



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 30 stp
Institutt for matematiske realfag og teknologi

En studie om forbedring av metode for rensing av tunnelvaskevann

A Study on the Improvement of the Method in the
Treatment of Tunnel Wash Water

Gunhild Nersten
Vann- og miljøteknikk

SAMMENDRAG

Vegtunneler akkumulerer store mengder støv på vegbane, vegger, tak og skilt og må derfor vaskes. Når tunnelen vaskes blir vannet som oftest sluppet ut i naturen, men i noen tilfeller samlet opp og videreført til renseanlegg. Dette foregår vanligvis i sedimenteringsbasseng som fjerner mye av de partikulære forurensningene fra tunnelvaskevannet. Bruk av vaskemiddel reduserer renseseffekten til sedimenteringsbassengene ved at flere metaller får økt mobilitet, noe som har uønskede konsekvenser. Sink og kobber er av størst bekymring da det er høye konsentrasjoner som slippes ut til resipientene og som er akutt skadelig for de vannlevende organismene. Studiets formål var å forbedre rensemetoden av tunnelvaskevann. Dette ble gjort ved å prøve ut ulike rensemetoder som kan foregå i en mobil enhet og kan fraktes mellom flere tunneler og derved få større utnyttelse. Dette vil muliggjøre å rense tunnelvaskevannet i de tunnelene som allerede er bygget (men mangler tilfredsstillende rensemetode) uten å måtte bygge ut nye anlegg.

Arbeidet ble foretatt både som en laboratorieundersøkelse hvor rensing ble utført i jar-tester med kjemisk felling hvor ulike kjemikalier eller fellingsmidler ble tilsatt i varierende doser. Det ble benyttet pH-heving under alle forsøkene for å oppnå best mulig utfelling av tungmetaller. Som pH-hevende kjemikalie ble både natriumhydroksid (NaOH) og kalsiumhydroksid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) benyttet, med PIX-313 (jern(III)sulfat) og magnesiumklorid (MgCl_2) som hjelpekoagulanter. For forsøk med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og magnesium ble et ombygget jar-test apparat brukt for å finne tilfredsstillende omdreiningshastighet for at mesteparten av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ skulle løse seg opp i tunnelvaskevannet, og samtidig flokkulere og felle ut partikler og metaller. Det ble også bygget et lite pilotanlegg med et oppskalert gjennomstrømningsanlegg. Det ble bygget med rørflokkulering og sedimentering i et horisontalt liggende rør som skulle kunne simulere et mulig mobilt renseanlegg av tunnelvaskevann. Under gjennomstrømningsforsøket i pilotanlegget ble $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og magnesium tilsatt, og vannet ble først pumpet til rørflokkuleringsanlegget for å blande inn kjemikaliene for deretter å sedimentere.

Klima- og forurensningsdirektoratets (Klifs) miljøkvalitetsstandarder (EQS) (TA-3001/2012) stiller krav til metallene kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd), arsen (As), kvikksølv (Hg), krom (Cr), bly (Pb) og nikkel (Ni) ved utslipp til ferskvannsresipient. Flere av metallene viste tilfredsstillende resultater både ved batchforsøk i jar-test og i pilotanlegget med kontinuerlig

gjennomstrømning. Konsentrasjonene av Zn i det rensede vannet var lave, mens Cu og Ni fortsatt hadde for høye verdier etter rensing, i henhold til Klifs grenseverdier. Jevnt over hadde rensing med kalk en bedre renseseffekt enn rensing med natriumhydroksid, spesielt for Ni og Cu. De resterende metallene hadde tilfredsstillende verdier.

Rørflokkulering viste seg å fungere bra, og når slangen i tillegg ble kveilet rundt et tykt rør var det plassbesparende å bruke rørflokkulering sammenliknet med tradisjonell flokkulering. Utfellingen av metaller og mengde slam var høyest i området rundt innløpet av sedimentasjonsrøret. Gjennomstrømningsanlegget må optimaliseres ytterligere dersom det skal kunne brukes i en mobil enhet. Sedimentering ga gode resultater for rensing, men flotasjon ble ikke utprøvd så det kan være at den separasjonsmetoden også vil gi tilfredsstillende resultater, og samtidig være plassbesparende i forhold til et sedimentering. Et ekstra separasjonstrinn kan være filtrering etter sedimentering/flotasjon for å fjerne de siste små partiklene.

ABSTRACT

Road tunnels accumulate large amounts of dust from roadways, walls, ceilings and signs, and must therefore be washed. When the tunnel is washed, the water is often released out into nature or in some cases, collected and passed on to a tunnel wash water treatment plant. Sedimentation ponds are what is used most to remove most of the particulate contaminants from tunnel wash water. The Use of detergent reduces the effectivity of the sedimentation pond because it leads to several metals gaining increased mobility, which have undesirable consequences. Zinc and copper are of greatest concern when there are high concentrations emitted to the recipients, due to them being acutely harmful to the aquatic organisms. The goal of this study was to improve the purification method of tunnel wash water. This was done by trying out various methods of cleaning that can take place in a mobile device and be transported between several tunnels, and thus achieve greater efficiency. This will make it possible to clean tunnel wash water in tunnels that are already built, but lack the adequate washing without having to build new facilities.

The study was carried out both as a laboratory experiment where purification was conducted in jar-tests with chemical precipitation, where various chemicals or precipitants were added in various doses. pH elevation was used under all the experiments to achieve the best possible precipitation of heavy metals. Sodium hydroxide (NaOH) and calcium hydroxide (Ca(OH)₂) were used with PIX-313 (iron(III) sulfate) and magnesium chloride (MgCl₂) as flocculants. For Ca(OH)₂ and magnesium, a rebuilt jar-test apparatus was used to find satisfactory rotational speed needed to dissolve most of the Ca(OH)₂ in the tunnel wash water, and then flocculate and precipitate particles and metals. There was also built a small pilot plant with an upscale continuous flow. It was built with tube flocculation and sedimentation in a horizontal lying tube that could simulate a possible mobile tunnel wash water treatment plant. During the flow test in the pilot plant, Ca(OH)₂ and magnesium were added, and the water was first pumped to the tube flocculation for the mixing of the chemicals and then allowed to settle.

The Norwegian climate and pollution agencies (Klif) environmental quality standards (EQS) (TA-3001/2012) have requirements for the metals copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd), arsenic (As), mercury (Hg), chromium (Cr), lead (Pb) and nickel (Ni) when discharged to fresh water recipients. Several of the metals showed satisfactory results both in the batch experiments with jar-tests and in the pilot plant with continuous flow. The Concentration of zinc in the purified water was low, while copper and nickel still had too high concentrations after

treatment, in accordance with Klifs limit values. Consistently, the treatment with lime had a better cleaning effect than treatment with sodium hydroxide, especially for nickel and copper. Tube flocculation proved to work well in the pilot plant and when the hose in addition was coiled around a thick tube, the apparatus was space-saving compared to traditional flocculation. The precipitation of metals and the amount of sludge was highest around the inlet of the sedimentation tube. The system must therefore be optimized further if it is to be used in a mobile device. Sedimentation gave good results for treatment of tunnel wash water, but flotation was not tested and may be a better separation method, in addition to being space saving, compared to a sedimentation. To remove the last small particles, you could also add filtration after sedimentation/flotation as an extra step in the separation process.

FORORD

Denne oppgaven er skrevet våren 2015 og er det avsluttende arbeidet i min mastergrad i vann- og miljøteknikk på NMBU. Hovedveilederen min har vært Arve Heistad og Elin Gjengedal, Lasse Vråle og Sondre Meland har vært biveiledere.

Først og fremst vil jeg takke hovedveileder Arve Heistad ved Institutt for miljø og tekniske fag (IMT) for fantastisk god hjelp og veiledning, og oppmuntring når ikke motivasjonen har vært helt på topp. Spesielt vil jeg trekke frem hjelpen med bygging av det oppskalerende gjennomstrømningsforsøket som ble bygget under denne masteroppgaven. Uten din hjelp hadde det ikke vært mulig å gjennomføre det oppskalerende forsøket. Jeg vil også takke biveileder Elin Gjengedal med god veiledning under laboratorieforsøkene og mye god hjelp og tilbakemeldinger under skriveprosessen. Jeg vil takke biveileder Lasse Vråle med valg av renseprosesser under masteroppgaven min, og for å alltid være tilgjengelig for å svare på alle mine spørsmål. Jeg vil også takke min siste biveileder Sondre Meland med gode tilbakemeldinger til min masteroppgave og nyttige råd og faglig innspill. Dere har alle hjulpet meg gjennom masteroppgaven min og brukt mye tid og innsats for å hjelpe meg, og det er jeg utrolig takknemlig for.

Videre vil jeg takke Solfrid Lohne og Øyvind Enger som utførte de kjemiske analysene på ICP-MS.

Tusen takk til venner og familie som har støttet meg under studietiden og under skrivingen av masteroppgaven. Takk for at dere har vært tålmodige med meg denne våren, og hjulpet meg med å holde motet oppe. Takk til medstudenter på lesesalen for gode samtaler og støtte underveis. Takk for fem fine år på Ås, og for minner som aldri vil glemmes.

Jeg vil til slutt takke Statens vegvesen for økonomisk støtte og finansiering av masteroppgaven.

Gunhild Nersten

Ås, 13. mai 2016

ORDFORKLARINGER

Bioakkumulering	Opphopning av miljøgifter i levende organismer
Forurensning	Utslipp av skadestoffer fra naturlige eller menneskeskapte prosesser.
Miljøgifter	Lite nedbrytbare kjemikalier. Disse kan hope seg opp i levende organismer og er giftige. Miljøgifter kan gi irreversible skader på mennesker og natur.
Tungmetall	Se definisjon kapittel 2.2.
Kjemisk spesie	Den spesifikke formen til et grunnstoff som er definert etter sammensetningen av isotoper, elektronisk nivå og kjemiske forbindelser.
Spesiering	Fordeling av stoff mellom ulike spesier.
Årsdøgntrafikk	Den totale mengden kjøretøy som passerer et tellepunkt (i begge retninger) i løpet av et år, dividert med antall dager i året.
NORWAT	Et fireårig forskningsprogram i Statens vegvesen som har som formål å bygge, planlegge og drifte vegnettet uten at det gir uakseptable skader på vannmiljøet.
Polymer	Syntetiske eller naturlige forbindelser som består av kjedeformede molekyler.
Omdreiningshastighet	I denne oppgaven beskriver det hastigheten på røreverket under jar-test.
Flokkuleringseffektivitet	Hvor effektivt fnokkene flokkulerer i flokkuleringsanlegget.
Flokkuleringstid	Oppholdstiden i flokkuleringsanlegget.

FORKORTELSER

PAH Polysykliske aromatiske hydrokarboner

ÅDT Årsdøgntrafikk

SVV Statens vegvesen

EQS *Environmental quality standard* – Miljøkvalitetsstandard

LOD Deteksjonsgrense. Se kapittel 3.4

LOQ Kvantifiseringsgrense. Se kapittel 3.4

RPM *Revolutions per minute* – Omdreiningstall

Klif Klima- og forurensingsdirektoratet

LISTE OVER FIGURER

Figur 2-1: Prinsippskisse av et flotasjonsbasseng (Kilde: (Ødegaard 2012a)).....	19
Figur 3-1: Bilde av Nordbyttunnelen (1) fra Google Earth. Tunnelvaskevann føres til pumpehuset (2) og videre til renssebassenget (3).....	23
Figur 3-2: Vasking av Nordbyttunnelen den 01.12.16. Vasket av Veidrift AS. (Foto: Arve Heistad).....	24
Figur 3-3: Pumpehuset tilhørende Vassum renssebasseng ved Nordbyttunnelen. (Foto: Gunhild Nersten)	24
Figur 3-4: Tunnelvaskevann ble pumpet over til en 500 L beholder. (Foto: Arve Heistad)	25
Figur 3-5: Beger til jar-test med tilhørende røreverk. (Foto: Gunhild Nersten)	30
Figur 3-6: Jar-testapparatet som kontroller forsøkene. (Foto: Gunhild Nersten)	30
Figur 3-7: Illustrasjon av et jar-test apparat. Fra venstre: hurtigomrøring, sakteomrøring og sedimentering. Modifisert etter Konieczny et al. (2005).....	31
Figur 3-8: Jar-testapparat med økende omdreiningshastighet på omrørerne. Røreverket til venstre vil ha lavest omdreiningshastighet, og deretter øke bortover, med den høyeste omdreiningshastigheten til høyre. (Foto: Gunhild Nersten).....	32
Figur 3-9: Gjennomstrømningsanlegg med rørflokkulering og sedimentering. Bildet er nummerert med 1-17, med tilhørende forklaringstekst på høyre side. (Foto: Gunhild Nersten)	36
Figur 4-1: Turbiditet og pH i kjemisk rensset tunnelvaskevann med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og MgCl_2 i batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet. Turbiditet i ubehandlet tunnelvaskevann var på 293 FNU.	41
Figur 4-2: Konsentrasjon av Cr under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse II. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.	43
Figur 4-3: Konsentrasjon av Zn under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Grenseverdien for tilstandsklasse I og sinkkonsentrasjonene var jevnt over lik. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.	44
Figur 4-4: Konsentrasjon av Ni under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre og nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse III og II. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.	45
Figur 4-5: Konsentrasjon av Cu under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre og nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse IV og II. Råvann viser metallkonsentrasjon i ubehandlet tunnelvaskevann.	46
Figur 4-6: Konsentrasjon av Pb under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre linjen viser til grenseverdien for tilstandsklasse II. Stjernene representerer fire verdier som var under kvantifiseringsgrensen.	47
Figur 4-7: Konsentrasjon av As under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse I.	48
Figur 4-8: Renseeffekten for utvalgte metaller ved lang, middels og kort flokkuleringstid. For Cd var alle verdiene under deteksjonsgrensen og vist med en svart stjerne i figuren, mens ved middels flokkuleringstid for Zn og Pb var resultatene under kvantifiseringsgrensen og vist med en hvite stjerner i figuren.	49

Figur 4-9: Renseeffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved lang flokkuleringstid.....	51
Figur 4-10: Renseeffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved middels flokkuleringstid. Verdiene som er vist med stjerne er under kvantifiseringsgrensen.	52
Figur 4-11: Renseeffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved kort flokkuleringstid.....	53
Figur 4-12: Slam i sedimentasjonsrøret ved innløp etter at gjennomstrømningsforsøket var ferdig, med middels flokkuleringstid. (Foto: Gunhild Nersten)	54
Figur 4-13: Slam i sedimentasjonsrøret ved innløp etter at gjennomstrømningsforsøket var ferdig, med kort flokkuleringstid. (Foto: Gunhild Nersten)	54
Figur 4-14: Metallmengdene i slammet for Zn og Cu ved tre steder i sedimentasjonsrøret under gjennomstrømningsforsøk. Hvert stolpediagram viser slammengden for et enkelt metall.	55
Figur 4-15: Metallmengdene i slammet for Ni, Pb, Cd, Cr og As ved tre steder i sedimentasjonsrøret under gjennomstrømningsforsøk. Hvert stolpediagram viser slammengden for et enkelt metall.	56
Figur 5-1: Lavest løselighet hos utvalgte metallhydroksider er ved pH 9-12. (Kilde: (US EPA 1983)).....	59

LISTE OVER TABELLER

Tabell 2-1: Hyppigheten av tunnelvask i forhold til trafikkvolum. Tabell modifisert etter (Statens vegvesen 2014).....	5
Tabell 2-2: Metaller og deres opphav i vegavrenning. Tabell modifisert etter Meland (2010). Grunnstoffene som er analysert i dette studiet er markert med rødt.....	8
Tabell 2-3: En oversikt over forurensningsstoffer i rensert og urensert tunnelvaskevann (med såpe), sammenliknet med verdier for overflatevann i vanlig vegavrenning og Klifs tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) (TA3001/2012). Tabell modifisert etter (Meland 2012) og tilstandsklassene er hentet fra (Arp et al. 2014).....	9
Tabell 2-4: Spesiering hos noen tungmetaller ved ulike pH-områder. Tabell modifisert etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010).....	10
Tabell 2-5: Tilstandsklassene I til V i miljøklassifisering for ferskvann, hvor I er meget god og V meget dårlig. Tabell modifisert etter Andersen et al. (1997).....	13
Tabell 2-6 Typiske dimensjoneringsverdier for ulike filtertyper (Modifisert etter Ødegaard (2012a)).....	21
Tabell 3-1: Intervaller for ombygd jar-testapparat. Tabell modifisert etter Vråle og Kristiansen (1987).....	33
Tabell 4-1: Resultater av metallkonsentrasjon , pH og turbiditet fra batchforsøk med ulike kjemikalier tilsatt og resultater for det ubehandlede tunnelvaskevann kun tilsatt såpe. pH og turbiditet er målt etter at jart-testene var ferdig. Best resultat for hvert metall er markert med gul.....	40
Tabell 4-2: Gjennomsnittlige resultater av metallkonsentrasjoner for alle jar-testene i forsøk 5-7, med tilhørende renseeffekt.....	42
Tabell 4-3: Resultater av metallkonsentrasjoner fra utvalgte metaller. Resultatene er fra gjennomstrømningsforsøket og prøvene er tatt fra utløpet av sedimenteringsrøret. Tallene er fargekodet etter Klifs tiltaksklasser (TA3001-2012).	50
Tabell 4-4: Høyden på slammet ved tre lengder i sedimentasjonsrøret. Alle høyder er vist i cm.....	55
Tabell 5-1: Vannkvalitet i vaskevann fra Nordbytunnelen ved ulike studier sammenliknet med ”God kvalitet” i Klifs miljøkvalitetsstandarder. Metallkonsentrasjoner hentet fra (Garshol et al. 2015; Meland 2012) og krav hentet fra (Arp et al. 2014).....	57

INNHOILDSFORTEGNELSE

Sammendrag	I
Abstract	III
Forord	V
Ordforklaringer	VI
Forkortelser	VII
Liste over figurer	VIII
Liste over tabeller	XI
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Problemstilling og mål	3
2 Teori	5
2.1 Veg og tunneldrift	5
2.1.1 Vask av tunnel	5
2.1.2 Tunnelvaskevann	6
2.2 Avrenning og forurensninger fra veg og tunnel	7
Tungmetaller i vegavrenning og tunnelvaskevann	10
2.3 Rensing av tunnelvaskevann	11
2.3.1 Rensekrav i Norge og Europa.....	11
2.3.2 Renseløsninger for vegavrenning og tunnelvaskevann i Europa	12
2.3.3 Vurdering av miljørisiko	13
2.3.4 Nye renseløsninger for tunnelvaskevann	14
2.3.5 Kjemisk felling	14
2.3.6 Flokkulering	15
2.3.7 Sedimentering	17
2.3.8 Flotasjon	19
2.3.9 Filtrering	20
3 Materiale og metode	23
3.1 Henting av vaskevann	24

3.2	Klargjøring av jar-test forsøk.....	26
3.3	Utstyrliste.....	26
3.4	Analyseparametere.....	28
3.5	Vaskeprosedyre av utstyr.....	29
3.6	Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH) ₂	30
3.7	Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet	32
3.8	Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering.....	34
3.8.1	Forsøksbeskrivelse.....	34
3.8.2	Uttak av utløpsprøver og slamprøver.....	37
4	Resultater	39
4.1	Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH) ₂	39
4.2	Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet	41
4.3	Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering.....	49
4.3.1	Resultater fra utløp sammenliknet med resultater fra Imhoff beger.....	51
4.3.2	Resultater fra slamprøver.....	54
5	Diskusjon	57
5.1	Innledende forsøk (jar-test 1 og 2)	58
5.2	Betydningen av pH under batchforsøkene.....	58
5.3	Tilstandsklasser brukt under studiet	60
5.4	Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH) ₂	60
5.5	Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet	62
5.6	Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering.....	63
	Metallkonsentrasjoner	65
5.7	Valg av kjemikalier.....	66
5.8	Videre arbeid	67
6	Konklusjon.....	69
7	Litteratur	71
	Vedlegg	I
	Vedlegg A – Tilstandsklasser for utslipp til ferskvannsresipient	I
	Vedlegg B - Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser	II
	Vedlegg C – Utrengninger for kjemikaliene NaOH, Ca(OH) ₂ og MgCl ₂ * 6H ₂ O.....	III
	Vedlegg D – Utrengninger for gjennomstrømningsforsøk	IV

Vedlegg E – Vaskeprosedyrer til Veidrift AS av Nordbytunnelen 30.11-01.12 2015	VI
Vedlegg F – Utstyrslister for batchforsøk med jar-test og gjennomstrømningsforsøk.....	VII
Vedlegg G - Tabeller med informasjon om hver jar-test.	IX
Vedlegg H - Resultater av metallkonsentrasjoner fra jar-test 3-7 og gjennomstrømningsforsøk	XIV
Vedlegg I – Resultater for de to første jar-testene (1 og 2) som ble gjennomført i januar	XVII
Vedlegg J – pH målt under batchforsøkene.....	XVIII
Vedlegg K – Titreringskurve for tunnelvaskevann med NaOH	XIX
Vedlegg L - Sikkerhetsdatablad for Kemira PIX-313 og Kraft 703+	XIX

1 INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Trafikken på veiene i Norge har økt betraktelig de siste tiårene. Ny veginfrastruktur må bygges i tunneler i befolkningstette byer og områder fordi det er lite utbyggingskapasitet over bakken. Under vinterhalvåret øker forurensningen i kalde områder på grunn av bruken av piggdekk og salt. Tunnelmiljøet har tøffe forhold, og jord og støv er avsatt og samler seg opp på veg, vegger, tak og teknisk utstyr (Meland 2016). For å opprettholde en sikker trafikk i tunnelene, må opphopningen av større partikler bli fjernet gjennom tunnelvask (Stotz & Holldorb 2008). Vaskeprosedyren og hyppigheten av tunnelvask avhenger av blant annet tunnallengde, trafikk og ventilasjon. Vaskevannet kan variere fra 30 L til 150 L per tunnelmeter (Meland et al. 2010b; Roseth & Meland 2006). Tunnelvaskevannet inneholder mye forurensninger og er potensielt akutt giftig for vannorganismer (Johansen 2013; Meland et al. 2010a; Meland et al. 2010b). Det har blitt en økende bevisstgjøring av at tunnelvaskevann er en ”hot-spot” ved at vaskevannet skaper uakseptabel skade på dyrelivet, og i nye tunnelprosjekter trengs det en tillatelse fra miljømyndighetene for å kunne slippe ut tunnelvaskevann (Meland 2016).

Norge har over 1000 tunneler, som utgjør 800 km i tunnelstrekning. Torp og Meland (2013) har kartlagt 75 tunneler, i Statens vegvesen Region øst. Rapporten viser hvilke tunneler som hadde rensing av tunnelvaskevannet, og hvilke som ikke hadde det. 58 (76 %) av tunnelene i kartleggingen hadde ingen rensing av tunnelvaskevannet. Noen av forurensningsstoffene som finnes i tunnelvaskevann er tungmetaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og veisalt (natriumklorid, NaCl) (Meland 2010; Åstebøl 2005). I dette studiet er det valgt å legge vekt på metallforurensningene.

Typiske metallforurensninger fra veiavrenning og tunnelvask er bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni) og kadmium (Cd) (Chen 2012; Davis et al. 2001; Meland 2010; Åstebøl 2005). Tungmetaller kan være skadelig for både mennesker og vannlevende organismer (Loyaux-Lawniczak et al. 2001; Meland et al. 2010a). Vannlevende organismer kan bli negativt påvirket når avløpsvann med høye metallkonsentrasjoner slippes ut i vannforekomsten. Selv lave konsentrasjoner av tungmetallforurensning kan produsere bioakkumulering gjennom næringskjeden (Manahan 2010). Studier har funnet ut at fiskebestanden påvirkes i resipienter

hvor tunnelvaskevann blir sluppet ut, og i en elv fant de en sammenheng mellom utslipp av tunnelvaskevann og en minking i størrelse på sjøørret (Meland 2010; Meland et al. 2010a).

Mange teknikker har blitt brukt for å fjerne forurensninger fra avløpsvann blant annet kjemisk felling. Hydroksidfelling er en effektiv og utbredt prosess i industrien, fordi den er enkel i bruk og relativt billig (Huisman et al. 2006; Ku & Jung 2001). Det dannes tungtløselig bunnfall når kjemikalier reagerer med tungmetallioner i fellingsprosessen. Bunnfallet kan separeres fra vannfasen ved blant annet sedimentasjon, flotasjon eller filtrering. Det rensede vannet har da blitt separert fra slamfasen og kan videre bli brukt på nytt, eller bli sluppet ut til en resipient.

