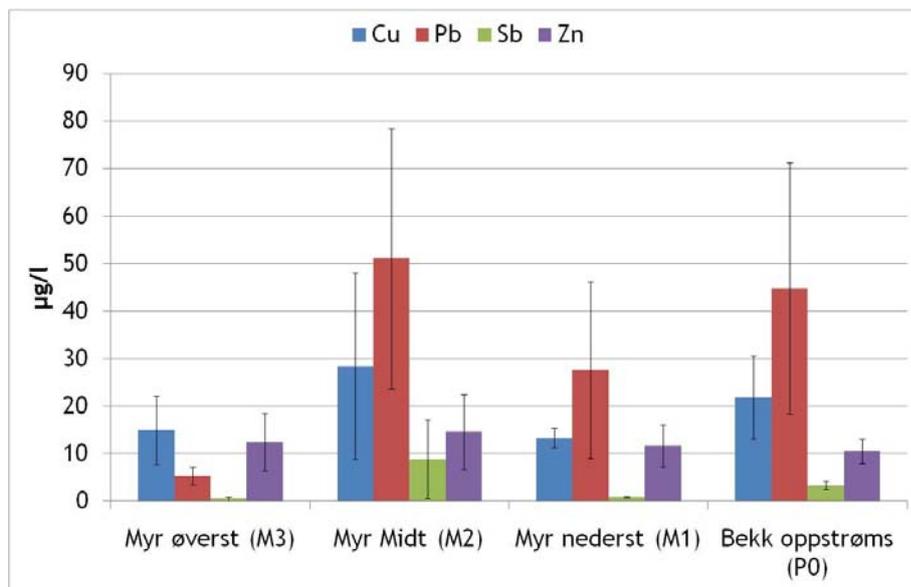
Våren 2010 ble det som nevnt satt ut brønner (M1-M3) i myr ulike steder i skytebanen og det ble etablert et målepunkt i bekken (P0) oppstrøms innløpet (P1) til branndammen.

De høyeste konsentrasjonene av kobber, bly, antimon og sink ble funnet i myrvann ved M2 dvs. i utstrømningsområdet fra målområdet. Konsentrasjonene av kobber og bly var her to ganger høyere enn ved de andre myrbrønnene, mens konsentrasjonen av antimon var

¹ Konsentrasjonsdataene er tatt fra målehytta (P2) fordi enkelte prøver tatt i innløpet (P1) hadde et høyt innhold av suspendert materiale.

nesten ti ganger høyere enn ved de andre brønnene. Vann tatt i bekken ved P0 hadde også et høyere innhold av kobber, bly og antimon enn i myrvann lenger sør (M1) og vest (M3). Dette viser at målområdet (Figur 4-2) bidrar med de største mengdene metaller til avrenning fra skytebane 27.

De relativt høye konsentrasjonene av metaller i M1 og M3 viser at kildeområdet for metallavrenning er stort og omfatter trolig bergknauser sørvest for hovedmålområdet, samt store deler av myrarealet til skytebanen.



Figur 8-1: Konsentrasjoner (middelverdier og standard avvik) for kobber, bly, antimon og sink i brønner i myr og i bekk oppstrøms (P0) innløp branndam.

Forholdet mellom kobber og bly som ble målt i avrenningen i målehytta (Tabell 8-1) var ca 2. I myrområdet ved M2 og M1, samt i bekken ved P0 var dette forholdet omvendt: konsentrasjonene av bly var ca. 2 ganger høyere enn kobber (Figur 8-1). Årsaken til dette kan være at bly i større grad finnes bundet til partikler i kildeområdet og at disse partiklene sedimenterer i branndammen og på denne måten gir betydelig reduserte konsentrasjoner i målehytta.

8.3 Variasjoner i avrenningskvalitet gjennom året

Variasjonen i avrenningskvalitet gjennom året var til dels stor (Figur 8-5). Årsaken til dette er flere ulike prosesser i skytebaneområdet, i rensedammene og trolig også i arealene langs rensedammene (skog og tilsådd plen), samtidig med varierende temperatur og nedbørforhold.

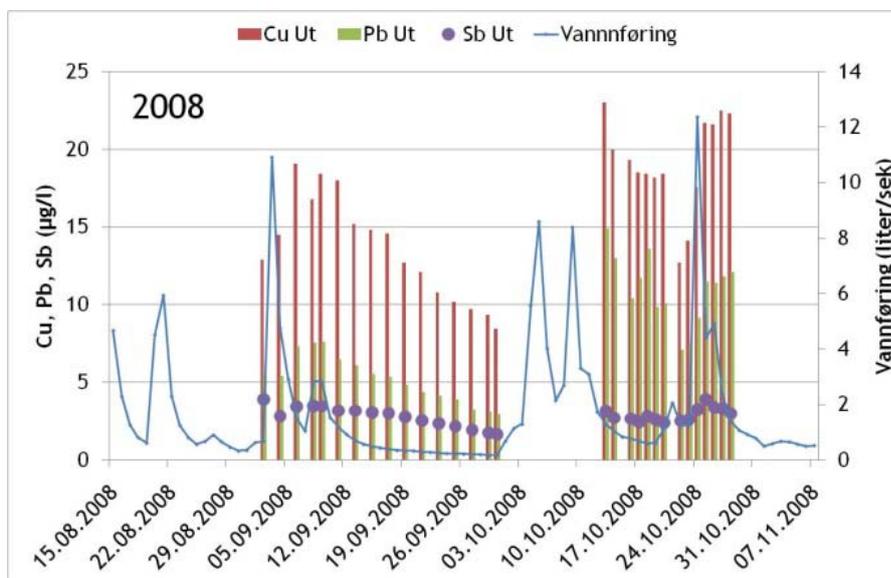
Avrenningsprøvene ble tatt som blandprøver og selv om blandprøvene fra høsten 2008 var prøver tatt over 24-48 timer, var alle blandprøver fra 2009 og 2010 tatt over en periode på 7-21 dager. Innenfor disse tidsrommene vil forholdene i avrenningen (pH, nedbør, temperatur, vannføring) kunne endre seg flere ganger, slik at konsentrasjonene av metaller i blandprøvene i mindre grad kan relateres til disse faktorene.

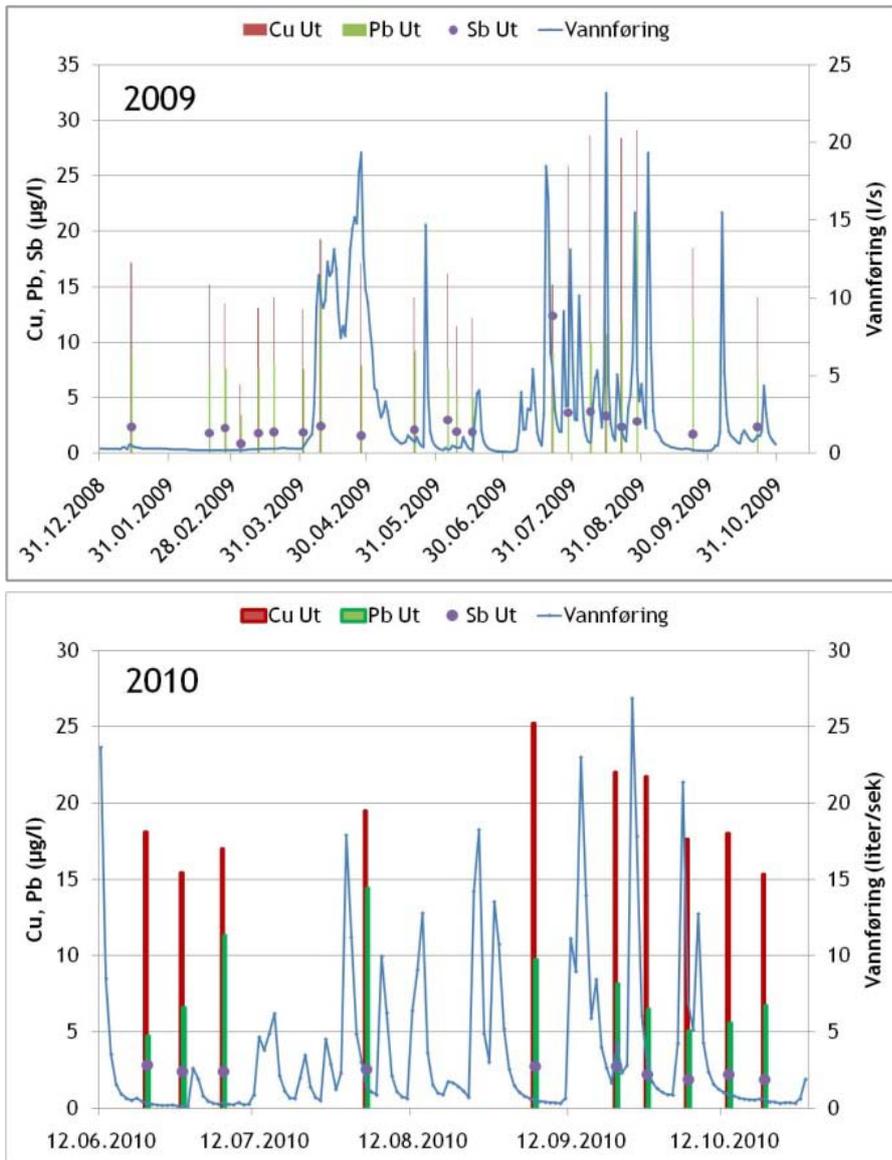
De høyeste konsentrasjonene av skytefeltmetaller ble funnet i blandprøver i perioder med nedbør og høy vannføring på sommeren, og gjerne etter en periode med langvarig tørke (Figur 8-3). Ved vedvarende nedbør avtok konsentrasjonene av metallene i bekken. Dette kan sees for alle årene hvor det er tatt prøver (Figur 8-2). Høsten 2008 ble det tatt prøver annenhver og hver dag i to perioder. I den første perioden økte konsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen etter mye nedbør (fra 29.august til 5.september) og økt

vannføring, for deretter å avta ettersom regnet sluttet (10.september). I den neste perioden hvor det ble tatt prøver (48-timers blandprøver fra 13.oktober), var konsentrasjonene av kobber og bly høyere enn i september, noe som sannsynligvis skyldes mye nedbør i perioden 1-12.oktober (64 millimeter). Konsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen var deretter høye i hele måleperioden (Figur 8-2). I perioden 2.-28.oktober ble det gjennomført fullskala forsøk med fellingskjemikalier i anlegget, noe som også påvirket utlekkingen av skytefeltmetaller (se kap. 11.3).

For måleperioden i 2009 sees den samme tendensen: etter en tørr juni økte konsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen etter vedvarende nedbør i juli og august (Figur 8-2). Etter en tørr september var konsentrasjonen i blandprøven fra 24.september lavere enn i slutten av august. Vinteren 2009 (januar-april) ble det tatt stikkprøver fra målehytta. Vannføringen var lav i perioden (se Figur 8-4) og konsentrasjonene av kobber, bly og antimon generelt lavere enn senere på året (Figur 8-2).

I 2010 ble det tatt ut og analysert færre avrenningsprøver, samtidig som nedbøren var mer jevnt fordelt i måleperioden. Mønsteret med høyere konsentrasjoner i avrenningen i nedbørrike perioder var derfor ikke like tydelig for 2010, hvor konsentrasjonene var jevnt over høye (konsentrasjonen av kobber var for eksempel ikke lavere enn 15 µg/l i de prøvene som er tatt). Det mest tydelige tegn på at konsentrasjonene i avrenningen er avhengig av nedbør- og tørkeperioder, sees ved at konsentrasjonene av kobber og bly reduseres ettersom vannføringen avtok utover i oktober 2010 (Figur 8-2).





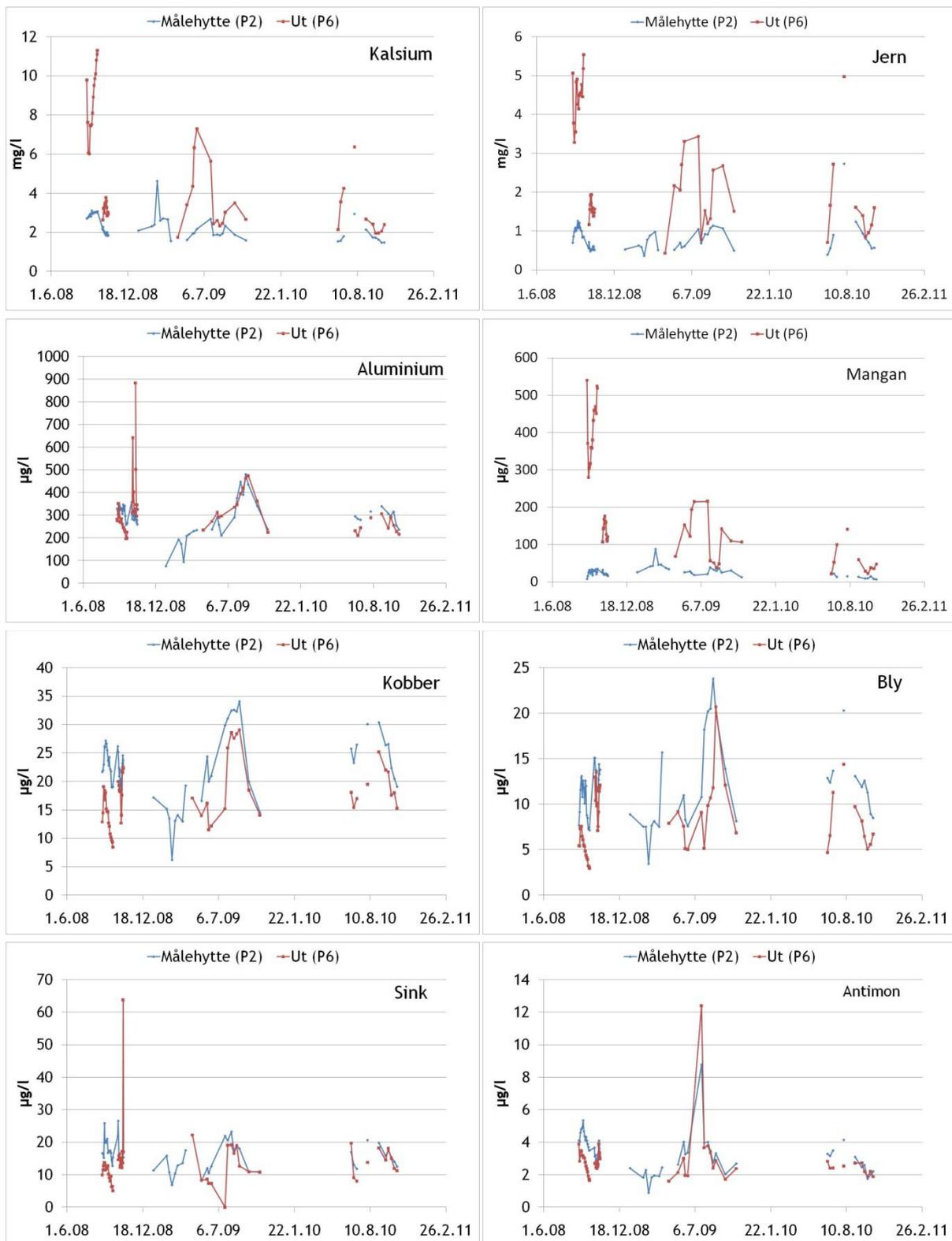
Figur 8-2: Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av kobber og bly i avrenning fra skytebane 27 ved Terningmoen 2008 (over), 2009 (midt) og 2010 (under). Daglig avrenning for måleperiodene er vist.



Figur 8-3: Perioder med høy vannføring kan for eksempel være ved snøsmelting (venstre: 17.april 2009) eller ved kraftig nedbør sommerstid (høyre: august 2008).



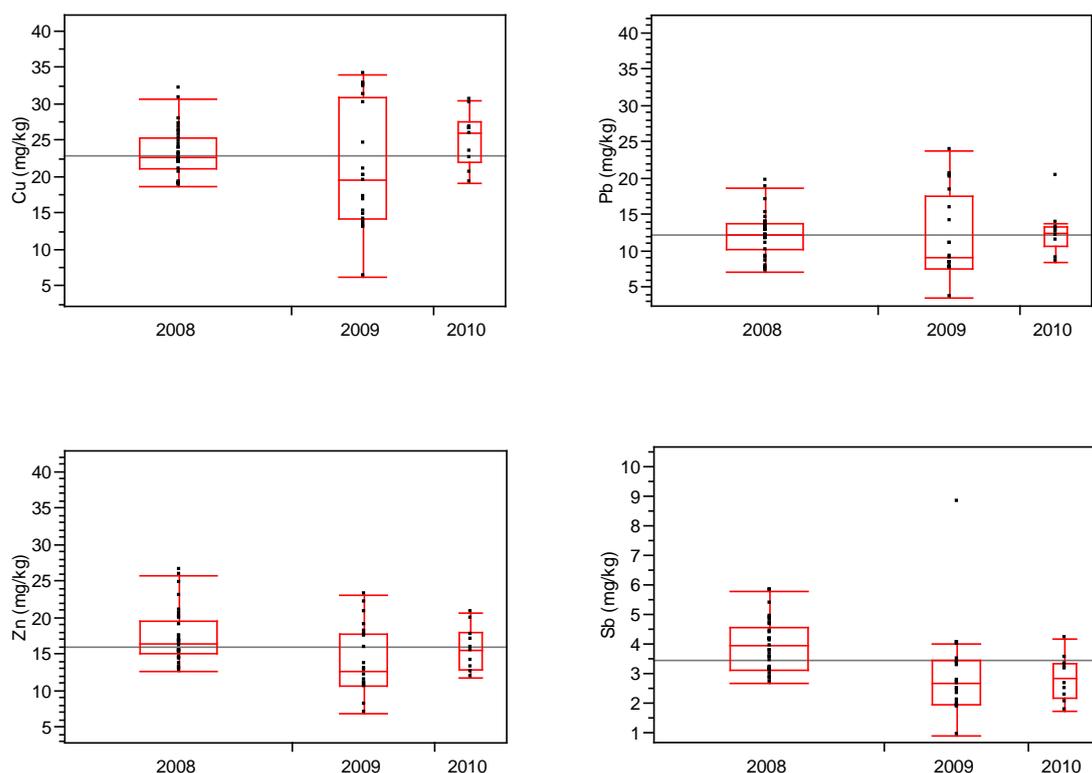
Figur 8-4: I kalde perioder i januar, februar og begynnelsen av mars var det normalt liten eller ingen avrenning i bekken fra skytefeltet. Bilder tatt 15. januar 2009.



Figur 8-5: Konsentrasjoner av kalsium, jern, aluminium, mangan, kobber, bly, sink og antimon i avrenning inn (målehytte P2) og ut (P6) av Miljølab Terningmoen i perioden 2.september 2008 - 21.oktober 2010.

8.4 Variasjoner mellom år

Variasjonene i konsentrasjoner for kobber, bly, sink og antimon mellom år (2008-2010) (Figur 8-6) var betydelig mindre enn innen hvert år (Figur 8-5). Forskjellene i middelkonsentrasjoner for kobber, bly, sink og antimon for årene 2008-10 var små, selv om gjennomsnittskonsentrasjonene av sink og antimon var signifikant lavere i 2010 enn i 2008. Måleperioden på tre år er imidlertid for kort til å kunne tolke dette som en signifikant trend. De observerte forskjellene skyldes variasjoner i klimatiske og hydrologiske forhold mellom år.



Figur 8-6: Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av kobber, bly, sink og antimon i avrenning fra skytebane 27 ved Terningmoen skyte- og øvingsfelt i 2008, 2009 og 2010. Prøvene er tatt i målehytta (P2). Streken gjennom diagrammet er gjennomsnittsverdien for alle data presentert i Nedre grense for boksene er 25-percentilen, øvre grense 75-percentilen. Streken i boksen er medianverdien (50-percentilen) for datasettet. Øvre grense representerer 75-percentilen + $1,5 \cdot$ (avstanden mellom 25- og 75-percentilen); nedre grense representerer 25-percentilen - $1,5 \cdot$ (avstanden mellom 25- og 75-percentilen). Punkter over eller under nedre grense kan betraktes som et unormalt avvik ("outlier").

8.5 Konsentrasjoner i innløp og utløp av renseanlegg

Det var klare forskjeller mellom konsentrasjonene i innløpet og utløpet (Figur 8-5) fra Miljølab Terningmoen.

For alle tre årene var konsentrasjonene av kalsium, jern og mangan signifikant ($p < 0,05$) høyere i utløpet av anlegget enn i innløp. Også pH økte signifikant fra innløpet til utløpet for alle tre årene. Økningen i pH og kalsium skyldes mest sannsynlig at avrenningen renner igjennom 3 betong kummer på veg gjennom anlegget og at arealene langs rensedammene ble kalket sommeren 2008 (dette er nærmere beskrevet i kap. 10). Økningen i jern og

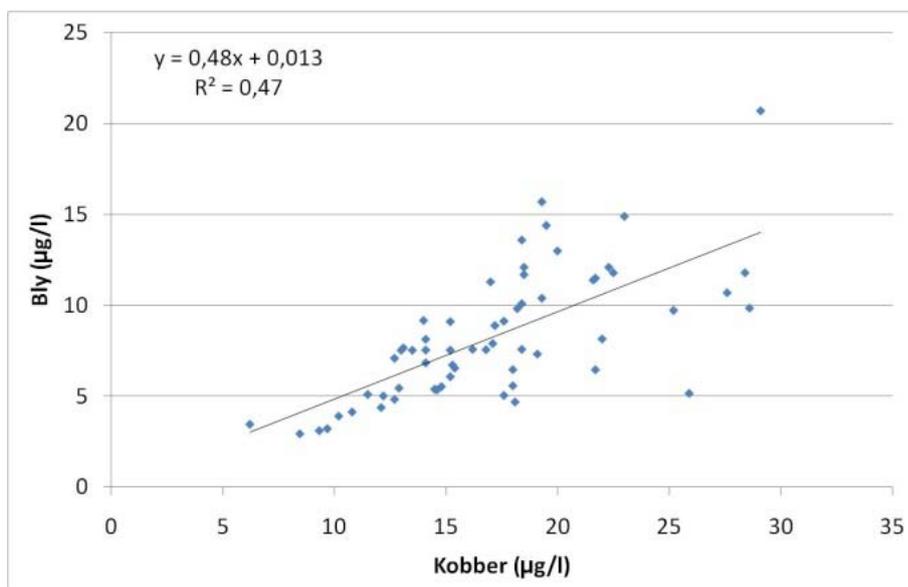
mangan i utløpet (også aluminium i 2009) kan skyldes erosjon og tilsig fra omkringliggende skogområder.

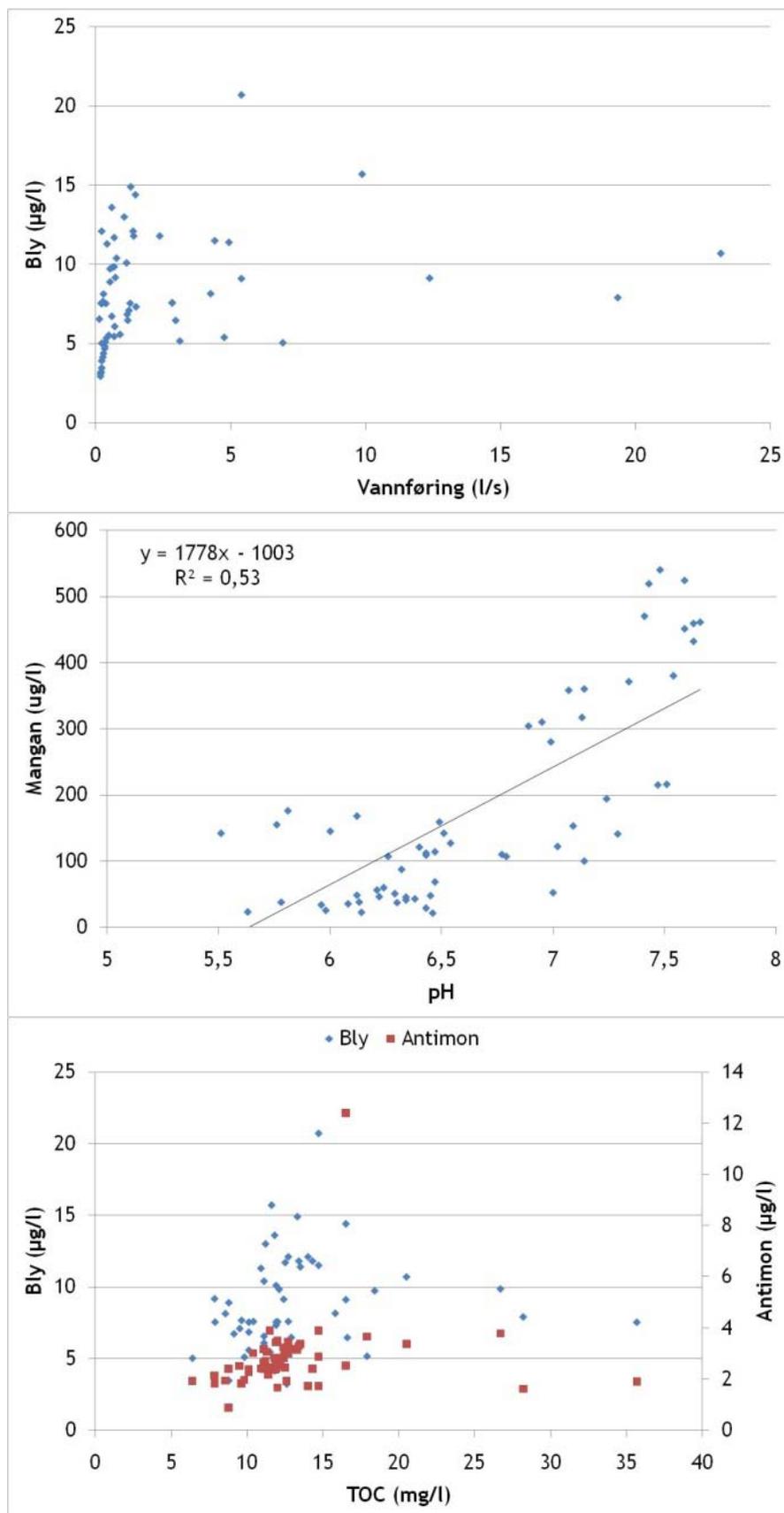
I 2008 var konsentrasjonene av kobber, bly, sink og antimon signifikant ($p < 0,05$) lavere i utløpet enn i innløpet. I 2009 var det ingen signifikante forskjeller mellom innløp og utløp for noen av disse metallene, mens i 2010 var utløpskonsentrasjonene for kobber og bly igjen lavere i utløpet.