Statens vegvesen (SVV) sitt FoU-program Nordic Road Water (NORWAT) hadde i 2015 et omfattende prosjekt hvor de prøvde ut en rekke ulike rensemetoder på tunnelvaskevann, blant annet kjemisk felling (Garshol et al. 2015). De fikk gode resultater ved pH-justering med natriumhydroksid (NaOH), da mange av tungmetallene felles ut ved en høy pH (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Kalk har også blitt påvist å være et godt fellingskjemikalie når vann med høyt innhold av metallkonsentrasjoner skal renses (Chen 2012). Kalkfelling ga flere positive resultater, blant annet en høy fjerning av tungmetaller, lave brukskostnader, mer konsentrert slam (mindre voluminøst) og liten påvirkning på dyrelivet.

1.2 Problemstilling og mål

Formålet med oppgaven var å undersøke hvordan fellingskjemikalier virker når vannet som skal renses har høye såpekonsentrasjoner og er svært forurenset av blant annet tungmetaller. Under dette studiet skulle det prøves ut kjemisk rensing med ulike kjemiske fellingsmidler på tunnelvaskevann fra Nordbytunnelen. Nordbytunnelen er en 3,87 km lang tunnel og ligger langs E6 i Frogn kommune, som ligger sør for Oslo. Tunnelen er klassifisert som høy-trafikkert. Kjemikaliene studiet skulle teste var natriumhydroksid (NaOH) for å justere pH, sammen med jern(III)sulfat (PIX-313) som hjelpekoagulant. Kalsiumhydroksid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) skulle prøves ut som fellingsmiddel sammen med både jern(III)sulfat og magnesiumklorid (MgCl_2) som hjelpekoagulant. Metallene som skulle bestemmes var Cu, Ni, Cr, Zn, Cd, As og Pb ved hjelp av ICP-MS. Turbiditeten skulle også måles ved jar-test forsøkene for å se hvor mye partikler som var igjen i vannet etter rensing.

Forsøksoppsettet er delt inn i tre trinn:

1. Første trinn skulle være et batchforsøk med jar-tester, med formål å velge ut dosene og fellingsmidlene som gav mest tilfredsstillende resultat til videre bruk i neste separasjonstrinn. Dette skulle gjennomføres med et standard Kemira jar-testapparat.
2. Trinn 2 skulle være et jar-test forsøk hvor ulike omdreiningshastighet skulle testes med kalsiumhydroksid som fellingsmiddel og magnesium som hjelpekoagulant, da det har vist seg at omdreiningshastigheten (G-verdien) på røreverket under omrøringen har stor innvirkning på hvor godt kalken løses opp, blandes inn og flokkuleres i vannet som skal renses (Vråle & Kristiansen 1987). Dette forsøket skulle gjennomføres med et ombygget jar-testapparat med ulik omdreiningshastighet på røreverkene.
3. Det siste trinnet skulle være en oppskalering i form av et gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering for å blande inn kjemikaliene og sedimentering for å separere slammet med vannfasen. Gjennomstrømningsforsøket skulle gjennomføres tre ganger, hvor alle betingelsene skulle være like, utenom flokkuleringstiden.

Hvert delforsøk i masteroppgaven skal gi svar på følgende spørsmål:

Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av natriumhydroksid og kalsiumhydroksid

- Hvilke kjemikalier gir tilfredsstillende renseeffekt ved kjemisk felling under gitte betingelser? Natriumhydroksid og jern(III)sulfat eller kalsiumhydroksid og magnesium/jern(III)sulfat?

Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet

- Ved bruk av kalkfelling ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), hva vil være de mest tilfredsstillende flokkuleringsbetingelsene med tanke på omdreiningshastighet og oppholdstid?

Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering

- Vil en oppskalering i form av gjennomstrømningsforsøk, med de mest tilfredsstillende resultatene fra jar-testene gi god nok renseeffekt?

- Kan rørflokkulering være et alternativ til tradisjonell flokkulering i et mobilt anlegg?

- Vil metallinnholdet i slammet være fordelt likt langs hele sedimentasjonsrøret?

- Bør det prøves ut andre separasjonsmetoder enn sedimentasjon i videre forsøk?

2 TEORI

2.1 Veg og tunneldrift

2.1.1 Vask av tunnel

Kravene for tunnelrenhold gjelder for alle tunneler, og ifølge Håndbok R610 (Statens vegvesen 2014) skal vask og renhold av tunnel bidra til en ren og sikker tunnel som gir bilistene en positiv opplevelse ved kjøring i tunnelen. Hyppigheten av tunnelvask bestemmes ut ifra tunnelens trafikkbelastning, også kalt ÅDT (Årsdøgntrafikk) (Torp & Meland 2013). Årsdøgntrafikk er et standard mål på den årlige trafikken på en veg eller i en tunnel. Tabell 2-1 viser hvor ofte hver tunnel bør vaskes i henholdt til ÅDT (Statens vegvesen 2014).

Tabell 2-1: Hyppigheten av tunnelvask i forhold til trafikkvolum. Tabell modifisert etter (Statens vegvesen 2014)

Trafikkvolum ÅDT per tunnellop	Renhold: Hel	I tillegg: Renhold: Halv	I tillegg: Renhold: Teknisk
0 - 300	Hvert 5. År	---	1 per år i år uten Renhold: Hel
301 – 4000	1 per år	---	1 per år
4001 – 8000	1 per år	1 per år	2 per år
8001 – 12000	1 per år	2 per år	3 per år
12001 – 15000	2 per år	3 per år	5 per år
15001 -	2 per år	4 per år	6 per år

En tunnel med en ÅDT på over 20 000 kjøretøy per tunnellop er klassifisert som en høytrafikkert tunnel, mens en tunnel med ÅDT på under 1 500 kjøretøy per tunnellop vil være en lavtrafikkert tunnel (Meland 2012). Som Tabell 2-1 viser, er det trafikken som bestemmer

hyppigheten av tunnelens vaskeintervaller, og mens en lavtrafikkert tunnel kan vaskes så lite som en gang i året, kan en høytrafikkert tunnel ha mellom 6-12 vasker i året.

En lavest mulig støvkonsentrasjon i tunnelen er fordelmessig da støv bidrar til dårlig sikt og problemer med å lese skilt. Vasking av tunnelen bidrar til en lavere støvmengde, da støvet vaskes ut sammen med vaskevannet. Det skilles mellom halv, hel og teknisk vask (Statens vegvesen 2014). Ved en helvask vaskes alt fra vegger, tak, skilt og teknisk utstyr. Ved halvvaske vaskes kun vegger, skilt og lys, og vegen blir skylt. En teknisk vask vil si en vask av alt teknisk materiale i tunnelen. Dette består av skilt, bommer, nødfelter, og teknisk utstyr.

2.1.2 Tunnelvaskevann

Tunnelvaskevann betegnes som alt vannet som renner av etter vaskeprosessen av en tunnel. Firmaet som er leid inn til å vaske tunnelen bestemmer hvordan tunnelvasken blir gjennomført. Det gjelder også for mengden vann som blir brukt under vask av tunnelen og valg av såpe. Ved bruk av lavtrykkdyser (< 15 bar) vil det forbrukes mer vann enn ved bruk av høytrykkdyser (75-150 bar) (Torp & Meland 2013). Ved en halvvaske vil det forbrukes 70 % av mengden vann i forhold til en helvask.

Mengden vann som blir ført ut av tunnelen med drens-systemer og overvannsystemer er rundt 70-90 % av det forbrukte vannet (Torp & Meland 2013). Resten av vannet blir tatt opp av feiebilen eller fordampet på vegger og tak. Forbruket av vaskemiddel og vann varierer fra tunnel til tunnel. Mengden såpekonsentrasjon varierer, men for de tunnelene hvor vaskemiddel har blitt brukt vil 0,2-5 % av vannforbruket bestå av såpe (Torp & Meland 2013).

Hvilken type vaskemiddel som blir brukt velges av det innleide firmaet som skal gjennomføre tunnelvasken. Vaskemiddelet må være godkjent i henhold til forskriftene om bruk av vaskemiddel (Produktforskriften). Ut ifra forskriftene angående vaskemidler regulering (EC) No 648/2004 som trådte i kraft i 2005, skal tensidene i vaskemidlene bli betegnet som nedbrytbare dersom minst 60 % er nedbrutt i løpet av 28 dager (Lovdata 2004). Vaskemidler øker renseseffekten ved vasking av tunneler. Roseth og Søvik (2006) har undersøkt de mest vanlige kjemiske forbindelsene brukt i vaskemidler, under tunnelvask i Norge. Resultatet viste at vaskemidlene ofte inneholdt tre hovedkomponenter; tensider, alkaliske vaskemidler og løsemidler.

2.2 Avrenning og forurensninger fra veg og tunnel

Nedbør på områder med tette flater, for eksempel vegdekker infiltreres ikke i grunnen, men renner av og samles opp som overvann. Ved spesielt store nedbørsmengder blir mye overvann vasket bort, slik at forurensninger som ligger i grøfter og i vegbanen skylles bort. Vannet vil inneholde de kjemiske stoffene som finnes på alle de flatene vannet har vært i kontakt med (Hopkinson & Day 1980; Meland 2010; Waara & Farm 2008). I selve avrenningsvannet finner man spor av mange ulike stoffer og partikler (Meland 2012). Forurensningene kommer fra flere forskjellige kilder, blant annet fra slitasje og avgasser fra kjøretøy. Tabell 2-2 viser hovedkildene til de ulike forurensningene i vegavrenning.

Sammenliknet med vanlig vegavrenning, er forurensningskonsentrasjonen i tunnelens vaskevann signifikant høyere ved like trafikkvolum (Meland et al. 2010a). I Norge, hvor det finnes over 1000 tunneler, har tunnelvaskevannet blitt sluppet ut urensset¹ i de fleste tilfeller. Ved de fleste større tunneler i og rundt byer bygget på midten av 1990 tallet, har vaskevann blitt sluppet ut i et sedimenteringsbasseng inni, eller utenfor tunnelen. Sedimenteringsbasseng har blitt brukt de fleste steder fordi de er rimelige i drift og enkle å bygge.

Vaskevannet inneholder en blanding av forurensninger i løst og partikulær form (Paruch & Roseth 2008). Tunnelvaskevannet genererer store volumer av høyt forurenset vann, blant annet mer enn fem ganger så høye konsentrasjoner av suspendert stoff sammenliknet med vegavrenning (Hallberg et al. 2014). Flere studier har vist at metallkonsentrasjoner, både løst og partikulært i veg og tunnelavrenning er svært høye (Barbosa et al. 2007).

¹ Tunnelene er utstyrt med sandfang og noen ganger oljeavskillere, men det er ikke ansett som et rensesystem alene.

Tabell 2-2: Metaller og deres opphav i vegavrenning. Tabell modifisert etter Meland (2010). Grunnstoffene som er analysert i dette studiet er markert med rødt.

	Kilde	Forurensede stoff	Referanser
Kjøretøy	Bremser	Ba, Cu , Fe, Mo, Na, Ni , Pb , Sb	Dongarra et al. (2009), McKenzie et al. (2009), Sternbeck et al. (2002), Thorpe og Harrison (2008)
	Dekk (inkl. Piggdekk)	Al, Zn , Ca, Cd , Co, Cu , Mn, Pb , W, hydrokarboner, PAH	Glaser et al. (2005), Karlsson et al. (2010), McKenzie et al. (2009), Sternbeck et al. (2002), Thorpe og Harrison (2008)
	Katalysatorer	Pt, Pd, Rh	Ek et al. (2004), Whiteley og Murray (2005)
	Karosseri	Cr , Fe, Zn (stål)	Taylor og Robertson (2009)
	Forbrenning	Ag, Ba, Cd , Cr , Co, Mo, Ni , V, Sb, Sr, Zn , PAH	Brown og Peake (2006), Desta et al. (2007), Glaser et al. (2005), Lin et al. (2005), Marr et al. (1999), Singh et al. (2013), Wang et al. (2003), Weckwerth (2001),
	Olje og petroleum søl, drypping, brukt smøreolje	PAH (LMM)	Singh et al. (2013), Wang et al. (2003)
Annet	Vegdekke (asfalt, bitumen)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Pb , Si, Sr, Ti, PAH	Brandt og De Groot (2001), Brown og Peake (2006), Sternbeck et al. (2002), Thorpe og Harrison (2008)
	Avisende og støvdempende kjemikalier	Ca , Mg, Na, Cl,	Aldrin et al. (2008), Novotny et al. (2008), Ramakrishna og Viraraghavan (2005), Viklander et al. (2003)
	Vegutstyr (f.eks. trafikkskilt, midtrabatter o.l.)	Zn (galvanisert stål)	Thorpe og Harrison (2008)
	Vaskemiddel brukt til tunnelvask	Tensider	Meland (2012)

Forkortelser: Ag = sølv, Al = aluminium, Ba = barium, Ca = kalsium, Cd = kadmium, Cl = klor, Co = kobolt, Cr = krom, Cu, kobber, Fe = jern, K = kalium, Mg = magnesium, Mn = mangan, Mo = molybden, Na = natrium, Ni = nikkel, PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner, Pb = bly, Pd = palladium, Pt = platina, Rh = rhodium, Sb = antimon, Si = silisium, Sr = strontium, Ti = titan, V = vanadium, W = wolfram, Zn = sink.

Tidligere studier har undersøkt om sedimenteringsbasseng renses godt nok til å kunne slippe ut vannet rett til en resipient. Vannet fra Nordbytunnelen har blitt undersøkt flere ganger og resultatene fra Meland (2012) er vist i Tabell 2-3. Verdiene er sammenliknet med Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine verdier for klassifisering av miljøkvalitetsstandard (EQS) (TA-3001/2012). Nordbytunnelen får renses vannet sitt i Vassum rensesbasseng, som er et sedimenteringsbasseng. Tunnelvaskevannet inneholder såpekonsentrasjoner fra tunnelvasken.

Tabell 2-3: En oversikt over forurensningsstoffer i renses og urenses tunnelvaskevann (med såpe), sammenliknet med verdier for overflatevann i vanlig vegavrensing og Klifs tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) (TA3001/2012). Tabell modifisert etter (Meland 2012) og tilstandsklassene er hentet fra (Arp et al. 2014).

Utslippskilde	Forurensning i µg/L							
	Bly	Kadmium	Krom	Kobber	Nikkel	Sink	PAH ¹	BaP ²
Veg ÅDT 5 000	14	0,3	1	38	1	62	0,3	0,01
Veg ÅDT 30 000	31	0,4	5	72	4	197	1,5	0,04
Nordbytunnelen, urenses	29	0,5	64	238	58	1281	2,8	0,20
Nordbytunnelen, renses	10	0,2	7	56	13	909	0,9	0,02
Klifs tilstandsklasse V	> 57	> 4,5	> 360	> 78	> 67	> 60	-	-

1. PAH = polyaromatiske hydrokarboner 2. BaP = benzo(a)pyren

I 2013 ble det gjort en studie på hvordan vaskemidler påvirker mobiliteten av tungmetaller ved sedimentering av tunnelvaskevann (Aasum 2013). Tre forsøk ble gjennomført med vaskevann hvor såpekonsentrasjonene var; uten tilsatt såpe, 0,5 % såpe og 3 % såpe. Vaskemiddelet som ble brukt var TK601 Clean Extra Autovask m/voks, produsert av teknisk Kjemisk Produksjon AS. I forsøket ble vannet fraksjonert etter størrelse; en partikulær (> 0,45 µm), en kolloidal (0,45 µm - 10 nm) og en lavmolekylær fraksjon (LMM) (< 10 nm). Resultatene viste at flere av metallene fikk en økt remobiliseringseffekt ved økt såpetilsetning. Resultatene viste også at det var størst bekymring for metallene Cu og Zn på grunn av høye konsentrasjoner i LMM fraksjonen, som betyr høy mobilitet ved tilsetning av såpe. På grunn av såpetilsetningen i tunnelvaskevannet vil det være viktig å ha størst fokus på rensesprosesser med god fjerning av Cu og Zn.

Tungmetaller i vegavrenning og tunnelvaskevann

Ifølge Duffus (2002) har betegnelsen tungmetall blitt brukt mye i løpet av de siste tiårene, og definisjonene er mange og ofte upresise. Flere steder blir et tungmetall definert som et metall med tetthet på mer enn 5 g/cm^3 , det vil si en 5 ganger høyere tetthet enn vann (Jonnalagadda & Rao 1993; Meland 2010; Tchounwou et al. 2012). Fra vegnettet er det fokus på Pb, Cu, Cd og Zn. Ni og Cr er også brukt ved karakteriseringen av miljøtilstand (Hvitved-Jacobsen et al. 2010), og i dette studiet vil det være disse metallene det er snakk om når ordet tungmetall blir nevnt. Metallene er fokusert på fordi de er tilgjengelige i vegavrenningen og kan være potensielt giftige. Tungmetallene er enten løst i vannfasen eller partikulært bundet. Tungmetallene kan forekomme i flere fysisk-kjemiske tilstandsformer, også kalt spesier som blant annet varierer i ladning, oksidasjonstall og tetthet (Krull 1991). Tilstandsformen påvirkes for eksempel av pH, ionestyrke, redokspotensial, temperatur i vannet, suspendert stoff, uorganiske og organiske ligander. Selv om tungmetaller vanligvis blir målt og vurdert basert på total konsentrasjon, er toksisiteten, biotilgjengeligheten og mobiliteten relatert til tilstandsformen (Hvitved-Jacobsen et al. 2010). Tilstandsformen for ulike tungmetaller ved ulike pH-områder er vist i Tabell 2-4. Utfelling vil i hovedsak forekomme ved en $\text{pH} > 7,5$.

Tabell 2-4: Spesiering hos noen tungmetaller ved ulike pH-områder. Tabell modifisert etter Hvitved-Jacobsen et al. (2010).

Tungmetall	pH < 6,5	6,5 < pH < 7,5	pH > 7,5
<i>Kobber (Cu)</i>	Cu^{2+}	Cu^{2+} , CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$	$\text{Cu}(\text{OH})_2$
<i>Bly (Pb)</i>	Pb^{2+}	Pb^{2+} , PbCO_3	PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$, $\text{Pb}(\text{OH})_4^{2-}$
<i>Sink (Zn)</i>	Zn^{2+}	Zn^{2+} , ZnCO_3	ZnCO_3 , $\text{Zn}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$
<i>Kadmium (Cd)</i>	Cd^{2+}	Cd^{2+}	Cd^{2+} , CdCO_3 , $\text{Cd}(\text{OH})_2$

Noen tungmetaller er essensielle i små mengder for å opprettholde riktig helse for mennesker, dyr, planter og mikroorganismer, men er giftige ved inntak av store doser (Fairbrother et al. 2007). Tungmetaller vanskelig å kvitte seg med når de først har blitt akkumulert i en organisme. Ved utslipp av tungmetaller til en ferskvannsresipient har det blitt funnet negativ påvirkning på

dyrelivet i resipienten. For eksempel har det vist seg en sammenheng mellom reduksjon av sjøørret i Årungselven og påslipp av rensset tunnelvaskevann fra Vassum rensbasseng til Årungselven (Meland 2010; Meland et al. 2010a). Undersøkelsen viste at sjøørreten nedstrøms sedimenteringsbassenget var 21 % kortere i lengde enn de oppstrøms sedimenteringsbassenget. En annen studie har funnet ut at ved påslipp av rensset tunnelvaskevann til Årungselven har ført til en triggering av forsvarssystemet til fisk, hvor fisken bruker energi i over fire dager for å bli kvitt gift i kroppen etter episoden (Meland et al. 2010b). Selv ved utslipp hvor vannet ble rensset på forhånd, og mye av forurensningene ville bli fjernet under partikkelseparasjon, har vannet en negativ effekt på dyrelivet i resipienten.

2.3 Rensing av tunnelvaskevann

2.3.1 Rensekrav i Norge og Europa

I 2007 ble EUs vannrammedirektiv en del av EØS-avtalen, og dermed er Norge lovpålagt å følge deres retningslinjer for norsk vannforvaltning. Vannrammedirektivet går ut på å beskytte og forbedre den økologiske tilstanden for vannforekomstene. Dette krever at ”god status” skal bli oppnådd for alle overflate- og grunnvannsforekomster innen 2015 eller senest 2027 (Meland 2016). ”God status” innebærer at naturen skal bli minst mulig påvirket av utslipp, og at utslipp av forurensninger ikke skal overskride bestemte verdier, såkalte Environmental Quality Standards (EQS). Mye innsats har blitt gjort for å oppnå vannrammedirektivets målsettinger, men allikevel har 47 % av EUs overflatevann ikke tilfredsstillende verdier. Avrenning fra bygninger og drift av veger og tunneler inneholder store mengder kjemiske stoffer og stoffblandinger, inkludert partikler, næringsstoffer, salter, metaller og lite nedbrytbare organiske forurensninger.

Bestemmelsen hvorvidt man må rense vegavrenningen eller ikke er hovedsakelig basert på trafikkintensiteten, normalt innenfor 10 000 – 15 000 kjøretøy/dag (ÅDT) (Meland 2016). ÅDT (års døgn trafikk) blir brukt fordi det er en sammenheng mellom antall kjøretøy, mengden og konsentrasjonen av forurensede stoffer i vegavrenningen. I Norge finnes det ikke noe felles renskrav for utslipp av vaskevann (Garshol et al. 2015). Fylkesmannen må vurdere deres resipienter og finne akseptabel mengde forurensning for hvert enkelt område. Hovedfaktorene for å bestemme om vannet bør renses før utslipp er trafikkintensitet målt i ÅDT og sårbarheten til resipienten (Meland 2016).

2.3.2 Renseløsninger for vegavrenning og tunnelvaskevann i Europa

I 2016 ble det laget en rapport som tok for seg de ulike renseløsningene i flere land i Europa (Meland 2016). I dette kapittelet er det tatt for seg de ulike måtene land i Europa håndterer problemet med både rensing vegavrenning og tunnelvaskevann.

I Norge er sedimentering den fremste renseløsningen, både for vaskevann og avrenning av overvann fra veg (Roseth et al. 2012). I Sveits og Tyskland blir tunnelvaskevannet ofte påkoblet det kommunale avløpsrenseanlegget. Dette gjelder både indirekte, med en form for forbehandling, eller direkte på kommunalt ledningsnett. Sveits har hatt få retningslinjer, i likhet med Norge, men nylig har det blitt et mer systematisk opplegg, og ÅDT, mengden tunge kjøretøy og helningen på veien er viktige faktorer for å bestemme rensemetode. Sveits har bestemt at ved over 14 000 kjøretøy/dag må vegavrenningen behandles før utslipp. Som i Norge er rensing bare vurdert for nye vegprosjekter. Østerrike har hatt fokus på å beskytte grunnvannet og de har et lovverk som krever en tillatelse ved utslipp av vegavrenning. Den forurensede avrenningen blir derfor ført til nærmeste overflatevann urensert eller til små enkle sedimenteringsbasseng (Meland 2016). Myndighetene må gi godkjenning før utslipp, og etter mye forskning har de etablert en praksis hvor all vegavrenning må renses ved en trafikkmengde som overskrider 15 000 kjøretøy/dag. I Irland bygges det dreneringssystemer for alle nye vegprosjekter for å beskytte mot forurensinger. Irland har bare tre tunneler og for to av de blir vaskevannet transportert direkte til renseanlegget. For den siste tunnelen blir vaskevannet koblet rett på en avløpsledning under tunnelvasken og sendt til et renseanlegg. Rensing av tunnelvaskevann i Italia er ikke lovpålagt. Det er allikevel vanlig å bygge separate dreneringssystemer for tunnelvaskevann i nye tunneler. I disse tunnelene, er vaskevannet samlet opp og transportert vekk til et godkjent renseanlegg. I eldre tunneler, er tunnelvaskevannet sluppet ut urensert til en resipient.

2.3.3 Vurdering av miljørisiko

I dette studiet er det de foreslåtte tilstandsklassene fra ”Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota) (TA-3001/2012) (Arp et al. 2014) som har blitt benyttet for å vurdere analyseresultatene. De prioriterte metallene bestemt av EU er Cd, Ni, kvikksølv (Hg), og Pb. De prioriterte stoffene i EU er vedtatt i vannforskriften, mens de som ikke er vedtatt ennå er de vannregionspesifikke stoffene slik som Cu og Zn. Vannregionspesifikke stoffer er nasjonalt prioriterte stoffer som inngår som økologiske støtteparametere. Dette er stoffer som slippes ut i betydelige mengder i vannforekomsten og hvor det enkelte medlemslandet selv skal bestemme grenseverdi/EQS. I denne oppgaven er alle de nevnte metallene undersøkt utenom kvikksølv. Fra tidligere studie av Nordbytunnelen ble konsentrasjonene for kvikksølv bestemt som så lave at resultatene ble vurdert som usikre (Roseth & Meland 2006). Når det gjelder Nordbytunnelen har det vært utført flere utprøvinger og tester for å skaffe mer erfaring med ulike rensemetoder. COWI har undersøkt ulike rensemetoder, der resultatene ble diskutert på grunnlag av kriterier definert av Statens vegvesen (SVV) (COWI 2012). Rensekravet ble satt til Cu < 10 µg/L og Zn < 50 µg/L. Miljøklassifiseringen for utslipp til ferskvannsresipient er delt inn i fem tilstandsklasser som vist i Tabell 2-5. Tilstandsklassene med grenseverdier for de aktuelle metallene ligger vedlagt (Vedlegg A).

Tabell 2-5: Tilstandsklassene I til V i miljøklassifisering for ferskvann, hvor I er meget god og V meget dårlig. Tabell modifisert etter Andersen et al. (1997)

I	II	III	IV	V
Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutte toksiske effekter ved kortidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Miljømål tilfredsstillt		Tiltak nødvendig for å nå miljømål		

2.3.4 Nye renseløsninger for tunnelvaskevann

Resultater fra tidligere studier har vist at de rensemetodene som fins i dag ikke gir tilfredsstillende fjerning av forurensede stoffer (Hallberg et al. 2014; Meland et al. 2010b; Aasum 2013). NORWAT har gitt ut en rapport som har undersøkt ulike metoder for rensning av tunnelvaskevann (Garshol et al. 2015). De har blant annet sett på muligheten for en mobil løsning som kan bli transportert mellom flere tunneler. Enten som en etterbehandling av vaskevannet etter sandfang og sedimentering, eller som komplett rensesprosess for tunneler med plassmangel og lave utslipp til resipient. Rensesprosessen kan foregå på flere måter. Kjemisk felling med flotasjon, eller adsorpsjon etterfulgt av filtrering er to av prosesskombinasjonene som NORWAT har skrevet om i sin rapport.

2.3.5 Kjemisk felling

Ved vannrensing med fokus på fjerning av tungmetaller, har flere studier vist gode resultater ved rensing med kjemisk felling (Byman 2012; Garshol et al. 2015; Hallberg et al. 2014). Små partikler (kolloider; diameter 0,01 – 1 µm) vil holde seg svevende i vannet og øke turbiditeten. Et fellingskjemikalium tilsettes til vannet under forbehandlingen, som vil føre til en koagulering av partikler og en utfelling av finpartikulært stoff. I Norge blir det tilsatte kjemikaliumet ofte kalt for fellingsmiddel (Ødegaard 2012b). De utfelte mikroskopiske partiklene må bygges til større partikler (fnokker) gjennom en omrøring av vannmassen (flokkulering). Et tillegskjemikalie som tilsettes for å øke flokkuleringshastigheten, binder fnokkene bedre sammen og bedrer separasjonsprosessen, kalles en flokkulant eller hjelpekoagulant. Hjelpekoagulanten er som oftest organiske polymerer som er enten positivt eller negativt ladet. En positivt ladet polymer kan også virke som koagulant. Et eksempel er PIX-313. Fnokkene kan separeres fra vannfasen ved en partikkelseparasjon. Kjemisk felling kan deles inn i tre deler: en kjemisk reaksjon, fnokkdannelse og fnokkseparasjon.

Kjemikaliene bør tilsettes som en løsning eller som slurry (kalkfelling) (Ødegaard 2012b). Noen av fellingsmidlene slik som PIX og PAX kommer i løsning med høye konsentrasjoner fra produsenten og kan doseres direkte til vannet, mens andre slik som kalk (Ca(OH)_2) er et fast stoff og må løses opp i vann før tilsetning. Innblanningen av kjemikaliene er derfor ulik for de forskjellige fellingsmidlene. Innblanding med aluminium og jern skal skje hurtig, mens for kalk må man sørge for at all slurrien blir oppløst, og dette krever lenger tid.

2.3.6 Flokkulering

Gjennom flokkulering bygges småpartikler opp til større partikler (fnokker) som kan separeres fra vannet ved en partikkelseparasjonsprosess (for eksempel siling, filtrering, flotasjon sedimentering). Ønsket fnokkstørrelse avhenger av aktuelt separasjonstrinn som benyttes i etterkant av flokkuleringen (Ødegaard 2012b). Selve flokkuleringen kan oppnås på flere måter. Flokkuleringsbasseng med flere padle-omrørere, propell-omrørere i kammer eller ved å føre vannet gjennom et rør (rørflokkulering). Effektiviteten av flokkuleringen er avhengig av tre faktorer. En optimal skjærkraft, også kalt G-verdi, velges utifra omdreiningshastigheten i flokkuleringsreaktoren, det benyttede fellingsmiddelet og valgt separasjonsmetode. For å gjennomføre flokkuleringen trengs en viss oppholdstid (flokkuleringstid). Flokkuleringstiden kan være lavere dersom G-verdien økes, det er et høyere fnokkvolum (avhengig av fellingsmiddel) eller om fnokkene er sterkere (bruk av polymer). Partikkelkonsentrasjonen er avhengig av sammensetningen av råvannet og hvilken koagulant som benyttes.

Ved en økende G-verdi vil flokkuleringseffektiviteten øke frem til et visst punkt. Videre økning kan føre til at fnokkene ødelegges på grunn av for høy omdreiningshastighet (Ødegaard 2012a). En økende oppholdstid i flokkuleringsreaktoren vil gi en økende flokkuleringseffektivitet frem til et punkt hvor ytterligere flokkuleringstid ikke gir bedre effekt. I flokkuleringsbasseng vil det være ulike kammer hvor første kammer har en høy G-verdi (Rapidmix) hvor partiklene er små, mens i det siste kammeret vil partiklstørrelsen øke og da må G-verdien senkes (slowmix)

Rørflokkulering

Ved bruk av laminær rørflokkulering får man en mer uniform skjærkraft (G-verdi) i røret enn ved normal flokkulering i en tank (Vaezi G et al. 2011). Da kan G-verdien av et rett rør (γ_{rett}) regnes ut ved integrering av G-verdien over rørets tverrsnitt:

$$\gamma_{rett} = \frac{1}{A_t} \int_0^{A_t} \gamma(r) dA_r \quad (1a)$$

A_t er tverrsnittarealet i røret og γ_{rett} er G-verdien som er gitt ved Hagen-Poiseuille ligning. Dette gir:

$$\gamma_{rett} = \frac{4}{\pi D_t^2} \int_0^{\frac{D_t}{2}} \left(\frac{32Q}{3D_t^3} \cdot \frac{2r}{D_t} \right) (2\pi r) dr = \frac{64Q}{3\pi D_t^3} \quad (1b)$$

Hvor D_t er rørets indre diameter og Q er volumetrisk strømningshastighet. Ved plassmangel kan det være en fordel å kveile slangen rundt en større sylinder. Den sekundære radielle sirkulasjonen vil gi en økende G-verdi og følgende ligning kan korrigere for dette:

$$\frac{\gamma_{rett}}{\gamma_{buet}} = 1 - \left[1 - \left(\frac{11,6}{De} \right)^n \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2a)$$

Hvor De er Deans nummer som blir definert som:

$$De = \left(\frac{D_t}{D_c} \right)^{0,5} Re_t \quad (2b)$$

Hvor D_t er rørets indre diameter, D_c er indre diameter til sylindere som slangen er kveilet rundt og Re_t rørstrømningsens Reynoldstall:

$$Re_t = \frac{4\rho_v Q}{\pi\mu_v D_t} \quad (2c)$$

Hvor ρ_v er væskens tetthet og μ_v er væskens viskositet. For Deans nummer mellom $11,6 < De < 3000$ vil $n=0,45$ (Vaezi G et al. 2011).

2.3.7 Sedimentering

Sedimentering og avsetning av partikler handler om de prosessene som er relatert til fjerning av partikler fra vannfasen. Den største synkehastigheten partikkelen kan ha i vann er gitt ved Stokes lov:

$$V_s = \frac{1}{18\mu[g(\rho_p - \rho_w)d_p^2]} \quad (3a)$$

Hvor V_s er synkehastigheten, μ er absolutt viskositet, ρ_p er partikkelens tetthet, ρ_w er vannets tetthet og d_p er partikkelens diameter (Ødegaard 2012a).

Sedimenteringsprosessen vil foregå kontinuerlig, ved at partikkelholdig vann føres inn i bassenget og sedimenteres, mens det rensede vannet føres til et utløp i den andre enden. Det er ønskelig at partiklene blir avsatt så tidlig som mulig og legger seg på bunnen av bassenget før vannet når den andre enden. Dimensjoneringen av bassenget vil være bestemt av tiden T det tar for partikkelen å nå bunnen ved enden av bassenget:

$$\text{Synkehastighet} = V_s = \frac{D}{T} \quad (4a)$$

$$\text{Horisontalhastigheten} = V_h = \frac{L}{T} = \frac{Q}{B} \cdot D \quad (4b)$$

Hvor D er høyden til bassenget, L er lengden på bassenget, Q er vannmengden som strømmer inn i bassenget og B er bredden på bassenget. Ved å løse (4a) på (4b) får man:

$$\text{Synkehastigheten} = V_s = \frac{D}{L \cdot \frac{D}{Q}} = \frac{Q}{A} \quad (5c)$$

Hvor A bassengets overflateareal. Partikler med en synkehastighet på større eller lik forholdet mellom vannmengden og bassengets overflateareal vil fjernes under sedimentering. Q/A er definert som overflatebelastningen (m/h):

$$\text{Overflatebelastning} = V_f = \frac{Q}{A} \text{ m/h} \quad (5d)$$

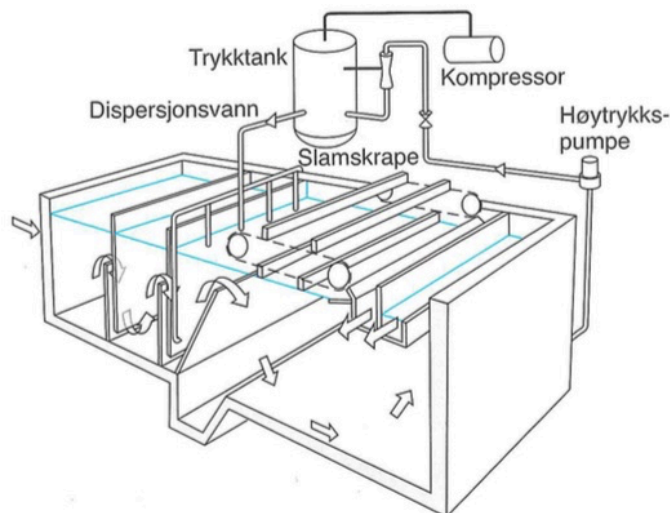
Utleddningene ble lagt frem av Hazen og kalles Hazens overflatebelastningsteori.

Slammet som legger seg på bunnen av sedimenteringsbassenget blir skrapet vekk mot en slamlomme som fører slammet til avløp eller slambehandling.

For å få en høy synkehastighet bør fnokkene være store og tunge. Parameterne som avgjør fnokkstørrelsen er den valgte koagulant og G-verdien (Ødegaard 2012a). Ved en lavere G-verdi vil fnokkene bli større. Dette er motstridende med flokkuleringseffektiviteten, fordi ved lav G-verdi må oppholdstiden i flokkuleringsreaktoren være lang. Et alternativ er å minske G-verdien rett før innløpet til sedimenteringsbassenget men å opprettholde en høy G-verdi i resten av flokkuleringsreaktoren.

2.3.8 Flotasjon

I et flotasjonsbasseng (Figur 2-1) separeres slammet fra vannfasen ved at slampartiklene fester seg på små luftbobler. Dette skjer i innløpet av flotasjonsbassenget hvor en delstrøm resirkulert vann som er overmettet med luft tilsettes. Når trykket i den tilsatte delstrømmen senkes, frigjøres små luftbobler som fester seg på partiklene og løfter de mot overflaten (Ødegaard 2012a). Der legger slammet seg som et teppe på toppen av bassenget. Boblene blir dannet ved at vann blir oppløst under høyt trykk. Når trykket blir redusert vil det frigjøres små bobler. Fordelen med flotasjon sammenliknet med tradisjonell sedimentering er plassbesparelsen. Flotasjon trenger mye mindre areal og overflatebelastningen ligger som oftest på $5-10 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, med en oppholdstid på 15-30 min. Med en overflatebelastning på over $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ vil arealbehovet være en firedel til en femtedel i forhold til sedimenteringsbasseng (Ødegaard 2012a).



Figur 2-1: Prinsippskisse av et flotasjonsbasseng (Kilde: (Ødegaard 2012a))

Flotasjon gir en høy separasjonseffektivitet og det fraseparerte slammet blir mer konsentrert enn ved sedimentering. En god flokkulering er avgjørende for å oppnå en god separasjon ved flotasjon. Det er ønskelig å få små og tette fnokker og dette gjøres ved en høy G-verdi i hele flokkuleringsreaktoren.

2.3.9 Filtrering

For tunnelvaskevann som inneholder store mengder partikler, kan filtrering brukes som et finseparasjonstrinn etter et grovseparasjonstrinn (sedimentering eller flotasjon). Filtrering med et granulært medium er en utbredt metode hvor vannet blir ført gjennom et sandlignende granulært medium (sandfiltrering), og partikler avsettes i filtersengen (Ødegaard 2012a). Sandfiltrering er vanligvis delt inn i to sekvenser; filtrering og filterspyling. Lengden på filtreringstiden før filteret må spyles avhenger av falltapet over filteret og kvaliteten på det filtrerte vannet. Ved tilbakespyling vil sandkornene sedimentere lagvis, hvor de største og tyngste kornene vil sedimentere først. Dette er ugunstig fordi det vil føre til en lagvis gradering med fint sandlag øverst og det grovste sandlaget nederst. Falltapet vil øke ved en finere korngradering på toppen av strømningsretningen, noe som medfører til en hyppigere filterspyling. Dette har gjort at flere ulike filter har blitt utviklet som gir en bedre dybdevirkning.

Oppstrømsfiltrering fungerer ved at strømningsretningen går nedenifra og oppover gjennom filteret. Ved gjentatte spylinger vil sandkornene gradere seg på en ønsket måte, altså med fine sandkorn øverst og grov sand nederst. Dermed vil korngraderingen gå fra grov til fin i strømningsretningen (Ødegaard 2012a).

Ved fler-media-filtrering vil strømningsretningen være nedover med korngraderingen som går fra grov til fin ved at det brukes flere filtermedier. Det vanligste er et to-media filter med antrasittkull øverst og et sandlag nederst.

Ved dimensjonering av dybdefilter brukes følgende parameter:

$$v_f(m/h) = \frac{Q(m^3/h)}{A_f(m^2)}$$

Hvor v_f er filterhastigheten, Q er dimensjonerende vannmengde og A_f er filteroverflaten (Ødegaard 2012a).

I Tabell 2-6 er ulike filtertyper vist i forhold til typiske dimensjoneringsverdier. Leca-granulat også kalt Filtralite er et norsk produsert to-lags-filter.

Tabell 2-6 Typiske dimensjoneringsverdier for ulike filtertyper (Modifisert etter Ødegaard (2012a)).

Filtertype	Filtermedium	Tetthet (g/cm ²)	Kornstørrelse d ₁₀ (mm)	Filterdybde (cm)	Filterhastighet (m/h)
Nedstrøms En-media	Sand	2,6	0,4-0,8	50-80	4-8
Nedstrøms To-media	Antrasitt	1,8	1,9-2,0	45-50	8-12
Nedstrøms Tre-media	Sand	2,6	0,4-0,8	20-30	10-15
	Antrasitt	1,8	1,0-2,0	65	
	Sand	2,6	0,6-0,8	25	
Nedstrøms To-lags	Granatsand	4,2	0,4-0,6	10	8-12
	Leca-granulat (Filtralite)	1,2	1,6-2,5	45-60	
Oppstrøms En-media	(Filtralite)	1,8	0,8-1,6	50-100	5-10
	Sand/grus	2,6-1,8	0,8-3,0	100-160	
Oppstrøms En-media	Leca-granulat (Filtralite)	1,8	0,8-2,5	100-160	5-10

Et annet filter som er mye brukt er Dynasand-filteret som er et oppstrøms kontinuerlig filter. Dette filteret opererer med kontinuerlig drift, som betyr at sandsengen er i konstant bevegelse nedover, mens vannstrømmer hele tiden beveger seg oppover. Et lite rør pumper luft inn i systemet som får suspensjonen av sand og slam til å bevege seg oppover. På toppen skilles sand og slam ved en sandvask og sanden legger seg på toppen av sandsengen som hele tiden beveger seg nedover, mens slammet ledes ut av anlegget. På den måten slipper anlegget å måtte stoppes opp og filterspyles slik som de fleste andre filtertypene (Ødegaard 2012a).

Ved membranfiltrering blir partiklene separert fra vannet ved at vannet presses gjennom et porøst membran hvor partiklene blir holdt igjen på grunn av porestørrelsen (Ødegaard 2012a). Membranfilter blir delt inn i ulike grupperinger i forhold til porestørrelse. Omvendt osmose har minst poreåpning med < 1 nm, mens mikrofiltrering har størst poreåpning med 100-1000 nm. Imellom ligger nanofiltrering (1-10 nm poreåpning) og ultrafiltrering (10-100 nm poreåpning). Gjentetting er et problem ved membranfiltrering, blant annet ved store partikler som tetter poreåpningene og ved biologisk vekst på overflaten av membranen og inni porene. To ulike måter å føre vannet inn i membranen er "Dead-end" og tverrstrømsfiltrering (cross-flow). Ved "Dead-end" filtrering presses vannet vinkelrett gjennom membranen. Materiale som avsettes på membranen må fjernes når falltapet per tidsenhet over membranen overgår en

viss grense. Ved tverrstrømsfiltrering filtreres noe av vannet gjennom membranen, mens en annen del føres langs membranen og bidrar til å fjerne avsetninger på membranen. Det vil dermed ta lengre tid før materialet på membranen må fjernes. Tilbakespyling brukes også i membranfiltrering for å hindre gjentetting av membranfilteret, med eventuelle vaskemidler tilsatt.

3 MATERIALE OG METODE

Forsøkene ble utført på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Ås. Jar-testene og den instrumentelle analysen ble utført på laboratoriet ved Institutt for miljøvitenskap (IMV). Analysene av tungmetaller, turbiditet og pH ble utført på IMV. Tunnelvaskevannet som ble benyttet i denne oppgaven ble hentet fra Nordbytunnelen² langs E6 i Frogn kommune, som ligger sør for Oslo. Tunnelvaskevannet stod lagret på Institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT) i en lukket 900 L melketank med mekanisk omrøring og konstant temperatur på 4°C under hele forsøksperioden. Makshastigheten i Nordbytunnelen er 90 km/h. Nordbytunnelen er en 3,87 km lang tunnel, og er klassifisert som høy-trafikkert. Tunnelen har en ÅDT på 44575, og andelen tungtrafikk er på 13 % (NVDB 2016). Vegreferansen er EV6-HP3-m0-4940 (Vegkart 2016). Ved dags dato blir tunnelvaskevannet pumpet til Vassum rensedbasseng og det rensede vannet blir sluppet ut i Årungselsen som ender opp i Bunnefjorden. Årungselsen er et gyte- og oppvekstområde for sjøørret (Meland et al. 2010a).



Figur 3-1: Bilde av Nordbytunnelen (1) fra Google Earth. Tunnelvaskevann føres til pumpehuset (2) og videre til rensedbasseng (3).

² koordinater (Euref utm 32): N:6620519,6 Ø:597813,1 til N:6623654,1 Ø:599845,3

Nordbytunnelen blir vasket seks ganger i året, derav fire halvvasker og to helvasker. I tillegg blir det utført seks tekniske vasker i året. Vaskemiddelet Kraft 703+ ble brukt under tunnelvasken når tunnelvaskevannet i denne masteroppgaven ble hentet. Kraft 703+, er en alkalisk avfettingssåpe, og godkjent til bruk i husdyr og storkjøkken for rengjøring av vegger og tak. Den har en pH på 12,8 og er uten fosfat. Leverandøren av Kraft 703+ er Remitek AS. I Vedlegg L ligger et sikkerhetsdatablad for vaskemiddelet.

3.1 Henting av vaskevann



Figur 3-3: Pumpehuset tilhørende Vassum rensebasseng ved Nordbytunnelen. (Foto: Gunhild Nersten)



Figur 3-2: Vasking av Nordbytunnelen den 01.12.16. Vasket av Veidrift AS. (Foto: Arve Heistad)

Tunnelvaskevannet fra Nordbytunnelen renner ned i overløp og videre til en pumpeump som er plassert utenfor tunnelåpningen i sørgående retning. Derifra blir vannet pumpet fra et pumpehus (Figur 3-3) til rensebassenget.



Figur 3-4: Tunnelvaskevann ble pumpet over til en 500 L beholder. (Foto: Arve Heistad)

Under tunnelvasken 1 desember (2015) var det Veidrift AS som hadde fått vaskeoppdraget av Statens vegvesen (Figur 3-2), og de utførte en halvvaske på tunnelen. De brukte lite vann, med mye trykk under spyling. Det er dette vannet som er benyttet i forsøkene i denne masteroppgaven. Veidrift AS begynte vaskingen i nordgående tunnellop, og dette gjorde at vannet brukte lang tid på å renne ned til pumpesumpen, hvor vannet ble hentet fra. Ved hjelp av en pumpe, ble vannet ført over til en 500 L beholder (Figur 3-4) og deretter fraktet til NMBU og pumpet over i en melketank som var plassert på Fløy IV. Tanken hadde både en omrører og termostatstyrt kjøler som holdt vannet på 4°C. Både tanken som vannet ble fraktet i og melketanken var vasket og spylt rene før bruk. Analyser av tankene med hensyn på tungmetaller viste at ytterligere renhold ikke var nødvendig.

3.2 Klargjøring av jar-test forsøk

Den 4. desember 2015 ble vaskevannet titrert med NaOH for å bestemme bufferkapasiteten og det ble laget en pH-kurve (titreringskurve). I Vedlegg K finnes det en figur av pH-kurven. Vaskevannet ble pH-justert under alle forsøk. Kurven viste omtrentlige doser NaOH som måtte tilsettes for å få riktig slutt pH. På grunn av at PIX-313 vil senke pH ved tilsetning (PIX-313 er en syre og har en $\text{pH} < 1$), ble det også gjort noen pH-kontroller rett før jar-testene, både for kalkdosering og NaOH dosering for å være sikker på at pH-verdien var løftet til riktig område. Det var en god stund mellom første titrering med NaOH og frem til jar-testforsøkene, og dermed var det viktig å undersøke hvordan vannet reagerte ved tilsetning av kjemikaliene nærmere opp mot forsøkene.

Vaskevann ble overført fra tank til 10 L beholdere. Vaskevannet ble konstant holdt i bevegelse for å hindre sedimentering. Vannet ble fraktet til analyselaboratoriet noen dager før forsøksstart, slik at vannet skulle holde en romtemperatur på omtrent 21 ± 2 °C. Vannet ble lagret i 10 L beholderne, borte fra direkte sollys og ved romtemperatur. Beholderne ble rister godt før tunnelvaskevann ble overført til jar-testbegrene.

3.3 Utstysliste

I Vedlegg F er det en oversikt over utstyr, instrumenter og kjemikalier som ble brukt under laboratorieforsøket. Utover denne listen ble generelt laboratorieutstyr som automatpipetter, pipettespisser, målebegre, byretter o.l. benyttet.

I dette studiet har det blitt brukt NaOH, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, PIX-313 og Mg. NaOH er en base som brukes for å øke pH. Natrium deltar lite i utfellingen, men ved høyere pH kan stoffer/metaller felles ut. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ hever pH og er i tillegg et fellingsmiddel (Vråle & Balmér 1977). Ved å tilsette magnesium som hjelpekoagulant til $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kan kalkmengden minskes. PIX-313 er en polymer som i dette studiet blir tilsatt som hjelpekoagulant både for NaOH og $\text{Ca}(\text{OH})_2$ for å gi økt koagulering og flokkulering.

Kemira PIX-313

Det kjemiske navnet til PIX-313 er jern(III)sulfat, og er en jernfellingskjemikalie. Løsningen er mørk brun og sterkt sur (< 1 pH). Selskapet som produserer kjemikalien heter Kemira. PIX-313 skal tilsettes ufortynnet, direkte fra flasken. I Vedlegg L ligger sikkerhetsdatabladet til PIX-313. PIX-313 ble lagret i romtemperatur i en forseglet flaske, borte fra direkte sollys.

Ca(OH)₂

Ca(OH)₂ ble hentet fra IMV som analytisk ren vare og det ble gjort klart for en kippbyrette med et fast volum på 5 ml. Det ble laget en konsentrasjon på 2 % slurry, som tilsvarte 20 g Ca(OH)₂ per liter ionefritt vann. Utrekninger er vist i Vedlegg C.