8.6 Forklaringer på avrenningsmønster

Som vist og diskutert over er det mange faktorer som påvirker utlekkingen av metaller fra skytebane 27 på Terningmoen. De komplekse sammenhengene mellom kjemiske, fysiske, hydrologiske og biologiske prosesser gjør at det er vanskelig å finne gode og klare sammenhenger som forklarer variasjonene.

Det er for eksempel en logisk positiv korrelasjon mellom kobber og bly i avrenningen, men ingen klar sammenheng mellom vannføring og blykonsentrasjoner eller innholdet av TOC og konsentrasjoner av bly og antimon (Figur 8-7). Den positive korrelasjonen mellom pH og mangan er imidlertid mer tydelig. Også kalsium, magnesium og jern er positivt korrelert med pH.





Figur 8-7: Korrelasjoner mellom ulike parametere i utløp (P6) for perioden 2008-2010: Forrige side: sammenheng mellom kobber og bly; Topp: sammenheng mellom vannføring og konsentrasjonen av bly; Midt: sammenheng mellom pH og mangan i avrenning; Under: sammenheng mellom TOC og bly, antimon.

En måte å redusere antall parametere (her har vi 13 parametere/variable) i datasettet for bedre å kunne finne sammenhenger og forklaringer på observasjonene som er gjort, kan gjøres ved bruk av prinsipal komponent analyse (PCA). Her beregnes nye variable (prinsipale komponenter) som er uavhengige hverandre (ikke korrelerte), samtidig som så mye av variansen i datasettet som mulig beholdes. Den første prinsipale komponenten (PC1) forklarer den største delen av variansen i datasettet, den neste prinsipale komponenten en mindre andel osv.

Her er PCA utført for innløpsdata (P2) og utløpsdata (P6) (Tabell 8-2). Tre prinsipale komponenter er brukt for begge datasettene og disse til sammen forklarer hhv. 74,4 og 81,5 % av variansen i datasettene (i.e. den totale variansen i datasettene er redusert med hhv. 25 % og 19 % ved å redusere fra 13 til 3 variable - dette regnes imidlertid som bra i denne sammenheng).

For innløpsdataene (Inn-Målehytte P2) forklarer PC1 36 % av variansen. Denne består av aluminium, jern, kobber, bly, sink og antimon, samt TOC. PC2 forklarer også en betydelig del av variansen i datasettet (29 %) og består av kalsium, magnesium, mangan, pH og ledningsevne. PC3 forklarer bare ca. 10 % av variasjonen og består av vannføring, bly, pH og TOC. For utløpsprøvene er prinsipalkomponentene noe tilsvarende: PC1 som forklarer nesten 60 % av variansen inkluderer variablene kalsium, magnesium, jern, mangan, kobber, bly, pH og ledningsevne. PC2 inkluderer aluminium, kobber, bly, sink og antimon (forklarer 12,5 % av variansen), mens PC3 inkluderer vannføring og TOC (forklarer kun 9,7 % av variansen) (Tabell 8-2).

De variablene som inkluderes i samme PC er korrelert med hverandre (positivt eller negativt). I innløpsprøvene er konsentrasjonene av metaller fra ammunisjon sterkest relatert til jern, aluminium og TOC i avrenningen (PC1). Dette kan tolkes som at løst organisk materiale i vannet er viktigere enn for eksempel pH og vannføring for konsentrasjonene av metallene. Konsentrasjonene av kalsium og magnesium i innløpet er i mindre grad relatert til metaller fra ammunisjon men styrer trolig pH (og dermed elektrisk ledningsevne) i avrenningen (PC2). Vannføringen i innløpet (PC3) har betydning for konsentrasjonen av bly og påvirker også pH og organisk materiale: høy vannføring gir mer bly (partikkelbundet bly) og organisk materiale og lavere pH i avrenningen.

I utløpsprøvene er kobber og bly omvendt korrelert med kalsium, magnesium, jern, mangan og pH (PC1). Økt tilførsel av kalsium og magnesium (fra sementkummer) og jern og mangan (tilsig fra området langs rensedammene) gir lavere konsentrasjoner av kobber og bly i utløpet. Denne prosessen forklarer nærmere 60 % av variasjonen i dataene. Skytefeltmetallene er også i utløpet korrelert med aluminium (PC2). Korrelasjonen mellom skytefeltmetaller og aluminium (innløps- og utløpsprøver) indikerer at aluminium også mobiliseres fra ammunisjon i målområdet. For utløpsprøvene kan det se ut som vannføringen og organisk materiale i vannet (TOC) har mindre betydning for utlekkingen av kobber, bly, sink og antimon.

Tabell 8-2: Prinsipal komponent analyse for analysedata for målehytte (P2) og utløp (P6) for perioden 2008-2010 (alle data er benyttet for perioden 2008-2010 bortsett fra periodene hvor avrenningen var påvirket av fellingskjemikalier høsten 2008 dvs. enkelte prøver fra 2.oktober).

Variabel	Inn (Målehytte P2)				Ut (Utløp P6)			
	PC1	PC2	PC3	Com*.	PC1	PC2	PC3	Com.
Vannføring			0,62	0,42			0,85	0,77
Ca		0,90		0,92	0,95			0,99
Mg		0,92		0,92	0,93			0,97
Fe	0,71			0,60	0,93			0,93
Al	0,78			0,75		0,79		0,73
Mn		0,82		0,81	0,93			0,92
Cu	0,88			0,92	-0,55	0,72		0,92
Pb	0,63		0,62	0,84	-0,45	0,71		0,71
Zn	0,81			0,72		0,44		0,37
Sb	0,80			0,72		0,81		0,67
pH		0,45	-0,71	0,74	0,86			0,98
Ledn		0,86		0,81	0,93			0,82
TOC	0,50		0,50	0,50			0,86	0,81
Prosent	36,2	28,6	9,6	74,4	59,3	12,5	9,7	81,5

*-communality: et mål på hvor stor del av variansen i variabelen som de tre prinsipale komponentene forklarer.

9. Vannføring og metallavrenning 2008-2010

9.1 Logging av vannhøyde og bøttemålinger

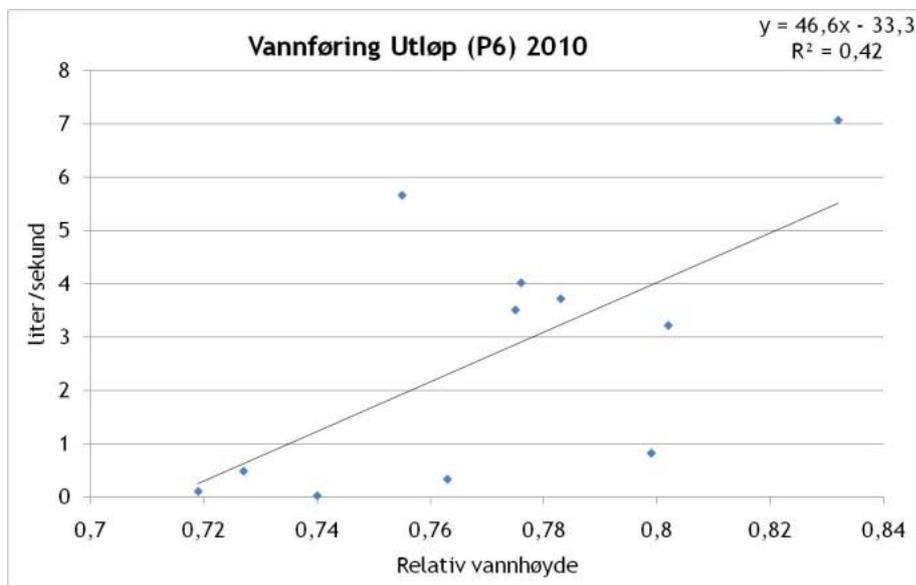
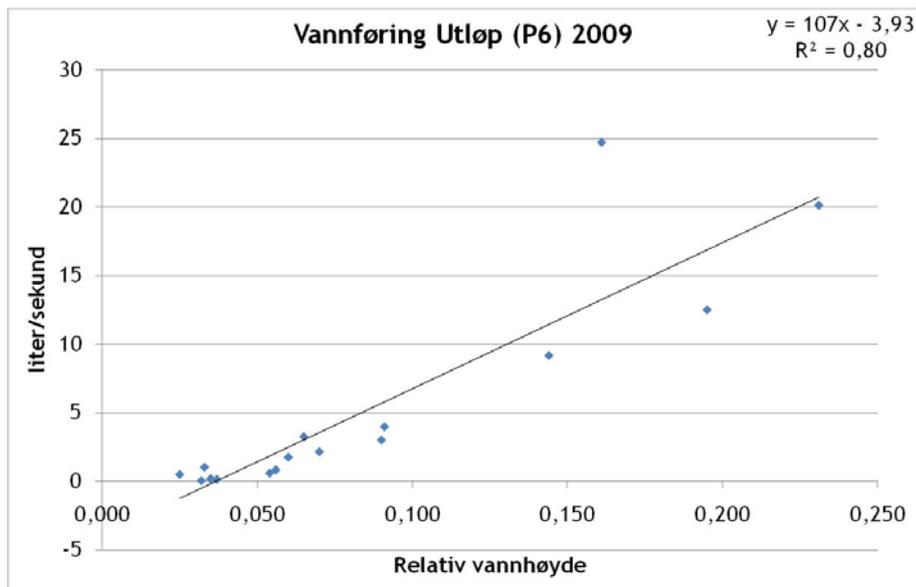
Relativ vannhøyde ble målt ved innløp (P1), målehytte (P2), slamavskiller (P3) og ved utløp (P6) i periodene hvor det ble tatt ut vannprøver (april-oktober 2008-2010). I tillegg ble det gjennomført bøttemålinger av vannføring ved stort og lite rør som renner ut i første sedimentasjonsdam i 2009 og 2010. Det lille røret fører vann som har gått igjennom en eller begge slamavskillerne, mens det store røret fører vann som kun har passert målehytta (se Figur 8-3). Samlet vannføring fra disse rørene representerer dermed vannføringen gjennom anlegget.

Sammenhengen mellom bøttemålinger og logging av vannhøyde viste at det i 2009 var relativt god sammenheng mellom bøttemålingene og vannhøyden registrert med SEBA-loggere, mens sammenhengen i 2010 var noe dårligere (Figur 9-1).

Dersom vi korrigerer ligningene slik at minstevannføringen blir 0,1 l/sek, blir ligningene for vannføring i 2009 og 2010 hhv.

$$2009: \text{Vannføring (l/s)} = 107 * \text{relativ vannhøyde (P6)} - 1,5 \quad (1)$$

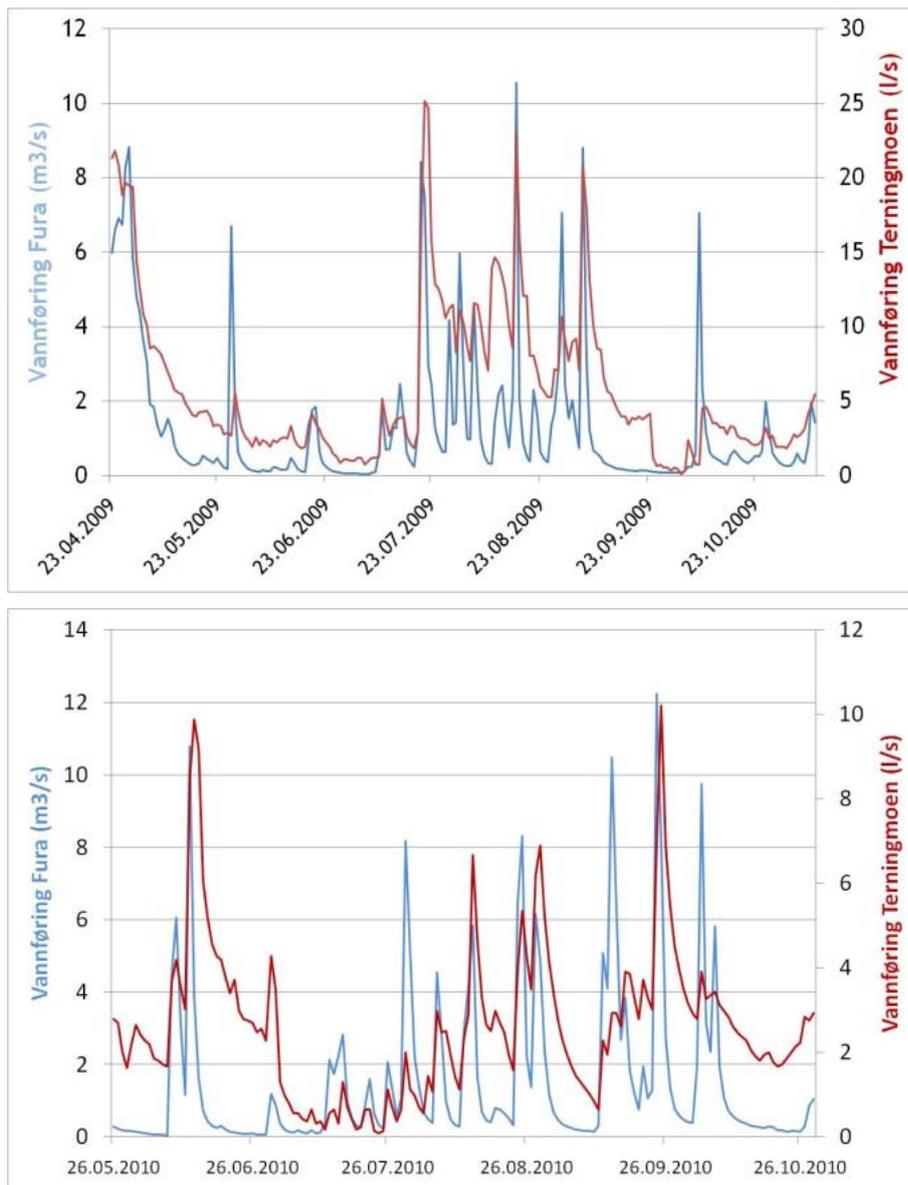
$$2010: \text{Vannføring (l/s)} = 46,6 * \text{relativ vannhøyde (P6)} - 32,9 \quad (2)$$



Figur 9-1: Sammenheng mellom bøttemålinger ved innløp dam 1 (P3) og relativ vannhøyde ved utløp dam 3 (P6).

9.2 Vannføring i nærliggende vassdrag (Fura)

Brukes ligningene (1) og (2) (kap. 9.1) til å estimere vannføring for måleperiodene 2009 og 2010, fås et avrenningsmønster som er relativt likt avrenningsmønsteret for Fura (Figur 9-2). Fura har et nedbørfelt med størrelse 114 km² vest for Terningmoen.



Figur 9-2: Vannføring for utløp skytebane 27 ved Terningmoen og i Fura i måleperiodene i 2009 og 2010.

Den gjennomsnittlige vannføringen i Fura var i 2009 237 ganger høyere enn ved Terningmoen skytebane 27 (basert på bøttemålinger dvs. likning 1), mens i 2010 var dette forholdet 741 (basert på bøttemålinger dvs. likning 2). Forholdet mellom størrelsen på nedbørfeltet til Fura (114 km²) og nedbørfeltet til skytebane 27 på Terningmoen (0,25 km²), er 456 dvs. omtrent som gjennomsnittet for forholdet mellom Terningmoen og Fura i 2009 og 2010.

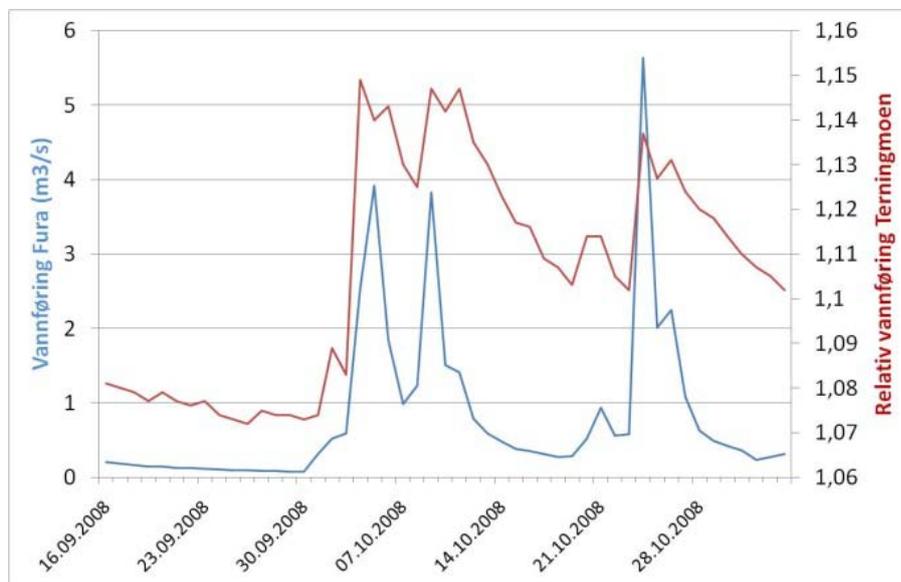
Bruk av forholdstall mellom størrelsen på nedbørfeltene Fura og skytebane 27 Terningmoen (456) ga avrenningstall som stemmer relativt bra med bøttemålingene som ble foretatt i måleperiodene for 2010 (Tabell 9-1).

Tabell 9-1: Vannføring (l/sek) for avrenning ved skytebane 27 Terningmoen i måleperiodene i 2009 og 2010 beregnet ved bruk av loggedata+bøttemålinger (1) og forholdet mellom størrelse på nedbørfelt Fura og nedbørfelt Terningmoen bane 27.

År	Måleperiode	Bøttemålinger+logging				Forhold Fura/Terningmoen =456			
		Min	Middel	Maks	Sum (m ³)	Min	Middel	Maks	Sum (m ³)
2009	21.04.09-09.11.09	0,11	6,5	106	1325	0,09	3,0	23	600
2010	26.05.10-29.10.10	0,09	2,6	10	413	0,11	3,5	27	534

For måleperioden i 2009 (21.april-9.november) var det relativt stort sprik i beregnet total vannføring mellom bøttemålinger+logging og bruk av avrenningsmålinger fra Fura (sum avrenning hhv. 1325 m³ og 600 m³) (Tabell 9-1). For 2010 var estimert total avrenning i måleperioden mer lik for de to metodene (hhv. 413 m³ og 534 m³). Midlere avrenningstall på 2-3 l/s er samtidig mer som forventet for dette området basert på midlere forventet avrenning som er ca. 8 l/sek/km², noe som gir en midlere avrenning for nedbørfeltet ved skytebane 27 på 2 l/s.

For 2008 finnes ikke bøttemålinger for måleperioden 16.sept-3.november, men kun målinger av relativ vannhøyde. Sammenhengen mellom den relative vannhøyden høsten 2008 og vannføringen i Fura viser at den er god også for 2008 (Figur 9-3).



Figur 9-3: Sammenhengen mellom vannføring i Fura (m³/s) og relativ vannhøyde ved utløp (P6) ved skytebane 27 Terningmoen i 2008.

For å estimere vannføring for perioden 2008-2010 ble derfor forholdstall (456) mellom vannføring Fura og skytefelt 27 ved Terningmoen benyttet.

Beregning av metalltransport (kap. 9.3) ut fra skytebane 27 Terningmoen ble deretter gjort for fire perioder:

1. Vintersesongen (november-mars) dvs. perioden med frost og dermed nedbør som snø. Lav vannføring.
2. Vår (april og mai) med snøsmelting, nedbør som regn og høy vannføring
3. Sommer (juni-august). Periodevis høy vannføring.
4. Høst (september og oktober). Periodevis høy vannføring.

Vannføringen for periodene vinter, vår, sommer og høst 2008-2010 viser at avrenningsmønsteret varierer fra år til år (Tabell 9-2). I 2008 utgjorde avrenningen i snøsmelteperioden (april-mai) hele 61 % av årsavrenningen, mens snøsmeltingen i 2009 og 2010 utgjorde hhv. 45 % og 26 % av årsavrenningen (Tabell 9-2). Avrenningen i sommermånedene utgjorde hhv. 11, 33 og 30 % av årsavrenningen, mens høstavrenningen utgjorde 15, 13 og 25 %.

Tabell 9-2: Vannføring (m³) fra skytebane 27 Terningmoen i perioden 2008-2009 (basert på vannføring i Fura, se over).

År	nov-mars	april-mai	juni-juli-aug	sept-okt	Sum år
2008	8714*	42531	7797	10376	69417
2009	6323	31151	22970	8793	69237
2010	15978	22542	26297	21807	86624
	Prosent av årsavrenning				
2008	13	61	11	15	
2009	9	45	33	13	
2010	18	26	30	25	

*Avrenning for november og desember 2007 er ikke inkludert.

Den årlige avrenningen som ble beregnet (Tabell 9-2) er sammenlignbar med beregnet avrenning basert på nedbør og avrenningsfaktorer $f=0,3-0,4$ (Tabell 9-3).

Tabell 9-3: Estimering av årlig avrenning basert på nedbør (Fagerhaug-Elverum: www.eklima.no), nedbørfeltstørrelse (0,25 km²) og avrenningsfaktorer (f).

År	Nedbør (millimeter)	Nedbør m3	Avrenningsfaktor (f)		
			0,3	0,35	0,4
2008	785,1	196275	58883	68696	78510
2009	816,9	204225	61268	71479	81690
2010	713,9	178475	53543	62466	71390

9.3 Metallavrenning for årene 2008-2010

Avrenningsmønsteret har betydning for mengden metaller som renner ut fra skytebanen også fordi metallkonsentrasjonene endrer seg i periodene (Tabell 9-4).

Det finnes få analyser av avrenning i perioden desember-mars dvs. i den perioden av året med frost på Terningmoen. De eneste analysene som finnes er av avrenningsprøver (stikkprøver) tatt i målehytta i perioden 15.januar-20.mars 2009 (6 prøver). Det ble også tatt stikkprøver 2 og 10.april ved start snøsmelting. Disse to prøvene, sammen med to blandprøver fra mai 2009, utgjør grunnlaget for kvantifiseringen av våravrenning. De fleste avrenningsprøvene ble tatt i perioden juni-oktober (til sammen 51 prøver), slik at grunnlaget for beregning av forurensningstransporten er godt i for denne perioden.

Tabell 9-4: Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av kobber, bly, sink og antimon brukt i beregning av massetransport fra skytebane 27 Terningmoen i perioden 2008-2010.

	Ant prøver	Cu	Pb	Zn	Sb
Vinter (Nov-mars)	6	13,2	7,21	11,3	1,86
Vår (April-mai)	4	15,9	10,1	15,4	2,02
Sommer (Juni-aug)	13	20,4	9,39	13,4	3,50
Høst (Sept-okt)	38	16,8	7,85	14	2,71

Gjennomsnittskonsentrasjonen av kobber i sommer-avrenningen var signifikant ($p < 0,05$) høyere enn vinter og høst. For antimon var konsentrasjonen i sommer-avrenningen signifikant høyere enn ved de andre årstidene - mens vinteravrenningen for antimon var signifikant lavere enn ved de andre årstidene. For bly og sink var det ingen signifikante forskjeller i metallkonsentrasjoner mellom sesongene.

Følgende forutsetninger ble brukt for å beregne transporten av metaller ut fra skytefelt 27 på Terningmoen.

1. I periodene hvor innholdet av metaller i blandprøver ble bestemt, settes konsentrasjonene av metaller i avrenningen for hver enkelt dag i blandperioden lik konsentrasjonen i blandprøven. Blandprøveperiodene varierte fra en til 21 dager.
2. For dagene hvor det ble tatt stikkprøver ble verdien benyttet kun for denne dagen.
3. For de øvrige dagene i året ble gjennomsnittsverdien for den aktuelle perioden benyttet (Tabell 9-4)².

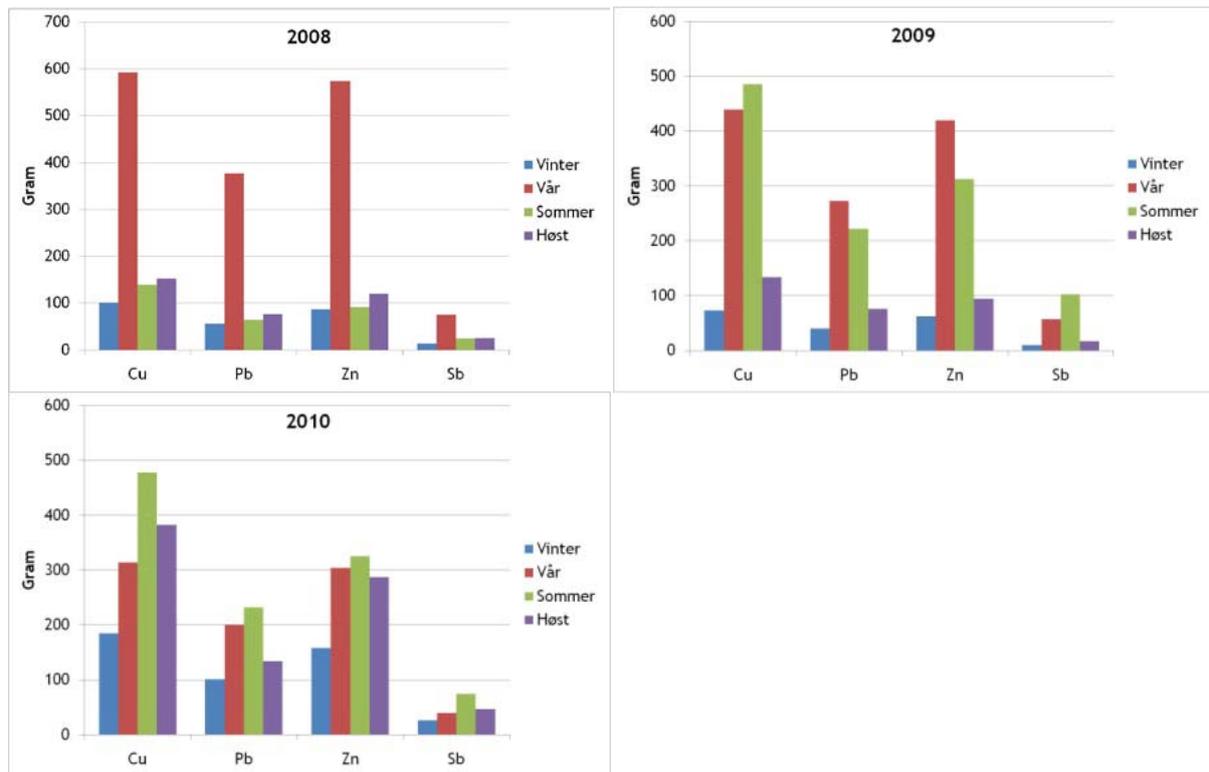
Ved å kombinere estimert daglig vannføring med konsentrasjonsdata for metaller i avrenningen (se over), ble den daglige (ikke vist) og årlige transporten av metaller ut fra skytebane 27 på Terningmoen beregnet (Tabell 9-5).

Tabell 9-5: Mengde metall (gram) som er transportert ut fra skytebane 27 på Terningmoen i årene 2008-2010.

År	Cu	Pb	Zn	Sb
2008	1034	599	914	146
2009	1249	674	990	203
2010	1224	593	960	168
Sum	3508	1866	2864	517

² Som vist var det ikke noen god sammenheng mellom konsentrasjonene av metaller i avrenningen og parametere som var logget kontinuerlig (daglig) over tid (turbiditet, ledningsevne, pH, vannføring målt som relativ høyde). Dette gjør at det er vanskelig å estimere daglige metallkonsentrasjoner ved bruk av disse loggedataene.

Fordelingen av avrenningen mellom sesongene de ulike årene (Figur 9-4) viser at i 2008 ble de største mengdene metall transportert ut fra feltet i snøsmeltingen (vår), mens i 2009 var transportert mengde omtrent like stor om sommeren som om våren (for antimon og kobber noe høyere om sommeren). I 2010 var transportert mengde kobber, bly, sink og antimon størst om sommeren, men transporten var omtrent den samme vår, sommer og høst (Figur 9-4).



Figur 9-4: Transportert mengde (gram) kobber, bly, sink og antimon for vinter, vår, sommer og høst 2008-2010 fra skytebane 27 ved Terningmoen SØF.

Noe av metallene som transporteres ut fra skytebane 27 på Terningmoen kommer fra jord og berggrunn i området, men det er ikke tatt prøver som gjør at dette bidraget kan kvantifiseres.

Konsentrasjonene av kobber og sink i en vannprøve fra dam sørøst for målområdet (tenkt som referanseprøve) fra våren 2008 var relativt høye (hvv. 7 og 9 µg/l) og indikerer at dette området ikke er upåvirket av skyteaktiviteten. Bekken som renner igjennom skytebane 27 er med andre ord påvirket av skyteaktivitet før den passerer skytebanen.

10. Effekter av kalking og gjødsling langs rensedammene

10.1 Innledning

I forbindelse med etablering av rensedammene nedstrøms målehytta og etterfølgende planering rundt dammene, ble det sommeren 2008 sådd, kalket og gjødslet for å oppnå rask etablering av gress på området. Dette ble gjort delvis for å redusere erosjon langs rensedammene.

Kalking og gjødsling på dette området kan sees på som et aktivt arealtiltak. Hvordan kalking og gjødsling som ble gjennomført sommeren 2008 påvirket kjemien i rensedammene dokumenteres i dette kapittelet.

10.2 Prøveperiode

Vannprøvetakingen for 2008 startet 2. september og ble avsluttet 28. oktober. Fellingskjemikalier ble tilført i målehytta fra 2. oktober (se kap. 11.3), slik at analysedata før denne perioden gir den beste dokumentasjonen av "arealtiltaket". Her sammenlignes vannkvaliteten i slamavskiller (P3) og ved utløp av rensedam 3 (utløp P6) for å dokumentere effekten av kalking og gjødsling langs rensedammene.

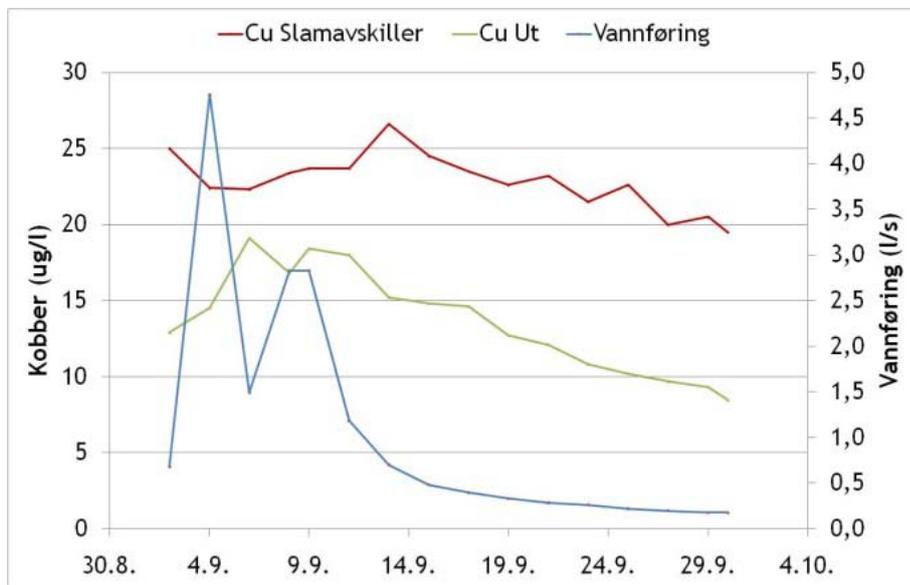
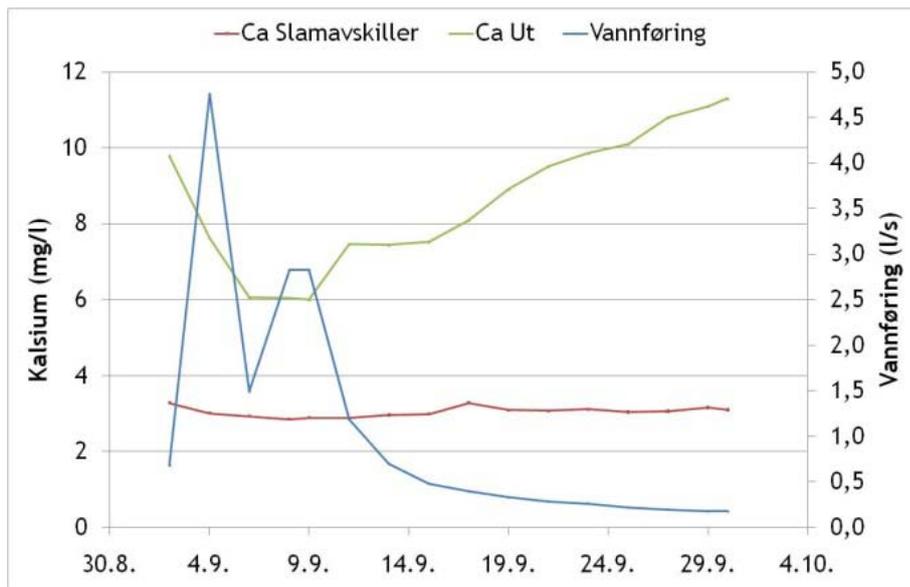
10.3 Resultater

Konsentrasjonene av kalsium i avrenningen ut fra rensedammen var betydelig høyere enn konsentrasjonene i slamavskilleren, mens konsentrasjonene av kobber i avrenningen ut fra anlegget (P6) var betydelig lavere (Figur 10-1). Samme klare tendens sees for bly, sink og antimon (ikke vist).

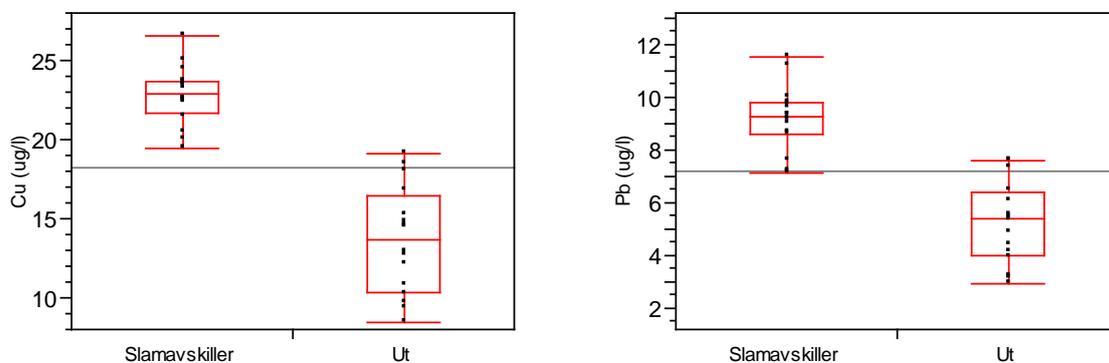
Konsentrasjonene (og dermed mengdene) av kobber, bly (Figur 10-2), sink og antimon i avrenningen ble redusert med hhv. 40, 42, 42 og 31 % fra slamavskilleren til utløp i måleperioden forut for forsøket med fellingskjemikalier.

Det er en tydelig sammenheng mellom innholdet av kalsium i avrenningen, vannføring, pH, konsentrasjonene av skytefeltmetaller og aluminium, mangan og jern. Lav vannføring gir høy kalsium og høy pH, som igjen gir lavere konsentrasjoner av kobber, bly og antimon i avrenningen (redusert vannføring forklarer kun en liten del av reduksjonen i skytefeltmetaller i avrenningen) (Figur 10-3).

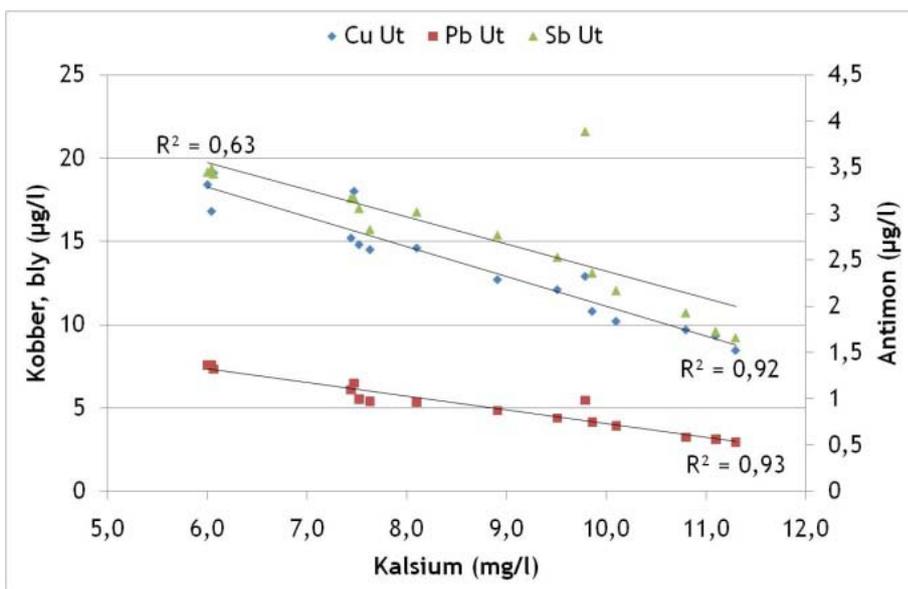
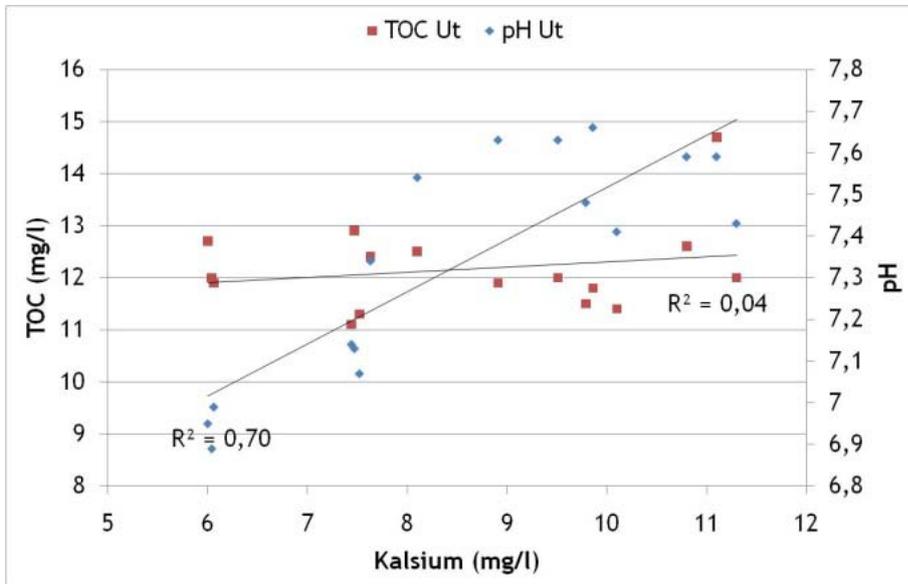
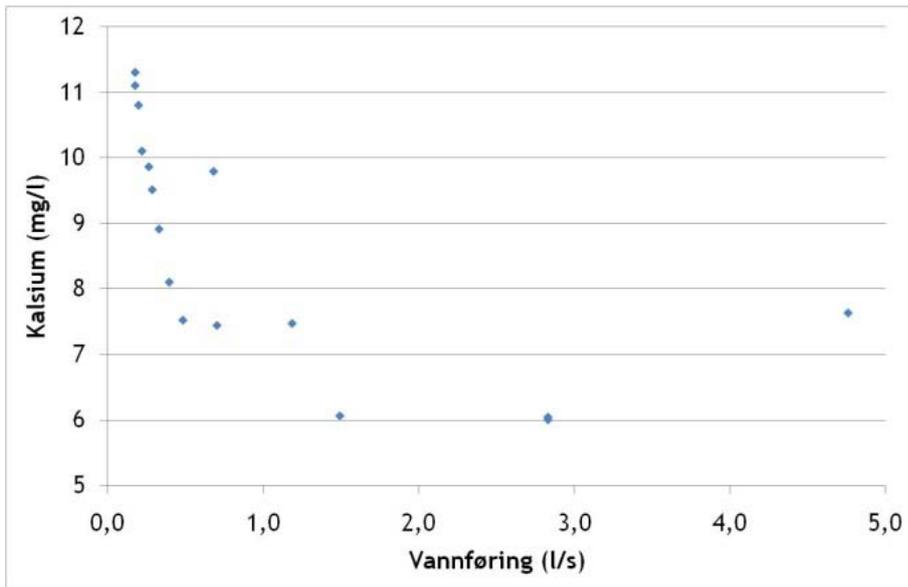
Den markerte økningen i pH i rensedammene kan være en årsak til økningen i jern og mangan i utløpsvannet (Figur 10-3). Som nevnt tidligere øker oksidasjonen av jern og mangan med økende pH og det dannes ulike oksiderte forbindelser (amorfe og krystallinske hydroksider og oksider) som kan danne komplekser med TOC.

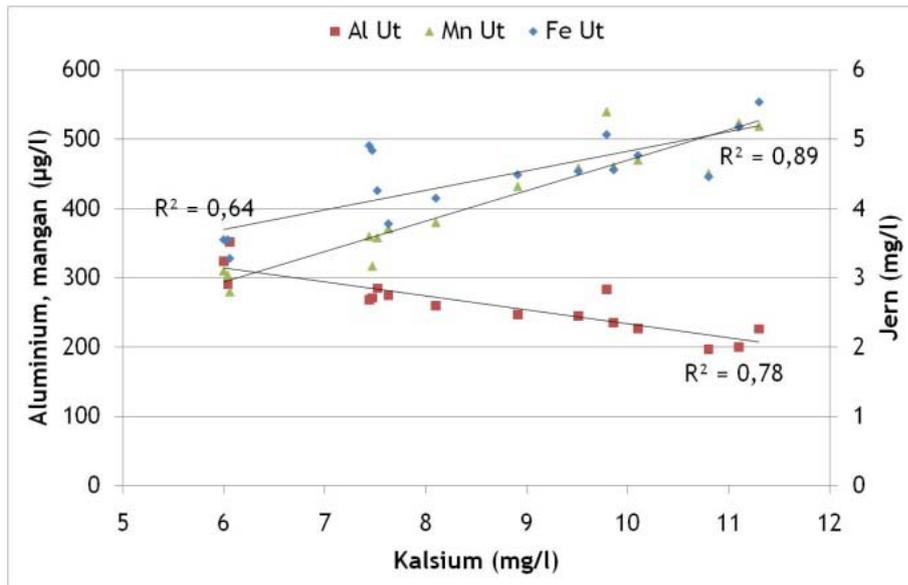


Figur 10-1: Konsentrasjoner av kalsium og kobber i slamavskiller (P3) og ved utløp rensedamner (P6) i perioden 2.-30.september 2008. Vannføring (l/s) er også vist.



Figur 10-2: Konsentrasjoner av kobber og bly i avrenning i slamavskiller (P3 dvs. før rensedamner) og ved utløp (P6, etter rensedamner) i perioden 2.-30.september 2008. Se figur 8-6 for tegnforklaring.





Figur 10-3: Sammenheng mellom kalsium og andre parametere i utløp fra renseanlegg (P6) i perioden 2.-30.september 2008.

10.4 Effekter av rensedamper 2009-2010

Ovenfor er vist effekten av kalkingen langs rensedammene for høsten 2008 fram til 2.oktober da tilsetningen av fellingskjemikalier startet (for resultater fra disse forsøkene se kap. 11.3). Dataene for 2009 og 2010 viste de samme resultatene ved økning av kalsium, magnesium, jern og mangan og en reduksjon av skytefeltmetallene kobber, bly, sink og antimon. Reduksjonene av kobber og bly var omtrent den samme i 2009 og 2010 som i 2008 (30-50 %). Reduksjonen for sink i 2009 og 2010 var hhv. 44 % og 13 %, mens den for antimon var hhv. 11 % og 8 %.

Effekten av kalkingen opprettholdes for kobber og bly, mens den ser ut til å bli redusert for sink og antimon.

11. Fellingskjemikalier - laboratorieforsøk

11.1 Innledning

Fellingskjemikalier er vanlig brukt for å fjerne humus fra drikkevann. Kjemikalier basert på aluminiumsulfat og jernkloridsulfat er mest vanlig brukt. Ved rensing av drikkevann tilsettes det normalt 40 - 100 ml fellingskjemikalier per m³ vann for å fjerne humus. Utfelte fnokker av humus fjernes deretter gjennom filtrering.

Ved Miljølab Terningmoen var et av målene å teste koagulering av humus som rensemetode for kobber, bly og antimon. I planleggingen av fullskalaforsøket ved Miljølab Terningmoen, ble det innledningsvis utført enkle laboratorietester for å bestemme hvilke fellingskjemikalier som skulle brukes og i hvilke mengder.

Følgende kjemikalier ble brukt:

- Jernkloridsulfat (JKL) - et flytende fellingskjemikalium for vannrensing som inneholder aktive 3-verdige jernforbindelser
- Jernfri aluminiumsulfat (ALS) - et flytende fellingskjemikalium for vannrensing som inneholder aktive 3-verdige aluminiumsforbindelser
- Kemwater PAX-XL60 polyaluminiumsklorid - et flytende fellingsmiddel for vannrensing som inneholder aktive 5-verdige aluminiumsforbindelser

11.2 Laboratorieforsøk

11.2.1 Gjennomføring av forsøk

Forsøkene ble gjennomført ved tilsetning av en bestemt mengde fellingskjemikalier med mikropipetter til 0,5 liter avrenning fra skytebane 27 på Terningmoen (hentet i 25 liters plastkanner). Fellingskjemikaliene ble blandet inn ved bruk av magnetrører. Etter felling ble løsningene sentrifugert for å fjerne koagulert humus og vannløsningen (supernatanten) helt av ved dekantering.

Totalinnholdet av metaller, pH og TOC i vannløsningen ble bestemt.

11.2.2 Resultater og konklusjoner

Nedenfor er de viktigste resultatene fra forsøkene oppsummert:

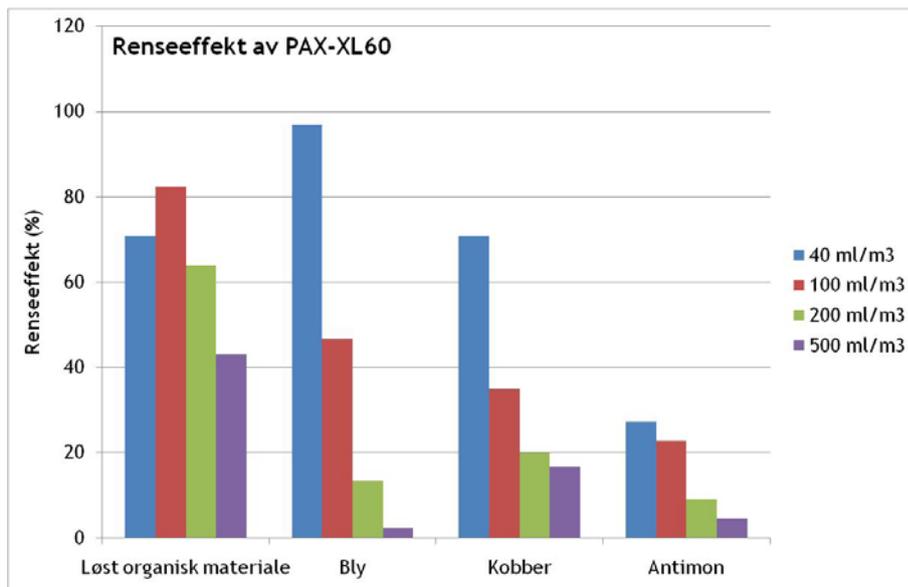
- Tilsetning av PAX-XL60 og JKL var mest effektivt for fjerning av TOC og senket konsentrasjonen fra 13 mg/l til 3-4 mg/l (ved tilsetning av 40-100 ml/m³) (Tabell 11-1).
- Felling av humus fjernet betydelige mengder bly, kobber og krom ved bruk av 40-100 ml fellingskjemikalium per m³. Tilsetning av 40 ml/m³ ga den beste effekten.
- Tilsetning av PAX-XL60 ga ingen effekt på konsentrasjonene av sink, men reduserte antimon og arsen med 30-60 % (Tabell 11-1).
- Bruk av aluminiumsulfat (ALS) og PAX-XL60 medførte kraftig økning i aluminiumskonsentrasjonen i avrenningen. Kombinert med en surere løsning, kan dette føre til et økt innhold av labilt (giftig) aluminium i avrenningen. Det kan derfor være ønskelig i øke pH etter felling slik at konsentrasjonen av giftig aluminium i løsning avtar.

- Konsentrert JKL inneholdt høyere konsentrasjoner av metaller som sink, nikkel og krom enn ALS og PAX-XL60. Det er derfor viktig å holde tilsetningen av fellingskjemikalium på et så lavt nivå som mulig. Ved tilsetning av 40 ml fellingskjemikalium per m³ ga disse metallene en ubetydelig effekt på vannkvaliteten.
- Rensegraden for kobber og bly ved tilsetning av 40ml/m³ PAX-XL60 var fra 70 % til mer enn 90 % (Figur 11-1), mens rensegraden for antimon var ca. 25 % (Figur 11-1). Rensegraden avtar ved økende mengde PAX-XL60 som tilsettes, og ved bruk av over 200ml/m³ var rensegraden lavere enn 20 %.
- Tilsetning av fellingskjemikalier senket pH i avrenningen. Bruk av jernklorid ga den laveste pH, mens PAX-XL60 medførte minst reduksjon i pH (Figur 11-2).

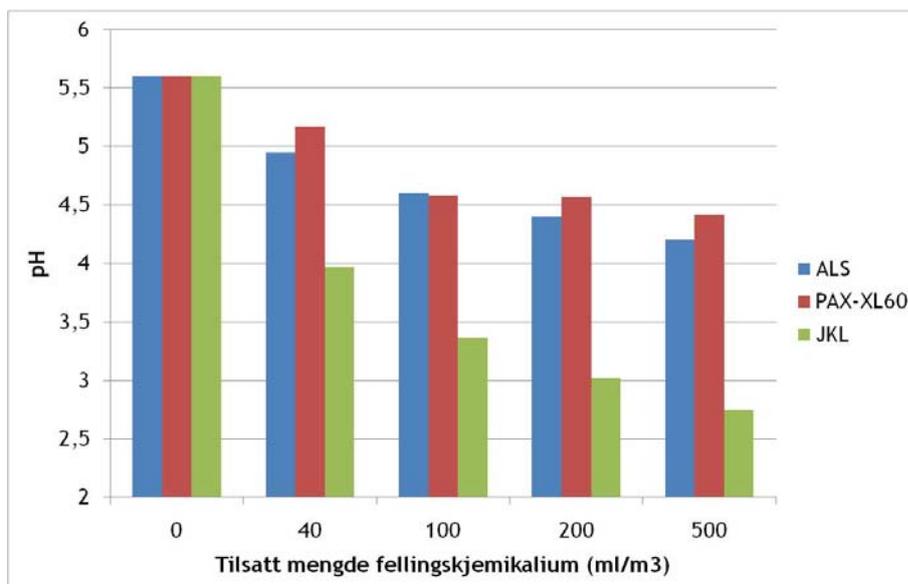
Tabell 11-1: pH, ledningsevne, TOC (mg/l) og metallkonsentrasjoner (µg/l) i avrenning fra Terningmoen skytebane 27 før (Ref) og etter tilsetning av ulike mengder fellingskjemikalier. ALS- aluminiumsulfat; PAX-XL60 - aktive 5-verdige aluminiumsforbindelser; JKL-jernkloridsulfat.

		pH	TOC	Pb	Cu	Al	Fe	Zn	Ni	Cr	Cd	Sb	As
			mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
	Ref	5,6	13	4,5	12	168	906	12	<3	<1	<0,01	2,2	0,27
Fellingsmiddel	Mengde												
	ml/m ³												
ALS	40	4,95	6,4	<5	7	1100	35						
ALS	100	4,6	6,5	<5	8	3920	44						
ALS	200	4,4	7,7	<5	8	9310	56						
ALS	500	4,2	8,4	<5	9	25400	98	13	<3	<1			
PAX-XL60	40	5,4	3,8	0,14	3,5	565	<5	9,3	0,29	0,054	<0,01	1,6	0,11
PAX-XL60	100	4,6	2,3	2,4	7,8	4120	48	11	0,33	0,11	<0,01	1,7	0,19
PAX-XL60	200	4,4	4,7	3,9	9,6	13100	249	10	0,39	0,2	<0,01	2	0,27
PAX-XL60	500	4,4	7,4	4,4	10	42600	508	10	<0,4	0,31	<0,02	2,1	0,26
JKL	40	3,97	3,3	<5	6	179	756						
JKL	100	3,36	2,6	<5	7	287	2040						
JKL	200	3,02	2,9	<5	8	490	6600						
JKL	500	2,75	3,8	<5	8	1140	21100	35	24	6			

Den viktigste konklusjonen fra forsøkene var at PAX-XL60 ga den beste renseseffekten for kobber, bly og antimon. PAX-XL60 ga også den laveste pH senkningen i løsningen. Basert på dette ble det besluttet å bruke PAX-XL60 i fullskalaforsøk ved skytebane 27 på Terningmoen (kap. 11.3).