Kraft 703+

Vaskemiddelet som ble brukt under forsøkene var Kraft 703+. Dette er den samme såpen brukt av Veidrift AS ved vask av Nordbytunnelen 01.12.15. I Vedlegg L ligger sikkerhetsdatabladet til Kraft 703+. I dette studiet ble det tilsatt 0,5 % ufortynnet ny såpe til forsøkene. Såpen ble tilsatt direkte i hvert beger før jar-testene ble satt i gang og direkte i beholderen med tunnelvaskevann under gjennomstrømningsforsøkene. Mengden såpe tilsatt ble valgt ut ifra informasjon fått fra Veidrift AS, om hvor mye såpe de brukte under tunnelvasken den 4. desember 2015. Utrekningene som ble gjort for å komme frem til bestemt såpekonsentrasjon er vist i Vedlegg E. 0,5 % såpe er en lavere konsentrasjon enn hva utrekningene sier skulle vært i vaskevannet, men ved blanding av tunnelvaskevannet i melketanken skummet vannet fortsatt, noe som tydet på at det ennå kunne være litt såperester igjen fra den opprinnelige vasken i desember. Dermed ville konsentrasjonen ligge på litt over 0,5 % i vaskevannet under forsøkene.

3.4 Analyseparametere

Turbiditet

Turbiditet, som er et mål på partikkelinnhold, ble målt med et laboratorieturbiditetsmeter av modell 2100AN IS (Hach company, Loveland, CO, USA) ble kalibrert med standardene 4000, 1000, 200 og 20 FNU fra ferdige løsninger. Turbiditeten ble målt i råvannet og i det rensede vannet i jar-test begrene.

pH

pH-meter (PHM210 Standard pH-meter, Copenhagen) tilkoblet en kombinert glasselektrode ble kalibrert mot bufferløsning 7 (CertiPUR, Tyskland) og 10 (LLG Labware, GmbH, Tyskland) hver morgen før bruk. Elektroden ble vasket med de-ionisert vann mellom hver måling.

Metallanalyse

Slam, tunnelvaskevann og vann fra forsøk med jar-test og gjennomstrømningsforsøk ble analysert ved hjelp av ICP-MS (AGILIENT 8800 QQQ) for kvantifisering av metallkonsentrasjon. Slam ble forut for analyse på ICP-MS, syredekomponert ved bruk av mikrobølgeteknikk (Milestone UltraClave). Analysene ble utført av teknisk personale ved NMBU-IMV.

Kontrollprøve for kalibreringskurven var husstandard 1643h med sporbarhet til det sertifiserte referansematerialet 1643e, Trace Elements water (National Institute og Standards and Technology 2004). Presisjon i metoden ble bestemt ved analyse av replikate prøver. Nøyaktighet i metoden for analyse av slam ble bestemt ved samtidig analyse av det sertifiserte referansematerialet CRM025-50G Sandy loam soil (Sigma-Aldrich RTC 2011). Nøyaktighet i analyse av de vandige prøvene ble ikke bestemt. Usikkerhet i analysen av vandige prøver er knyttet til prøveuttak.

Verdier under LOQ eller LOD

LOD står for limit of detection (deteksjonsgrensen), og vil være den laveste mengden analytt i en prøve som kan bli analysert. LOQ står for limit of quantification (kvantifiseringsgrensen), og vil være den laveste mengden av en analytt i en prøve som kan bestemmes kvantitativt med passende presisjon og nøyaktighet. Verdiene for LOD og LOQ med antall (n) blindprøver for de ulike metallene er vist i Vedlegg B.

3.5 Vaskeprosedyre av utstyr

Vann fra det kommunale vannverket ble rensert og de-ionisert. Prosessen som ble brukt var reversert osmose, ionebyttefiltere og UV-lys. De-ionisert vann ble i forsøket brukt for å fortynne kjemikaliene og for å skylle og rense glassutstyret som ble brukt.

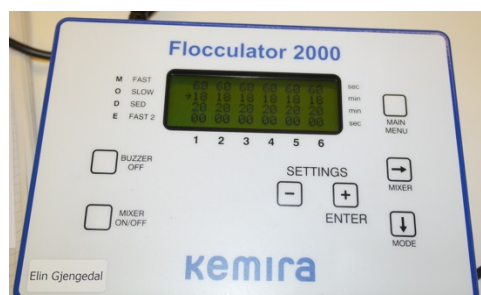
I gjennomstrømningsforsøket ble sedimentasjonsrøret rengjort ved å sette røret på skrå og la vannet og slammet renne ut av utløpet. For å få med de siste partiklene i røret ble det tilført springvann gjennom hullene på toppen, som ble brukt til å ta ut slamprøver.

3.6 Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH)₂

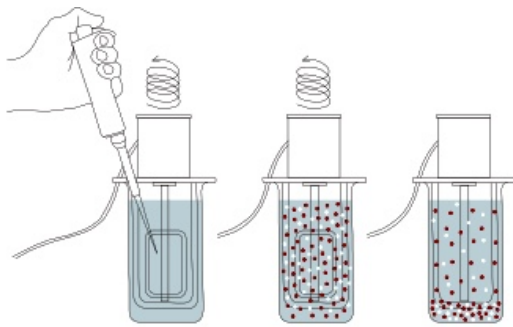
En serie med 6 glassbeger og et standardisert jar-testapparat fra Kemira Chemicals (Kemira AB Flocculator 2000) ble brukt under de første batchforsøkene, som vist på Figur 3-5 og Figur 3-6. Jar-testapparatet blandet prøvene med en uniform kraftkilde, noe som ga samme betingelser i hvert av begerne. Figur 3-7 viser illustrasjon på hvordan jar-testen fungerte med tilsetning av kjemikalier. Et volum på 0,8 L inneholdende tunnelvaskevann, tilsatt 0,5 % såpe ble helt over i hvert av begerne. NaOH og Ca(OH)₂ ble tilsatt i sine glass til pH var på rundt 11,5 (For kalk ble pH økt til nærmere 12 i noen av forsøkene) og en hurtig innblanding på 400 RPM ble satt i gang for alle seks beger



Figur 3-5: Beger til jar-test med tilhørende røreverk. (Foto: Gunhild Nersten)



Figur 3-6: Jar-testapparatet som kontroller forsøkene. (Foto: Gunhild Nersten)



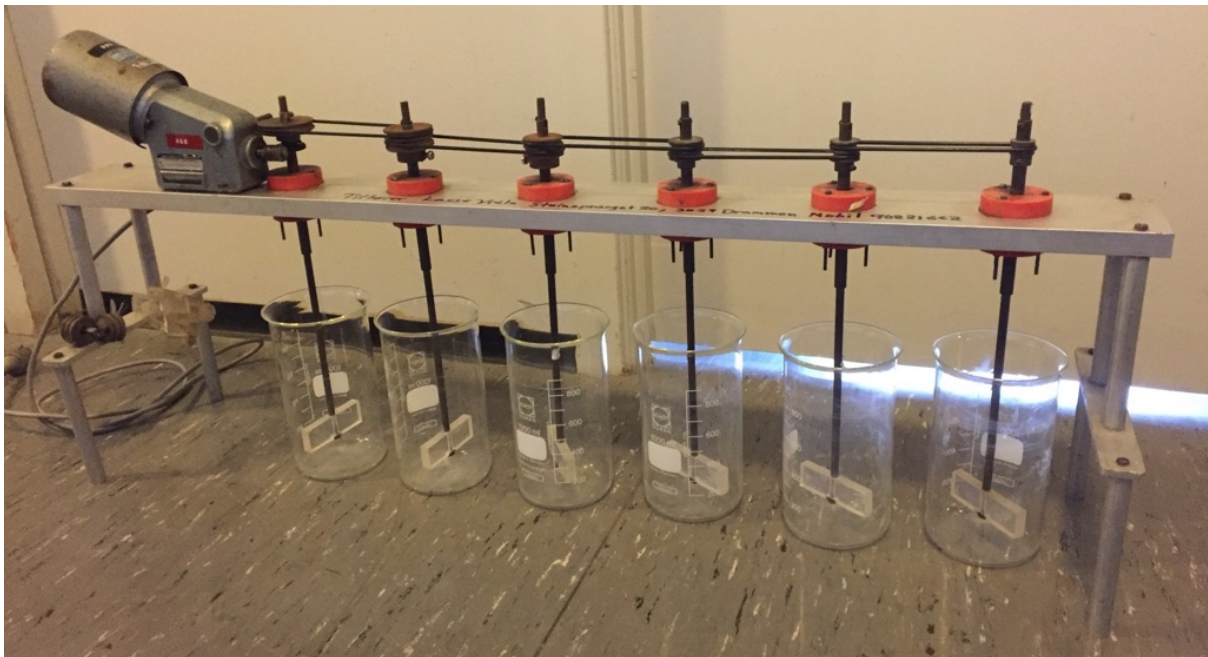
Figur 3-7: Illustrasjon av et jar-test apparat. Fra venstre: hurtigomrøring, sakteomrøring og sedimentering. Modifisert etter Konieczny et al. (2005).

Et bestemt volum av enten PIX-313 eller magnesiumklorid ($MgCl_2$) ble tilsatt under starten av hurtiginnblanding og i de første forsøkene hadde alle begrene hurtiginnblanding på 1 minutt. I senere forsøk ble denne økt til 2 minutter for $Ca(OH)_2$. Hurtigomrøringen ble etterfulgt av sakteomrøring på 30 RPM for NaOH og 80 RPM for $Ca(OH)_2$ i 19 minutter (18 minutter for kalken når den hadde hurtigomrøring på 2 minutter). Til slutt fikk prøvene sedimentere i 20 minutter.

Etter at hele jar-testen på total 40 minutter var ferdig, ble det tatt ut 50 ml prøve fra vannsjiktet som skulle bestemmes kvantitativt ved bruk av ICP-MS, og turbiditeten og pH ble målt etter endt sedimentering. Sprøyten sugde forsiktig opp 50 ml vannprøve fra vannsjiktet slik at ikke fnokkene som hadde sedimentert ble forstyrret. I Vedlegg G er det en oversikt over hvilke omdreiningshastigheter og hvor lang tid hver av de tre prosedyrene hadde for hver av jar-testene. I tabellene står det også hvilke kjemikalier som ble tilsatt og hvor store dosene var. Jar-testene er i Vedlegg merket som 1-4, hvor 1 og 2 er forsøk gjort i januar, uten tilsatt ny såpe. Jar-test 3 og 4 er vist i resultatdelen, mens resultater for 1 og 2 bare er vist som Vedlegg.

3.7 Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet

For kalkfelling er omrøringshastigheten svært viktig for å utnytte kalken mest mulig (Vråle & Kristiansen 1987). Under forsøkene til Vråle og Kristiansen (1987) ble det bygget om et jar-testapparat (Figur 3-8) slik at hvert beger fikk en økende omdreiningshastighet på røreverket, mens kjemikalietilsetningene, flokkuleringstid og sedimentering var likt for alle begrene. Apparatet som ble brukt var et eldre jar-testapparat med trinsedrift, som ble bygget om slik at det hadde en økende diameter på trinsene. I dette studiet er det samme apparatet brukt for å undersøke renseeffekten med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ved ulike omdreiningshastigheter. Hastigheten kunne reguleres trinnvis. Oppsettet var likt som for de tidligere batchforsøkene, men den eneste parameteren som varierte var omdreiningshastigheten i hvert beger. En lik mengde $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og magnesium ble tilsatt hvert beger, omrøringen varte i 20 minutter etterfulgt av sedimentering i 20 minutter.



Figur 3-8: Jar-testapparat med økende omdreiningshastighet på omrørerne. Røreverket til venstre vil ha lavest omdreiningshastighet, og deretter øke bortover, med den høyeste omdreiningshastigheten til høyre. (Foto: Gunhild Nersten)

Tabell 3-1: Intervaller for ombygd jar-testapparat. Tabell modifisert etter Vråle og Kristiansen (1987).

	Beger nr.					
	1	2	3	4	5	6
Laveste hastighet RPM	13,5	15,5	18	21,5	29	34
Høyeste hastighet RPM	150	170	200	240	320	370

Omdreiningshastigheten kunne reguleres mellom intervallene vist i Tabell 3-1. For å kunne dekke hele spekteret av omdreiningshastigheter for apparatet måtte tre jar-testforsøk med seks beger gjennomføres. Doseringsforholdene og de benyttede omdreiningshastighetene er vist i Vedlegg G. Under forsøkene med det ombygde jar-testapparatet ble det brukt 800 ml begerglass. I Vedlegget er jar-testene med økende omdreiningshastighet merket som jar-test 5-7.

3.8 Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering

Det ble bygget et rørflokkuleringsanlegg for å sammenlikne resultater fra jar-testene med et oppskalerende gjennomstrømningsanlegg. Anlegget bestod av et rørflokkuleringsystem og sedimentering i rør. Bilde av anlegget med beskrivelser er vist i Figur 3-9. Kjemikaliene som ble dosert var $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 1000 mg/L og MgCl_2 med 37,5 mg/L. Dette er den samme doseringen som ble anvendt i jar-test 4 i beger 6, vist i Tabell 4-1 under kapittel 4 som var antatt best. Den samme doseringen ble også anvendt under alle jar-testene 5, 6 og 7 med økende omdreiningshastighet. Tre forsøk ble gjennomført med tre ulike oppholdstider under rørflokkulering. Oppholdstidene var 10 min og 46 sek, 8 min og 13 sek, og 5 min og 55 sek som videre i studiet blir referert til som lang, middels og kort flokkuleringstid. Oppholdstidene inkluderer 4 minutter og 46 sekunder som var målt oppholdstid i 1 L kolben hvor tunnelvaskevann og $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ble blandet. Oppholdstiden ble variert med ulik lengde på slangen som ble brukt rørflokkuleringsanlegget. Utrekninger for anlegget finnes i Vedlegg D.

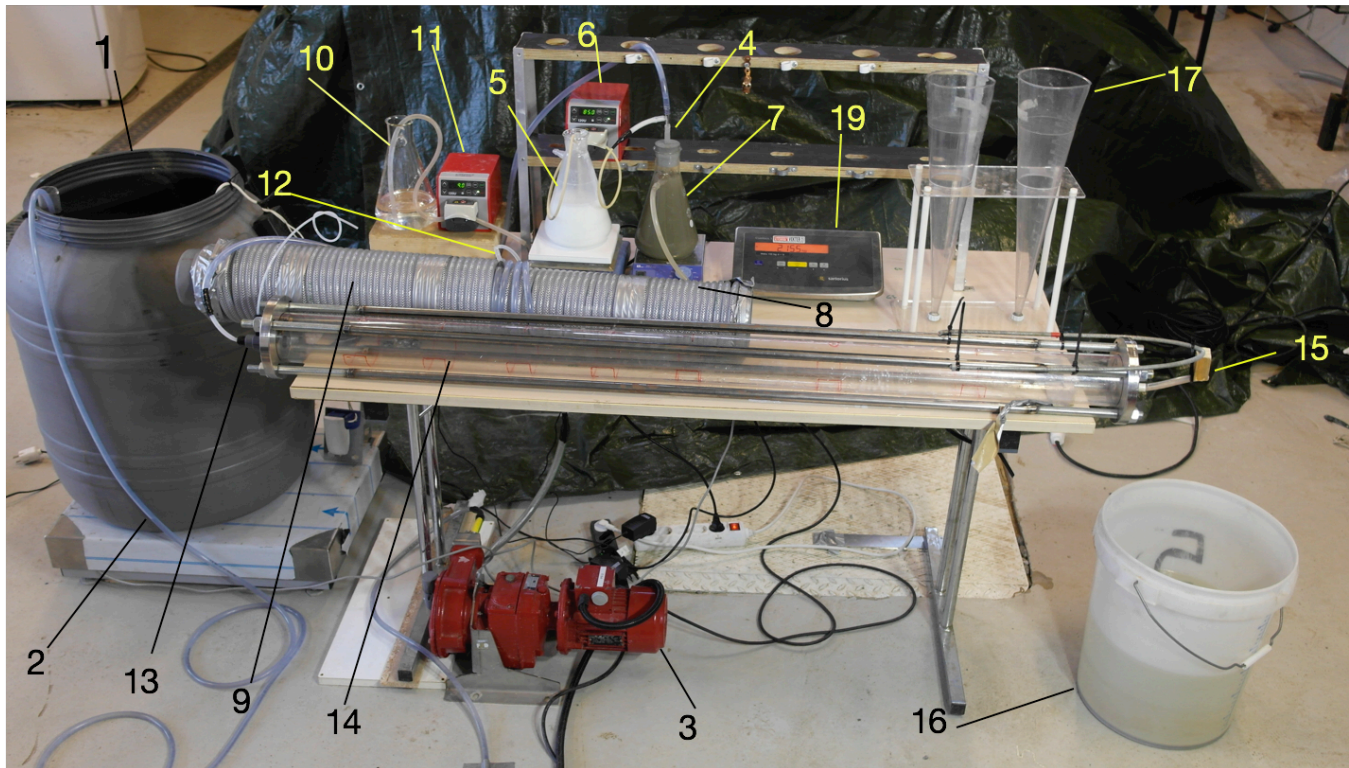
3.8.1 Forsøksbeskrivelse

Tunnelvaskevannet fra melketanken ble pumpet over til en mindre tank ved hjelp av en kraftig pumpe. Forsøket ble gjennomført på to dager hvor det den første dagen ble utført forsøk med lang flokkuleringstid, mens den neste dagen ble det gjennomført forsøk flokkuleringstidene middels og kort. Innløpsprøven ble tatt fra dag to av forsøket. Mens vannet ble pumpet over, ble vannet i melketanken holdt i konstant bevegelse med en spade for ikke å få sedimentering i tanken. Beholderen vannet ble overført til stod på en vekt for å ha kontroll på hvor mye vann som senere ble pumpet inn i rørflokkuleringsanlegget, og for å vite hvor mye såpe som skulle tilsettes vaskevannet (Det var usikkert hvor mye vann som var igjen i melketanken). I beholderen var det to små pumper som skulle holde vannet i bevegelse slik at det ikke sedimenterte i beholderen i løpet av forsøkene. Beholderen er vist i Figur 3-9 med nummer 1, med tilhørende forklaringstekst.

Vaskevannet i beholderen ble tilsatt 0,5 % såpe av typen Kraft 703+. Det ble pumpet tunnelvaskevann med en konstant pumpekapasitet på 0,235 L/min under alle tre forsøkene. Både kolben med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og kolben med blandingen av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og tunnelvaskevann måtte

stå på en magnetomrører for å holde væskene i suspensjon. En tredje kolbe inneholdt MgCl_2 . Vannet ble pumpet fra beholderen og inn i kolben hvor Ca(OH)_2 ble tilsatt med en jevn hastighet ved hjelp av en doseringspumpe (peristaltisk pumpe). En flokkuleringsprosess startet dermed allerede i kolben og hadde en oppholdstid på 5 minutter. Når kolben var fylt opp ble vannet pumpet via en kort slange inn på en PVC slange som var starten på rørflokkuleringsanlegget. Den indre diameteren på den første slangen i flokkuleringsrøret ble satt til 6 mm for å opprettholde G-verdi som var høy nok slik at ikke partikler sedimenterte i slangen. Lengden på 6 mm slangen varierte for å få ulik flokkuleringsstid, og lengdene var 50 m, 28,65 m og 9,55 m. Ved rørflokkulering vil det være en konstant oppholdstid og jevn blanding for alle gitte tverrsnitt og lengder, og dette vil være likt for alle partiklene som blir ført gjennom anlegget. Den gitte strømningshastigheten ga en gjennomsnittlig G-verdi på $123,2 \text{ s}^{-1}$ i det 6 mm kveilede røret. Ligninger for å beregne G-verdi og valgene av diametere på rør og strømningshastighet ble vurdert ut ifra fellingskemikaliene brukt og sammenliknet med betingelsene i et forsøk med suspensjon av leire og vann (Vaezi G et al. 2011). Ved enden av 6 mm slangen ble MgCl_2 tilsatt fra en annen 1 L kolbe med en doseringspumpe, og vannet ble pumpet inn i en 8 mm slange (som var festet til enden av 6 mm slangen) før vannet strømmet inn i sedimenteringsrøret. Lengden på 8 mm slangen var på 2,4 m under alle forsøkene. For alle forsøkene var slangen kveilet rundt et rør med indre diameter på 10,5 cm.

Bordet var vatret opp før oppstart for å få en jevn sedimentering i sedimentasjonsrøret, som lå helt horisontalt. Det hadde et innløp og utløp og ingen slamavtapping. Sedimenteringsrøret var et gjennomsiktig plexiglass hvor det kunne observeres slamfnokker som sedimenterte. Utløpet fra sedimenteringsrøret var en kort slange som hadde en ende som stod høyere enn vannet i sedimenteringsrøret for at minst mulig partikler skulle følge med i utløpet.



1. Tunnelvaskevann blandet med såpe.
2. Slange som frakter tunnelvaskevann til pilotanlegget.
3. Doseringspumpe for tunnelvaskevann.
4. Innløp for $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og tunnelvaskevann til en 1 L kolben
5. Kolbe med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ som står på en omrører for å holde kalken i suspensjon.
6. Doseringspumpe for $\text{Ca}(\text{OH})_2$.
7. Innblanding av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og tunnelvaskevann. Holdes i suspensjon med en omrører.
8. Innløp av tunnelvaskevann fra 1 L kolbe til rørflokkuleringsanlegget.
9. Innløp av tunnelvaskevann fra 1 L kolbe til rørflokkuleringsanlegget.
10. Kolbe med MgCl_2 .
11. Doseringspumpe for MgCl_2 .
12. Innløp for MgCl_2 til rørflokkulering.
13. Innløp fra rørflokkulering til sedimentering.
14. Sedimentering.
15. Utløp av renset tunnelvaskevann.
16. Renset tunnelvaskevann.
17. Imhoff beger.

Figur 3-9: Gjennomstrømningsanlegg med rørflokkulering og sedimentering. Bildet er nummerert med 1-17, med tilhørende forklaringstekst på høyre side. (Foto: Gunhild Nersten)

3.8.2 Uttak av utløpsprøver og slamprøver

Hvert forsøk tok i underkant av to timer (1 time og 55 minutter). Under forsøkene ble det tatt bilder og prøver av både råvann og utløpsprøver etter sedimenteringsrøret, i tillegg til slamprøver i sedimentasjonsrøret. Prøvene ble tatt ut med en sprøyte som var påsatt en slange på sprøytespissen. Slangen ble ført ned i sedimentasjonsrøret i hull som var blitt boret inn i røret. Etter at utløpsprøvene ble tatt mot slutten av forsøket ble noen liter rensset vann helt over i Imhoff beger (konisk form) for å undersøke utfellingen av partikler i vannet i etterkant av sedimenteringen i røret. Etter 67 minutter ble prøver tatt fra vannsjiktet i Imhoff begrene.

4 RESULTATER

4.1 Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH)₂

Metallkonsentrasjoner, turbiditeten og pH for jar-test 3 og 4 er vist i Tabell 4-1, både for ubehandlet og rensset tunnelvaskevann. Resultater for jar-test 1 og 2 er bare vist i Vedlegg I. De beste resultatene for hvert metall er markert med gult. For Zn var mange av verdiene under deteksjonsgrensen, hvorav to verdier er merket med gult. For Zn og Cd var mesteparten av resultatene enten under deteksjonsgrensen eller under kvantifiseringsgrensen, og verdiene i tabellen viser øvre grenseverdi for disse. For Pb og As var de beste verdiene under kvantifiseringsgrensen. Verdiene for turbiditet og pH ble målt etter at jar-testen var gjennomført. Best turbiditet ble det for det begeret med NaOH og størst dose PIX-313 (2,02 FNU). Ved tilsetning av 1000 mg Ca(OH)₂/L og 37,5 mg Mg/L hadde flest metaller lavest konsentrasjon. Ved de samme doseringene var også pH-verdien høyest med en pH på 12,3.