Figur 11-1: Rensegrad(%) ved tilsetning av 40, 100, 200 og 500 ml PAX-XL60 per m³.



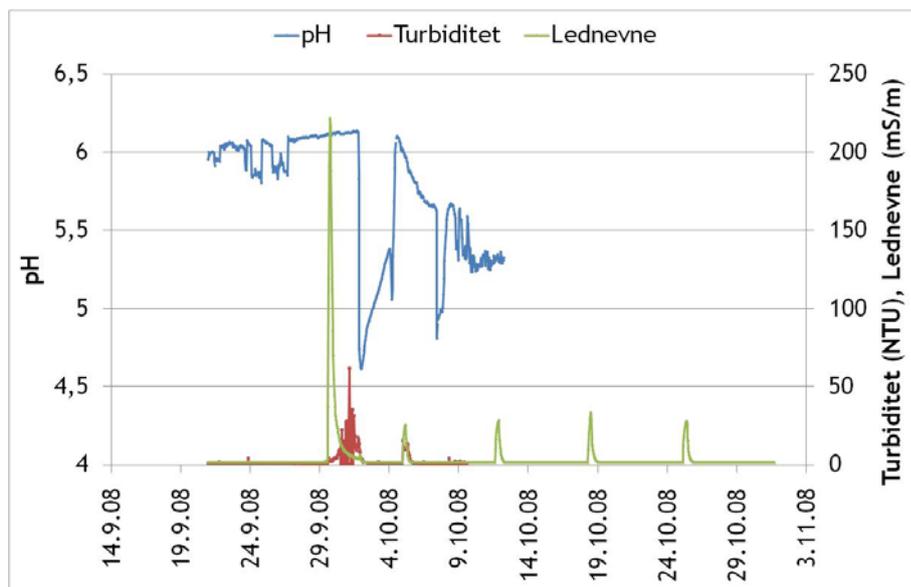
Figur 11-2: pH i løsning etter tilsetning av ALS, PAX-XL60 og JKL i ulike mengder til avrenning fra skytebane 27, Terningmoen.

11.3 Fellingskjemikalier - fullskala forsøk

Høsten 2008 (2.-28.oktober) ble det gjort forsøk med tilsetning av fellingskjemikalium til bekkevannet fra skytefeltet. Fellingsmidlet PAX XL60 ble tilsatt i en kum i målehytta ved hjelp av et enkelt automatisk doseringsystem.

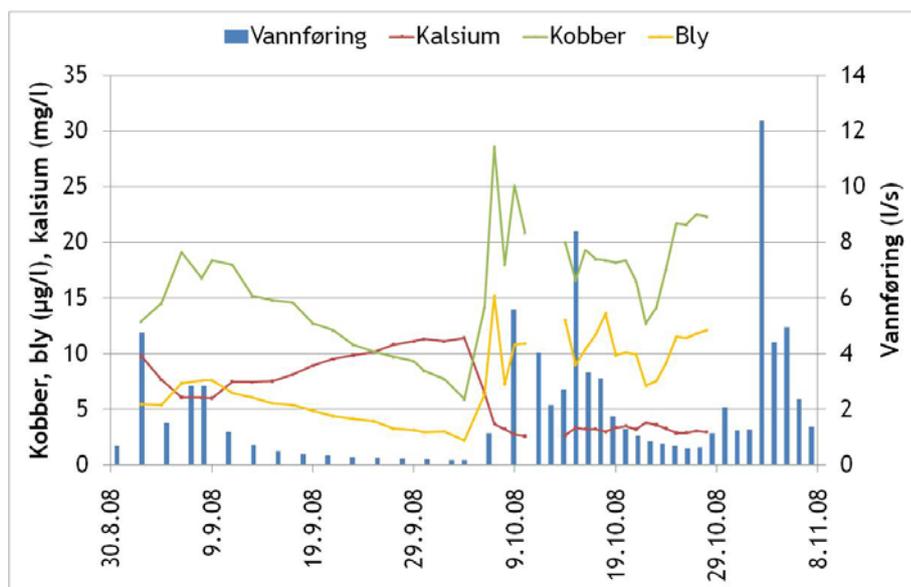
Forsøksfeltet manglet strømtilførsel i 2008, og det kunne derfor ikke installeres røreverk for automatisk innblanding av tilsatt fellingsmiddel i vannet. Manglende røring skapte problemer ved at fellingsmidlet sank ned mot bunnen av kummen uten å bli tilstrekkelig blandet med vannet. Fellingsmiddel som akkumulerte i kummen ble tidvis vasket ut i høye konsentrasjoner knyttet til situasjoner med nedbør og økt avrenning.

Online målinger med multiprobeloggere avdekket en kraftig økning i turbiditet knyttet til situasjoner med tilsetning og utvasking av fellingskjemikalier (Figur 11-3). Disse målingene dokumenterte at det skjedde utfelling og fnokking av humuspartikler.



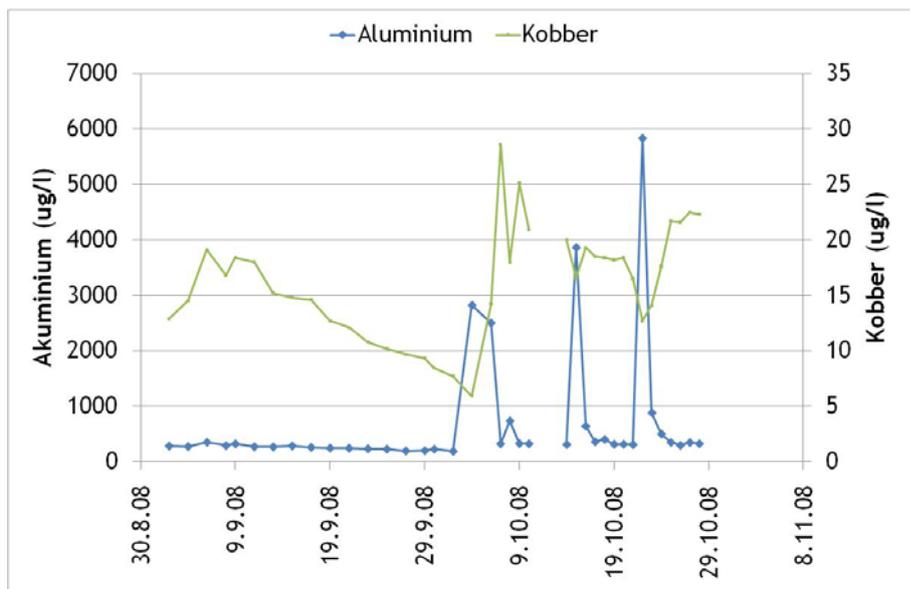
Figur 11-3: pH, turbiditet og ledningsevne i slamavskiller etter tilsetning av fellingskjemikalier fra 2.oktober 2008.

Fellingsforsøket startet 2.oktober. Forut for denne datoen var vannføringen gjennom anlegget lav, konsentrasjonene av kobber og bly avtok, mens konsentrasjonen av kalsium økte (Figur 11-4). Samtidig med oppstart av forsøket med fellingskjemikalier, kom det til dels store nedbørmengder (48mm fra 1.-5.oktober) som økte vannføringen gjennom anlegget fra 0,2 til 5-8 l/s. Mye nedbør etter tørre perioder er vist å gi økt avrenning og forklarer trolig en del av økningen. Økt nedbør gir også lavere pH, en faktor som kan gi økt metallutvasking.



Figur 11-4: Konsentrasjoner av kalsium, kobber og bly i avrenning (utløp P6) fra skytebane 27 på Terningmoen i perioden 2.september-28.oktober 2008. Vannføring (l/s) er vist.

Tilsetningen av fellingskjemikalium (PAX-XL60) i målehytta økte konsentrasjonen av aluminium i utløpet (Figur 11-5), noe som medførte ulike effekter på konsentrasjonen av kobber (og andre metaller). Den første tilsetningen av fellingskjemikalium ble gjort samtidig med nedbørøkingen 1.-5.oktober. I denne perioden økte konsentrasjonen av kobber fra 6 til nærmere 30 µg/l (Figur 11-5). Den neste "pulsene" med aluminium medførte en liten økning av kobberkonsentrasjonene i avrenningen, mens de to siste "pulsene" med fellingskjemikalium gav noe lavere kobberkonsentrasjoner. Årsaken til dette kan være at vannføringen avtok og sedimenteringen av koagulert humus og metall økte.



Figur 11-5: Konsentrasjoner av aluminium og kobber i avrenning (utløp P6) fra skytebane 27 på Terningmoen i perioden 2.september-28.oktober 2008.

Basert på analyseresultatene er det ikke mulig å skille effektene av fellingskjemikalium fra effektene som økt vannføring og naturlig redusert pH i avrenningen medførte. Resultatene indikerer at dersom vannføringen ikke er for høy vil rensedammene kunne sedimentere ut noe koagulert humus og således redusere metallavrenningen fra skytefeltet.

Effektiv fjerning av humus med fellingskjemikalier krever god innblanding (røreverk) av kjemikalier i vannet. Fнокker av utfelte humuspartikler sedimenterer dårlig og må fjernes i filterløsninger.

12. Forsøk med reaktive filtermaterialer

12.1 Innledning

Felling eller koagulering av humus med fellingskjemikalier er vist å være effektivt for å fjerne metaller fra skytefelt (i første rekke kobber og bly) dersom det lykkes å fjerne humusen etter koagulering. Ved Miljølab Terningmoen kan fjerning av koagulert humus skje ved sedimentasjon i slamavskillerne eller i rensedammene. Dersom man får til en naturlig sedimentering i disse systemene, vil det imidlertid alltid være en risiko for utvasking i perioder med høy vannføring.

Bruk av filter for å fjerne koagulert humus brukes som nevnt ved en del vannverk. Ved Miljølab Terningmoen ble fem ulike filtermaterialer testet for fjerning av kobber, bly, sink og antimon etter felling med PAX XL-60 og jernkloridsulfat.

12.2 Reaktive filtermaterialer med forfelling

12.2.1 Forsøksoppsett

Forsøkene med tilsats av fellingskjemikalier til avrenning fra 2008 ble videreført i 2009, nå som pilotskala karforsøk med pumping av vann fra innløpsdammen til anlegget (Figur 12-1). Etter innledende studier ble det kjørt tre kontrollerte pilotskala karforsøk for å studere renseseffekt ved tilsats av PAX XL-60 og jernkloridsulfat og ved filtrering gjennom ulike typer av filter.

Filtermaterialer som ble prøvd var sand, skjellsand, knust kalkstein og granulert jernhydroksid (Figur 12-2). I enkelte av forsøkene ble titanoksid (TiO_2) også testet.

Karforsøkene ble kjørt med automatisk dosering av kjemikalier (40 ml/m^3) til en sirkulær beholder (200 l) (Figur 12-1). Kjemikalier og forurenset vann ble tilført på toppen av beholderen. Blandingen ble sirkulert (blandet) av en lensepumpe og strømmet deretter videre til et omliggende kar (1000 l) gjennom et hull i bunnen. Felling og fnokking av humus skjedde i hovedsak i det store karet. En fiberduk ble spent over strømningsretningen for å avdekke om dette kunne bidra til å fjerne utfelt humus. Fra utløpet av det store karet ble vann med koagulert humus ført gjennom 4 ulike filterløsninger for fjerning av humus og metaller. Filtermaterialene var plassert i beholdere (d 200 mm, h 400 mm) med et filtervolum på 10 l. Vannet ble tilført på toppen og strømmet umettet gjennom filterne. Hydraulisk belastning var 0,5-0,6 m/time. Forsøkene ble kjørt i rundt 18 timer før avslutning.

Det ble tatt ut vannprøver av avrenning før felling, forfelt vann i utløp fra stor beholder og rensert vann i utløp fra filterløsninger. Vannprøvene ble i hovedsak tatt ut med intervaller på 2 timer.



Figur 12-1: Pilotforsøk med fellingskjemikalier og filtrering. Kjemikaliene ble tilsatt i rund dunk hvor en pumpe sørget for god innblanding. Utfelling og fnokking skjedde i plastkaret. Utløpsvannet fra karet ble fordelt på 4 ulike filtre som fjernet utfelt humus.



Figur 12-2: Vannkvalitet før og etter felling og filtrering. Filtermaterialer brukt til fjerning av utfelt humus i pilotforsøk.

12.2.2 Resultater

Konsentrasjonene av kobber og bly etter tilsetning av PAX-XL60 var omtrent lik innløpsvannet, men etter filtrering gjennom jernhydroksid, kalk eller skjellsand var konsentrasjonene for disse metallene lavere enn LBRL (Figur 12-3). Sandfilteret fungerte langt dårligere og fjerner en mindre andel av disse metallene.

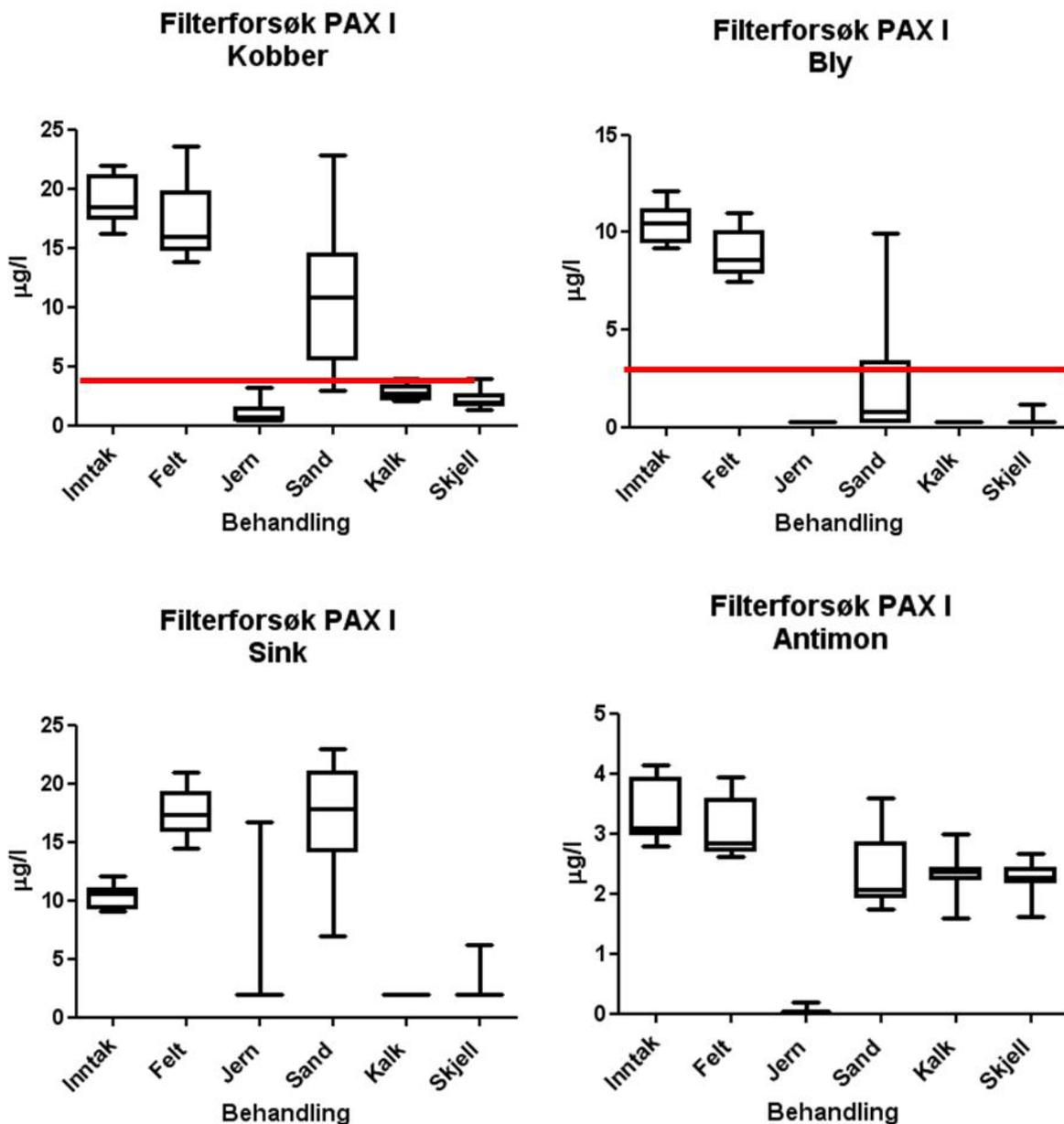
Tilsetning av PAX-XL60 økte konsentrasjonen av sink betydelig (Figur 12-3), men både filteret med jernhydroksid, kalk og skjellsand fjernet sink effektivt (bortsett fra den siste prøven som ble tatt ut i forsøket hvor konsentrasjonen av sink var $17 \mu\text{g/l}$ -økning fra $<0,4 \mu\text{g/l}$). Sink ble ikke adsorbent i sandfilteret.

Tilsetning av PAX-XL60 medførte ingen endring i konsentrasjonen av antimon i løsning, og det var bare filteret med jernhydroksid som ga en effektiv fjerning av antimon (Figur 12-3).

Bruk av sortert grov kvartssand ga gjennomgående dårligst renseeffekt, i gjennomsnitt rundt 50 % for både kobber og antimon, noe bedre for bly. For sink skjedde det ingen fjerning, snarere en mobilisering fra sanda. Slik mobilisering kan skje som følge av lav pH knyttet til tilsats av surt fellingsmiddel, og der kvartssand har liten bufferkapasitet.

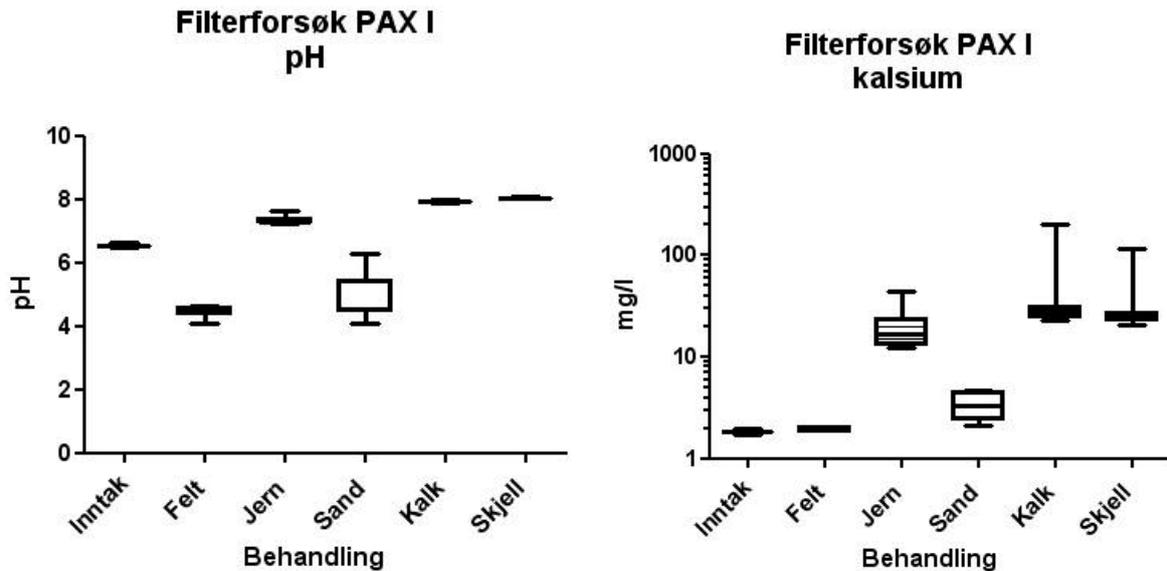
Knust kalkstein og skjellsand ga relativt lik renseeffekt, rundt 85 % for kobber og tilnærmet fullstendig fjerning av sink. For antimon ga disse filtermaterialene liten renseeffekt, noe som nok har sammenheng med at disse filterne skaper en høy pH som er ugunstig for rensing av antimon. Adsorpsjon av antimon på kaolinitt og amorf $\text{Fe}(\text{OH})_3$ er for eksempel vist å avta vesentlig ved økende pH (Xi *et al.* 2010; Tighe *et al.* 2005).

Granulert jernhydroksid (CFH 12) viste svært god rensegrad, og fjernet skytefeltmetallene slik at konsentrasjonene i utløpet var under deteksjonsgrensen for de fleste prøvene (Figur 12-3).



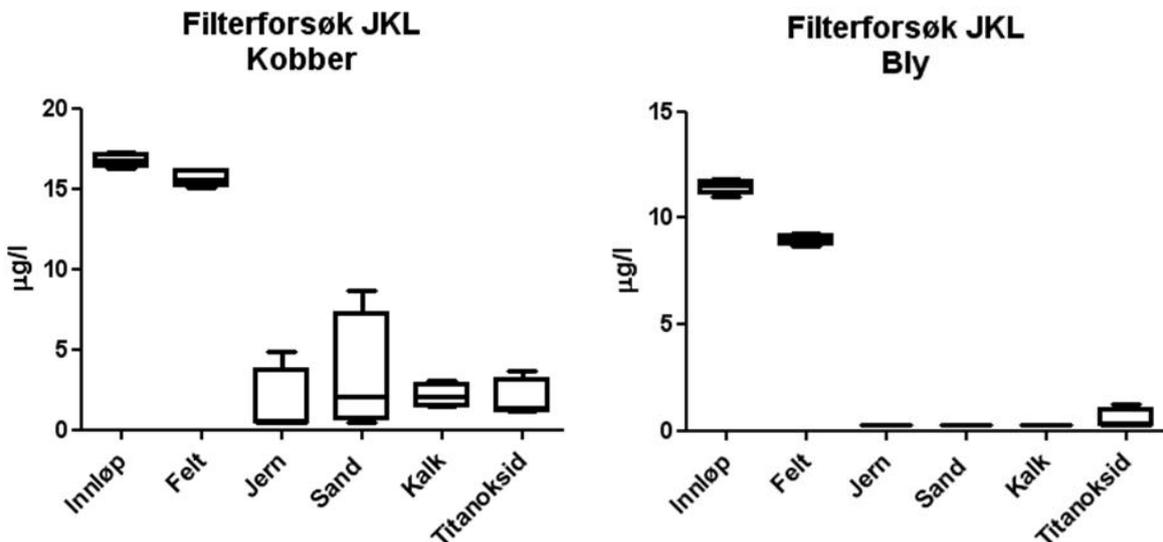
Figur 12-3: Konsentrasjoner av kobber, bly, sink og antimon i avrenning fra skytefelt 27 ved inntak målehytte (P2), etter felling med PAX XL-60 (felt) og filtrering (Jern-granulert jernhydroksid ($Fe(OH)_3$); Sand-grov sand; Kalk-granulert kalk; Skjell; skjellsand). Den røde streken markerer lowest biological risk level (LBRL). Se figur 8.6 for tegnforklaring.

Filtrene av jernhydroksid, kalk og skjellsand ga en betydelig økning i pH og innhold av kalsium i avrenningen (Figur 12-4). Dette er gunstig og kan være nødvendig for å oppnå en god vannkvalitet etter bruk av fellingskjemikalier.



Figur 12-4: pH og konsentrasjon av kalsium i avrenning fra skytefelt(Innløp), etter felling med JKL (felt) og filtrering gjennom granulert jernhydroksid(Jern), grov sand(Sand), knust kalkstein(Kalk) og skjellsand (Skjell). Se figur 8.6 for tegnforklaring.

I september 2009 ble tilsvarende fellings- og filtreringsforsøk gjennomført ved bruk av jernkloridsulfat (JKL). Resultatene fra forsøket viste at JKL som fellingskjemikalium medførte like effektiv fjerning av kobber, bly (Figur 12-5) og antimon som PAX-XL60. pH i avrenningen etter felling var imidlertid lavere ved bruk av JKL enn ved bruk av PAX XL60



Figur 12-5: Konsentrasjoner av kobber og bly i avrenning fra skytefelt(Innløp), etter felling med JKL (felt) og filtrering gjennom granulert jernhydroksid(Jern), grov sand(Sand), knust kalkstein(Kalk) og grov titanoksid. Se figur 8.6 for tegnforklaring.

12.2.3 Oppsummering

Felling og filtrering ga en effektiv tilbakeholdelse av skytefeltmetallene bly og kobber og avhengig av filtermateriale ble også antimon og sink effektivt fjernet. Både aluminiums-

jernbaserte fellingskjemikalier ga god effekt på utfelling og fnokking av humus i vann fra skytefeltet. Felling etterfulgt av filtrering gjennom granulert jernhydroksid ga en tilnærmet fullstendig tilbakeholdelse av skytefeltmetallene, også antimon.

Filtrering ble gjennomført ved en midlere hydraulisk belastning på 0,5 m/time. På vannverk kjøres tilsvarende filterløsninger for fjerning av humus med en hydraulisk belastning på 5 - 10 m/time. Dette kan være en aktuell proseshastighet også for skytefeltmetaller.

12.3 Reaktive filtermaterialer uten forfelling

Forsøkene med felling og filtrering avdekket interessante forskjeller i rensegrad mellom de ulike filtermaterialene. Spesielt nyttig var resultatene med jernhydroksid som også ga svært gode resultater for antimon. Det ble derfor gjennomført et eget pilotforsøk hvor avrenning fra skytefeltet ble behandlet ved filtrering gjennom ulike filtermaterialer uten tilsats av fellingskjemikalier.