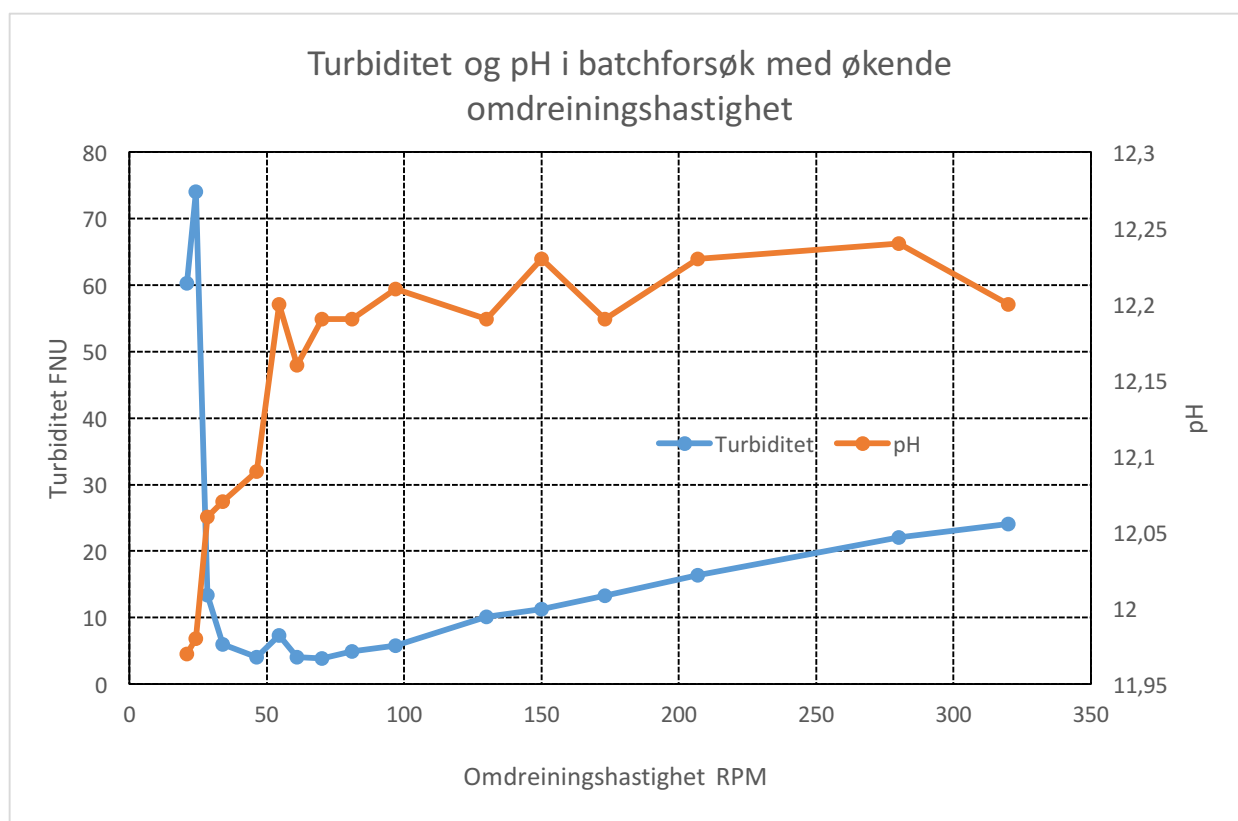
Tabell 4-1: Resultater av metallkonsentrasjon , pH og turbiditet fra batchforsøk med ulike kjemikalier tilsatt og resultater for det ubehandlede tunnelvaskevann kun tilsatt såpe
pH og turbiditet er målt etter at jart-testene var ferdig. Best resultat for hvert metall er markert med gul.

	Ubehandlet vaskevann	Kjemikalier tilsatt											
		62,5 ml 0,1 N NaOH/L			625 g Ca(OH) ₂ /L			1000 mg Ca(OH) ₂ /L					
		-	µl PIX-313/L		mg Mg/L			µl PIX-313/L			mg Mg/L		
kun tilsatt såpe	-	75	225	18,8	37,5	56,3	75	225	375	18,8	37,5	56,3	
pH	-	11,32	11,17	11,10	11,75	11,81	11,86	12,11	12,14	12,13	12,14	12,30	12,28
Turbiditet FNU	258	87,70	12,80	2,02	9,51	7,46	7,33	9,32	9,32	9,28	9,30	9,20	9,27
Cr (µg/L)	2,20	0,45	0,57	0,34	0,95	0,94	0,89	1,10	1,10	1,00	0,99	1,30	1,20
Ni (µg/L)	17	12	15	16	13	12	11	8,4	8,3	8,3	8,5	6,4	7,1
Cu (µg/L)	130	64	56	52	39	35	32	27	25	27	33	18	19
Zn (µg/L)	500	< 6,7 ¹	< 2 ²	6,9	< 2 ²	< 6,7 ¹	< 2 ²	< 2 ²	< 2 ²	< 2 ²	< 6,7 ¹	< 2 ²	< 2 ²
Cd (µg/L)	0,16	< 0,007 ³	< 0,022 ⁴	< 0,007 ³	< 0,007 ³	< 0,007 ³	< 0,022 ⁴	< 0,022 ⁴	< 0,007 ³	< 0,007 ³	< 0,022 ⁴	< 0,007 ³	< 0,007 ³
Pb (µg/L)	6,40	0,61	0,44	0,48	0,55	0,61	< 0,38 ⁵	0,44	0,46	0,50	0,92	0,55	0,55
As (µg/L)	0,86	0,54	0,52	0,41	0,34	0,43	< 0,20 ⁶	0,21	0,21	0,28	0,35	0,32	0,33

1. Kvantifiseringsgrensen for Zn. 2. Deteksjonsgrensen for Zn. 3. Deteksjonsgrensen for Cd. 4. Kvantifiseringsgrensen for Cd. 5. Kvantifiseringsgrensen for Pb. 6. Kvantifiseringsgrensen for As.

4.2 Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet

Resultatene for jar-test 5, 6 og 7 er vist i figurene i dette kapittelet. De tilsatte kjemikaliene var 1000 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{L}$ og 37,5 mg Mg/L for alle de tre jar-testene. Figur 4-1 viser turbiditet og pH målt etter avsluttede jar-tester. pH hadde en jevn stigning frem til 70 RPM, for videre å holde seg mer stabil. Turbiditeten var høy ved omdreiningshastighetene 21, 24 og 28, men ble gradvis bedre i området mellom 46 opp mot 100 RPM (omdreininger per minutt). Fra 160 RPM ble turbiditeten gradvis dårligere. Turbiditeten var lavest ved 70 RPM.



Figur 4-1: Turbiditet og pH i kjemisk rensset tunnelvaskevann med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og MgCl_2 i batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet. Turbiditet i ubehandlet tunnelvaskevann var på 293 FNU.

Det er regnet ut gjennomsnitt verdier i rensset vann og gjennomsnittlig renseeffekt for de viktigste analysene som ble tatt ved forsøket. Dette er vist i Tabell 4-2. Det var liten variasjon mellom omdreiningshastighetene. Det var et høyt innhold av Mg i det urensede vannet tilsatt ny såpe. Al, Fe, Co, Zn og Pb hadde høy renseeffekt. Cd hadde verdier under deteksjonsgrensen, noe som betyr at den også hadde en høy renseeffekt. Krom hadde lavest renseeffekt, men hadde lave verdier fra råvannet, og vil dermed være innenfor tilstandsklasse II (Moderat forurenset). Nikkel og kobber hadde en lavere renseeffekt enn de andre metallene.

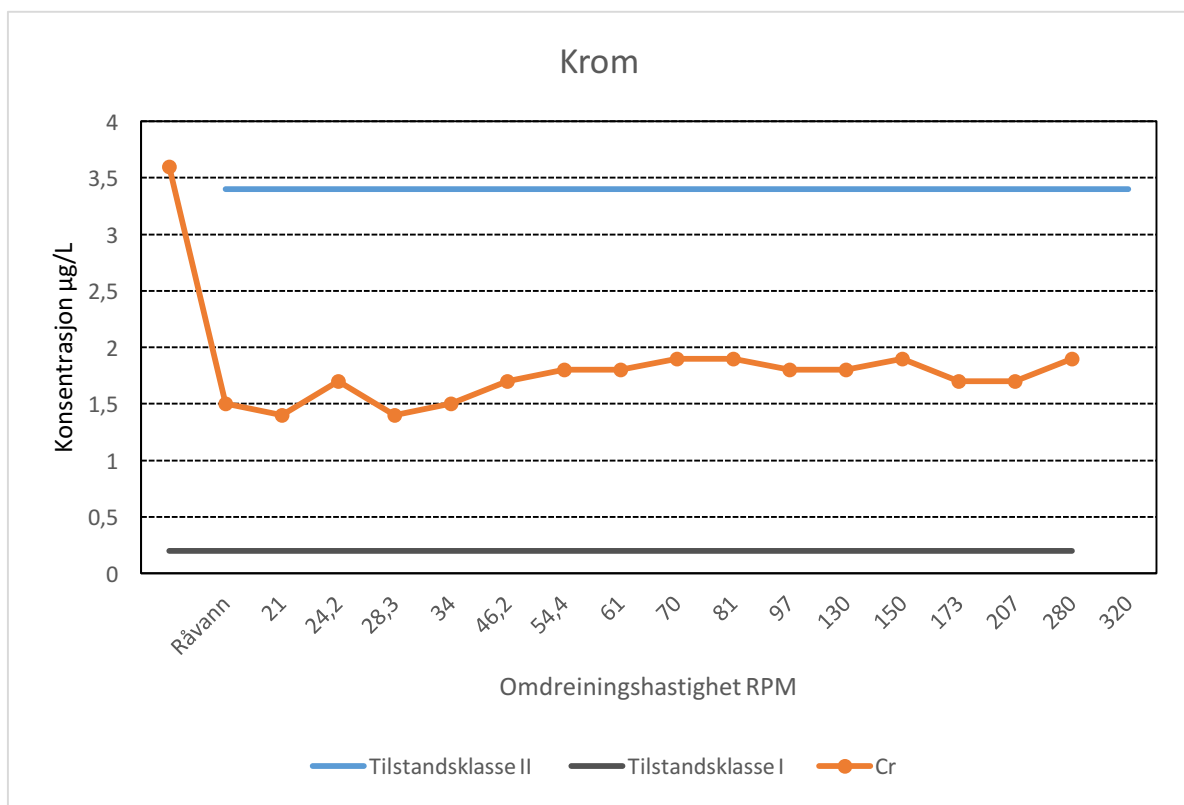
Tabell 4-2: Gjennomsnittlige resultater av metallkonsentrasjoner for alle jar-testene i forsøk 5-7, med tilhørende renseeffekt.

Gjennomsnittsresultater fra Jar-test 5- 7 med økende omdreiningshastighet												
Element	Mg	Al	P	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Enhet	µg/L											
Råvann + såpe	18000	190	110	3,6	8600	9,7	20	53	140	0,87	0,044	2,5
Gjennomsnitt rensset	20,8	6,1	24,3	1,7	15,0	0,8	6,3	18,1	0,9	0,2	< LOD	0,09
Renseeffekt %	99,88	96,82	77,90	52,26	99,83	91,26	68,59	65,92	99,39	72,27	-	96,34

Figur 4-2 – 4-8 viser verdier for metallkonsentrasjon og øvre grenseverdi for de nærmeste tilstandsklassene. Ubehandlet tunnelvaskevann er vist som råvann i diagrammene. For de metallene med LOD og LOQ verdier, vises en stjerne hvor verdien skulle stått. Alle konsentrasjonene under LOD eller LOQ ga tilfredsstillende resultater i forhold til Klifs grenseverdier.

Krom (Cr)

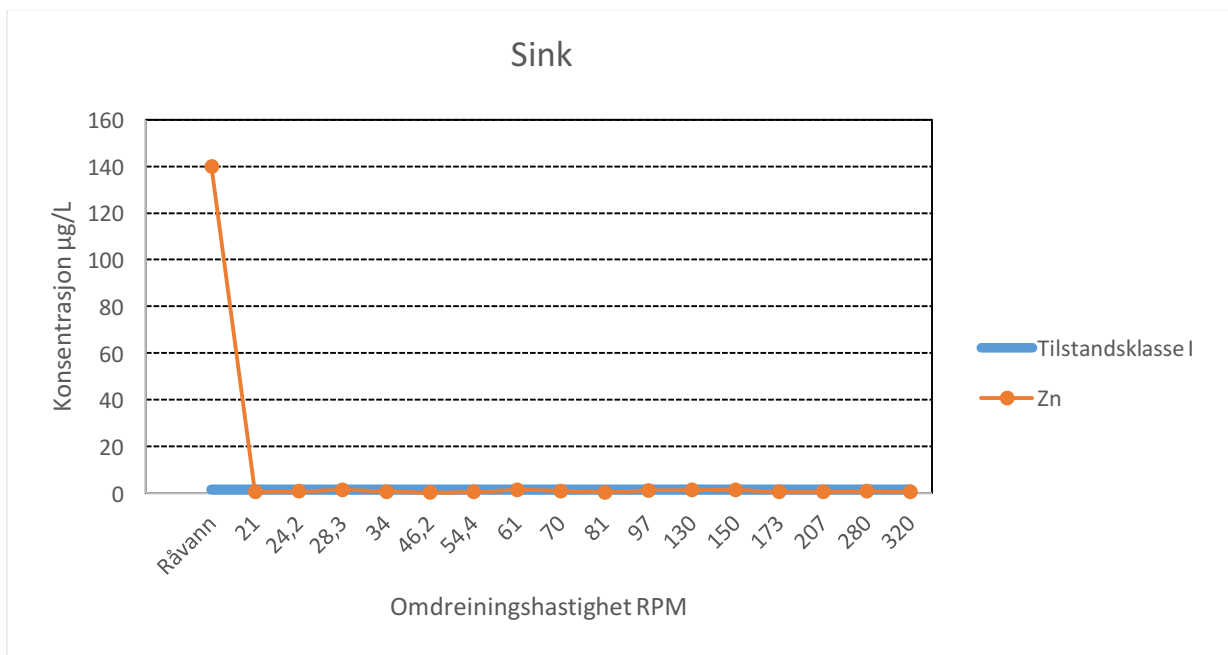
Konsentrasjonene for Cr (Figur 4-2) er vist sammen med tilstandsklasse I og II for metallet. Konsentrasjonen av et ubehandlet tunnelvaskevannet lå innenfor tilstandsklasse IV og er definert som sterkt forurenset, som vist i Tabell 2-5. Renseeffekten var på mellom 47 og 62 % for alle omdreiningshastighetene.



Figur 4-2: Konsentrasjon av Cr under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse II. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.

Sink (Zn)

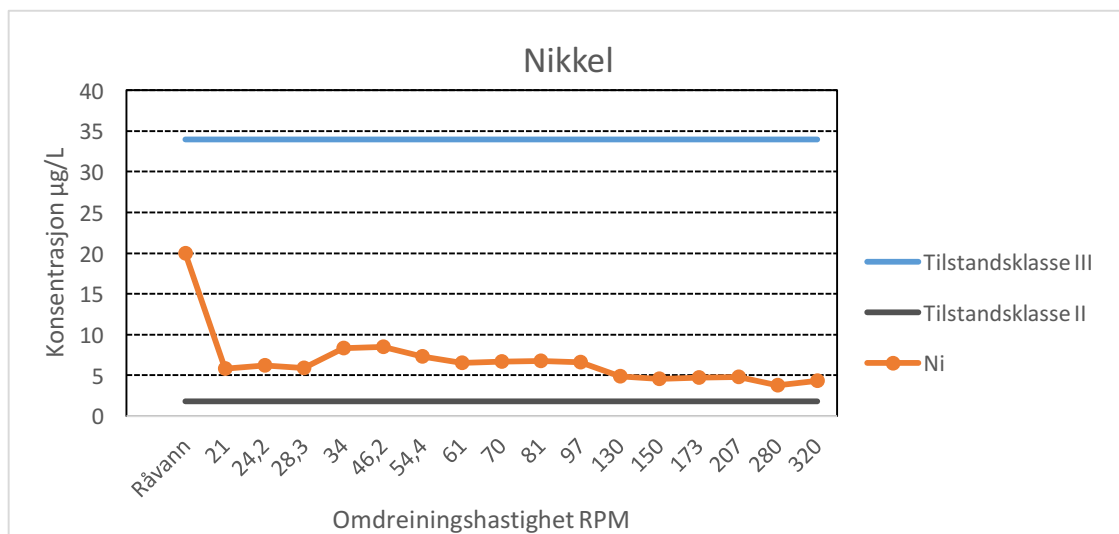
Konsentrasjonene for Zn (Figur 4-3) er vist sammen med øvre grenseverdi for tilstandsklasse I. Verdiene var enten lavere enn grenseverdien for tilstandsklasse I eller samme verdi som grenseverdien. Konsentrasjonen av Zn i det ubehandlede vannet var innenfor tilstandsklassen V med definisjonen meget sterkt forurenset, som vist i Tabell 2-5. Renseeffekten var på mellom 98 og 99 % for alle omdreiningshastighetene.



Figur 4-3: Konsentrasjon av Zn under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Grenseverdien for tilstandsklasse I og sinkkonsentrasjonene var jevnt over lik. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.

Nikkel (Ni)

Konsentrasjonen for Ni (Figur 4-4) er vist sammen med tilstandsklasse II og III, hvor konsentrasjonen lå nærmere øvre grenseverdi for tilstandsklasse II enn øvre grenseverdi for tilstandsklasse III. Både konsentrasjonene for det ubehandlede tunnelvaskevannet og renset tunnelvaskevann lå innenfor Klifs tilstandsklasse III, som er definert som markert forurenset, som vist i Tabell 2-5. Renseeffekten var på mellom 66 og 81 % for alle omdreiningshastighetene.



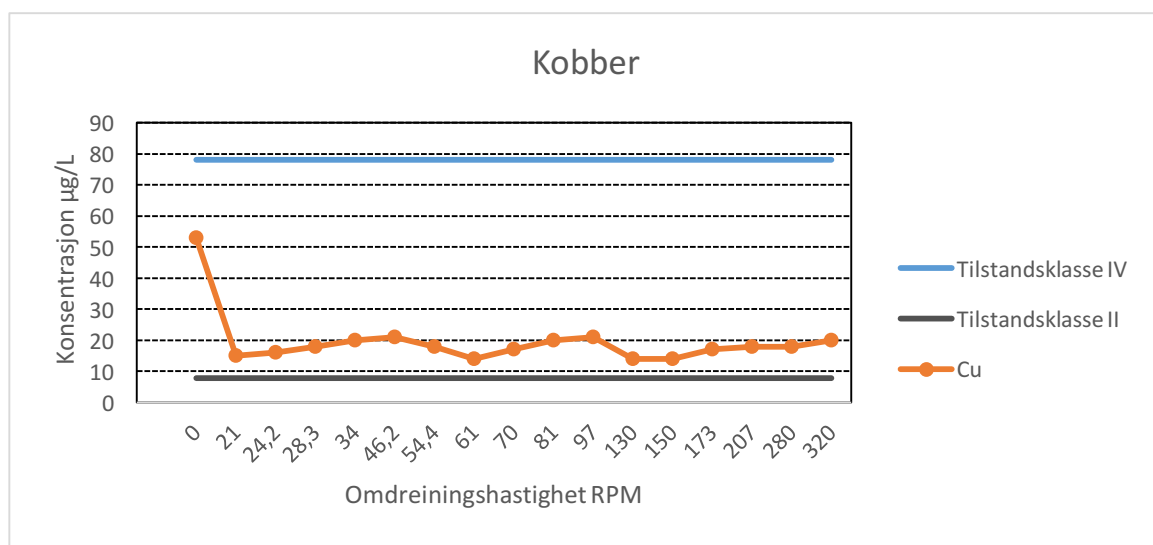
Figur 4-4: Konsentrasjon av Ni under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre og nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse III og II. Råvann står for metallkonsentrasjonen i ubehandlet tunnelvaskevann.

Kadmium (Cd)

Under batchforsøk med økende omdreiningshastighet var kadmiumkonsentrasjonen jevnt over lav. Rådata for Cd ligger i Vedlegg H. Grenseverdien for tilstandsklasse I for kadmium lå på < 0,03 µg/L, noe alle forsøkene tilfredsstilte utenom omdreiningshastigheten 150 RPM hvor konsentrasjonen lå på eksakt 0,03. Resultatene er ikke vist grafisk, da mesteparten av resultatene enten var LOD eller LOQ.

Kobber (Cu)

Konsentrasjonen for Cu (Figur 4-5) er vist sammen med tilstandsklasse II³ og IV, hvor konsentrasjonen lå nærmere øvre grenseverdi for tilstandsklasse II enn øvre grenseverdi for tilstandsklasse IV. Både det ubehandlede tunnelvaskevannet og rensed tunnelvaskevann lå innenfor Klifs tilstandsklasse IV som er definert som sterkt forurenset, som vist Tabell 2-5. Renseeffekten var på mellom 60 og 74 % for alle omdreiningshastighetene.

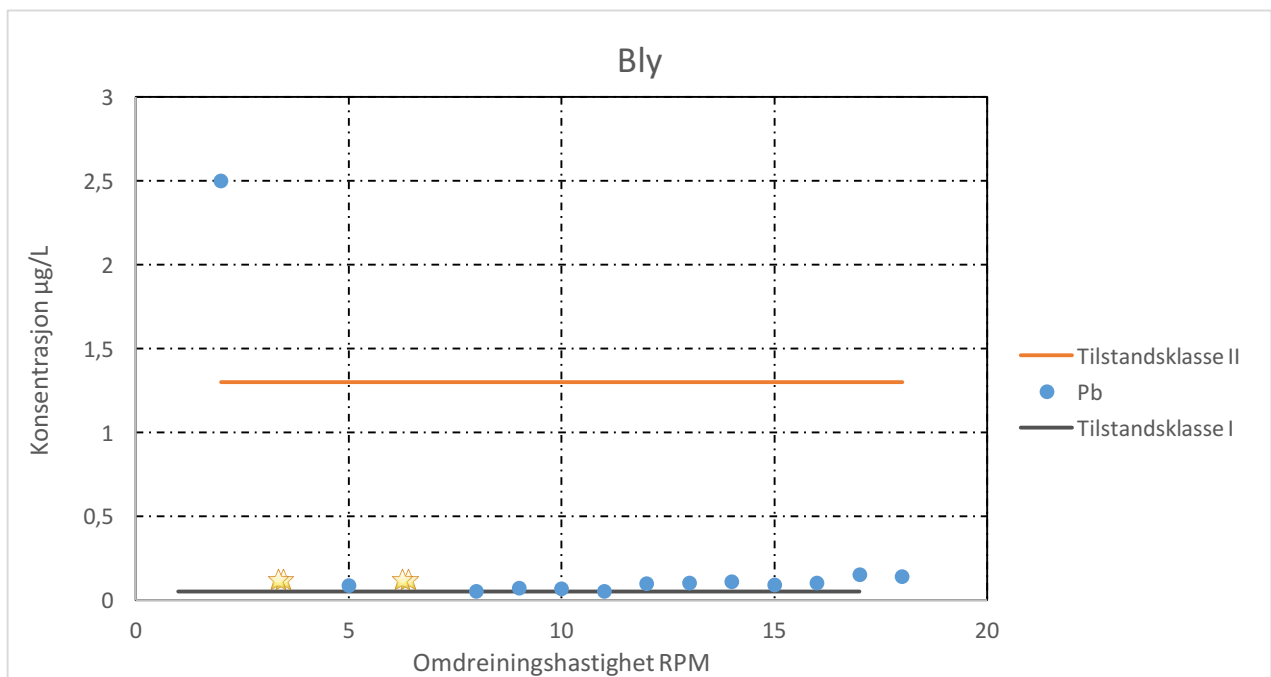


Figur 4-5: Konsentrasjon av Cu under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre og nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse IV og II. Råvann viser metallkonsentrasjon i ubehandlet tunnelvaskevann.

³ Tilstandsklasse II og III har samme grenseverdier, og dermed vises bare verdiene for tilstandsklasse II og IV i Figur 4-5.