12.3.1 *Forsøksoppsett*

Filtermaterialene som ble prøvd ut i dette forsøket var grov sand, grov titanoksid, knust kalkstein og granulert jernhydroksid (skjellsand ble ikke testet).

Forsøket ble kjørt i samme filterkolonner som brukt i pilotforsøk med fellingskjemikalier, dvs. et filtervolum på rundt 10 l (kap. 12.2). Forsøket ble kjørt i 10 timer og hydraulisk belastning var rundt 0,6 m/time. Det ble tatt ut fire serier med vannprøver som dokumenterte rensning gjennom de ulike filtermaterialene.



Figur 12-6: Forsøk med filtrering av vann fra skytefeltet og filterløsninger med grov sand, titanoksid, knust kalkstein og granulert jernhydroksid.

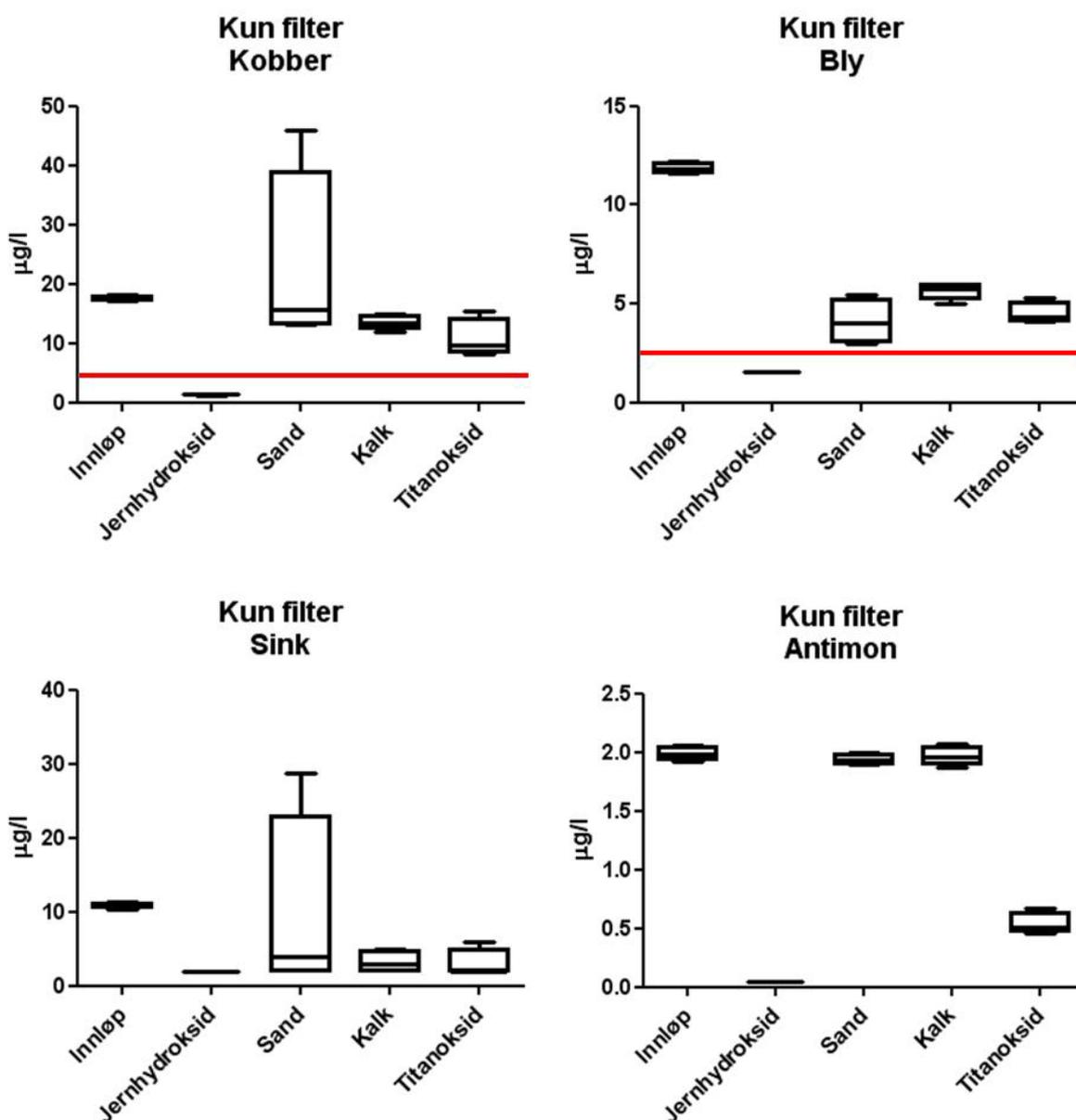
12.3.2 Resultater

Det var bare jernhydroksid som adsorberte kobber tilfredsstillende av filtermaterialene som ble testet (Figur 12-7): grov sand ga ingen adsorpsjon, mens kalk og titanoksid ga en svak adsorpsjon av kobber. Adsorpsjonen av kobber i kalkfilteret var langt dårligere enn i forsøket med forfelling. For kobber viste knust kalkstein en rensegrad på rundt 25 % mens titanoksid renses rundt 40 %. Granulert jernhydroksid fjernet kobber til under deteksjonsgrensen.

Også for bly var det kun jernhydroksid-filteret som ga en vannkvalitet som tilfredsstillende LBRL. Adsorpsjonen i sandfilteret var omtrent den samme som i forsøket med PAX-XL60, men betydelig dårligere sammenlignet med bruk av jernklorid. Generelt var adsorpsjonen

av bly lavere uten bruk av fellingskjemikalium. For bly varierte rensegraden fra rundt 50 % i knust kalkstein og titanoksyd til over 95 % for granulert jernhydroksid (Figur 12-7).

Adsorpsjonen av sink og antimon var omtrent den samme som ved bruk av fellingskjemikalier: ingen adsorpsjon i sandfilteret av sink og antimon, men betydelig adsorpsjon av sink i kalkfilteret. Jernhydroksid adsorberer sink og antimon like bra uten fellingskjemikalium. Også titanoksyd adsorberer sink og antimon, men filteret er ikke like effektivt som jernhydroksidfilteret for antimon (Figur 12-7). Titanoksyd fjernet nærmere 70 % av antimon, mens granulert jernhydroksid fjernet antimon til under deteksjonsgrensen (Figur 12-7).



Figur 12-7. Konsentrasjoner av kobber, bly, sink og antimon i avrenning fra skytefelt før og etter behandling i rensefiltre med granulert jernhydroksid, grov sand, knust kalkstein og grov titanoksyd. Den røde streken markerer lowest biological risk level (LBRL). Se figur 8.6 for tegnforklaring.

12.3.3 *Oppsummering*

I et kortvarig pilotforsøk ga rensfilteret med granulert jernhydroksid en tilnærmet fullstendig rensing av skytefeltmetallene. For de andre filtermaterialene (titanoksid, knust kalkstein og grov sand) var rensgraden vesentlig dårligere enn oppnådd ved kombinasjon av fellingskjemikalier og filtrering. Aktuell hydraulisk filterbelastning var rundt 0,6 m/time og forsøket varte i 10 timer.

13. Granulert jernhydroksid (CFH 12) - fullskala forsøk

13.1 Innledning

Pilotforsøket viste at granulert jernhydroksid ga en tilnærmet fullstendig fjerning av skytefeltmetallene (kap. 12). Undersøkelsene av dette filtermaterialet ble derfor videreført i 2010.

13.2 Gjennomføring

En filtertank (høyde 3 m og diameter 0,6 m) ble fylt med granulert jernhydroksid (Figur 13-1). Det ble fylt opp med 18 sekker med filtermateriale, til sammen 450 kg.

En kontrollert mengde avrenning fra skytefeltet ble ført gjennom filteret (maksimalt 5 liter per minutt). Filterforsøket var i drift fra 08.06.10 fram til 21.10.10.



Figur 13-1: Filtertank for filtermateriale før og etter oppfylling av filtermateriale og med fordelingsløsning av slisset drensør på toppen.

Filteret ble kontinuerlig belastet med en vannmengde på mellom 1 og 5 liter i minuttet. Samlet gjennom nesten 5 måneder behandlet filteret ca. 400 m³ vann.

13.3 Resultater

Filteret ga en god rensing av kobber, bly og antimon gjennom hele forsøksperioden (Figur 13-2). Renset avrenning hadde konsentrasjoner av bly og kobber ned mot de aktuelle biologiske effektkonsentrasjonene (LBRL) på hhv. 2,5 og 3 µg/l (Figur 13-2). For kobber og antimon var rensesgraden høyere enn 80 % gjennom storparten av forsøksperioden (Figur 13-3).

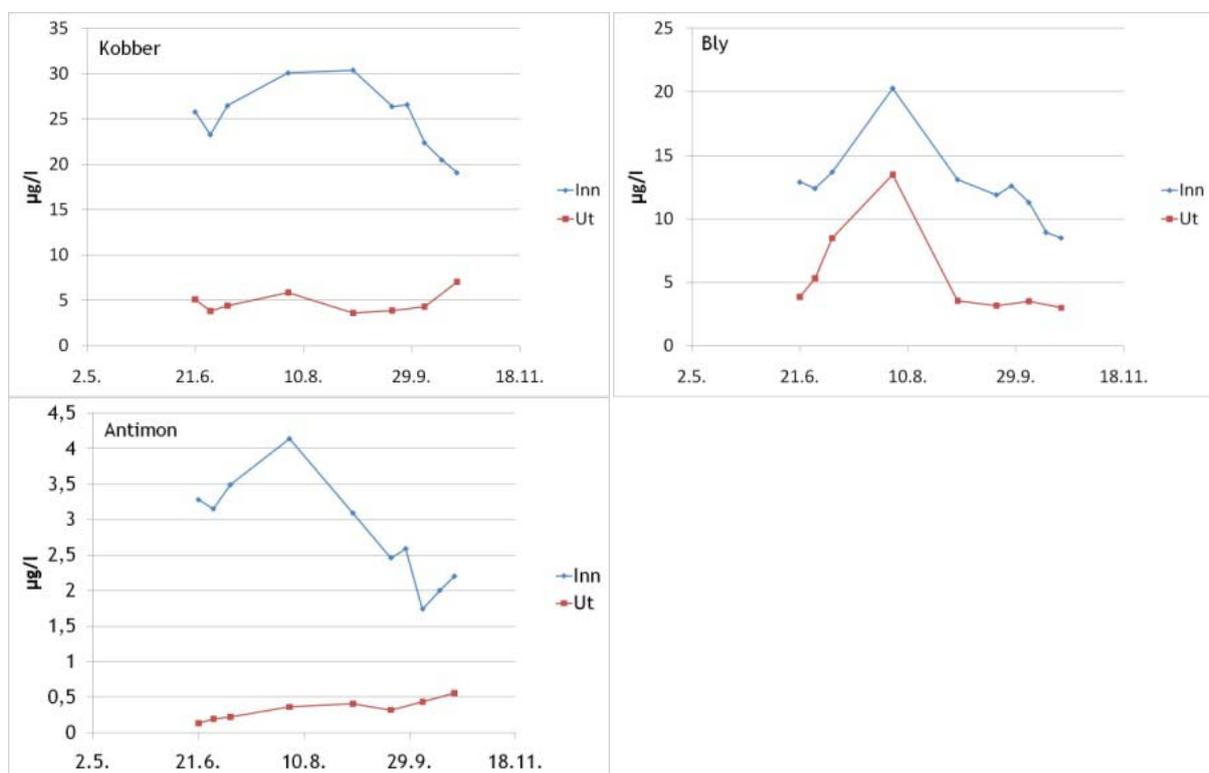
For bly var rensesgraden i hovedsak over 60 %, men for en kortere periode var rensesgraden redusert til mellom 30 og 55 %. I denne perioden økte innløpskonsentrasjonen av bly fra 12 til 20 µg/l (Figur 13-3).

Det var synlige forskjeller på vannkvaliteten inn og ut av rensefilteret (Figur 13-4). Innløpsvannet var brunfarget av humus, mens utløpsprøven var blank.

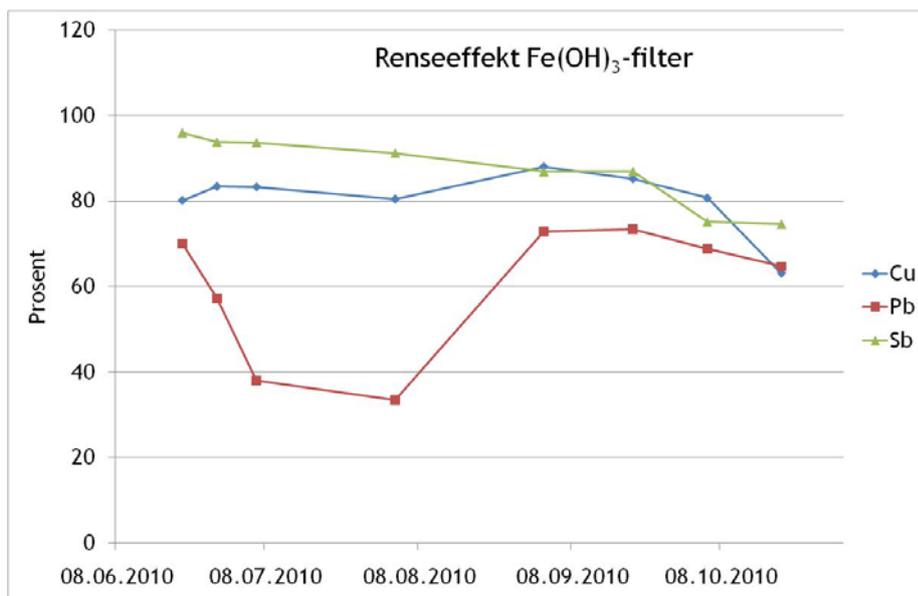
Rensegraden for skytefeltmetallene var svakt avtakende mot slutten av forsøket, men det antas at filtermaterialet har vesentlig større bindingskapasitet for metaller før det når metning.

Driftsmessig var det problemer med gradvis klogging av toppflaten på filteret. Det var derfor nødvendig med jevnlig røring i toppflaten for å opprettholde vannledningsevnen i filteret. Fra slutten av september og ut oktober ble det kjørt ukentlig tilbakespyling for å opprettholde hydraulisk kapasitet i filteret (Figur 13-5).

Sett i forhold til mengden avrenning fra skytebane 27 skulle forsøket vært utført ved en høyere hydraulisk belastning. Den hydrauliske kapasiteten var imidlertid mindre enn antatt. Årsaken var gradvis gjentetting av innløpssonen og den øvre delen av filteret. I tillegg var det større strømningsmotstand i perforert utløpsdel i bunnen av filtertanken enn antatt før oppstart.



Figur 13-2: Konsentrasjoner av bly, kobber og antimon i avrenning inn i Fe(OH)₃-filter og etter rensing (Ut).

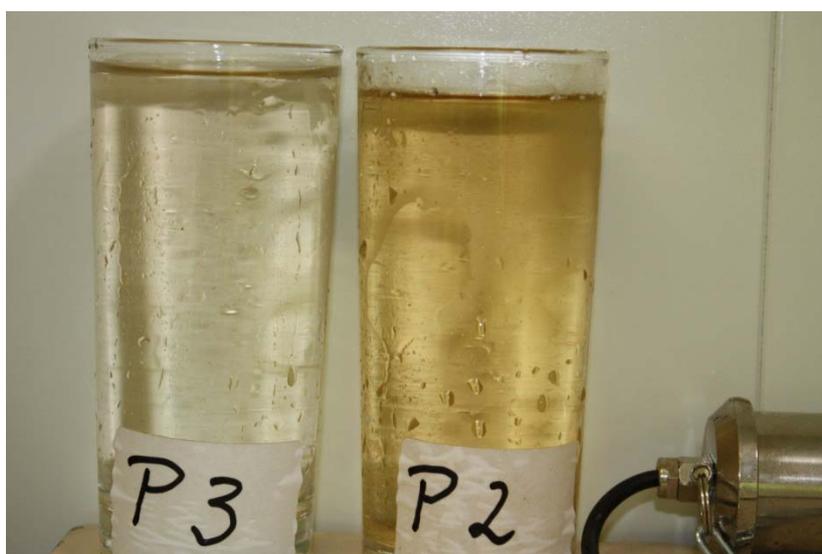


Figur 13-3: Prosentvis rensegrad for kobber, bly og antimon gjennom forsøket (8/6-21/10 2010).

Gjennom forsøksperioden ble filteret samlet tilført rundt 400 m³ forurenset avrenning. Basert på konsentrasjoner inn og ut av filteret, ble det fjernet 8,6 gram kobber, 3,1 gram bly, 1,2 gram antimon og 4,8 kg organisk materiale. Den gjennomsnittlige rensegraden for disse stoffene var henholdsvis 80, 54, 90 og 75 % (Tabell 13-1). Konsentrasjonen av sink i avrenning økte etter filtrering som følge av utslipp fra filteret.

Tabell 13-1: Mengde (gram) kobber, bly, sink, antimon og totalt organisk karbon (TOC) inn og ut av filteret gjennom forsøksperioden (8/6 - 21/10). Beregningene er utført på bakgrunn av hyppige målinger av vannføring samt blandprøver av inn- og utløp.

	Cu (g)	Pb(g)	Zn (g)	Sb (g)	TOC (g)
Inn	10,6	5,6	6,5	1,3	6452
Ut	1,98	2,5	16	0,12	1626
Rensegrad (%)	81	54	-144	90	75



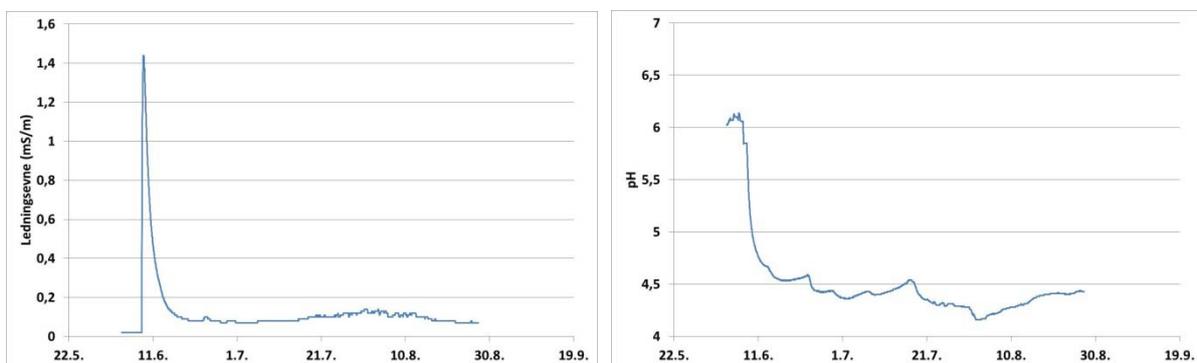
Figur 13-4: Visuelle forskjellen mellom innløp (P2) og utløp (P3) av rensefilter ved hhv start og slutt.



Figur 13-5: Tilbakespyling av filter for å opprettholde hydraulisk kapasitet.

Logging av vannkjemi i utløpsvannet fra filteret viste at det skjedde en utvasking av ulike ioner i perioden rett etter oppstart. Dette medførte en kraftig økt ledningsevne i utløpet de første dagene filteret ble belastet (Figur 13-6). Deretter normaliserte ledningsevnen seg på et nivå litt høyere enn tilført skytefeltavrenning.

Filtermaterialet av jernhydroksid er laget med utgangspunkt i en jernsulfatløsning tilført magnesiumhydroksid. Ved kontakt med vann gir filtermaterialet en svakt sur reaksjon. Dette medfører at pH i avrenningen senkes gjennom kontakt med filteret. Før oppstart viste avrenningen fra skytefeltet en pH på rundt 6. Etter oppstart viste utløpsvannet en pH på rundt 4,5, og var relativt stabil gjennom resten av forsøksperioden (Figur 13-6).



Figur 13-6: Viser ledningsevne (mS/cm) og pH i avrenning fra skytefeltet før og etter oppstart av rensefilter med jernhydroksid.

Etter avsluttet forsøk ble det tatt prøve av brukt (øverste 10 cm av filtermaterialet i kummen) og nytt filtermateriale som ble analysert for innhold av skytefeltmetaller og organisk stoff. Som forventet viste analysene en anrikning av kobber, bly og organisk stoff i det brukte filtermaterialet (Tabell 13-2).

For antimon viste det nye filtermaterialet en høyere konsentrasjon enn det brukte (Tabell 13-2). Dette stemmer ikke med oppfølgingsresultatene som viste av det skjedde en effektiv fjerning av antimon.

For kalsium, kalium og magnesium viste analysene at det hadde skjedd en utvasking fra det brukte filtermaterialet (Tabell 13-2), noe som stemmer med observasjonene av økt ledningsevne og økte konsentrasjoner av kalsium i utløpsvannet (P6).

Ved sammenligning av innholdet av ulike elementer i nytt og brukt filtermateriale må en ta hensyn til tapet av fast masse som skjer gjennom utvasking av kalsium, kalium, magnesium

med tilhørende anioner. Dette kan bidra til en overestimering av mengde kobber, bly og humus bundet til filtermaterialet.

Tabell 13-2: Analyseverdier (mg/kg TS) for kobber, bly, sink, antimon, organisk stoff, jern, kalsium, kalium og magnesium i nytt og brukt filtermateriale av jernhydroksid (CFH 12).

Element	Cu	Pb	Zn	Sb	TOC	Fe	Ca	K	Mg
Nytt	6,4	19,2	236	4,4	1270	470000	1850	700	6260
Brukt	32,1	57,8	262	3,4	12500	481000	159	35	1020

13.4 Oppsummering

Et forsøk med fullskala rensefilter basert på granulert jernhydroksid (Kemira CFH 12) viste god rensegrad for kobber (81 %), antimon (90 %) og humus (75 %). Rensegraden var noe dårligere for bly (54 %). Sink ble mobilisert fra rensefilteret slik at utløpskonsentrasjonen var over dobbelt så høy som innløpskonsentrasjonen.

Filterforsøket ble kjørt med en midlere hydraulisk belastning på 1,5 m³/døgn og hadde en varighet på 135 døgn. Det hadde vært ønskelig å kjøre forsøket ved en høyere hydraulisk belastning, men dette ble begrenset av klogging og strømningsmotstand. Filtermaterialet har sannsynligvis en betydelig restkapasitet for fjerning av kobber, antimon, bly og humus før metning. Brukt som motstrømsfilter med tilbakespyling forventes renseløsningen å kunne ha behandlet langt større volumer med skytefeltavrenning.

14. Granulert jernhydroksid (CFH 12) - sekkefilter

14.1 Innledning

En av hensiktene med å etablere rensedammer var å kunne legge ut filtermaterialer for å kunne etterpolere vannkvaliteten for eksempel med hensyn på pH (kalkfilter). Uttesting av jernhydroksid materialet i stor skala (kap. 13) viste at materialet var godt egnet til å redusere konsentrasjonene av kobber, bly og ikke minst antimon i avrenningen, men at kun en liten andel av avrenningen kunne renses på grunn av lav hydraulisk kapasitet.

For å øke filteroverflaten og dermed vannmengden som potensielt kan renses med jernhydroksidet, ble det i september 2010 gjort et forsøk med å legge ut filtermaterialet i sekker ved utløpet av rensedam 1.

14.2 Gjennomføring

Granulert jernhydroksid ble pakket i striesekker som ble lagt i strømningssonen til utløpskummen fra rensedam 1 (Figur 14-1). Sekkene ble plassert ut 9. september 2010. Etter dette ble det tatt ut 5 blandprøver fra utløpet for å vurdere effekten av sekkefiltrene på avrenningskvaliteten fra skytebane 27. Konsentrasjonene i utløpet (P6) ble sammenlignet med konsentrasjonene i målehytta (P2).



Figur 14-1: Striesekker pakket med granulert jernhydroksid før og etter utlegging mot utløpszone dam 1 i den naturbaserte renseløsningen.

14.3 Resultater

Konsentrasjonene av kalsium og jern, samt pH, økte signifikant ($p < 0,05$) etter utlegging av sekkefiltrene. Konsentrasjonene av kobber og bly ble redusert (bare bly viste en signifikant reduksjon), mens konsentrasjonene av sink og antimon i liten grad ble endret (Tabell 14-1). Renseeffekten for kobber, bly og antimon (hhv. 18, 40 og 1 %) var betydelig lavere enn i storskalaforsøket, spesielt for antimon. Dårlig renseseffekt skyldes mest sannsynlig at en stor del av avrenningen strømmet utenom sekkene, der motstanden er lavest. Manglende kontakt mellom filtermaterialet og vannet som passerte ga relativt lav fjerning av metaller.

I forsøksperioden 9. september til 20. oktober rant det 18 700 m³ vann gjennom anlegget. Multipliseres konsentrasjonsdataene med vannføringen viser dette at betydelige mengder metall ble adsorbent i sekkefilteret (Tabell 14-1). Basert på differansen av

gjennomsnittskonsentrasjonene før og etter sekkefiltrene, ble det adsorbert 77 gram kobber, 79 gram bly, 17 gram sink og 0,4 gram antimon i filteret i perioden (Tabell 14-1). Dette er betydelig mer enn de mengdene som ble adsorbert i fullskalakolonneforsøk (kap. 13) og illustrerer at økningen av filterflate har vesentlig betydning for total adsorpsjon.

Tabell 14-1: Gjennomsnittskonsentrasjoner (5 prøver) for inn (målehytte, P2) og utløp (P6) etter at sekkefilteret ble lagt ut i rensedam 1 (periode 9.sept.-20.okt 2010). Tall merket med stjerne er signifikant ($p < 0,05$) endret i forhold til innløpsverdien. Kvantifisering av metallmengder (gram, kilo) er gjort ved å multiplisere med total vannføring i forsøksperioden (18 700 m³).