Bly (Pb)

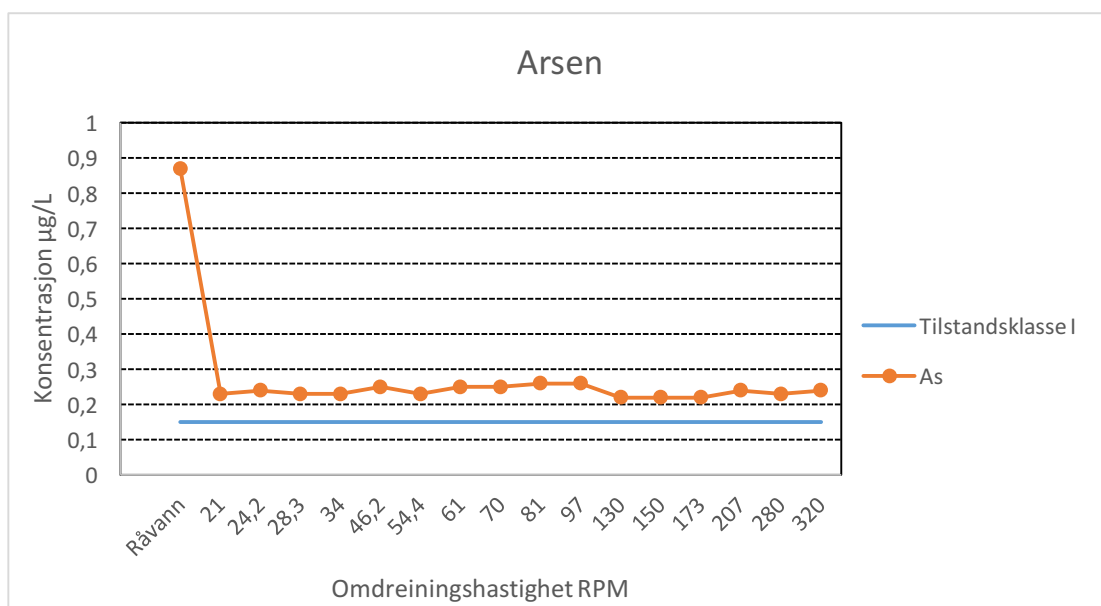
Konsentrasjonen for Pb (Figur 4-6) er vist sammen med tilstandsklasse I og II, hvor konsentrasjonen lå nærmere øvre grenseverdi for tilstandsklasse I enn øvre grense for tilstandsklasse II. Ubehandlet tunnelvaskevann lå innenfor tilstandsklasse II som er definert som moderat forurenset, mens det rensede tunnelvaskevannet lå innenfor tilstandsklasse II eller på øvre grenseverdi til tilstandsklasse I. Renseeffekten var på mellom 94 og 98 % for alle omdreiningshastighetene.



Figur 4-6: Konsentrasjon av Pb under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den øvre linjen viser til grenseverdien for tilstandsklasse II. Stjernene representerer fire verdier som var under kvantifiseringsgrensen.

Arsen (As)

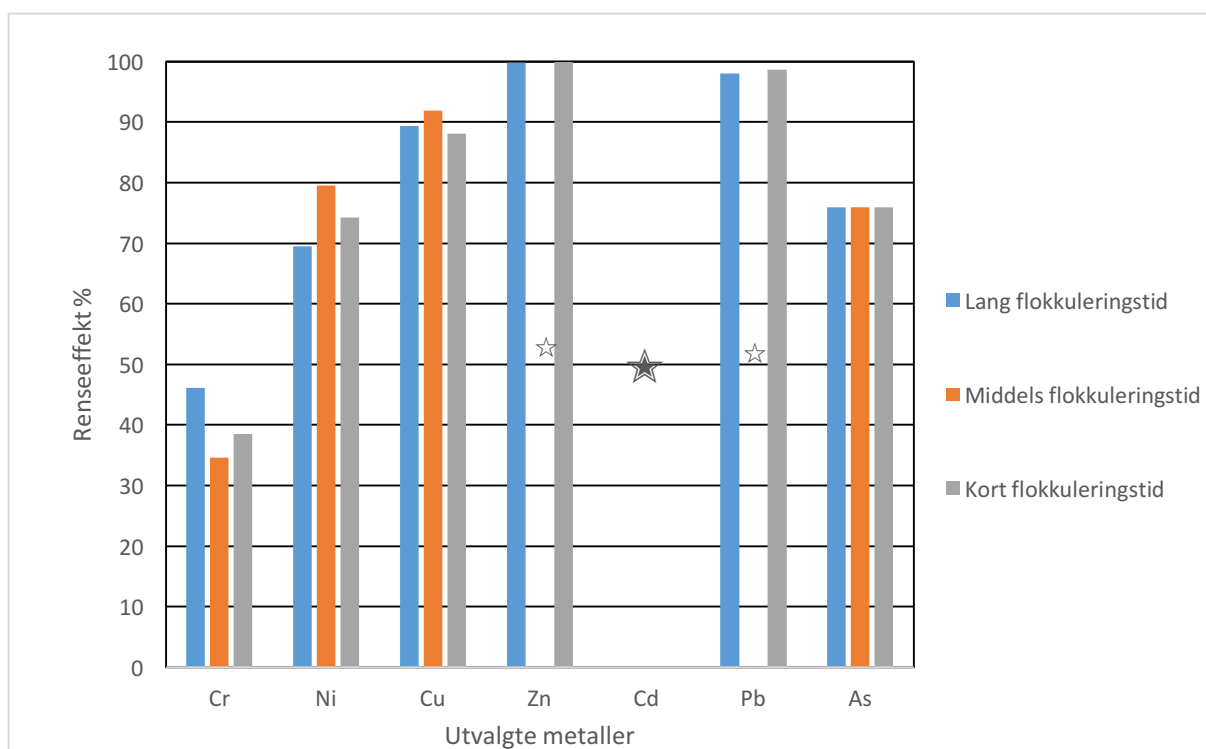
Konsentrasjonen for As (Figur 4-7) er vist sammen med tilstandsklasse I, hvor konsentrasjonen lå nærmere øvre grenseverdi for tilstandsklasse I enn øvre grense for tilstandsklasse II. Både det ubehandlede tunnelvaskevannet og renset tunnelvaskevann lå innenfor Klifs tilstandsklasse II som er definert som moderat forurenset, som vist Tabell 2-5. Renseeffekten var på mellom 70 og 75 % for alle omdreiningshastighetene.



Figur 4-7: Konsentrasjon av As under batchforsøk med økende omdreiningshastighet for røreverket under jar-test. Den nedre linjen viser grenseverdien for tilstandsklasse I.

4.3 Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering

Alle de analyserte metallene er vist i Vedlegg H, mens en mer grafisk fremstilling og en tabell med de utvalgte tungmetallkonsentrasjonene er vist under. Figur 4-8 viser renseeffekten for de utvalgte metallene med tre ulike oppholdstider. Oppholdstidene for lang, middels og kort flokkuleringstid var 10 min og 46 sek, 8 min og 13 sek og 5 min og 55 sek. Resultatene for Pb var under deteksjonsgrensen, mens middels flokkuleringstid for Zn og Pb var under kvantifiseringsgrensen. Zn hadde best renseeffekt av de utvalgte metallene med over 99 % renseeffekt, mens Cr hadde dårligst renseeffekt på mellom 34 og 46 %.



Figur 4-8: Renseeffekten for utvalgte metaller ved lang, middels og kort flokkuleringstid. For Cd var alle verdiene under deteksjonsgrensen og vist med en svart stjerne i figuren, mens ved middels flokkuleringstid for Zn og Pb var resultatene under kvantifiseringsgrensen og vist med en hvite stjerner i figuren.

Resultater for prøver fra utløpet etter endt sedimentering er vist i Tabell 4-3. Tallene er fargekodet i forhold til Klifs grenseverdier for vannkvalitet i ferskvann (TA3001-2012). For sink, kadmium og Pb var noen av verdiene under kvantifiseringsgrensen eller deteksjonsgrensen, men disse metallene hadde alle konsentrasjoner som var tilfredsstillende i forhold til Klifs tilstandsklasser. For Pb lå konsentrasjonen for lang flokkuleringstid, over grenseverdien for tilstandsklasse II, mens for de to andre forsøkene lå verdien innenfor tilstandsklasse I. For de resterende metallene var alle konsentrasjonene innenfor samme tilstandsklasse for hvert metall. Sink og kadmium hadde best renseseffekt og verdiene lå innenfor tilstandsklasse I, som er definert som ubetydelig forurenset.

Tabell 4-3: Resultater av metallkonsentrasjoner fra utvalgte metaller. Resultatene er fra gjennomstrømningsforsøket og prøvene er tatt fra utløpet av sedimenteringsrøret. Tallene er fargekodet etter Klifs tiltaksklasser (TA3001-2012).

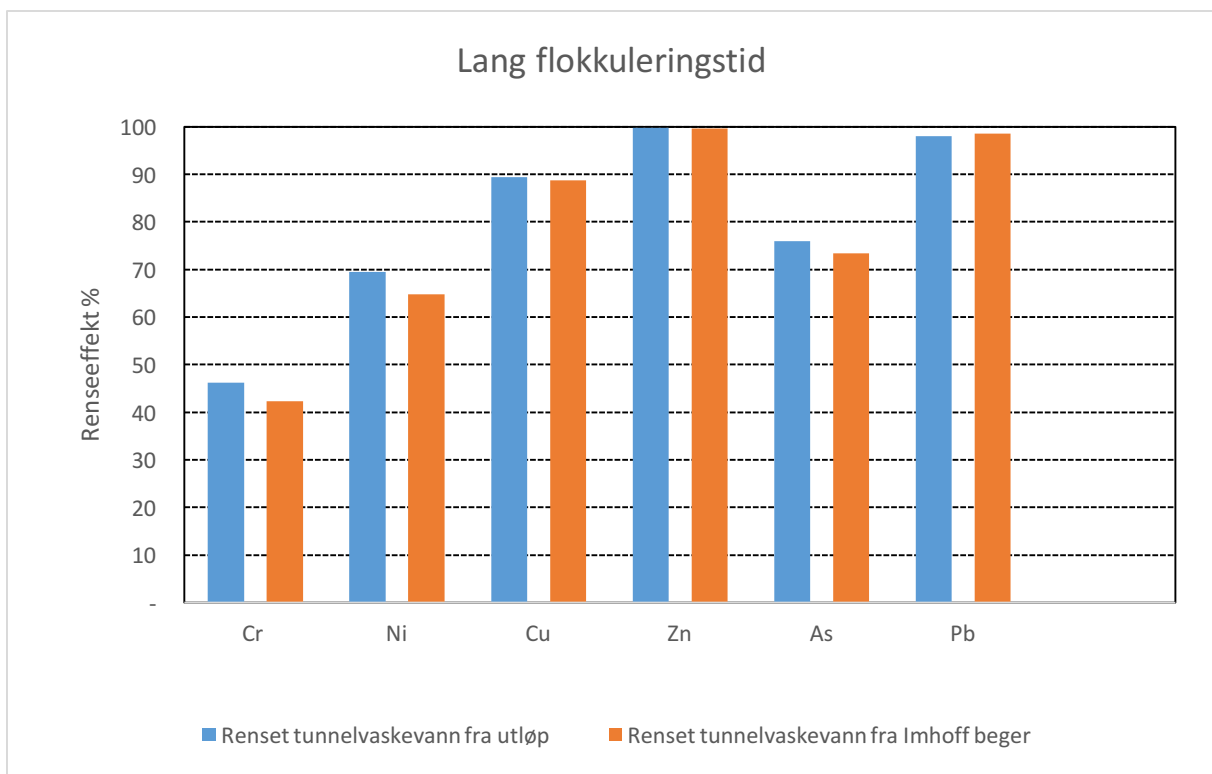
Metall	Lang flokkuleringstid		Middels flokkuleringstid		Kort flokkuleringstid	
	Kons.	Klassifisering	Kons	Klassifisering	Kons.	Klassifisering
Cr (µg/L)	1,4	Moderat forurenset (II)	1,7	Moderat forurenset (II)	1,6	Moderat forurenset (II)
Ni (µg/L)	5,8	Markert forurenset (III)	3,9	Markert forurenset (III)	4,9	Markert forurenset (III)
Cu (µg/L)	17	Sterkt forurenset (IV)	13	Sterkt forurenset (IV)	19	Sterkt forurenset (IV)
Zn (µg/L)	0,86	Ubetydelig forurenset (I)	< 0,13 ¹	Ubetydelig forurenset (I)	0,16	Ubetydelig forurenset (I)
Cd (µg/L)	< 0,009 ²	Ubetydelig forurenset (I)	< 0,009 ²	Ubetydelig forurenset (I)	< 0,009 ²	Ubetydelig forurenset (I)
Pb (µg/L)	0,07	Moderat forurenset (II)	< 0,05 ³	Ubetydelig forurenset (I)	0,05	Ubetydelig forurenset (I)
As (µg/L)	0,19	Moderat forurenset (II)	0,19	Moderat forurenset (II)	0,19	Moderat forurenset (II)

1. Kvantifiseringsgrense for Zn. 2. Deteksjonsgrense for kadmium 3. Kvantifiseringsgrense for Pb.

4.3.1 Resultater fra utløp sammenliknet med resultater fra Imhoff beger

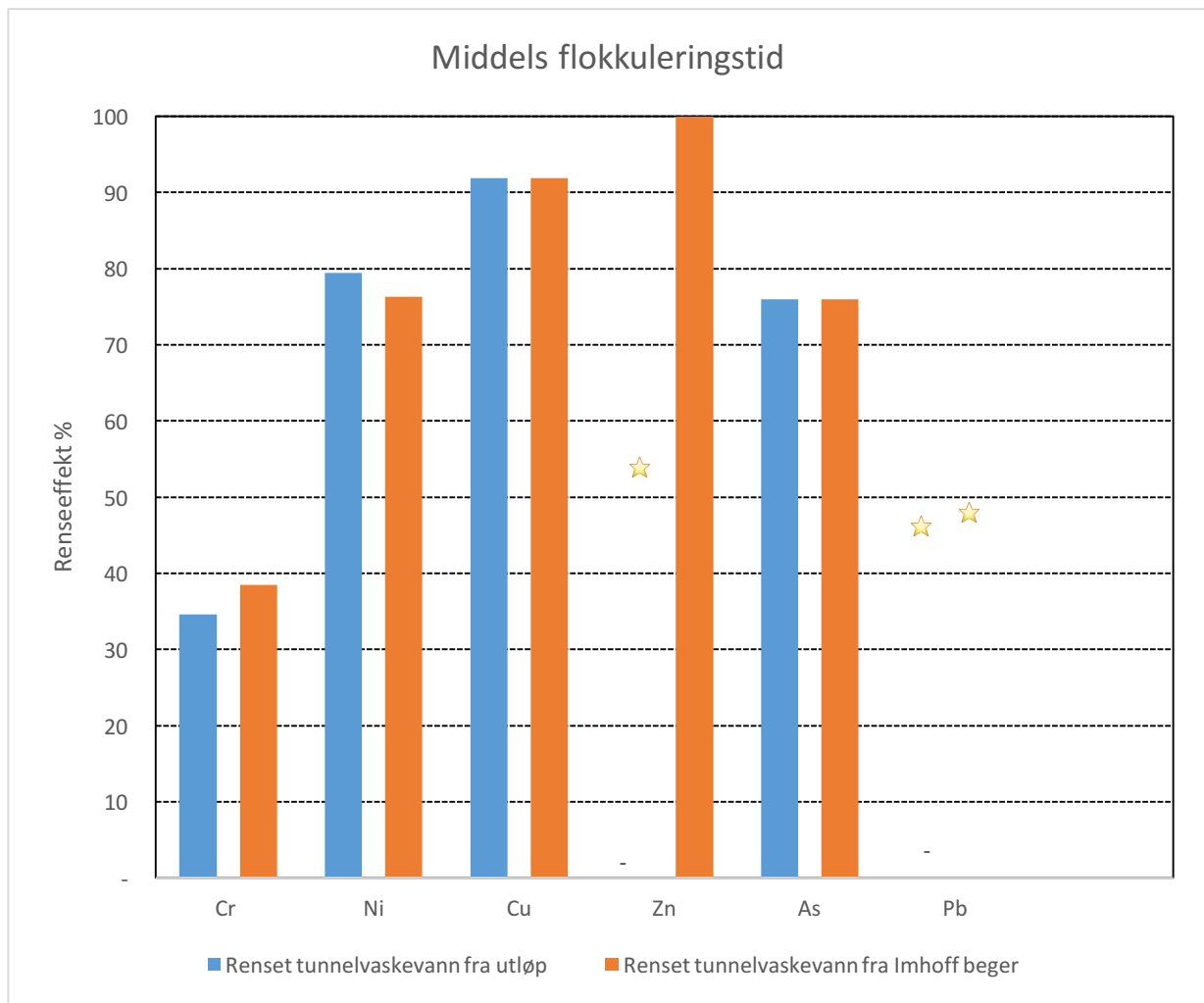
Prøvene fra utløpet ble tatt etter at forsøket hadde kjørt i 63 minutter. En liter rensed vann ble tatt fra utløpet og helt forsiktig over i Imhoff beger rett etterpå uten å bryte opp eventuelle fnokker i utløpsvannet. Prøve fra Imhoff begeret ble tatt etter 67 minutter. Etter omtrent 25 minutters sedimentering i Imhoff begeret begynte hvite partikler å danne fnokker. Disse sedimenterte på bunnen i Imhoff begeret. Kadmium er ikke vist i diagrammene da alle verdiene var under deteksjonsgrensen.

Figur 4-9 viser resultatene fra gjennomstrømningsforsøk men lang flokkuleringstid. Resultatene viste liten forskjell mellom renseseffekten for utløpsprøven og Imhoff prøven. Den rensede vannprøven fra Imhoff prøven hadde jevnt over en litt lavere renseseffekt, bortsett fra Pb hvor renseseffekten til Imhoff prøven var 0,51 % bedre enn for utløpsprøven.



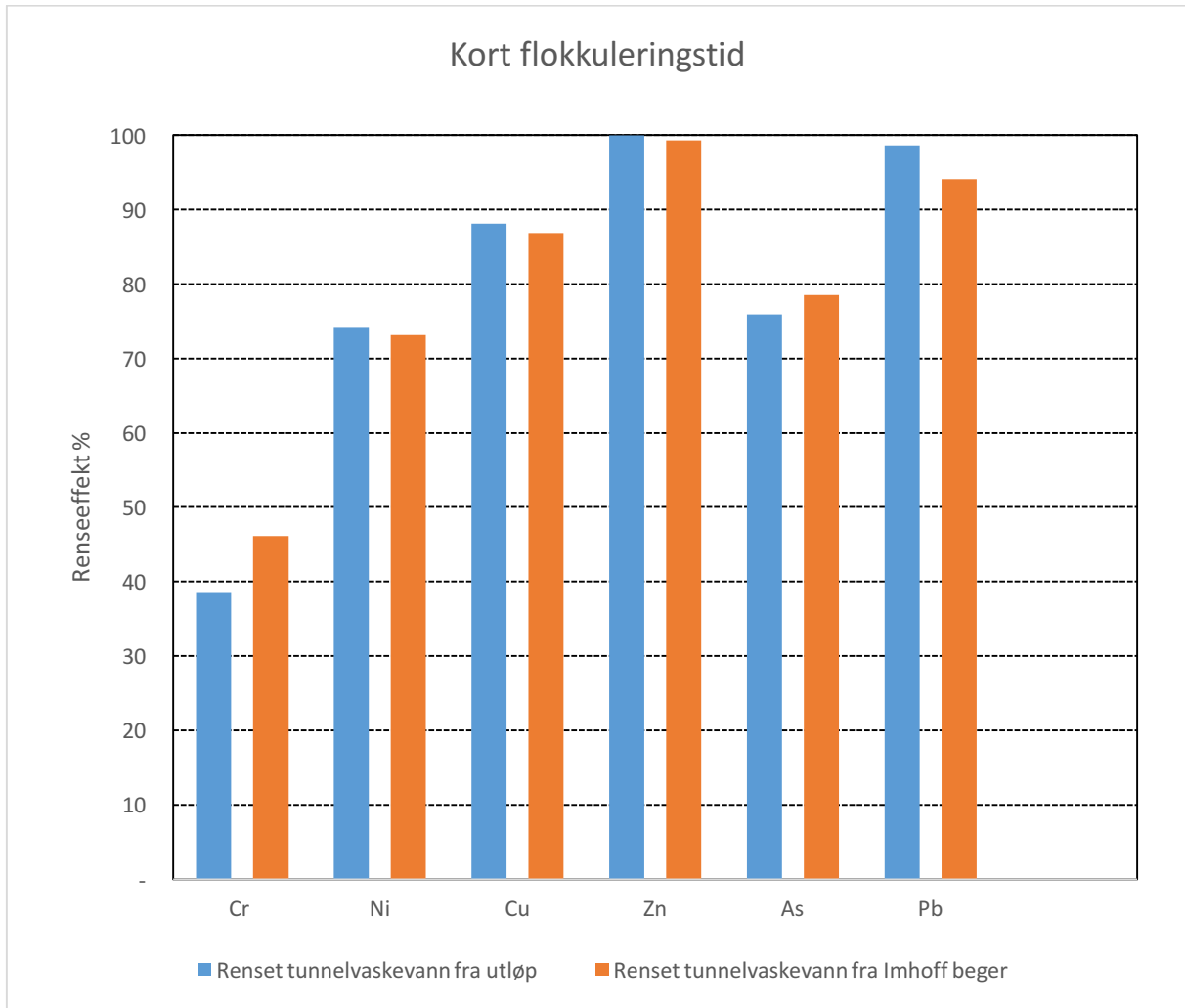
Figur 4-9: Renseseffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved lang flokkuleringstid.

For middels flokkuleringstid (Figur 4-10) var resultatene sammenliknbare med lang flokkuleringstid (Figur 4-9) For sink var verdien for rensset vann fra utløp under kvantifiseringsgrensen, mens for Pb var begge verdiene under kvantifiseringsgrensen. Cu og As hadde lik renseeffekt for begge prøvene. Cr hadde en høyere renseeffekt for prøven i Imhoff begeret, enn for prøven fra utløp.



Figur 4-10: Renseeffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved middels flokkuleringstid. Verdiene som er vist med stjerne er under kvantifiseringsgrensen.

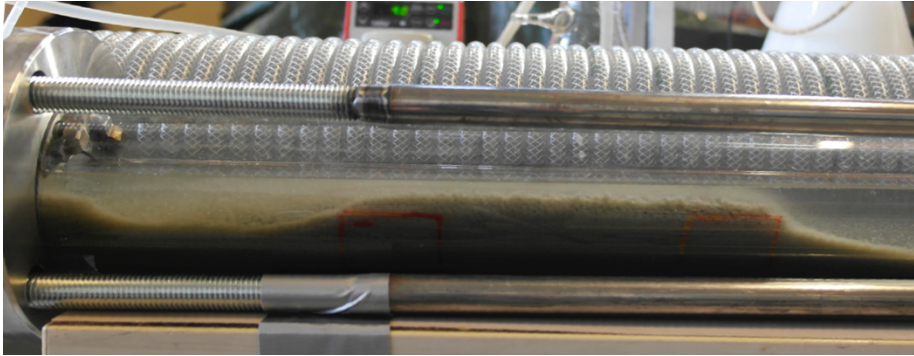
Renseeffekten for kort flokkuleringstid (Figur 4-11) med prøver fra utløp og Imhoff beger var jevnt over like. For Cr og As var renseseffekten etter Imhoff beger bedre enn for prøven fra utløp, mens for de resterende metallene var renseseffekten best for prøver fra utløp.



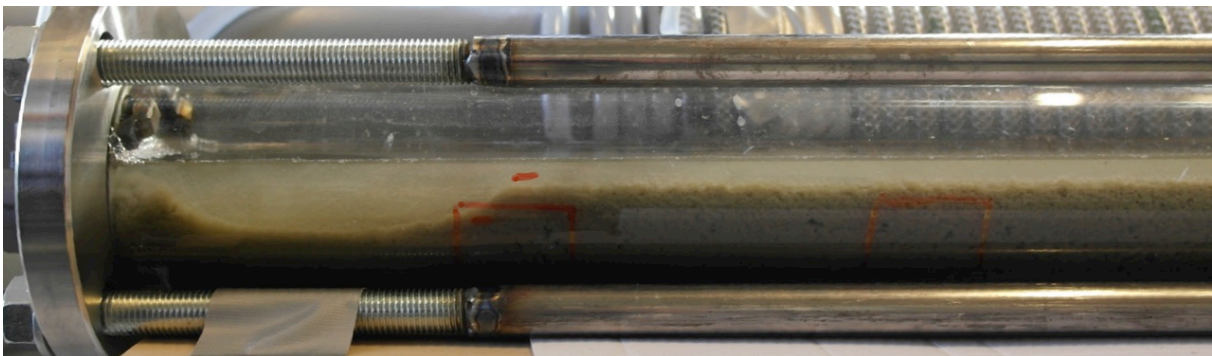
Figur 4-11: Renseeffekt for prøver fra Imhoff beger og utløp fra sedimenteringsrør for de ulike metallene ved kort flokkuleringstid.

4.3.2 Resultater fra slamprøver

Bilder av sedimentasjonsrøret for middels og kort flokkuleringstid er vist i Figur 4-12 og Figur 4-13. Bildene ble tatt rett etter at pumpen som pumpet tunnelvaskevann til forsøket ble skrudd av. Sedimenteringsrøret lå i vater under alle forsøkene. Slammet ble sedimentert hurtig etter at vannet strømmet inn i sedimentasjonsrøret.