	Ca	Fe	Al	Cu	Pb	Zn	Sb	pH	TOC
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l		mg/l
Målehytte (P2)	1,6	0,72	283	23,0	10,6	15,0	2,20	5,7	14,5
Ut (P6)	2,2*	1,2*	247	18,9	6,40*	14,1	2,18	6,2*	12,7
	kilo	kilo	kilo	gram	gram	gram	gram		kilo
Målehytte (P2)	29,9	13,5	5,3	429,7	198,1	280,3	41,1		270,9
Ut (P6)	41,1	22,4	4,6	353,1	119,6	263,4	40,7		237,3
Endring (kilo/gram)	11,2	9,0	-0,7	-76,6	-78,5	-16,8	-0,4		-33,6
Rensegrad (%)	37,5	66,7	12,7	-17,8	-39,6	-6,0	-0,9		-12,4

Mens konsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen fra fullskalaforsøket var 4-5 µg/l dvs. i nærheten av LBRL for disse metallene, var konsentrasjonene i vannet etter passering av sekkefilteret betydelig høyere (hhv 19 og 6 µg/l for kobber og bly). En bedre renseseffekt kan trolig oppnås ved at sekkene legges tettere og over vannflaten (se Figur 14-1). Det er imidlertid sannsynlig at den hydrauliske kapasiteten da vil bli for liten slik at vannet stuves opp i dammen. En mulig løsning vil være å lage et grovere granulat av jernhydroksidet eller å blande inn mindre mengder i et grovere materiale.

14.4 Oppsummering

Resultatene så langt viser at jernhydroksid har et stort potensial for å redusere konsentrasjonene av kobber, bly og ikke minst antimon, i avrenning. Resultatene viser samtidig at hovedutfordringen er å behandle store vannmengder. Lav hydraulisk kapasitet og tetting av filteret på grunn av jern-humus-metall - utfellinger gjør at kun mindre mengder vann kan behandles slik at konsentrasjonene i avrenningen nærmer seg de biologiske akseptkriteriene som finnes for eksempel for kobber og bly i dag (LBRL, se kap. 3.1).

For å øke den hydrauliske kapasiteten må et grovere materiale av jernhydroksid lages (4-10mm). En annen løsning kan være å blande en mindre mengde av dagens jernhydroksid i et grovere materiale.

Det er ikke gjennomført forsøk som beskriver adsorpsjonskapasiteten (gram adsorbert metall per gram filtermateriale) og det er derfor fortsatt usikkert hvor "holdbart" materialet er. Jernhydroksid er relativt kostbart, men dersom materialet kan benyttes til å behandle avrenning gjennom flere år, evt. etter regenerering av materialet, reduseres kostnadene. Varigheten av de forsøkene som er utført er for korte til å si noe om dette. Kontrollerte laboratorieforsøk (adsorpsjonsforsøk) er en egnet måte å bestemme adsorpsjonskapasiteten til slike filtermaterialer.

15. Sammenfattende vurdering - praktisk anvendelse

Undersøkelsene av rens tiltak for metallholdig avrenning fra skytefelt har vist følgende:

Enkle naturbaserte rens tiltak som dammer og våtmarker vil kunne bidra til å fjerne skytefeltmetaller i avrenning fra skytebaner. Renseprosessene antas å kunne stimuleres gjennom riktig bruk av kalk, gjødsling og tiltak for mobilisering og tilførsel av treverdige jern til renseløsningene.

Aluminium- og jernbaserte fellingskjemikalier gir effektiv koagulering av humus og etter sedimentering, evt. filtrering kan betydelige mengder bly og kobber fjernes. Et godt resultat forutsetter riktig dosering og god innblanding, samt effektiv fjerning av utfelt humus. Drift av slike anlegg kan være krevende og kostbart under feltforhold med frost og varierende vannføring.

Forskjellige skytefelt vil ha ulike naturgitte forhold og renseløsninger for å fjerne skytefeltmetaller fra avrenningen må designes ut fra lokale forhold og vassdragets sårbarhet.

For mye brukte skytebaner nær militæranlegg med lite og avgrenset nedbørfelt, kan mer driftsintensive renseløsninger basert på fellingskjemikalier og rensfiltere være aktuelt.

For eldre og mindre brukte skytebaner med større nedbørfelt, vil det være mer aktuelt med ekstensive renseløsninger i form av dammer og våtmarker tilrettelagt for binding og felling av skytefeltmetaller. Herunder inngår nedbørstyrt manipulering av vannkjemi for eksempel ved bruk av kalk.

Rens tiltakene for å fjerne skytefeltmetallene i avrenning må planlegges i samspill med arealtiltak for å redusere mobilisering og transport av metaller fra selve skytefeltet (kalking, drening, terrenggrøfter osv.).

Resultatene så langt viser at jernhydroksid har et stort potensial for å redusere konsentrasjonene av kobber, bly og ikke minst antimon, i avrenning (filtre av kalk- og skjell adsorberer også kobber og bly). Resultatene viser samtidig at hovedutfordringen er å behandle store vannmengder. Lav hydraulisk kapasitet og tetting av filteret på grunn av jern-humus-metall - utfellinger gjør at kun mindre mengder vann kan behandles slik at konsentrasjonene i avrenningen nærmer seg de biologiske akseptkriteriene som finnes for eksempel for kobber og bly i dag (LBRL, se kap.3.1).

For å øke den hydrauliske kapasiteten må et grovere materiale av jernhydroksid lages (4-10mm). En annen løsning kan være å blande en mindre mengde av dagens jernhydroksid i et grovere materiale.

Da de virkelig effektive tiltakene (felling og reaktive filterløsninger) begrenses ved lav hydraulisk kapasitet, er det hensiktsmessig å legge tiltaket så nære kilden som mulig. På denne måten kan mindre og mer konsentrert vann behandles.

16. Referanser

- EURAR 2008. European Union Risk Assessment Report (2008). Diantimony trioxide, CAS No: 1309-64-4, EINECS No: 215-175-0, RISK ASSESSMENT.
- Heier, L.S., Meland, S., Ljønes, M., Salbu, B. og Strømseng, A.E. 2010. Short-term temporal variation in speciation of Pb, Cu, Zn and Sb in a shooting range runoff stream. *Science of the Total Environment* 408: 2409-2417.
- Roseth, R., Amundsen, C.E. og Johansen, Ø. 2008. Forsøk med rensing av bekkevann fra felttskytebaner i 2008. Forsøksanlegg på Terningmoen. Bioforsk-rapport 161/2008. Bioforsk Jord og miljø, Fredrik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.
- Strømseng, A.E., Ljønes, M. og Mariussen, E. 2009. Resultater av vannprøvetaking på Forsvarets testanlegg for fellingskjemikalier på Terningmoen. FFI-rapport XX/2009. Forsvarets forskningsinstitutt, 2007 Kjeller.
- Tighe, M., Lockwood, P. og Wilson, S. 2005. Adsorption of antimony(V) by floodplain soils, amorphous iron(III) hydroxide and humic acid. *J Environ Monit* 7: 1177-1185.
- Xi, J., He, M. og Lin, C. 2010. Adsorption of antimony(V) on kaolinite as a function of pH, ionic strength and humic acid. *Environ Earth Sci* 60: 715-722.

17. Vedlegg

17.1 Nedbørdata for Elverum-Fagerhaug 2008-2010

	2008											
	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des
Antall	31	29	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
Laveste
Dag	1	3	4	1	5	1	1	1	4	7	1	1
Høyeste	11,7	14,8	7,3	6	19,2	13,6	24,8	25	8,4	21,6	16,7	8,2
Dag	6	2	30	7	24	24	14	4	5	5	30	3
Sum	80	43,6	53	31,5	78,9	61,8	90,7	112,7	32,8	105,8	64,3	30
Middel												
Normal	38	29	33	37	56	71	85	73	78	67	58	45
Avvik	42	14,6	20	-5,5	22,9	-9,2	5,7	39,7	-45,2	38,8	6,3	-15
%	210,5	150,3	160,6	85,1	140,9	87	106,7	154,4	42,1	157,9	110,9	66,7
	2009											
Antall	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
Laveste
Dag	1	1	4	1	1	1	1	2	2	2	6	2
Høyeste	8,2	15,4	7,8	16,4	21,2	14,2	27,5	29	23,2	28,5	15,4	9,2
Dag	25	8	9	9	27	19	21	16	4	7	24	26
Sum	33,6	41,9	38,9	33,2	45,3	46,5	189,8	127,8	43	56,8	113	46,9
Middel												
Normal	38	29	33	37	56	71	85	73	78	67	58	45
Avvik	-4,4	12,9	5,9	-3,8	-10,7	-24,5	104,8	54,8	-35	-10,2	55	1,9
%	88,4	144,5	117,9	89,7	80,9	65,5	223,3	175,1	55,1	84,8	194,8	104,2
	2010											
Antall	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
Laveste
Dag	1	1	1	4	2	1	2	2	1	1	1	1
Høyeste	2,9	7,9	8,1	8,6	8	33,8	16,8	42	21	14,7	3,7	4,8
Dag	21	28	30	2	17	12	30	14	25	30	3	20
Sum	11,9	30,1	37,3	28,4	41,2	107,1	102,4	160,7	114,9	48,6	9,1	22,1
Middel												
Normal	38	29	33	37	56	71	85	73	78	67	58	45
Avvik	-26,1	1,1	4,3	-8,6	-14,8	36,1	17,4	87,7	36,9	-18,4	-48,9	-22,9
%	31,3	103,8	113	76,8	73,6	150,8	120,5	220,1	147,3	72,5	15,7	49,1

17.2 Analyseresultater av avrenningsprøver

(Inn-P1), målehytte (P2), slamavskiller (P3) og utløp (P6) ved skytebane 27, Terningmoen, 2008-2010.

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC	Sulfat	Klorid	Nitrat
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Inn	02.09.2008	2008	Høst	1,2	0,68	58737	5,4	1,22	0,488	348	21,3	41	13,8	16,9	3,93	3,3	7,01	12,5			
Inn	04.09.2008	2008	Høst	.	4,76	411158	3,03	1,2	0,448	410	31,5	36	19,2	23,2	7,36	2,1	6,47	12,2			
Inn	06.09.2008	2008	Høst	5,5	1,49	128842	2,54	1,14	0,425	392	34	31,9	21,5	25,4	7,76	2	6,01	13,5			
Inn	08.09.2008	2008	Høst	5,2	2,83	244421	2,48	1,15	0,432	361	31,9	31,5	21,5	24,8	7,57	1,9	5,91	13,3			
Inn	09.09.2008	2008	Høst	2,3	2,83	244421	2,49	1,3	0,426	406	33,3	31,4	22,3	25,7	7,31	1,9	5,97	13,3			
Inn	11.09.2008	2008	Høst	.	1,18	102316	2,92	1,31	0,444	411	31,8	36,2	19,8	27,7	6,51	2,3	6,45	13,3			
Inn	13.09.2008	2008	Høst	.	0,70	60632	2,83	1,32	0,451	400	27,7	38,9	17,4	26,5	5,31	2,2	6,14	12,7			
Inn	15.09.2008	2008	Høst	.	0,48	41684	2,62	1,45	0,437	341	19,5	36,3	14,3	19,1	3,64	2,2	6,09	10,8			
Inn	17.09.2008	2008	Høst	.	0,39	34105	2,88	1,09	0,45	309	19,4	33	11,7	16,8	3,47	2,4	7	10,9	0,32	50,7	155
Inn	19.09.2008	2008	Høst	.	0,33	28421	2,88	1,18	0,48	329	17,3	42,5	11,6	16,7	3,46	2,2	6,91	10,7	0,34	27,6	48
Inn	21.09.2008	2008	Høst	.	0,29	24632	3,07	1,38	0,501	305	17,9	49,6	11,5	16,2	3,65	2,3	6,93	10,7	0,32	0,7	13
Inn	23.09.2008	2008	Høst	.	0,26	22737	3,33	1,58	0,542	302	17,1	62,2	10,9	16,1	3,35	2,5	6,83	10,2	0,35	47,7	68
Inn	25.09.2008	2008	Høst	.	0,22	18947	3,38	2,03	0,561	297	15,9	75,2	10,5	15	3,06	2,6	6,61	9,6	0,32	0,62	15
Inn	27.09.2008	2008	Høst	.	0,20	17053	3,54	1,6	0,555	262	13,7	71,8	9,27	13,9	2,96	2,8	6,9	9,7	0,35	0,62	15
Inn	29.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,54	1,46	0,565	250	12,7	70,6	9,09	16,9	2,73	2,8	6,73	9,8	0,34	0,61	15
Inn	30.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,59	1,83	0,591	272	13,2	78,4	10	14,8	2,82	2,8	6,74	9,5	0,38	0,61	21
Inn	02.10.2008	2008	Høst	3,9	1,14	98526	2,7	1	0,463	258	14,8	44,4	10,6	15,5	2,86	3,5	6,4	10,6	0,65	0,84	20
Inn	04.10.2008	2008	Høst	16,3	5,57	481263	2,6	0,995	0,456	261	21,3	36,6	13,4	21,8	6,37	2,5	6,38	10,4	0,5	0,84	32
Inn	06.10.2008	2008	Høst	1	4,04	348632	2,51	0,862	0,424	298	43,6	29,3	26,1	33,4	10,5	3,4	5,98	14,7	0,57	0,79	19
Inn	07.10.2008	2008	Høst	.	2,15	185684	2,11	0,539	0,359	344	30,4	17,7	21,8	23	4,72	2	5,67	13,3	0,89	1,13	3

Inn	08.10.2008	2008	Høst	.	2,70	233053	4,03	0,422	0,4	319	22,1	13,9	13,8	17,4	2,83	2,9	6,64	12,8	1,12	1,13	4
Inn	09.10.2008	2008	Høst	11,4	8,40	725684	3,92	0,414	0,403	325	21,9	12,2	13,9	17	2,93	2	6,12	12,8	1,08	1,07	3
Inn	10.10.2008	2008	Høst	.	3,31	286105	2,03	0,454	0,351	317	28	13,6	17,9	20,9	4,56	1,8	5,76	12,5	1	0,85	3
Inn	11.10.2008	2008	Høst	3,8	3,09	267158	1,92	0,378	0,337	312	21,8	11,1	15,4	14,8	2,99	2,1	5,86	13,7	1,15	0,88	2
Inn	12.10.2008	2008	Høst	.	1,73	149684	2	0,519	0,343	310	25,8	12,1	18,7	18,8	4,32	1,8	5,75	11,4	1,05	0,87	3
Inn	13.10.2008	2008	Høst	.	1,29	111789	1,6	0,371	0,298	293	19,3	10,3	14,6	16,1	2,34	1,8	5,64	12,1	1,18	0,81	3
Inn	14.10.2008	2008	Høst	.	1,05	90947	1,57	0,34	0,296	296	19	8,86	15	13,5	2,44	1,7	5,63	11,9	1,17	0,8	3
Inn	15.10.2008	2008	Høst	.	0,83	72000	1,59	0,547	0,267	266	17,3	9,19	14	13,4	2,46	2,6	5,58	8,6	1,06	0,74	4
Inn	16.10.2008	2008	Høst	.	0,77	66316	1,78	0,393	0,3	290	18,3	9,66	12,8	14,8	2,63	1,7	5,56	10,3	1,25	0,79	7
Inn	17.10.2008	2008	Høst	.	0,68	58737	1,78	0,394	0,308	280	18,5	9,71	12	13,3	2,66	1,7	5,27	10	1,29	0,76	6
Inn	18.10.2008	2008	Høst	.	0,59	51158	1,96	0,522	0,344	317	19,8	12	13,8	15,6	3	1,8	5,5	11,2	1,42	0,82	8
Inn	19.10.2008	2008	Høst	0,8	0,61	53053	1,72	0,4	0,288	268	17,2	10,4	11,8	12,4	2,83	1,6	5,55	10,1	1,29	0,73	9
Inn	20.10.2008	2008	Høst	3,3	1,14	98526	1,89	0,439	0,322	290	24,6	11,2	13,3	14,1	3,87	1,7	5,41	10,5	1,35	0,78	13
Inn	21.10.2008	2008	Høst	2,4	2,06	178105	1,79	0,443	0,303	272	20,7	11,3	14	14	4,86	1,7	6,22	10,2	1,2	0,72	11
Inn	22.10.2008	2008	Høst	.	1,23	106105	2,04	1,22	0,314	307	23,1	11,4	20,8	16,3	3,86	2,1	6,09	10,4	1,23	0,79	12
Inn	23.10.2008	2008	Høst	.	1,27	109895	2	0,483	0,327	319	31,1	11,1	18,7	18,8	6,58	1,7	5,88	12,3	1,04	0,73	13
Inn	24.10.2008	2008	Høst	15	12,37	1068632	1,87	0,461	0,315	335	27,3	10,4	16,9	18,9	4,13	1,7	5,81	12,4	1,1	0,75	7
Inn	25.10.2008	2008	Høst	1,4	4,41	380842	1,85	0,408	0,297	287	23,7	8,91	15,8	17,6	3,73	1,7	5,81	11,2	1,16	0,79	5
Inn	26.10.2008	2008	Høst	5,5	4,93	426316	1,83	0,391	0,318	294	21,2	8,65	15,2	15,6	3,17	1,7	5,78	11,5	1,26	0,83	6
Inn	27.10.2008	2008	Høst	.	2,37	204632															
Inn	28.10.2008	2008	Høst	.	1,38	119368															

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC	Sulfat	Klorid	Nitrat
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Malehytte	02.09.2008	2008	Høst	1,2	0,68	58737	2,71	0,701	0,441	329	21,7	7,92	7,69	16,6	4,1	2	6,38	13,7			
Malehytte	04.09.2008	2008	Høst	.	4,76	411158	2,74	0,863	0,45	305	22	15,7	9,17	16,4	4,05	2	6,44	11,9			
Malehytte	06.09.2008	2008	Høst	5,5	1,49	128842	2,78	0,981	0,455	309	23	25,8	11,6	15,2	4,59	2,1	6,22	12,2			
Malehytte	08.09.2008	2008	Høst	5,2	2,83	244421	2,85	1,06	0,46	348	26,2	31,5	12,9	25,8	4,8	2,1	6,21	13,1			
Malehytte	09.09.2008	2008	Høst	2,3	2,83	244421	2,82	1,09	0,457	340	26	31,4	13,1	19,8	4,82	2,2	6,29	12,5			
Malehytte	11.09.2008	2008	Høst	.	1,18	102316	2,94	1,01	0,461	326	27,2	21,5	10,8	20,4	4,91	2,2	6,23	11,8			
Malehytte	13.09.2008	2008	Høst	.	0,70	60632	2,81	1,09	0,457	332	26,7	26,9	12,6	19,9	5,34	2,2	6,21	11,6			
Malehytte	15.09.2008	2008	Høst	.	0,48	41684	3,11	1,26	0,469	328	25,5	33,2	11,8	21	4,67	2,3	6,12	12,3			
Malehytte	17.09.2008	2008	Høst	.	0,39	34105	2,94	1,07	0,476	307	23,7	17,2	10,1	16,7	4,37	2,4	6,72	12,1	0,39	0,74	1
Malehytte	19.09.2008	2008	Høst	.	0,33	28421	3,01	1,21	0,496	347	22,8	30,9	12,6	17	4,12	2,1	6,73	11,7	0,4	0,72	1
Malehytte	21.09.2008	2008	Høst	.	0,29	24632	3,02	1,09	0,492	320	24,3	28,9	12	17,3	4,31	2,1	6,72	11,4	0,38	35,1	86
Malehytte	23.09.2008	2008	Høst	.	0,26	22737	3,01	1,02	0,508	342	22,2	29,8	8,8	17,4	4,09	2,2	6,73	11	0,39	0,72	2
Malehytte	25.09.2008	2008	Høst	.	0,22	18947	3,03	0,998	0,499	297	21,8	33,3	8,5	16,7	3,88	2,2	6,6	12,6	0,39	27,1	95
Malehytte	27.09.2008	2008	Høst	.	0,20	17053	3,04	0,836	0,491	259	19	20,2	7,29	14,5	3,7	2,3	6,78	13	0,38	0,71	<1
Malehytte	29.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,01	0,856	0,495	262	19	26,3	7,47	12,7	3,48	2,2	6,72	12,3	0,41	0,7	<1
Malehytte	30.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,07	0,852	0,512	267	19,1	34,3	7,15	15,3	3,49	2,2	6,72	12,2	0,41	0,7	<1
Malehytte	02.10.2008	2008	Høst	3,9	1,14	98526	3,86	1,98	<2	1660000	44,4	110	33,3	94	3,6	1070	3,91	11,9	<0.2	3660	note
Malehytte	04.10.2008	2008	Høst	16,3	5,57	481263	3	1,05	0,501	6530	19,5	44,4	9,5	19,2	3,35	8,2	5,19	6,7	0,41	18	2
Malehytte	06.10.2008	2008	Høst	1	4,04	348632	2,63	0,996	0,452	386	30,7	41,1	16,9	22,8	5,77	2,1	6,47	15,1	0,58	0,91	8
Malehytte	07.10.2008	2008	Høst	.	2,15	185684	2,57	0,875	0,436	334	32,1	37,2	18,7	24,6	5,77	2	6,24	16,1	0,66	0,87	8
Malehytte	08.10.2008	2008	Høst	.	2,70	233053	2,15	0,197	0,384	4210	17,1	25,7	10,2	17,6	2,96	8,8	4,22	8,1	0,87	19,4	4
Malehytte	09.10.2008	2008	Høst	11,4	8,40	725684	2,19	0,398	0,393	5570	21,4	27,4	13,2	20,6	3,55	8,5	4,38	11,1	0,89	19,3	4
Malehytte	10.10.2008	2008	Høst	.	3,31	286105	2,13	1,04	0,381	9880	36,7	29	25,4	20,7	4,69	7	4,73	24,1	0,92	13,3	5
Malehytte	11.10.2008	2008	Høst	3,8	3,09	267158	2,1	0,751	0,384	4930	30,3	26,3	22,2	21,7	4,25	6,2	4,72	16,4	0,95	9,63	5
Malehytte	12.10.2008	2008	Høst	.	1,73	149684	2,16	0,647	0,384	3420	27,7	25,5	19,6	19	4,1	5	5,32	16	0,97	6,65	5

Malehytte	13.10.2008	2008	Høst	.	1,29	111789	2,16	0,56	0,382	359	26,2	24,4	15,1	21,9	3,66	1,9	5,68	13,9	0,95	0,86	2
Malehytte	14.10.2008	2008	Høst	.	1,05	90947	2,28	0,715	0,394	283	25,2	31,6	15,1	26,5	3,12	1,9	5,6	14,8	0,95	0,77	<1
Malehytte	15.10.2008	2008	Høst	.	0,83	72000	2,23	0,54	0,355	937	22,9	26,1	13,5	16,7	3,04	2,4	4,89	12,8	1,13	3,14	3
Malehytte	16.10.2008	2008	Høst	.	0,77	66316	2,08	0,551	0,344	322	22,4	22,9	13,8	15,9	3,19	1,8	5,43	13,2	1,15	0,85	3
Malehytte	17.10.2008	2008	Høst	.	0,68	58737	2,05	0,479	0,348	299	20,9	19,4	13,4	15,4	2,83	2	5,66	12,8	1,19	0,8	4
Malehytte	18.10.2008	2008	Høst	.	0,59	51158	2,01	0,515	0,338	307	22,1	19,9	12,9	15,1	2,95	1,8	5,97	12,1	1,29	0,76	5
Malehytte	19.10.2008	2008	Høst	0,8	0,61	53053	1,96	0,51	0,329	279	19	20,4	11,9	12,8	2,67	1,7	5,97	11,8	1,23	0,73	6
Malehytte	20.10.2008	2008	Høst	3,3	1,14	98526	1,93	0,51	0,327	280	19	19,8	11,5	13,1	2,77	1,7	5,91	12	1,19	0,73	7
Malehytte	21.10.2008	2008	Høst	2,4	2,06	178105	2,05	0,54	0,361	1030	19,1	24,9	11,7	14,5	3,12	2,1	5,27	13,6	1,24	2,8	7
Malehytte	22.10.2008	2008	Høst	.	1,23	106105	1,84	0,521	0,329	330	20,5	21,3	11,5	13,6	3,07	1,7	5,89	13,2	1,1	0,74	7
Malehytte	23.10.2008	2008	Høst	.	1,27	109895	2	0,549	0,336	309	18,6	21,6	11,9	14,3	3,1	2	5,91	13,2	1,11	0,71	6
Malehytte	24.10.2008	2008	Høst	15	12,37	1068632	1,95	0,595	0,342	279	22	18,2	12,7	14,3	3,73	1,8	5,91	12,8	1,13	1,1	8
Malehytte	25.10.2008	2008	Høst	1,4	4,41	380842	1,94	0,613	0,339	283	23,2	18,6	14,4	15,1	4,09	1,7	5,85	13,2	1,03	0,69	6
Malehytte	26.10.2008	2008	Høst	5,5	4,93	426316	2	0,592	0,342	268	24,6	19,8	13,3	16,3	3,62	1,7	5,76	14	1,06	0,71	5
Malehytte	27.10.2008	2008	Høst	.	2,37	204632	1,82	0,513	0,322	279	23,8	16,5	13,8	15,3	3,39	1,7	5,76	13,9	1,11	0,73	5
Malehytte	28.10.2008	2008	Høst	.	1,38	119368	1,85	0,52	0,318	260	22,3	15,6	13,8	15,3	3,11	1,7	5,77	13,1	1,12	0,74	6