Figur 4-12: Slam i sedimentasjonsrøret ved innløp etter at gjennomstrømningsforsøket var ferdig, med middels flokkuleringstid. (Foto: Gunhild Nersten)



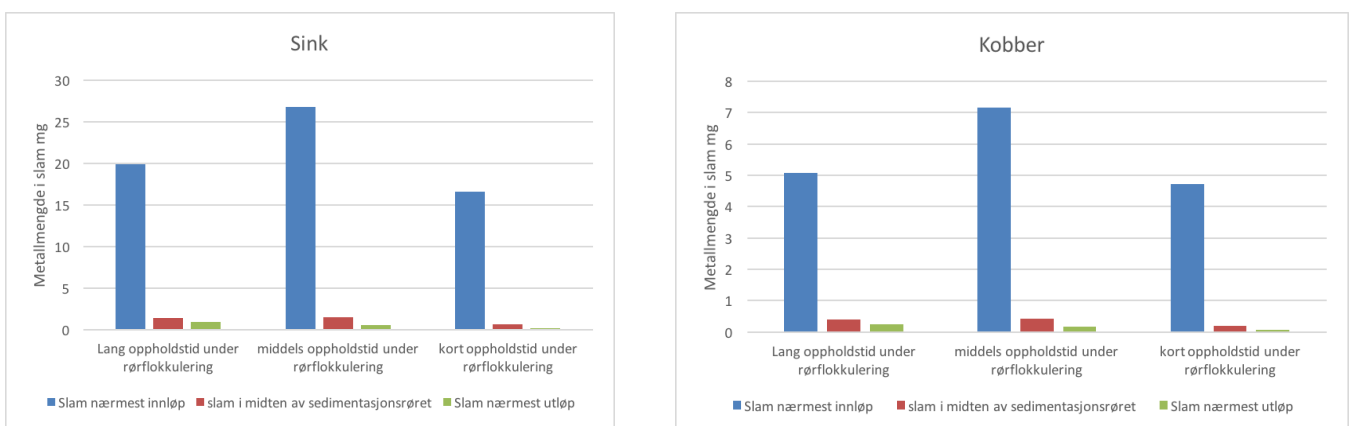
Figur 4-13: Slam i sedimentasjonsrøret ved innløp etter at gjennomstrømningsforsøket var ferdig, med kort flokkuleringstid. (Foto: Gunhild Nersten)

For de tre gjennomstrømningsforsøkene ble slam hentet fra sedimentasjonsrøret fra tre ulike områder i sedimentasjonsrøret, og høyden på slammet for de tre områdene er vist i Tabell 4-4. Hvert av forsøkene ble gjennomført like lenge, og slammet ble tatt ut etter samme tid. Resultatene viste at mesteparten av slammet avsettes i starten av sedimentasjonsrøret, for deretter å flate seg raskt ut. Middels og kort flokkuleringstid hadde en større mengde slam enn det første forsøket med lang oppholdstid. Det første forsøket (lang flokkuleringstid) hadde et mer tettpakket slam, mens slammet ble mer og mer voluminøst og fnokkene ble lettere med en kortere oppholdstid under rørflokkulering.

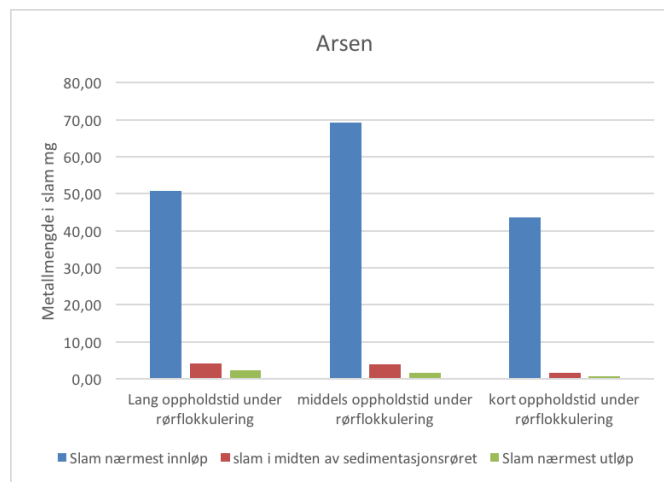
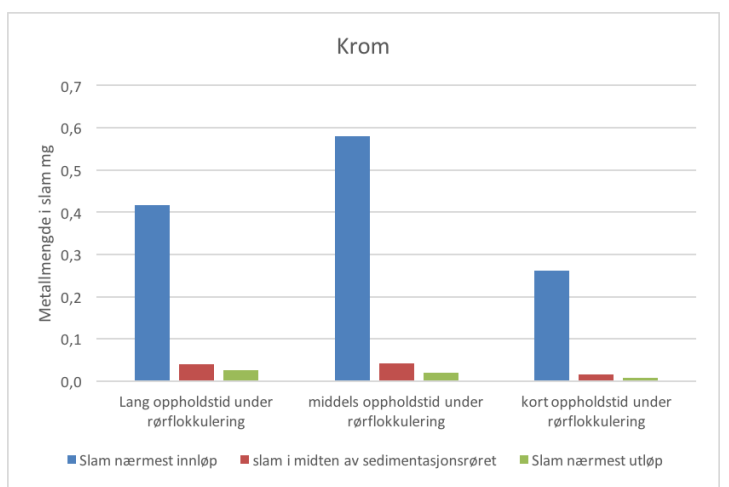
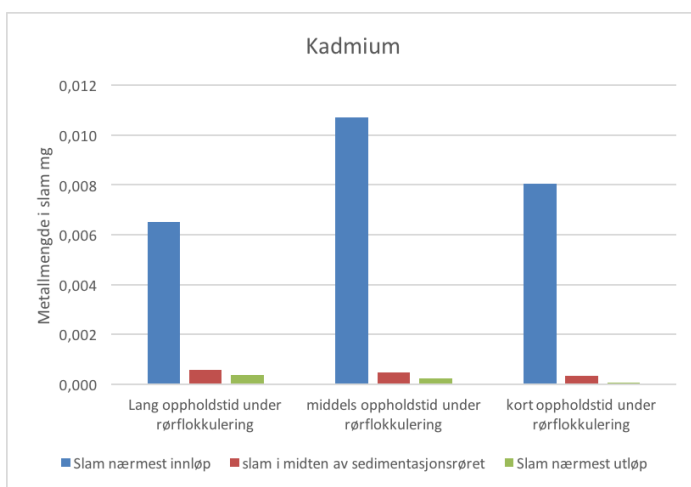
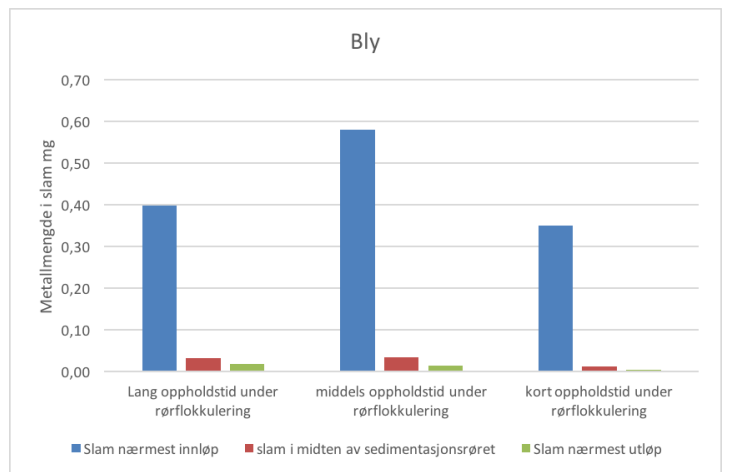
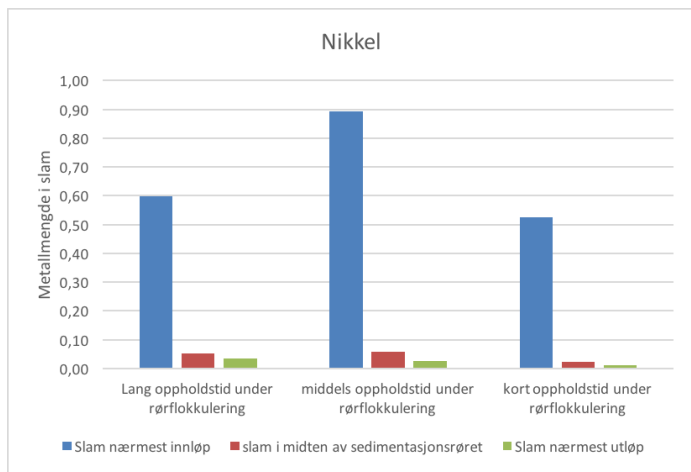
Tabell 4-4: Høyden på slammet ved tre lengder i sedimentasjonsrøret. Alle høyder er vist i cm.

	Slamprøve 1 14,5 cm fra innløp	Slamprøve 2 59 cm fra innløp	Slamprøve 3 98 cm fra innløp
Lang flokkuleringstid	4,4	2,1	2,0
Middels flokkuleringstid	6,0	2,7	2,1
Kort flokkuleringstid	5,5	2,7	2,0

Metallmengdene i slammet ved de tre områdene er vist i Tabell 4-4, med et diagram for hvert metall. Figurene (Figur 4-14 og Figur 4-15) viser hvor mye slam det i virkeligheten var ved de tre områdene i sedimenteringsrøret, med utgangspunkt i at slamhøyden var lik for hele området. For alle grunnstoffene var størsteparten av metallmengden avsatt i området rundt innløp. Det midterste området hadde litt høyere metallmengde enn området nærmest utløp.



Figur 4-14: Metallmengdene i slammet for Zn og Cu ved tre steder i sedimentasjonsrøret under gjennomstrømningsforsøk. Hvert stolpediagram viser slammengden for et enkelt metall.



Figur 4-15: Metallmengdene i slammet for Ni, Pb, Cd, Cr og As ved tre steder i sedimentasjonsrøret under gjennomstrømningsforsøk. Hvert stolpediagram viser slammengden for et enkelt metall.

5 DISKUSJON

Verdier for ubehandlet tunnelvaskevann tilsatt såpe viste lave verdier for alle metallene, i forhold til tidligere analyser av tunnelvaskevannet fra Nordbytunnelen (Garshol et al. 2015; Meland 2012; Aasum 2013). Vannet som ble hentet var fra dag to av Veidrift AS sin vaskeprosedyre. Mesteparten av tunnelen var allerede vasket, og dermed var vannet som ble hentet både renere enn fra tidligere studier, og det ble hentet mindre vann enn hva som var tenkt på forhånd. I Tabell 5-1 er det vist noen ulike vannkvaliteter fra vaskevann fra Nordbytunnelen hvor konsentrasjonene varierer mye. Selv ved renere vann var noen av metallkonsentrasjonene i dette studiet for høye i forhold til tilstandskravene for utslipp til resipient.

Tabell 5-1: Vannkvalitet i vaskevann fra Nordbytunnelen ved ulike studier sammenliknet med "God kvalitet" i Klifs miljøkvalitetsstandarder. Metallkonsentrasjoner hentet fra (Garshol et al. 2015; Meland 2012) og krav hentet fra (Arp et al. 2014).

Vannkvalitet	Konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$)					
	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni
Vaskevann fra dette studiet (min og max)	140-500	50-160	2,2-3,6	2,5-6,4	0,04-0,22	17-20
Vaskevann Aquateam Sommer	2400	350	44	20	0,4	33
Vaskevann Aquateam vinter	44000	4400	1100	500	56	660
Vaskevann (Meland 2012)	1281	238	64	29	0,5	58
Bekker/innsjø, god kvalitet (tilstandsklasse II)	11	7,8	3,4	1,3	0,08	1,7

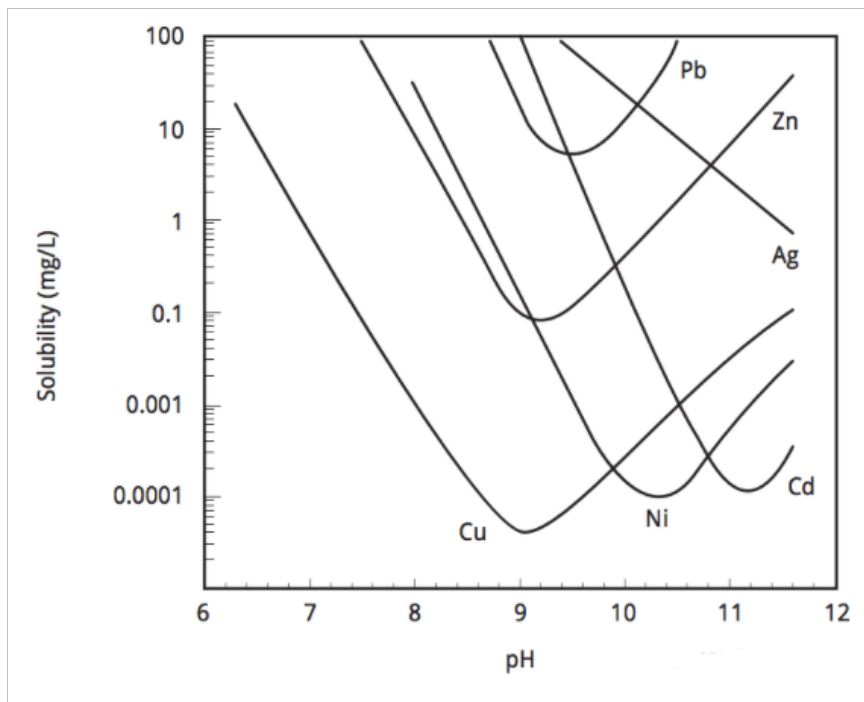
5.1 Innledende forsøk (jar-test 1 og 2)

Resultater for de to første innledende jar-testene (jar-test 1 og 2) ble ikke tatt med i resultatdelen, men finnes i Vedlegg I. Jar-testene ble gjennomført for å få forståelse for hvordan jar-testapparatet fungerte og for å undersøke om hvilke kjemikalietyper og kombinasjoner som virket best, og om de valgte doseringene ga tilfredsstillende resultater til videre forsøk. Resultatene ble analysert raskt for å kunne hurtig vurdere hva som ville være den beste veien videre i forhold til doseringer og valgte kjemikalier. Prøveresultatene fra de innledende forsøkene må derfor betraktes som omtrentlige. Det ble ikke tilsatt nytt vaskemiddel i de første to jar-testene. Det var over 28 dager siden den opprinnelige såpen ble tilsatt, og dermed burde det ikke være igjen noe av den opprinnelige såpen. Skummet som ble dannet under omrøringen av tunnelvaskevannet tydet allikevel på såperester i vannet. For de videre forsøkene ble det bestemt å tilsette 0,5 % såpe av typen Kraft 703+. Såpekonsentrasjonen ble bestemt ut ifra mengden som ble brukt under vasken i Nordbytunnelen den 01.12.15 og utregningene med beskrivelser finnes i Vedlegg E. Resultatene var tilfredsstillende for de første jar-testene, men på det tidspunktet kunne det ikke fastslås om dette skyldtes at det var lite såpe tilstede i tunnelvaskevannet. I første batchforsøk ble det valgt å gjennomføre forsøk med de samme betingelsene som for jar-test 1 og 2, men med tilsetning av 0,5 % såpe og ble kalt batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH)₂.

5.2 Betydningen av pH under batchforsøkene

I Vedlegg J finnes verdiene for pH før kjemikalietilsetning, etter kjemikalietilsetning og etter jar-test. I resultatkapittelet er bare pH etter jar-test vist. For begrene med NaOH og PIX-313 hadde pH sunket etter avsluttet jar-test. For økende dosering av PIX-313 tilsatt i hvert beger, sank pH. Dette var forventet da PIX-313 er en meget sur koagulant med en pH verdi < 1. Ved dosering av koagulanten Ca(OH)₂ som er en base, stiger pH ved økende dosering. Problemet er at for Ca(OH)₂ lar bare 1,5 gram/L seg løse i vann litt avhengig av temperaturen. Derfor må en suspensjon («slurry») for eksempel på 2 %, 5 % eller 10 % omrøres kraftig i flere minutter for å få løst opp partikulært Ca(OH)₂ i avløpsvannet eller tunnelvaskevannet, slik at pH stiger sakte og ofte blir mye kalk ikke løst i det hele tatt. Den uløste kalken Ca(OH)₂ deltar ikke i prosessen,

men sedimenteres og øker slammengden. Det doseres så mye $\text{Ca}(\text{OH})_2$ at pH blir effektiv for felling i område mellom 9,8 til 12,5. Magnesiumklorid (MgCl_2) vil begynne å felle ut fra omtrent pH 9,8 og nesten fullstendig som $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ved pH over 12. Den fungerer som hjelpekoagulant ved at den voluminøse magnesiumhydroksiden omslutter utfelt fosfor, karbonater og metallutfellinger til større sedimenterbare fnokker og synker til bunns. Når $\text{Mg}(\text{OH})_2$ felles ut, blir OH ioner tatt ut av vannet og pH vil synke (Lasse Vråle personlig meddelelse). Kalk hevet pH saktere enn NaOH og man kunne se at alle begrene med $\text{Ca}(\text{OH})_2$ fikk pH-økning etter jar-test, selv de med tilsatt PIX-313. Det viktigste var at pH var innenfor intervallet som gjorde at metallene felles ut og i Figur 5-1 ser man at en pH mellom 9-12 gir lavest løselighet for metallenehydroksidene.



Figur 5-1: Lavest løselighet hos utvalgte metallhydroksider er ved pH 9-12. (Kilde: (US EPA 1983))

5.3 Tilstandsklasser brukt under studiet

Tilstandsklassene brukt under dette studiet er grenseverdier for vann direkte i resipient. Alle resultater vist i denne oppgaven er tatt direkte fra utløp eller direkte i jar-testene. Verdiene i resipienten vil dermed være en fortynnet versjon avhengig av vannføringen i resipienten. For å være sikker på om konsentrasjonene er lave nok i resipienten i forhold til grenseverdiene må rensing av tunnelvaskevann foregå ved tunnelen og dermed slippes ut i den aktuelle resipienten. Prøver må deretter tas og metallkonsentrasjon må måles. Et problem ved bruk av Klifs tilstandsklasser er at ved utslipp i en stor resipient, for eksempel en innsjø vil metallkonsentrasjonene være svært høye, men siden fortynningen vil være høy i resipienten vil kravene allikevel bli fulgt. En bedre metode vil være å undersøke de vannlevende organismene som lever i resipienten. Ved rensing av tunnelvaskevann kan det i videre studier undersøkes om fisk, frosk og insekter blir negativt påvirket ved utslipp. Dersom det er en liten påvirkning på dyrelivet i resipienten, kan det tyde på at rensegraden er god nok ved utslipp. Ved bruk av renseanlegget for flere andre tunneler bør resipienten for hver tunnel undersøkes for å være sikker på at vannet som tilføres ikke gjør skade på dyreliv under andre forhold enn ved Årungselven.

5.4 Batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Turbiditeten var lav i rensed tunnelvaskevann i forhold til i råvannet. Det beste resultatet målt under forsøkene var ved jar-test 3, hvor NaOH og PIX-331 ga en turbiditet på 2,02 FNU. For drikkevann er kravene 1 FNU ut fra behandlingsanlegget og 4 FNU hos abonnent (Lovdata 2002). En høy dose PIX-313 (30,4 mg Fe/L) påvirker turbiditet i høyere grad enn kalkfelling med magnesium. Resultatene til Aquateam (Garshol et al. 2015) viste tilsvarende resultater. Den laveste turbiditeten i deres studie var gitt ved en høy pH (pH 12,9) og høy dose PIX-313 (19 mg Fe/L).

Det var flere av forsøkene med jar-test som ga tilfredsstillende resultater med tanke på videre forsøk. Da alle forsøkene bare ble gjennomført en gang vil det være en usikkerhet ved resultatene, og ved metallene hvor resultatene ga nærliggende verdier var det ikke mulig å bekrefte om en jar-test ga bedre resultater enn en annen. Et eksempel på det var for Cd hvor

alle resultatene enten var LOD eller LOQ. Verdiene vil være lavere enn hva resultatet tilsier, men i dette tilfellet var ikke det et stort problem da resultatene var tilfredsstillende i forhold til Klifs grenseverdier for alle de foretatte jar-testene. Resultatene for Cu ga store variasjoner, og da dette var et av metallene som det var viktig å få god renseeffekt på med tanke på såpekonsentrasjonene, var dette den viktigste parameteren for valg av kjemikalier til videre forsøk. Den høyeste dosen kalsiumhydroksid, med middels dose magnesium ga mest tilfredsstillende resultat. Resultatet på 18 µg/L var fortsatt ikke tilfredsstillende nok i forhold til Klifs tilstandsklasser, men i forhold til blant annet jar-testene med tilsatt NaOH og PIX-313 var det en betraktelig lavere dose. Renseeffekten kan være tilfredsstillende nok ved uttak av prøver direkte i resipient, da vannet vil være fortynnet i forhold til prøve direkte fra utløpet. Ni hadde også lavest dose med kalk og magnesium som kjemikalietylsetninger. For alle metallene utenom Ni og Cu var verdiene for hvert metall innenfor samme tilstandsklasse, og resultatene var tilfredsstillende. Cu og Ni hadde fortsatt for høye verdier, og med tanke på at jar-testen med 1000 mg Ca(OH)₂/L og 37,5 mg Mg/L ga lavest verdier for disse metallene ble de sistnevnte kjemikaliene og doseringene brukt videre i de neste forsøkene.

Resultatene i dette studiet er sammenliknet med resultatene Aquateam fikk i 2015 (Garshol et al. 2015). Aquateam utførte mange flere forsøk, og noen av dem var ikke sammenliknbare med forsøkene utført i dette studiet, blant annet jar-test etterfulgt av sedimentering i 30 dager. Aquateam hadde flere analyseparameter, blant annet KOF og TOC. Studiets budsjett var grunnen til at det bare har vært fokus på tungmetallinnhold i denne masteroppgaven. Aquateam fokuserte mest på fjerning av Cu og Zn, og deres beste resultater ved kjemisk felling viste at de fikk en rensegrad på 99,2 % for sink og 93,75 % rensegrad for Cu. Under dette studiet var ikke rensegraden like høy ved bruk av NaOH og PIX-331, og for Zn var rensegraden 98,62%, mens for Cu var den bare på 60 %. Ca(OH)₂ med Mg hadde bedre renseeffekt i jar-test forsøkene 3 og 4, med en rensegrad på 99,6 % for Zn og 86,2 % for Cu. Rensegraden av Zn var dermed høyere enn ved Aquateam sine forsøk, mens Cu var lavere. Det bør også merkes at Aquateam hadde mye høyere metallkonsentrasjoner i råvannet ved sine forsøk sammenliknet med for dette studiet. Zn konsentrasjonen var på 2400 µg/L mens i dette studiet var den på 500 µg/L. Ved videre forsøk med nytt tunnelvaskevann hvor konsentrasjonene er høyere kan også rensegraden bli større.

5.5 Batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet

Geometrien på padlerverk og beger vil kunne ha betydning på resultatene i forsøkene fordi uopløst kalk kan sedimentere under omrøring og dermed gå tapt. Dette kan for eksempel skje dersom omdreiningshastigheten er for lav. Metallkonsentrasjonene lå jevnt over lavt, selv ved de laveste hastighetene på røreverket. Rensing ved høy pH kan være grunnen til de gode resultatene for hele spekteret av omdreiningshastigheter. Det bør undersøkes om rensegraden er god for andre forurensninger også, som for eksempel PAH-forbindelser.

ICP-MS analysene viste at bare noen av elementene hadde en viss variasjon ved varierende omdreiningshastighet, men ikke systematisk slik som erfart med fosforrensing med kalk og magnesiumfelling, hvor det var viktig med mye høyere omdreiningshastighet i flokkulerings trinnet (Vråle & Kristiansen 1987). Det var overraskende at magnesiuminnholdet i vaskevannet med tilsatt fersk såpe var så høy som 18 mg/L (Tabell 4-2). Om dette skyldes såpen eller vaskevannet er ukjent. Konsentrasjonen av Kobber og sink var relativt lavt. Renseeffekten for sink Zn er høy med 99,39 % men lavere for kobber.

Under alle jar-testene med økende omdreiningshastighet på røreverket ble like doseringer tilsatt av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ og MgCl_2 . Størrelsen på partiklene var lysere og større ved en lav omdreiningshastighet. Slammet som sedimenterte ved lav omdreiningshastighet hadde også en mer lys farge enn ved en høyere omdreiningshastighet. Både kalk og magnesium gir lyst slam, men det kan tyde på at magnesium spiller en større rolle ved utfellingen fordi slammet er lysest, og fordi magnesiumfnokker er skjøre og kan ødelegges ved en høy omdreiningshastighet. For å finne ut om magnesium var aktivt med på å rense vannet, ble verdier for magnesium målt før og etter jar-testene (Vedlegg H). Resultatene viste at det det var lite magnesium igjen i det rensede vannet, noe som viser at magnesium inngår i fellingsprosessen. For de begrene med lavest omdreiningshastighet var mengden magnesium lavest, og dette bygger opp om teorien at det er magnesium som felles ut som det hvite slammet i begrene med lav omdreiningshastighet. Tidligere studier har vist at omdreiningshastigheten burde være minst 80 RPM for at tilstrekkelig kalk er løst opp og pH høy nok for at alt magnesium skal være med i fellingsprosessen (Vråle & Balmér 1977; Vråle & Kristiansen 1987). På grunn av at de skjøre magnesiumfnokkene ikke brytes opp like lett ved en lavere hastighet, kan renseprosessen fungere godt ved en lavere hastighet også. I videre studier kan det undersøkes hvilken dose som

er mest optimal i forhold til å bruke minst mulig kjemikalier i kombinasjon med lav prosessid under rensingen. Økonomisk sett bør det ses på hva som er mest optimalt. Enten å bruke lenger tid under renseprosessen, eller å bruke mer kjemikalier under rensing.