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC	Sulfat	Klorid	Nitrat
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Slamavskiller	02.09.2008	2008	Høst	1,2	0,68	58737	3,28	0,843	0,442	364	25	13	9,19	20,4	4,34	2,2	6,6	12,3			
Slamavskiller	04.09.2008	2008	Høst	.	4,76	411158	3,01	0,848	0,442	362	22,4	14,8	9,72	18,6	4,18	2,1	6,59	13,1			
Slamavskiller	06.09.2008	2008	Høst	5,5	1,49	128842	2,93	0,804	0,451	351	22,3	15,9	9,16	19,7	4,4	2,1	6,56	12,5			
Slamavskiller	08.09.2008	2008	Høst	5,2	2,83	244421	2,85	0,833	0,445	347	23,4	17,7	9,32	20,4	4,09	2,1	6,57	12,5			
Slamavskiller	09.09.2008	2008	Høst	2,3	2,83	244421	2,89	0,883	0,446	346	23,7	20,5	9,97	21,5	4,26	2	6,46	12,1			
Slamavskiller	11.09.2008	2008	Høst	.	1,18	102316	2,88	0,939	0,451	327	23,7	16,7	9,61	19	4,44	2,1	6,43	11,7			
Slamavskiller	13.09.2008	2008	Høst	.	0,70	60632	2,96	1,11	0,468	325	26,6	31,8	11,2	18,7	4,49	2,2	6,06	13			
Slamavskiller	15.09.2008	2008	Høst	.	0,48	41684	2,99	1,05	0,47	357	24,5	30,8	11,5	19,8	4,59	2,2	6,12	12,9			
Slamavskiller	17.09.2008	2008	Høst	.	0,39	34105	3,28	1,03	0,485	309	23,5	21,5	9,81	18,9	4,38	2,3	6,85	11,4	0,42	29,7	59
Slamavskiller	19.09.2008	2008	Høst	.	0,33	28421	3,09	0,994	0,484	312	22,6	22,8	9,31	19,9	4,28	2,2	6,81	11,5	0,41	0,88	4
Slamavskiller	21.09.2008	2008	Høst	.	0,29	24632	3,07	0,926	0,486	312	23,2	24,3	9	17,8	4,24	2,2	6,81	12,7	0,41	69	110
Slamavskiller	23.09.2008	2008	Høst	.	0,26	22737	3,11	0,927	0,495	289	21,5	25,7	8,66	18,1	4,35	2,2	6,78	12,8	0,39	0,83	2
Slamavskiller	25.09.2008	2008	Høst	.	0,22	18947	3,04	0,968	0,493	297	22,6	30,6	8,59	17	3,87	2,2	6,66	12,6	0,4	0,77	1
Slamavskiller	27.09.2008	2008	Høst	.	0,20	17053	3,06	0,861	0,485	265	20	24,7	7,58	16,4	3,62	2,1	6,8	13,3	0,38	0,71	<1
Slamavskiller	29.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,16	0,87	0,502	267	20,5	28,7	7,18	16,8	3,48	2,2	6,78	14,7	0,39	0,71	<1
Slamavskiller	30.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	3,1	0,806	0,512	249	19,5	29,9	7,16	17,1	3,32	2,2	6,69	10,4	0,4	0,68	<1
Slamavskiller	02.10.2008	2008	Høst	3,9	1,14	98526	3,47	0,829	0,561	237	18,5	27,4	6,84	16,2	3,27	2,3	6,87	11,1	0,39	0,71	2
Slamavskiller	04.10.2008	2008	Høst	16,3	5,57	481263	3,49	0,426	0,512	51400	15,8	42,3	6,27	30,4	2,71	47,6	4,36	12,6	0,24	108	1
Slamavskiller	06.10.2008	2008	Høst	1	4,04	348632	3,07	0,822	0,505	1740	23,4	41,7	11	20,4	4,67	3,1	6,07	11,2	0,33	5,09	6
Slamavskiller	07.10.2008	2008	Høst	.	2,15	185684	2,74	0,96	0,45	317	34,8	40,2	19,4	23,8	5,87	2	6,23	15,5	0,55	0,77	7
Slamavskiller	08.10.2008	2008	Høst	.	2,70	233053	2,33	0,511	0,398	668	24,4	24,4	15,8	19,1	3,72	2,2	5,6	13,8	0,87	2,25	4
Slamavskiller	09.10.2008	2008	Høst	11,4	8,40	725684	2,24	0,587	0,388	476	27,2	23,8	17,8	19,7	4,01	2,2	5,63	13,6	0,95	1,21	6
Slamavskiller	10.10.2008	2008	Høst	.	3,31	286105	2,16	0,552	0,376	375	26,4	23,2	17	21,6	4,13	1,9	5,83	14	0,94	1,09	7
Slamavskiller	11.10.2008	2008	Høst	3,8	3,09	267158	2,08	0,507	0,367	309	24,6	20,2	16,8	20,1	3,53	1,8	5,79	13,6	0,99	0,88	4
Slamavskiller	12.10.2008	2008	Høst	.	1,73	149684	2,15	1,09	0,366	291	26,3	26,8	16		3,32	1,9	5,84	14,2	1,01	0,84	3

Slamavskiller	13.10.2008	2008	Høst	.	1,29	111789	2,05	0,625	0,358	295	23	23,2	14,9	16,4	3,14	1,8	5,63	13,3	1,03	0,77	<1
Slamavskiller	14.10.2008	2008	Høst	.	1,05	90947	2,02	0,605	0,347	300	24,4	25,1	15,2	19,1	3,05	1,9	5,75	13,4	1,08	0,8	<1
Slamavskiller	15.10.2008	2008	Høst	.	0,83	72000	2,01	0,551	0,347	559	23,4	24	13,4	17	3,04	1,8	5,49	14,2	1,15	0,94	4
Slamavskiller	16.10.2008	2008	Høst	.	0,77	66316	1,94	0,54	0,341	433	22,1	23,6	13,5	14,9	2,91	1,7	5,57	14,5	1,15	0,82	3
Slamavskiller	17.10.2008	2008	Høst	.	0,68	58737	1,86	0,497	0,326	322	20,5	18,4	12,8	14,3	2,72	1,7	5,38	13,5	1,19	0,76	3
Slamavskiller	18.10.2008	2008	Høst	.	0,59	51158	1,84	0,49	0,325	378	21	18,7	12,3	15,1	2,82	1,7	5,34	12,7	1,19	0,84	4
Slamavskiller	19.10.2008	2008	Høst	0,8	0,61	53053	1,91	0,512	0,327	287	17,7	18,1	11,8	14	2,67	1,7	5,59	12,6	1,19	0,73	5
Slamavskiller	20.10.2008	2008	Høst	3,3	1,14	98526	1,93	0,518	0,341	277	18,6	20,2	12,1	14,1	2,85	1,7	5,41	12,2	1,25	0,72	7
Slamavskiller	21.10.2008	2008	Høst	2,4	2,06	178105	1,86	0,544	0,327	265	19,1	21,4	11,9	14,5	2,9	1,7	5,48	12	1,26	0,7	7
Slamavskiller	22.10.2008	2008	Høst	.	1,23	106105	2,41	0,56	0,399	1210	20,7	24,9	12,7	17	3,46	4,2	5,56	12,9	1,21	4,04	6
Slamavskiller	23.10.2008	2008	Høst	.	1,27	109895	2,24	0,565	0,369	405	21,1	24,1	12,6	15,5	3,27	1,8	5,93	14	1,18	1,21	6
Slamavskiller	24.10.2008	2008	Høst	15	12,37	1068632	2,21	0,588	0,372	506	23,3	22	13,1	15,1	3,77	1,8	5,87	13,1	1,08	1,21	7
Slamavskiller	25.10.2008	2008	Høst	1,4	4,41	380842	2	0,603	0,333	281	24,4	22,4	14,6	22,4	4,2	1,7	5,88	13,6	1,06	0,78	6
Slamavskiller	26.10.2008	2008	Høst	5,5	4,93	426316	2,2	0,608	0,359	282	26	22,5	14,5	16,2	3,78	1,8	5,84	13,7	1,08	0,78	5
Slamavskiller	27.10.2008	2008	Høst	.	2,37	204632	1,96	0,544	0,325	291	24,6	18,1	14,2	18,6	3,51	1,7	5,85	13,7	1,15	0,79	5
Slamavskiller	28.10.2008	2008	Høst	.	1,38	119368	1,94	0,546	0,328	292	22,8	18,4	13,8	16,6	3,32	1,7	5,76	12,5	1,11	0,74	3

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC	Sulfat	Klorid	Nitrat
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ut	02.09.2008	2008	Høst	1,2	0,68	58737	9,79	5,07	1,03	283	12,9	540	5,46	9,91	3,89	6	7,48	11,5			
Ut	04.09.2008	2008	Høst	.	4,76	411158	7,63	3,78	0,876	275	14,5	371	5,4	11,5	2,83	5	7,34	12,4			
Ut	06.09.2008	2008	Høst	5,5	1,49	128842	6,06	3,28	0,754	352	19,1	280	7,33	12,8	3,43	4	6,99	11,9			
Ut	08.09.2008	2008	Høst	5,2	2,83	244421	6,04	3,55	0,762	291	16,8	304	7,57	13,7	3,49	4	6,89	12			
Ut	09.09.2008	2008	Høst	2,3	2,83	244421	6	3,55	0,755	324	18,4	310	7,59	13,5	3,45	4	6,95	12,7			
Ut	11.09.2008	2008	Høst	.	1,18	102316	7,47	4,84	0,864	271	18	317	6,48	11,5	3,17	4,8	7,13	12,9			
Ut	13.09.2008	2008	Høst	.	0,70	60632	7,44	4,91	0,861	268	15,2	360	6,09	11,9	3,17	4,9	7,14	11,1			
Ut	15.09.2008	2008	Høst	.	0,48	41684	7,52	4,26	0,864	285	14,8	358	5,54	12,4	3,06	5,1	7,07	11,3			
Ut	17.09.2008	2008	Høst	.	0,39	34105	8,1	4,15	0,94	260	14,6	380	5,36	12,8	3,02	5,1	7,54	12,5	0,6	0,96	2
Ut	19.09.2008	2008	Høst	.	0,33	28421	8,91	4,49	1,02	247	12,7	432	4,84	10,2	2,77	5,6	7,63	11,9	0,61	0,92	1
Ut	21.09.2008	2008	Høst	.	0,29	24632	9,51	4,54	1,05	245	12,1	459	4,39	9,06	2,53	6	7,63	12	0,62	0,97	2
Ut	23.09.2008	2008	Høst	.	0,26	22737	9,86	4,56	1,08	235	10,8	461	4,15	8,05	2,36	6,3	7,66	11,8	0,7	18,2	60
Ut	25.09.2008	2008	Høst	.	0,22	18947	10,1	4,77	1,13	227	10,2	470	3,92	9,61	2,17	6,6	7,41	11,4	0,63	0,94	2
Ut	27.09.2008	2008	Høst	.	0,20	17053	10,8	4,46	1,15	197	9,69	451	3,23	6,29	1,93	6,9	7,59	12,6	0,65	0,88	<1
Ut	29.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	11,1	5,18	1,19	200	9,33	524	3,12	6,42	1,73	7,2	7,59	14,7	0,66	0,84	<1
Ut	30.09.2008	2008	Høst	.	0,18	15158	11,3	5,54	1,19	226	8,46	519	2,95	5,1	1,66	7,4	7,43	12	0,68	0,83	<1
Ut	02.10.2008	2008	Høst	3,9	1,14	98526	11,1	5,56	1,19	190	7,73	547	3,01	6,7	1,6	7,4	7,68	9,8	0,65	0,75	4
Ut	04.10.2008	2008	Høst	16,3	5,57	481263	11,4	4,31	1,19	2820	5,92	639	2,2	12,3	1,31	9,3	7,52	6,4	0,72	13,1	7
Ut	06.10.2008	2008	Høst	1	4,04	348632	6,44	2,28	0,807	2500	14,2	354	6,33	16,3	3,12	6	6,97	9,8	0,69	11,4	14
Ut	07.10.2008	2008	Høst	.	2,15	185684	3,69	1,46	0,548	324	28,6	131	15,2	19,5	5,6	2,6	6,75	15	0,67	0,92	8
Ut	08.10.2008	2008	Høst	.	2,70	233053	3,21	0,818	0,495	735	18	146	7,25	20,3	3,31	3,5	5,83	11,8	0,96	5,75	8
Ut	09.10.2008	2008	Høst	11,4	8,40	725684	2,76	1,07	0,429	328	25,1	90,2	10,8	19,7	3,68	2,2	6,45	13	1,1	0,97	6
Ut	10.10.2008	2008	Høst	.	3,31	286105	2,59	0,958	0,413	324	20,9	84,8	10,9	16,3	3,26	2,1	6,45	12,4	1,13	0,87	4

Ut	11.10.2008	2008	Høst	3,8	3,09	267158															
Ut	12.10.2008	2008	Høst	.	1,73	149684															
Ut	13.10.2008	2008	Høst	.	1,29	111789															
Ut	14.10.2008	2008	Høst	.	1,05	90947	2,63	1,17	0,416	311	20	107	13	14,6	2,7	2,2	6,26	11,2	1,17	0,84	4
Ut	15.10.2008	2008	Høst	.	0,83	72000	3,33	1,33	0,471	3860	16,6	135	8,97	17,9	2,46	6,4	4,18	5,8	1,08	14,9	3
Ut	16.10.2008	2008	Høst	.	0,77	66316	3,22	1,56	0,463	642	19,3	142	10,4	15,9	2,66	4,2	5,51	11,1	1,22	2,64	5
Ut	17.10.2008	2008	Høst	.	0,68	58737	3,21	1,68	0,459	360	18,5	145	11,7	14,8	2,45	2,4	6	12,5	1,22	1,12	5
Ut	18.10.2008	2008	Høst	.	0,59	51158	2,98	1,92	0,416	403	18,4	168	13,6	16,4	2,82	2,4	6,12	11,8	1,24	0,96	5
Ut	19.10.2008	2008	Høst	0,8	0,61	53053	3,35	1,71	0,464	316	18,2	155	9,83	12,3	2,59	2,4	5,76	12,1	1,23	0,87	5
Ut	20.10.2008	2008	Høst	3,3	1,14	98526	3,49	1,94	0,488	316	18,4	176	10,1	12,7	2,39	2,6	5,81	11,9	1,22	0,85	8
Ut	21.10.2008	2008	Høst	2,4	2,06	178105	3,2	1,7	0,45	310	16,5	149	9,95	13	2,43	2,5	6,07	12	1,21	0,82	9
Ut	22.10.2008	2008	Høst	.	1,23	106105	3,78	1,49	0,507	5830	12,7	162	7,1	15,2	2,51	9,4	4,86	9,5	1,06	19,6	7
Ut	23.10.2008	2008	Høst	.	1,27	109895	3,6	1,6	0,498	883	14,1	159	7,55	13,3	2,63	2,5	6,49	11,9	1,19	7,42	7
Ut	24.10.2008	2008	Høst	15	12,37	1068632	3,27	1,48	0,475	502	17,6	127	9,14	12,2	3,23	2,5	6,54	12,4	1,11	0,9	8
Ut	25.10.2008	2008	Høst	1,4	4,41	380842	2,85	1,38	0,419	348	21,7	114	11,5	17,2	3,89	2,1	6,47	14,7	1,11	0,91	8
Ut	26.10.2008	2008	Høst	5,5	4,93	426316	2,88	1,4	0,428	296	21,6	109	11,4	13,6	3,37	2,1	6,43	13,5	1,13	0,83	7
Ut	27.10.2008	2008	Høst	.	2,37	204632	3,03	1,48	0,438	346	22,5	112	11,8	63,8	3,28	2,2	6,43	13,4	1,18	0,82	5
Ut	28.10.2008	2008	Høst	.	1,38	119368	2,94	1,57	0,437	326	22,3	121	12,1	17	2,99	2,2	6,4	12,7	1,17	0,82	6

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Inn	28.04.2009	2009	Vår	4,9	19,34	1671158	7,78	0,191	0,404	225	28,4	26,1	8,29	30,7	5,27	4,93	7,5	20,3
Inn	22.05.2009	2009	Vår	.	0,72	62526	2,62	2,68	0,419	544	31,9	54,3	50,6	22	4,11	2,05	6,78	8,37
Inn	06.06.2009	2009	Sommer	.	0,26	22737	4,81	8,01	0,75	840	44,3	104	76,2	35,8	5,19	3,12	6,91	13,8
Inn	10.06.2009	2009	Sommer	1,5	0,35	30316	5,24	5,85	0,882	456	27,9	117	33,1	27,2	3,51	3,35	6,96	13
Inn	17.06.2009	2009	Sommer	.	0,22	18947	8,55	16	1,33	616	28,7	241	43,8	40,9	4,41	5,14	7,67	19,6
Inn	23.07.2009	2009	Sommer	7,2	5,39	466105	5,27	13,2	0,851	618	29,9	96,9	52	27,1	7,86	3,2	7,09	19,8
Inn	30.07.2009	2009	Sommer	.	3,11	269053	4,03	6,43	0,589	592	29,8	57,6	33,7	27,7	4,82	3,2	6,69	17,5
Inn	09.08.2009	2009	Sommer	14	0,68	58737	4,86	6,93	0,694	783	48,5	98,2	27,8	37,1	3,66	3,17	6,63	29,2
Inn	16.08.2009	2009	Sommer	29	23,16	2000842	4,39	9,56	0,609	804	33,7	82,9	48,8	30,8	3,97	2,59	6,47	27,4
Inn	23.08.2009	2009	Sommer	.	1,40	121263	5,16	8,87	0,756	869	41,6	127	43,3	35	3,05	3,29	6,73	13,5
Inn	30.08.2009	2009	Sommer	.	5,39	466105	7,76	22,3	1,08	900	37,9	151	52,2	32,1	3,31	7,42	6,93	33,6

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Malehytte	15.01.2009	2009	Vinter	.	0,53	45474	2,09	0,527	0,319	76	17,2	25,5	8,9	11,3	2,4	2,07	5,98	8,78
Malehytte	19.02.2009	2009	Vinter	1,1	0,20	17053	2,31	0,629	0,432	193	15,2	41,2	7,55	15,8	1,82	2,48	6,34	7,87
Malehytte	26.02.2009	2009	Vinter	1,7	0,22	18947	2,39	0,588	0,415	174	13,5	42,9	7,54	10,7	2,28	2,39	6,38	10,1
Malehytte	05.03.2009	2009	Vinter	1,2	0,22	18947	4,62	0,365	0,812	94,7	6,22	87,3	3,47	6,83	0,88	2,36	6,32	8,78
Malehytte	13.03.2009	2009	Vinter	6,4	0,26	22737	2,6	0,778	0,453	209	13,1	45,6	7,67	10,4	1,83	2,51	6,34	9,62
Malehytte	20.03.2009	2009	Vinter	.	0,29	24632	2,71	0,885	0,46	217	14,1	46,2	8,14	12,8	1,94	2,45	6,22	8,55
Malehytte	02.04.2009	2009	Vår	.	0,37	32211	2,66	0,981	0,476	231	13	37,2	7,54	13,6	1,9	2,43	6,3	35,7
Malehytte	10.04.2009	2009	Vår	1	9,87	852632	1,56	0,514	0,338	235	19,3	33,8	15,7	17,5	2,44	1,83	5,96	11,6
Malehytte	28.04.2009	2009	Vår	4,9	19,34	1671158												
Malehytte	22.05.2009	2009	Vår	.	0,72	62526	1,61	0,519	0,291	238	16,6	25,5	9,18	8,11	2,62	1,59	6,42	7,49
Malehytte	06.06.2009	2009	Sommer	.	0,26	22737	1,94	0,702	0,35	293	24,4	27,9	11	12	4,02	1,72	6,57	11,9
Malehytte	10.06.2009	2009	Sommer	1,5	0,35	30316	1,96	0,58	0,352	259	20	23,6	8,3	10,5	3,25	1,74	6,6	11
Malehytte	17.06.2009	2009	Sommer	.	0,22	18947	2,17	0,613	0,366	211	21	18,5	7,59	12,6	3,36	2	6,99	7,82
Malehytte	23.07.2009	2009	Sommer	7,2	5,39	466105	2,69	1,05	0,484	291	29,9	20,8	10,8	21,9	8,78	2,1	6,74	27,2
Malehytte	30.07.2009	2009	Sommer	.	3,11	269053	1,86	0,686	0,337	376	31,1	38,3	18,2	20,6	3,97	1,86	5,73	17
Malehytte	09.08.2009	2009	Sommer	14	0,68	58737	1,89	0,922	0,329	448	32,5	32,1	20,2	23,2	4,01	1,8	5,82	22,7
Malehytte	16.08.2009	2009	Sommer	29	23,16	2000842	1,85	0,916	0,317	390	32,6	29,4	20,5	17,3	3,47	1,78	5,65	22,8
Malehytte	23.08.2009	2009	Sommer	.	1,40	121263	1,94	1,08	0,322	481	32,3	36,9	23,8	19	2,74	1,77	5,76	23,8
Malehytte	30.08.2009	2009	Sommer	.	5,39	466105	2,34	1,14	0,356	436	34,1	24,8	20,1	18	3,31	1,73	5,97	29,2
Malehytte	24.09.2009	2009	Høst	.	0,22	18947	1,88	1,07	0,311	341	20	30,5	13,9	10,9	2,03	1,87	6,17	12,9
Malehytte	23.10.2009	2009	Høst	.	1,16	100421	1,59	0,498	0,303	239	14,6	12,3	8,15	11	2,68	1,56	6,3	10,6

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Slamavskiller	28.04.2009	2009	Vår	4,9	19,34	1671158	1,14	0,221	0,229	239	51,9	45	12	83,9	1,65	1,36	6,18	28,9
Slamavskiller	22.05.2009	2009	Vår	.	0,72	62526	1,82	0,453	0,29	280	19,9	28,9	10,6	14,7	2,39	1,65	6,5	8,43
Slamavskiller	06.06.2009	2009	Sommer	.	0,26	22737	1,98	0,648	0,351	254	24,5	23,2	11,7	14,1	3,92	1,66	6,52	11,7
Slamavskiller	10.06.2009	2009	Sommer	1,5	0,35	30316	1,98	0,568	0,356	257	20,2	19,1	8,72	12,2	3,54	1,71	6,59	10,9
Slamavskiller	17.06.2009	2009	Sommer	.	0,22	18947	2,14	0,59	0,364	279	20,8	11,9	7,46	13,4	3,26	1,88	6,78	8,52
Slamavskiller	23.07.2009	2009	Sommer	7,2	5,39	466105	2,66	1,09	0,467	236	29,6	<10	11,1	21,7	9,09	2,05	6,77	17,8
Slamavskiller	30.07.2009	2009	Sommer	.	3,11	269053	1,93	0,587	0,353	410	32,1	25,4	15,6	24,9	4,47	1,8	5,59	17,4
Slamavskiller	09.08.2009	2009	Sommer	14	0,68	58737	1,9	0,925	0,329	503	34,7	15,9	18	23,7	4,31	1,76	5,71	20,9
Slamavskiller	16.08.2009	2009	Sommer	29	23,16	2000842	1,89	0,928	0,325	454	35,4	22,8	19,1	22,9	3,48	1,75	5,58	20,6
Slamavskiller	23.08.2009	2009	Sommer	.	1,40	121263	2	0,958	0,328	469	33,1	23,4	21,7	21,1	2,63	1,72	5,56	27
Slamavskiller	30.08.2009	2009	Sommer	.	5,39	466105	1,96	1,32	0,336	432	36,1	8,66	21	47,6	3,4	1,7	5,8	26,4
Slamavskiller	24.09.2009	2009	Høst	.	0,22	18947												
Slamavskiller	23.10.2009	2009	Høst	.	1,16	100421	1,86	0,523	0,313	287	24,2	18	9,04	18	2,77	1,58	6,22	10,3

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Ut	28.04.2009	2009	Vår	4,9	19,34	1671158	1,74	0,43	0,278	235	17,1	68,5	7,91	22,2	1,61	1,59	6,47	28,2
Ut	22.05.2009	2009	Vår	.	0,72	62526	3,41	2,17	0,458	273	14	153	9,18	8,32	2,14	2,84	7,09	7,84
Ut	06.06.2009	2009	Sommer	.	0,26	22737	4,35	2,06	0,574	313	16,2	122	7,59	8,6	3,01	3,04	7,02	10,4
Ut	10.06.2009	2009	Sommer	1,5	0,35	30316	6,33	2,71	0,767	291	11,5	194	5,11	7,33	1,96	4,27	7,24	9,81
Ut	17.06.2009	2009	Sommer	.	0,22	18947	7,3	3,31	0,804	297	12,2	215	5,03	7,3	1,93	4,84	7,47	6,38
Ut	23.07.2009	2009	Sommer	7,2	5,39	466105	5,64	3,44	0,752	336	15,2	216	9,11		12,4	4,98	7,51	16,5
Ut	30.07.2009	2009	Sommer	.	3,11	269053	2,43	0,785	0,396	347	25,9	56,3	5,17	19,1	3,66	1,96	6,21	17,9
Ut	09.08.2009	2009	Sommer	14	0,68	58737	2,6	1,53	0,397	396	28,6	50,8	9,86	19,2	3,78	2	6,29	26,7
Ut	16.08.2009	2009	Sommer	29	23,16	2000842	2,34	1,2	0,363	420	27,6	38	10,7	16,6	3,37	1,87	6,13	20,5
Ut	23.08.2009	2009	Sommer	.	1,40	121263	2,45	1,32	0,373	463	28,4	48,4	11,8	19	2,4	1,89	6,12	14,3
Ut	30.08.2009	2009	Sommer	.	5,39	466105	3,02	2,57	0,438	474	29,1	142	20,7	12,7	2,88	2,13	6,51	14,7
Ut	24.09.2009	2009	Høst	.	0,22	18947	3,5	2,68	0,464	362	18,5	110	12,1	10,9	1,72	2,44	6,77	14
Ut	23.10.2009	2009	Høst	.	1,16	100421	2,66	1,51	0,403	225	14,1	107	6,85	10,8	2,38	2,06	6,79	10,1

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Inn	18.05.2010	2010	Sommer	.	0,33	28421	1,33	0,459	0,273	231	17,4	11,6	3,68	11,7	2,8	1,47	7,91	6,41
Inn	21.06.2010	2010	Sommer	.	0,13	11368	1,92	1,48	0,364	356	24,8	43,3	14,6	24,4	3,64	2,03	6,55	13,3
Inn	28.06.2010	2010	Sommer	3	0,42	36000	4,64	12,8	0,769	684	61,7	172	63,7	38,2	3,65	3,01	6,6	28,7
Inn	06.07.2010	2010	Sommer	.	1,47	126947												
Inn	17.07.2010	2010	Sommer	13,6	6,40	553263												
Inn	03.08.2010	2010	Høst	.	1,05	90947	4,2	11	0,674	553	37,1	64,2	39,5	42,9	5,49	2,66	6,73	27,8
Inn	12.08.2010	2010	Høst	.	0,53	45474												
Inn	02.09.2010	2010	Høst	7,4	1,67	144000	3,97	49,2	0,51	1730	140	103	441	56,6	10,6	1,96	5,79	22,7
Inn	20.09.2010	2010	Høst	9,7	4,25	367579	4,83	37,6	0,674	1540	110	125	366	50,4	11,9	2,34	6,22	25,9
Inn	27.09.2010	2010	Høst	.	2,96	255789												
Inn	05.10.2010	2010	Høst	3	6,93	598737	3,87	60,6	0,505	2130	183	87,1	654	53,4	17,4	2,46	5,81	24,1
Inn	13.10.2010	2010	Høst	.	0,90	77684												
Inn	20.10.2010	2010	Høst	.	0,59	51158	4,41	37,4	0,624	1420	100	119	317	37,8	9,51	2,18	6,13	17,2

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Malehytte	18.05.2010	2010	Sommer	.	0,33	28421												
Malehytte	21.06.2010	2010	Sommer	.	0,13	11368	1,54	0,393	0,313	296	25,8	24,1	12,9	17	3,28	1,53	6,05	14,4
Malehytte	28.06.2010	2010	Sommer	3	0,42	36000	1,57	0,56	0,298	285	23,3	21,8	12,4	13,1	3,15	1,59	6,24	14,5
Malehytte	06.07.2010	2010	Sommer	.	1,47	126947	1,8	0,9	0,328	280	26,5	13	13,7	11,8	3,49	1,72	6,39	14,8
Malehytte	17.07.2010	2010	Sommer	13,6	6,40	553263												
Malehytte	03.08.2010	2010	Høst	.	1,05	90947	2,94	2,73	0,473	317	30,1	14,6	20,3	20,6	4,14	2,09	6,6	19,2
Malehytte	12.08.2010	2010	Høst	.	0,53	45474												
Malehytte	02.09.2010	2010	Høst	7,4	1,67	144000	2,14	1,24	0,372	340	30,4	13,3	13,1	19,8	3,09	1,76	5,74	21,2
Malehytte	20.09.2010	2010	Høst	9,7	4,25	367579	1,74	0,94	0,331	308	26,4	8,91	11,9	15,8	2,46	1,68	6	14,6
Malehytte	27.09.2010	2010	Høst	.	2,96	255789	1,73	0,806	0,326	298	26,6	9,46	12,6	17,5	2,59	1,68	5,96	18,6
Malehytte	05.10.2010	2010	Høst	3	6,93	598737	1,63	0,71	0,312	316	22,4	14,7	11,3	15,4	1,74	1,73	5,5	16,5
Malehytte	13.10.2010	2010	Høst	.	0,90	77684	1,47	0,555	0,29	255	20,5	7,9	8,94	14	2	1,58	5,45	11,6
Malehytte	20.10.2010	2010	Høst	.	0,59	51158	1,48	0,572	0,281	237	19,1	6,58	8,5	12,5	2,2	1,52	5,65	11,1

Konsentrasjonene i avrenningen fra slamavskilleren er for 2010 avrenningen fra jernhydroksidfilteret (storskala forsøk, se kap. 13).

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Slamavskiller	18.05.2010	2010	Sommer	.	0,33	28421												
Slamavskiller	21.06.2010	2010	Sommer	.	0,13	11368	5,52	0,121	5,76	<50	5,12	83,9	3,87	43,6	0,131	10,6	5,14	1,63
Slamavskiller	28.06.2010	2010	Sommer	3	0,42	36000	3,5	0,2	3,83	62,5	3,86	76,6	5,31	37,7	0,194	7,96	5,19	2,73
Slamavskiller	06.07.2010	2010	Sommer	.	1,47	126947	2,8	0,329	3,05	76,9	4,42	87,2	8,49	37,3	0,219	7,27	4,78	2,83
Slamavskiller	17.07.2010	2010	Sommer	13,6	6,40	553263												
Slamavskiller	03.08.2010	2010	Høst	.	1,05	90947	3,48	2,13	4,57	103	5,88	285	13,5	49,5	0,362	10,7	4,27	5,54
Slamavskiller	12.08.2010	2010	Høst	.	0,53	45474												
Slamavskiller	02.09.2010	2010	Høst	7,4	1,67	144000	2,8	0,962	2,18	83,7	3,63	89,4	3,56	36,7	0,405	6,43	4,5	4,86
Slamavskiller	20.09.2010	2010	Høst	9,7	4,25	367579	2,29	0,762	1,84	98	3,9	52,1	3,16	36,5	0,32	5,98	4,4	4,8
Slamavskiller	27.09.2010	2010	Høst	.	2,96	255789												
Slamavskiller	05.10.2010	2010	Høst	3	6,93	598737	2,26	1,92	1,76	125	4,32	52,2	3,52	30,6	0,432	5,59	4,1	7,42
Slamavskiller	13.10.2010	2010	Høst	.	0,90	77684												
Slamavskiller	20.10.2010	2010	Høst	.	0,59	51158	2,27	1,15	1,73	164	7,05	71,5	3	30	0,557	5,12	4,35	5,79

Stasjon	Dato	År	Periode	Nedbør	Vannføring	Vannføring	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
				Millimeter	liter/sek	liter/døgn	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Ut	18.05.2010	2010	Sommer	.	0,33	28421												
Ut	21.06.2010	2010	Sommer	.	0,13	11368	2,14	0,706	0,442	232	18,1	21,4	4,7	19,7	2,83	1,86	6,46	12,2
Ut	28.06.2010	2010	Sommer	3	0,42	36000	3,56	1,66	0,638	211	15,4	52,2	6,56	9,13	2,4	2,97	7	11,1
Ut	06.07.2010	2010	Sommer	.	1,47	126947	4,25	2,72	0,699	245	17	100	11,3	8,02	2,41	3,32	7,14	10,9
Ut	17.07.2010	2010	Sommer	13,6	6,40	553263												
Ut	03.08.2010	2010	Høst	.	1,05	90947	6,37	4,98	0,869	289	19,5	141	14,4	13,8	2,53	4,15	7,29	16,5
Ut	12.08.2010	2010	Høst	.	0,53	45474												
Ut	02.09.2010	2010	Høst	7,4	1,67	144000	2,67	1,61	0,427	307	25,2	59,8	9,73	18,2	2,72	1,94	6,24	18,4
Ut	20.09.2010	2010	Høst	9,7	4,25	367579	2,41	1,4	0,646	243	22	29	8,16	14,5	2,73	2,23	6,43	15,8
Ut	27.09.2010	2010	Høst	.	2,96	255789	1,95	0,86	0,429	291	21,7	22,5	6,47	18,1	2,19	1,83	6,14	16,6
Ut	05.10.2010	2010	Høst	3	6,93	598737	1,96	0,96	0,376	256	17,6	37,8	5,06	15	1,9	1,83	5,78	11,7
Ut	13.10.2010	2010	Høst	.	0,90	77684	2,05	1,16	0,377	228	18	35,4	5,59	11,9	2,21	1,88	6,08	10,1
Ut	20.10.2010	2010	Høst	.	0,59	51158	2,4	1,6	0,418	217	15,3	47,7	6,73	11,2	1,88	2,06	6,45	9,12

Stasjon	Dato	År	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
P0			mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Bekk Inn	18.05.2010	2010												
Bekk Inn	21.06.2010	2010	1,45	1,06	0,309	439	20	15,8	35,8	10,2	3,21	1,52	6,21	8,85
Bekk Inn	28.06.2010	2010												
Bekk Inn	06.07.2010	2010	2,14	4,2	0,505	642	27,3	67,2	71,8	14,3	4,15	2,21	6,49	7,28
Bekk Inn	17.07.2010	2010												
Bekk Inn	03.08.2010	2010												
Bekk Inn	12.08.2010	2010	2,36	4,72	0,507	716	36,8	64,2	84,4	13	4,5	2,55	6,14	4,74
Bekk Inn	02.09.2010	2010	1,99	2,05	0,452	384	15,7	75,7	24,7	7,88	2,79	2	6,09	9,24
Bekk Inn	20.09.2010	2010	1,77	1,81	0,413	346	18	44,4	28,7	8,66	2,53	1,7	6,13	9,32
Bekk Inn	27.09.2010	2010												
Bekk Inn	05.10.2010	2010												
Bekk Inn	13.10.2010	2010	1,71	4,08	0,398	333	13,1	54,9	23,2	9,11	2,78	1,92	6,01	5,83
Bekk Inn	20.10.2010	2010												

Stasjon	Dato	År	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
M1			mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Myr øverst	18.05.2010	2010												
Myr øverst	21.06.2010	2010	1,7	0,401	0,267	279	13,1	30,5	11,7	13,8	1,18	1,74	6,04	10,8
Myr øverst	28.06.2010	2010												
Myr øverst	06.07.2010	2010												
Myr øverst	17.07.2010	2010	4,72	5,17	0,62	656	11,4	667	31,8	15,7	0,741	3,79	6,42	18,2
Myr øverst	03.08.2010	2010												
Myr øverst	12.08.2010	2010	5,17	6,42	0,679	921	17,3	682	63	17,2	0,918	4,84	5,88	32,4
Myr øverst	02.09.2010	2010	2,61	1,46	0,407	386	12,4	232	20,8	7,54	1	2,44	6,02	12,3
Myr øverst	20.09.2010	2010	2,64	3,09	0,414	618	12,3	146	23,8	8,11	0,802	2,47	5,96	13,1
Myr øverst	27.09.2010	2010												
Myr øverst	05.10.2010	2010												
Myr øverst	13.10.2010	2010	1,73	0,915	0,276	338	13,1	24,7	15,5	7,25	0,917	1,65	5,82	7,86
Myr øverst	20.10.2010	2010												

Stasjon	Dato	År	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
M2			mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Myr midt	18.05.2010	2010												
Myr midt	21.06.2010	2010	2,09	2,2	0,285	334	51	18,7	75,7	19,3	23,6	1,9	6,24	7,85
Myr midt	28.06.2010	2010												
Myr midt	06.07.2010	2010												
Myr midt	17.07.2010	2010	2,22	4,1	0,321	609	17,3	21,6	47,6	14,5	10,3	2,35	6,58	6,3
Myr midt	03.08.2010	2010												
Myr midt	12.08.2010	2010	1,85	4,57	0,379	1030	9,19	23,4	20,2	5,88	1,07	2,34	6,12	2,57
Myr midt	02.09.2010	2010	2,32	2,03	0,378	356	32,4	16,8	43,4	19	10,2	2,12	6,33	3,72
Myr midt	20.09.2010	2010	2,2	2,88	0,393	420	51,3	16,3	91,1	24,2	6,77	2,17	6,38	3,42
Myr midt	27.09.2010	2010												
Myr midt	05.10.2010	2010												
Myr midt	13.10.2010	2010	1,87	3,37	0,313	407	9,05	17,3	28,5	4,43	1,39	2,16	6,04	2,85
Myr midt	20.10.2010	2010												

Stasjon	Dato	År	Ca	Fe	Mg	Al	Cu	Mn	Pb	Zn	Sb	Ledningsevne	pH	TOC
M3			mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mS/m		mg/l
Myr nederst	18.05.2010	2010												
Myr nederst	21.06.2010	2010												
Myr nederst	28.06.2010	2010												
Myr nederst	06.07.2010	2010												
Myr nederst	17.07.2010	2010	2,19	1,75	0,343	337	22,7	50,1	6,94	19,2	1,15	3,68	6,22	14,8
Myr nederst	03.08.2010	2010												
Myr nederst	12.08.2010	2010	2,32	2,31	0,389	323	15,2	53,3	5,08	10,8	0,535	3,73	5,66	16,2
Myr nederst	02.09.2010	2010	2,58	2,57	0,437	305	20,6	68,9	7,33	7,36	0,65	4	5,72	16,8
Myr nederst	20.09.2010	2010	2,4	2,31	0,421	283	10,8	52,7	4,68	<4	0,264	3,82	5,82	16,5
Myr nederst	27.09.2010	2010												
Myr nederst	05.10.2010	2010												
Myr nederst	13.10.2010	2010	2,35	2,3	0,401	283	5,01	49,1	2,49	<4	0,216	3,52	5,8	10,9
Myr nederst	20.10.2010	2010												

17.3 Analyseresultater fellingskjemikalier og filtermaterialer

Forsøk med fellingskjemikalium (PAX-XL60) + filtermaterialer

Forsøk PAX I: 27.-28.mai 2010									
Klokka		14.40	16.40	18.40	20.40	22.40	5.40	8.40	11.40
		1	2	3	4	5	6	7	8
		Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak	Inntak
Ca	mg/l	1,79	1,84	1,72	1,77	1,8	1,82	1,99	1,87
Fe	mg/l	0,627	0,644	0,586	0,526	0,561	0,597	0,596	0,635
Cu	µg/l	18,2	18	18,6	17,3	16,2	21,9	20,3	21,4
Pb	µg/l	10,3	10,6	10,2	9,18	9,22	11,3	10,7	12,1
Zn	µg/l	10,3	9,12	9,48	9,29	10,9	10,9	10,9	12,1
Sb	µg/l	3,02	3,08	3,08	2,79	2,97	4	3,66	4,15
K	mg/l	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
Mg	mg/l	0,324	0,331	0,312	0,321	0,318	0,326	0,35	0,325
Al	µg/l	231	235	233	252	269	289	265	244
Mn	µg/l	27,4	29,4	26,6	24,5	25,9	25,8	25,2	25,1
pH		6,46	6,49	6,55	6,61	6,53	6,54	6,51	6,47
Ledn	mS/m	1,75	1,76	1,69	1,7	2,01	1,7	1,75	1,74
TOC	mg/l	8,76	8,63	8,86	8,71	9,11	9,97	9,2	9,87
		Felt	Felt	Felt	Felt	Felt	Felt	Felt	Felt
Ca	mg/l	2,03	2,03	1,82	1,82	1,88	1,83	1,9	2,02
Fe	mg/l	0,353	0,399	0,418	0,429	0,468	0,546	0,593	0,632
Cu	µg/l	13,8	14,8	14,9	16	15,8	19,4	19,8	23,6
Pb	µg/l	7,45	7,91	7,97	8,48	8,75	9,04	10,4	11
Zn	µg/l	17,8	19,7	17,1	17,5	16,6	15,7	14,4	21
Sb	µg/l	2,61	2,71	2,76	2,81	2,86	3,22	3,67	3,95
K	mg/l	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0,656
Mg	mg/l	0,36	0,347	0,33	0,327	0,33	0,325	0,321	0,324
Al	µg/l	2940	4100	6000	6890	8380	9760	7290	135000
Mn	µg/l	29,4	29,6	28,2	27,1	25,2	26,6	24,9	25,8
pH		4,61	4,6	4,56	4,36	4,41	4,44	4,51	4,09
Ledn	mS/m	4,94	5,51	7,02	8,31	8,88	9,9	7,32	108
TOC	mg/l	4,86	4,31	5,18	6,74	7,21	8,57	4,71	7,88
		Jern	Jern	Jern	Jern	Jern	Jern	Jern	Jern
Ca	mg/l	43,9	25	19,8	17,9	15,6	13,1	12,3	13,8
Fe	mg/l	1,13	1,49	0,0211	<0.02	<0.02	0,147	0,128	19,9
Cu	µg/l	3,15	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,7
Pb	µg/l	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6
Zn	µg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	16,7
Sb	µg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,185
K	mg/l	50,1	7,02	3,18	2,21	1,65	1,12	1,08	1,14
Mg	mg/l	717	311	235	205	175	152	140	145
Al	µg/l	67,1	52,3	<50	79,4	<50	53,3	<50	<50
Mn	µg/l	6,52	5,41	<0.9	<0.9	<0.9	<0.9	<0.9	83,8
pH		7,61	7,39	7,33	7,24	7,28	7,28	7,27	7,31
Ledn	mS/m	372	191	152	135	122	110	102	104
TOC	mg/l	5,78	3,1	3,4	3,4	2,26	2,52	1,95	2,2

Forsøk PAX I: 27. -28.mai 2010									
Klokka		14.40	16.40	18.40	20.40	22.40	5.40	8.40	11.40
		1	2	3	4	5	6	7	8
		Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand
Ca	mg/l	4,52	4,61	4,41	3,66	2,99	2,28	2,14	2,85
Fe	mg/l	0,0288	0,0267	0,0497	0,109	0,222	0,348	0,199	0,42
Cu	µg/l	2,99	4,81	7,93	9,82	11,8	15,1	12,4	22,8
Pb	µg/l	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	1,28	3,4	3,16	9,93
Zn	µg/l	7,01	18,6	20,4	21,2	17	15,8	13,7	23
Sb	µg/l	2,01	1,92	1,75	2,03	2,1	2,51	2,96	3,59
K	mg/l	0,993	0,741	0,624	0,565	0,445	<0.4	<0.4	0,676
Mg	mg/l	1,04	0,877	0,797	0,64	0,521	0,401	0,366	0,45
Al	µg/l	219	406	1140	2370	4750	8170	4490	137000
Mn	µg/l	72,9	103	98,4	79,5	60,1	33,7	29	43,8
pH		6,3	5,7	4,69	4,49	4,47	4,47	4,56	4,09
Ledn	mS/m	5,36	5,28	6,95	8,01	8,91	9,99	7,34	114
TOC	mg/l	4,89	4,01	3,86	3,65	3,86	7,8	4,37	8,53
		Kalk	Kalk	Kalk	Kalk	Kalk	Kalk	Kalk	Kalk
Ca	mg/l	23,1	24,6	25,3	27	29,8	31,5	28,8	201
Fe	mg/l	0,0382	0,0228	<0.02	0,0236	0,032	<0.02	<0.02	<0.02
Cu	µg/l	3,91	3,46	2,81	2,79	2,58	2,04	2,12	2,42
Pb	µg/l	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6
Zn	µg/l	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Sb	µg/l	2,39	2,37	2,37	2,43	2,29	2,22	2,98	1,59
K	mg/l	0,619	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0,632
Mg	mg/l	1,04	0,62	0,528	0,526	0,543	0,53	0,495	1,99
Al	µg/l	931	876	781	978	848	447	356	257
Mn	µg/l	6,14	11,8	14	18,1	18,3	12,5	9,71	75,1
pH		7,94	7,96	7,91	7,86	7,9	7,94	7,95	7,91
Ledn	mS/m	12,1	12,8	13,9	15,2	16,3	17,5	16	98,4
TOC	mg/l	5,14	4,08	3,77	4,42	3,83	3,72	4	2,16
		Skjell	Skjell	Skjell	Skjell	Skjell	Skjell	Skjell	Skjell
Ca	mg/l	23,3	20,8	22,4	23,9	25,6	28	26,6	115
Fe	mg/l	0,137	0,0263	0,0272	0,0208	0,0257	0,0648	0,0263	<0.02
Cu	µg/l	4	2,35	1,7	1,74	1,87	2,64	2,02	1,38
Pb	µg/l	1,14	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6	<0.6
Zn	µg/l	6,2	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Sb	µg/l	2,18	2,45	2,36	2,23	2,21	2,32	2,66	1,61
K	mg/l	1,34	0,855	0,682	0,633	0,594	<0.5	0,51	1,02
Mg	mg/l	5,93	3,91	3,8	3,49	3,44	3,09	2,77	11,8
Al	µg/l	1060	831	1060	1040	867	1420	749	446
Mn	µg/l	17,2	3,48	4,04	3,74	4,14	6,23	5,75	29
pH		8,08	8	8,01	8	8,02	8	8,02	8,01
Ledn	mS/m	20,1	16,8	16,9	17,2	18	18,5	16,3	79,7
TOC	mg/l	5,39	4,41	4,09	3,96	3,33	3,75	3,58	2,49

Felling Jernklorid: 1.oktober 2009									
	Kl.	13:00	16:00	19:00	23:00	13:00	16:00	19:00	23:00
Parameter		Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	Felt	Felt	Felt	Felt
Ca	mg/l	1,92	1,96	2,02	2,1	2,14	2,04	2,1	2,13
Fe	mg/l	1,04	1,05	1,05	1,07	4,33	5,05	4,7	3,92
Cu	µg/l	16,3	16,9	17,3	16,6	15,9	15,3	15,1	16,2
Pb	µg/l	11,5	11,6	11,8	11	8,66	9,04	9,13	9,24
Zn	µg/l	10,1	12,4	10,7	11,9	14	21,7	26	20,8
Sb	µg/l	2	1,99	1,94	2,02	1,69	1,47	1,54	1,65
Mg	mg/l	0,363	0,359	0,37	0,361	0,622	0,668	0,661	0,588
Al	µg/l	291	317	306	268	276	307	263	283
Mn	µg/l	44,2	47,4	46	45,1	60,8	68,1	67,8	62,8
pH		6,3	6,34	6,33	6,26	4,28	3,92	3,96	4,13
Ledn	mS/m	1,9	1,88	1,83	1,77	5,87	8,36	8,16	6,3
TOC	mg/l	11,6	11,4	11,5	11,4	7,08	4,56	4,34	4,36
		FeOH3	FeOH3	FeOH3	FeOH3	Sand	Sand	Sand	Sand
Ca	mg/l	132	31,5	17,5	10,8	4,43	6,12	5,07	3,58
Fe	mg/l	5,63	0,163	0,338	0,468	0,112	0,0289	0,0855	0,266
Cu	µg/l	4,87	0,5	0,5	0,5	1,07	0,5	3,05	8,68
Pb	µg/l	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Zn	µg/l	8,19	2	2	2	2	2	13,1	24
Sb	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,05	0,564	0,551	0,587	0,806
Mg	mg/l	3100	558	250	128	1,38	1,74	1,27	0,869
Al	µg/l	25	26	27	28	181	59,6	189	285
Mn	µg/l	28,3	1,12	1,47	1,55	71,9	159	388	340
pH		8,06	7,84	7,49	7,27	7,03	6,85	6,14	5,12
Ledn	mS/m	1420	304	157	88,1	6,08	6,92	5,76	4,91
TOC	mg/l	84,5	4,05	2,13	1,79	3,6	2,64	2,59	2,92
		Kalk	Kalk	Kalk	Kalk	Titan oksid	Titan oksid	Titan oksid	Titan oksid
Ca	mg/l	36	25,9	24,9	22,5	0,1	0,1	0,683	0,922
Fe	mg/l	0,0513	0,0588	0,0216	0,0625	0,208	0,387	0,509	1,13
Cu	µg/l	3,06	1,43	1,62	2,43	1,52	1,19	1,23	3,65
Pb	µg/l	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1,23
Zn	µg/l	2	2	2	2	2	2	2	4,28
Sb	µg/l	1,68	1,02	1,01	1,26	0,178	0,222	0,247	0,446
Mg	mg/l	1,5	0,863	0,789	0,716	0,313	1,94	3,06	2,71
Al	µg/l	73,4	61,5	56,2	106	25	25	25	88,8
Mn	µg/l	3,99	5,72	8,67	16,2	<0.9	0,936	7,04	14,4
pH		7,98	7,91	7,9	7,91	7,36	7,34	6,96	6,69
Ledn	mS/m	14,5	13,8	13,5	12,1	7,49	8,49	6,92	5,49
TOC	mg/l	4,22	3,12	3,28	3,77	4,21	3,24	3,34	3,71

17.4 Analyseresultater filterforsøk uten forfelling

Filterforsøk uten forfelling: 30.september 2009									
		11:30	13:30	16:30	20:30	11:30	13:30	16:30	20:30
		Innløp	Innløp	Innløp	Innløp	FeOH3	FeOH3	FeOH3	FeOH3
Ca	mg/l	2,07	2,09	2,07	1,94	156	54,7	35,8	23,7
Fe	mg/l	1,11	1,09	1,09	1,04	0,0654	0,0463	0,35	0,296
Cu	µg/l	17,1	17,8	18,1	17,8	1,48	<1	<1	1,25
Pb	µg/l	11,6	12,2	11,7	11,9	<0.6	<0.6	<0.6	1,54
Zn	µg/l	11,4	10,4	10,6	10,7	<4	<4	<4	<4
Sb	µg/l	2,06	2	1,92	1,96	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
K	mg/l	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	701	196	113	49,5
Mg	µg/l	0,372	0,366	0,358	0,357	4510	1290	717	456
Al	µg/l	283	328	304	313	<50	<50	<50	<50
Mn		47,9	44,5	45,1	43,3	7,86	1,54	2,07	0,975
pH	mS/m	6,33	6,36	6,3	6,34	8,01	7,99	7,99	7,71
Ledn	mg/l	1,8	1,86	1,84	1,83	1640	626	383	257
TOC	mg/l	11,8	11,8	11,8	12	88,6	15,8	7,95	5,95
		Sand	Sand	Sand	Sand	Kalk	Kalk	Kalk	Kalk
Ca	mg/l	2,32	2,25	2,19	2,2	15,5	17,2	15	37,4
Fe	mg/l	1,2	1	1,01	1,56	0,507	0,609	0,573	0,645
Cu	µg/l	45,8	13,1	13,5	17,8	12	13,3	14,9	13,6
Pb	µg/l	5,42	2,99	3,19	4,79	5,03	5,69	5,85	5,97
Zn	µg/l	28,7	<4	<4	5,89	4,01	<4	<4	5
Sb	µg/l	1,99	1,9	1,96	1,89	2,07	1,96	1,87	1,96
K	mg/l	1,15	0,885	0,778	0,684	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
Mg	µg/l	0,777	0,659	0,631	0,698	0,61	0,545	0,495	0,658
Al	µg/l	889	651	573	1190	247	279	268	324
Mn		41,4	38,1	42,5	66,5	11,7	13,4	15,8	25,5
pH	mS/m	6,84	6,81	6,72	6,64	7,83	7,79	7,74	8,06
Ledn	mg/l	2,68	2,99	2,42	2,22	8,1	8,07	7,79	9,17
TOC	mg/l	11,1	11,4	11	12	11,1	10,8	11,2	10,9
		TiO2	TiO2	TiO2	TiO2				
Ca	mg/l	<1	<0.2	<0.2	<0.2				
Fe	mg/l	0,664	0,798	0,657	0,713				
Cu	µg/l	9,05	10,5	8,21	15,4				
Pb	µg/l	4,25	4,35	4,09	5,3				
Zn	µg/l	<4	<4	<4	5,86				
Sb	µg/l	0,531	0,665	0,461	0,489				
K	mg/l	177	35,1	95,7	46,6				
Mg	µg/l	<0.8	0,184	1,26	1,05				
Al	µg/l	142	137	134	163				
Mn		1,55	<0.9	1,23	1,27				
pH	mS/m	7,72	7,53	7,46	7,41				
Ledn	mg/l	57,7	11,8	38,4	14,6				
TOC	mg/l	13,1	12	11,3	11				