5.6 Gjennomstrømningsforsøk med rørflokkulering og sedimentering

Hvert av forsøkene varte i omtrent to timer for hver oppholdstid. Dette gjorde at vannet ble skiftet ut flere ganger i sedimentasjonsrøret, og dersom oppholdstiden var en viktig faktor under rensing, burde dette vises som en variasjon i resultatene ved ulike flokkuleringstider. Tre forsøk ble gjennomført med ulike lengder på slangen brukt under rørflokkuleringen. Dersom sikkerheten rundt valget av oppholdstid i rørflokkuleringssystemet skulle være større, burde nye forsøk foretas med flere gjentakelser for hver flokkuleringstid. Resultatene fra de tre forsøkene varierte lite, men middels flokkuleringstid ga jevnt over de laveste verdiene for alle tungmetallene (Se Figur 4-8). Renseeffekten var god for mange av metallene, men for Cu og Ni var verdiene for høye i forhold til Klifs tilstandsklasser. Det var en tydelig klar vannfase i sedimenteringsrøret men åpningen til utløpet lå under denne vannfasen. For at minst mulig partikler skulle følge med ut, burde utløpsåpningen vært montert høyere opp. Det er mulig at sedimenteringsbassenget burde vært utført på en annen måte og kanskje hatt større dimensjoner. En god partikkelfjerning er svært viktig for å oppnå best mulig renseeffekt.

Resultatene viste at verdiene for hvert grunnstoff som oftest lå i samme tilstandsklasse for alle de tre oppholdstidene under gjennomstrømningsforsøket. Jevnt over hadde middels flokkuleringstid en lavere verdi enn de to andre flokkuleringstidene (Se Tabell 4-3), men siden det bare ble kjørt et forsøk for hver oppholdstid kan det ikke fastslås at dette gir en bedre rensing, eller om det bare er en usikkerhet ved forsøkene. Dersom oppholdstiden ikke er viktig vil det være fordelaktig å ha en så lav flokkuleringstid som mulig. Ved vask av tunnel vil det være store mengder vann som skal renses, og dermed vil det være en fordel å bruke den metoden som tar kortest mulig tid.

Grunnen til at det bare ble kjørt et forsøk for hver lengde på rørflokkuleringsslangen var fordi det ikke var nok vann til å kunne kjøre hvert forsøk tre ganger, som ville vært minimums antall ganger det måtte blitt kjørt for å kunne finne et standardavvik. Mer vann ble ikke hentet da et

nytt vaskevann ville hatt andre forutsetninger, og det ville blitt feil å sammenlikne rensing fra et vaskevann med et annet under dette studiet. For videre arbeid kan det være interessant å utføre rensing på tunnelvaskevann fra ulike årstider.

Under gjennomstrømningsforsøket ble det bestemt å undersøke om det fortsatt var noen partikler igjen i utløpsvannet etter sedimentering. En liter vann ble overført til Imhoff beger og for hvert 5 minutt ble det undersøkt om sedimenter hadde lagt seg på bunnen av kolben. I begynnelsen oppsto det ingen sedimentering og det virket som om partiklene det var for små og lette. Etter omtrent 25 minutter kunne det observeres hvite partikler i vannet og når disse fnokkene ble store nok sedimenterte de til bunnen. For to av de tre prøvene ble konsentrasjonen av magnesium lavere i prøven fra Imhoff beger enn i prøven rett fra utløp. Dette kan være en usikkerhet på grunn av at det bare ble kjørt et gjennomstrømningsforsøk for hver oppholdstid. Den kan også ha vært magnesium hydroksid som felles ut i roligere forhold fordi strømningshastigheten i 8 mm røret var for stor (altså G verdien for høy) slik magnesium fnokkene ble brutt opp eller at røret var for kort så de ikke rakk å bli dannet. Det var kun det første røret på 6 mm som både skulle løse opp kalken og starte flokkuleringen av de minste partiklene som ble variert i lengde. Det siste røret som skulle sørge for god flokkulering for magnesiumflokker ble ikke varier og var relativt kort. Dette må også optimaliseres. For noen av metallene ble det en økning av metallkonsentrasjon etter 67 minutter i toppen av Imhoff begeret. Det var for liten forskjell til å kunne si med sikkerhet om det ble en remobilisering av metaller i Imhoff begeret, men dette kan undersøkes i videre studier.

Ved å undersøke hvordan slammet la seg under forsøkene viste resultatene en tydelig forskjell fra forsøket med lang flokkuleringstid, til forsøket med kort flokkuleringstid. Slammet ved lang flokkuleringstid var mer komprimert, og tok mindre plass enn slammet ved kort flokkuleringstid. Høyden på slammet målt etter at forsøket var avsluttet viste at slammet under lang flokkuleringstid var mye lavere enn de to andre (se Tabell 4-4). I forsøket med kort flokkuleringstid viste observasjoner at slammet virket så lett at noen av partiklene fulgte med vannet i stedet for å sedimentere, og dermed var ikke høyden på slammet for kort flokkuleringstid så mye større enn for slammet med middels flokkuleringstid. Ut ifra det som ble observert under de tre gjennomstrømningsforsøkene, ble det dannet lettere fnokker ved en lavere oppholdstid i første flokkuleringslange. Under rensingen av tunnelvaskevannet vil det være bra om oppholdstiden kan være så kort som mulig slik at tunnelen kan være stengt i en kortest mulig periode, men det må ikke gå på bekostning av rensesultatet. Lette fnokker vil

dermed bli dannet, og det er mulig at flotasjon vil være et bedre separasjonstrinn enn sedimentering. Dette bør undersøkes i videre arbeid. Det tydet på at ved en lavere oppholdstid i rørflokkuleringsreaktoren, ble slammet lettere og mer voluminøst. Ved en optimalisering av anlegget kan det være hensiktsmessig å teste flotasjon i stedet for sedimentering. Flotasjonsbasseng vil være plassbesparende og ved mindre, lette fnokker vil slamseparasjonen fungere bedre i et flotasjonsbasseng, enn i et sedimenteringsbasseng. Flotasjon gir også en høyere slamkonsentrasjon (mer tettpakket slam med mindre vann) enn ved sedimentering (Ødegaard 2012b), som vil være fordelaktig i et mobilt renseanlegg, da slam med høyt innhold av forurensninger må fraktes til et godkjent avfallsmottak (Statens vegvesen 2012). Driftsutgiftene er som oftest høyere ved flotasjon enn sedimentering, men siden det mobile anlegget uansett vil være bemannet under prosessen trenger ikke variasjonene å være mye større. Den økonomiske delen er ikke blitt lagt mye vekt på i denne oppgaven. Dersom det også viser seg at flotasjon vil korte ned på total prosessetid vil det også være et argument for å bruke flotasjon i stedet for sedimentering.

Figur 4-14 og Figur 4-15 viser at mesteparten av slammet befant seg ved innløpet av sedimenteringsrøret. Dette var ingen overraskelse med tanke på at mesteparten av slammet sedimenterte hurtig i røret. Det var allikevel en mulighet for at metallkonsentrasjonene varierte utover i sedimenteringsrøret. Fordi metallkonsentrasjonene var så mye lavere ved utløpet som de var, kan det være en mulighet å underdimensjonere anlegget og allikevel få fjernet mesteparten av forurensningene, dersom plassmangel i det mobile anlegget er et problem.

Metallkonsentrasjoner

Ved videre optimalisering av gjennomstrømningsforsøket er det viktig å vite hvilke metaller som fikk bra rensing og hvilke som bør forbedres. metallene Beste resultater for Cr (1,40 µg Cr/L), As (0,19 µg As/L) under gjennomstrømningsforsøket går innenfor Klifs klassifisering II ”Moderat forurenset” og kan slippes rett ut til resipient. Beste resultat for Ni under gjennomstrømningsforsøket var på 3,9 µg Ni/L og det går innenfor Klifs klassifisering III ”Markert forurenset”. Grenseverdiene for tilstandsklasse II var på 1,79 µg Cu/L, og dermed er renseseffektiviteten bedre enn hva grenseverdiene tilsier, men renseprosessen bør forbedres for bedre rensing av Ni. Ved gjennomstrømningsforsøket hadde Cuga beste resultat en konsentrasjon på 13 µg/L, som er litt høyere enn Statens vegvesens krav om en verdi under 10

$\mu\text{g/L}$. Rensegraden var på 91,88 %, noe som viser at det var en god renseeffekt selv om ikke kravene ble nådd. Det går innenfor Klifs klassifisering IV ”Sterkt forurenset”. Grenseverdiene for tilstandsklasse II og III var begge på 7,7 $\mu\text{g Cu/L}$, og dermed er renseeffektiviteten bedre enn hva grenseverdiene tilsier. Renseeffekten til Zn ved Vassum rensebasseng har vært lav, og tidligere prøver fra utløp har vist mengder på rundt 0,9 mg/L (Meland 2012). Resultatene fra dette studiet viste at de valgte metodene ga effektiv rensing av Zn i tunnelvaskevannet. En høy pH ga svært gode resultater, og for gjennomstrømningsforsøket var verdiene helt nede i $< 0,13 \mu\text{g/L}$ som var kvantifiseringsgrensen for Zn og det går innenfor Klifs klassifisering I ”Ubetydelig forurenset” og kan slippes rett ut til resipient. Beste resultater for Cd ($< 0,01 \mu\text{g Cd/L}$), Pb ($< 0,05 \mu\text{g Pb/L}$) i gjennomstrømningsforsøket var på $< 0,01 \mu\text{g Cd/L}$ (LOD for Cd) og det går innenfor Klifs klassifisering I ”Ubetydelig forurenset” og kan slippes rett ut til resipient.

5.7 Valg av kjemikalier

Tabell 2-4 viser at utfelling av tungmetallene oppstår ved en høy pH. Det ble derfor bestemt fra starten av å bruke kjemikalier som økte pH-verdien. For hjelpekoagulantene var det en mer usikkerhet i hva som ville gi best renseeffekt. Garshol et al. (2015) fikk gode resultater ved bruk av NaOH sammen med PIX-313. Under deres forsøk ble rensing med PAX-18 også testet sammen med NaOH. PIX-313 ga bedre rensing av utvalgte metaller enn PAX-18. PAX er et aluminiumbasert kjemikalie og ved bruk av PAX under kjemisk felling kan konsentrasjonene av aluminium øke i utslippsvannet, og dette kan være toksisk for fisk i resipienten (Mortula et al. 2009). Dette førte til at PAX aldri ble testet ut som rensemetode i dette studiet. I dette studiet ble de valgte kjemikaliene brukt i batchforsøk med økende omdreiningshastighet på røreverk og gjennomstrømningsforsøket kun valgt ut ifra metallkonsentrasjonene i jar-test 3 og 4. Kalkfelling sammen med Mg hadde best renseeffekt og dermed ble både NaOH og PIX-313 utelukket i det oppskalerende anlegget. Det ble ikke vurdert andre faktorer, som blant annet kostnader. NaOH og PIX-313 er etsende og farligere å håndtere enn Ca(OH)_2 . Kalkfelling vil på den andre siden være mer krevende å tilsette med tanke på at den er i pulverform og må tilsettes som en slurry. PIX-313 kommer ferdigblandet og kan blandes ut direkte, mens NaOH er lett å blande ut med vann. Disse problemstillingene må diskuteres ved en eventuelt videre studie, og ved bruk ute i felt under en tunnelvask.

5.8 Videre arbeid

- Hente vann fra ulike årstider og sammenlikne rensegraden. Blant annet vil det være mindre salt på veiene i sommerhalvåret, og det vil ikke bli brukt piggdekk.
- Hente vann fra ulike tunneler og undersøke om lik rensemetode gir like bra rensing for alle tunnelene.
- Prøve ut ulike vaskemidler, men med samme tunnelvaskevann og rensemetode. Det kan vise seg at et av vaskemidlene gir bedre resultater med tanke på renseseffektiviteten på tunnelvaskevannet, og da vil være det mest gunstige vaskemidlet å bruke på alle tunneler.
- Gjennomføre pilotanlegget med lengre oppholdstider i flokkuleringssystemet. Kan vise seg at enda større og tyngre fnokker kan dannes med lenger oppholdstid.
- Optimalisere pilotanlegget med både mindre og større diameter og varierende lengder for de ulike kjemikaliene
- Teste ut ulike polymerere for å optimalisere anlegget
- Gjennomføre pilotanlegget med flotasjon som neste separasjonstrinn istedenfor sedimentasjon.
- Ha med enda et separasjonstrinn av vannet etter sedimenteringen for å få med partiklene som ble felt ut i Imhoff begeret. Alternativt vurdere et enkelt filtreringssystem som etterpolering.

6 KONKLUSJON

Resultater for batchforsøk med tilsetning av natriumhydroksid og kalk (kalsiumhydroksid) viste at flere av de valgte kjemikaliene og doseringene ga tilfredsstillende resultater. Jevnt over hadde rensing med kalk med pH rundt 12 en bedre renseseffekt enn rensing med natriumhydroksid, spesielt for Ni og Cu. Flest metaller hadde lavest verdi ved tilsetning av 1000 mg $\text{Ca(OH)}_2/\text{L}$ sammen med 37,5 mg Mg/L .

Ved gjennomføring av batchforsøk med økende omdreiningshastighet ga resultatene jevnt over gode resultater. Likt som ved batchforsøk med ulike kjemikalietilsetninger ga disse resultatene også tilfredsstillende verdier utenom for Ni og Cu, men verdiene var nærmere grenseverdien for tilstandsklasse II enn for tilstandsklasse IV. Det var ingen systematisk variasjon for de ulike omdreiningshastighetene med tanke på metallkonsentrasjoner, men jevnt over var metallkonsentrasjonene lavest for omdreiningshastighetene 21-34 RPM og 154-320 RPM.

Gjennomstrømningsforsøket med rørflokkulering og sedimentering, tilsatt kjemikaliene kalk og magnesium ga tilfredsstillende verdier for Zn, Cr, Cd, As og Pb mens Ni og Cu hadde for høye verdier i forhold til Klifs grenseverdier. Sinkkonsentrasjonen, som har vært et problem tidligere var spesielt lave etter rensing og tilfredstilte kravene med en renseseffekt på 99,96 %.

Rørflokkulering viste seg å fungere bra, og når slangen i tillegg ble kveilet rundt et tykt rør var det plassbesparende å bruke rørflokkulering sammenliknet med tradisjonell flokkulering.

Utfellingen av metaller og mengde slam var høyest i området rundt innløpet av sedimentasjonsrøret.

Sedimentering ga gode resultater for rensing, men flotasjon ble ikke utprøvd så det kan være at den separasjonsmetoden også vil gi tilfredsstillende resultater, og samtidig være plassbesparende i forhold til et sedimentering. Et ekstra separasjonstrinn kan være filtrering for å fjerne eventuelle partikler som ikke ble fjernet under sedimentering/flotasjon.

7 LITTERATUR

- Aldrin, M., Haff, I. H. & Rosland, P. (2008). The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 42 (8): 1762-1776.
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., et al. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Classification of environmental quality in freshwater. *Norsk institutt for vannforskning*. 31 s.
- Arp, H. P., Ruus, A., Macken, A. & Lillicrap, A. (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. *Miljødirektoratet*: 170 s.
- Barbosa, A. E., Saraiva, J. & Leitaó, T. (2007). *Evaluation of the runoff water quality from a tunnel wash*. Highway and Urban Environment, b. 12. 345-358 s.
- Brandt, H. C. A. & De Groot, P. C. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research*, 35 (17): 4200-4207.
- Brown, J. N. & Peake, B. M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359 (1-3): 145-155.
- Byman, L. (2012). *Treatment of wash water from road tunnels*. Stockholm, Sweden: Royal Institute of Technology, Department of land and Water resources Engineering. 55 s.
- Chen, B. (2012). Heavy metal and phosphorus removal from waters by optimizing use of calcium hydroxide and risk assessment. *Environment and pollution*, 1: 17.
- COWI. (2012). Nytt rensetrinn i Vassum rensesbasseng. *Statens vegvesens rapporter nr. 101*.
- Davis, A. P., Shokouhian, M. & Ni, S. B. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44 (5): 997-1009.
- Desta, M. B., Bruen, M., Higgins, N. & Johnston, P. (2007). Highway runoff quality in Ireland. *Journal of Environmental Monitoring*, 9 (4): 366-371.
- Dongarra, G., Manno, E. & Varrica, D. (2009). Possible markers of traffic-related emissions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154 (1-4): 117-125.
- Duffus, J. H. (2002). *"Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report)*. Pure and Applied Chemistry, 74, 5. 793 s.
- Ek, K. H., Morrison, G. M. & Rauch, S. (2004). Environmental routes for platinum group elements to biological materials - a review. *Science of the Total Environment*, 334: 21-38.

- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W. (2007). Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68 (2): 145-227.
- Garshol, F. K., Estevez, M. M., Eftekhar Dadkhah, M., Stang, P., Rathnaweera, S. S., Aahu, A. & Vik, E. A. (2015). NORWAT Rapport. Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen. Inklusive datarapport og resultater med vann hentet 31.08.2014 og 18.03.2015. I: COWI, A. (red.). *Rapport No. 15-032*. 131 s.
- Glaser, B., Dreyer, A., Bock, M., Fiedler, S., Mehring, M. & Heitmann, T. (2005). Source apportionment of organic pollutants of a highway-traffic-influenced urban area in Bayreuth (Germany) using biomarker and stable carbon isotope signatures. *Environmental Science & Technology*, 39 (11): 3911-3917.
- Hallberg, M., Renman, G., Byman, L., Svenstam, G. & Norling, M. (2014). Treatment of tunnel wash water and implications for its disposal. *Water Science and Technology*, 69 (10): 2029-2035.
- Hopkinson, C. S. & Day, J. W. (1980). Modeling the Relationship Between Development and Storm Water and Nutrient Runoff. *Environmental Management*, 4 (4): 315-324.
- Huisman, J. L., Schouten, G. & Schultz, C. (2006). Biologically produced sulphide for purification of process streams, effluent treatment and recovery of metals in the metal and mining industry. *Hydrometallurgy*, 83 (1-4): 106-113.
- Hvitved-Jacobsen, T. H., Vollertsen, J. & Nielsen, A. H. (2010). *Urban and Highway Stormwater Pollution - Concepts and Engineering*.
- Johansen, S. L. (2013). *Element accumulation and levels of four biomarkers in common frog (rana Temporaria) tadpoles in two sedimentation ponds and a naturally occurring pond*. Ås: Norwegian University of Life Science. 80 s.
- Jonnalagadda, S. B. & Rao, P. (1993). TOXICITY, BIOAVAILABILITY AND METAL SPECIATION. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology*, 106 (3): 585-595.
- Karlsson, K., German, J. & Viklander, M. (2010). Stormwater Pond Sediments: Temporal Trends in Heavy Metal Concentrations and Sediment Removal. *Soil & Sediment Contamination*, 19 (2): 217-230.
- Konieczny, P., Ekner, E., Uchman, W. & Kufel, B. (2005). Effective use of ferric sulfate in treatment of different industry wastewater. *Acta Sci. Pol., Technol. Aliment.*, 4 (1): 123-132.
- Krull, I. S. (1991). Trace Metals Analysis and Speciation. *Journal of chromatography* 47.
- Ku, Y. & Jung, I.-L. (2001). Photocatalytic reduction of Cr(VI) in aqueous solutions by UV irradiation with the presence of titanium dioxide. *Water Research*, 35 (1): 135-142.

- Lin, C. C., Chen, S. J., Huang, K. L., Hwang, W. I., Chang-Chien, G. P. & Lin, W. Y. (2005). Characteristics of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environmental Science & Technology*, 39 (21): 8113-8122.
- Lovdata. (2002). Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372/KAPITTEL_6 (Lest 04.05.16).
- Lovdata. (2004). Forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarglige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften). Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-922/KAPITTEL_2 (lest 08.03.16).
- Loyaux-Lawniczak, S., Lecomte, P. & Ehrhardt, J. (2001). Behavior of Hexavalent Chromium in a Polluted Groundwater: Redox Processes and Immobilization in Soils. *Environmental Science & Technology*, 35: 1350-1357.
- Manahan, S. E. (2010). *Water chemistry : Green Science and Technology of Nature's Most Renewable Resource*.
- Marr, L. C., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Miguel, A. H., Hering, S. V. & Hammond, S. K. (1999). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emissions. *Environmental Science & Technology*, 33 (18): 3091-3099.
- McKenzie, E. R., Money, J. E., Green, P. G. & Young, T. M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of the Total Environment*, 407 (22): 5855-5860.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff - Økotoksikologiske effekter av vegavrenning og tunnelvaskevann*. Ås: Norwegian university of life science - universitetet for miljø og biovitenskap, Department of plant and environmental sciences.
- Meland, S., Borgstrom, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O. & Salbu, B. (2010a). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408 (19): 4107-4117.
- Meland, S., Heier, L. S., Salbu, B., Tollefsen, K. E., Farmen, E. & Rosseland, B. O. (2010b). Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff - Chemical characterisation and biological impact. *Science of the Total Environment*, 408 (13): 2646-2656.
- Meland, S. (2012). Tunnelvask - en kilde til vannforurensning.
- Meland, S. (2016). Management of contaminated runoff water a review. 78 s.

- Mortula, M., Bard, S. M., Walsh, M. E. & Gagnon, G. A. (2009). Aluminum toxicity and ecological risk assessment of dried alum residual into surface water disposal. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36 (1): 127-136.
- Novotny, E. V., Murphy, D. & Stefan, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of the Total Environment*, 406 (1-2): 131-144.
- Paruch, A. M. & Roseth, R. (2008). Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part II: Removal of toxic metals. *Journal of Environmental Sciences-China*, 20 (9): 1042-1045.
- Ramakrishna, D. M. & Viraraghavan, T. (2005). Environmental impact of chemical deicers - A review. *Water Air and Soil Pollution*, 166 (1-4): 49-63.
- Roseth, R. & Meland, S. (2006). Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler: Bioforsk og Statens vegvesen. 12 s.
- Roseth, R. & Sjøvik, A. K. (2006). Vann og veg. Binding og nedbrytning av rengjøringsmidler brukt til vask av tunneler og annet vedlikehold av veg. 33.
- Roseth, R., Berggrund, K. & Einarsen, J. E. (2012). Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler. Dokumentasjon av renseanlegg og utprøving av rensefilter. 79 s.
- Singh, S. M., Sharma, J., Gawas-Sakhalkar, P., Upadhyay, A. K., Naik, S., Pedneker, S. M. & Ravindra, R. (2013). Atmospheric deposition studies of heavy metals in Arctic by comparative analysis of lichens and cryoconite. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (2): 1367-1376.
- Statens vegvesen. (2012). Avfallshåndtering: Håndbok R765.
- Statens vegvesen. (2014). Standard for drift og vedlikehold av riksveger. *Håndbok R610*.
- Sternbeck, J., Sjodin, A. & Andreasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744.
- Stotz, G. & Holldorb, C. (2008). Highway tunnel washing and its effect on water quality. *Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK*.
- Taylor, K. G. & Robertson, D. J. (2009). Electron microbeam analysis of urban road-deposited sediment, Manchester, UK: Improved source discrimination and metal speciation assessment. *Applied Geochemistry*, 24 (7): 1261-1269.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. I: Luch, A. (red.) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Volume 3: Environmental Toxicology*, s. 133-164. Basel: Springer Basel.

- Thorpe, A. & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 270-282.
- Torp, M. & Meland, S. (2013). *Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann*, b. Nr. 99. Oslo: Statens vegvesen. 36 s.
- US EPA. (1983). Test Methods for the Chemical Analysis of Water and Wastes. Washington, D.C. March. U.S. Environmental Protection Agency (EPA).
- Vaezi G, F., Sanders, R. S. & Masliyah, J. H. (2011). Flocculation kinetics and aggregate structure of kaolinite mixtures in laminar tube flow. *Journal of Colloid and Interface Science*, 355 (1): 96-105.
- Vegkart. (2016). Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegkart/vegkart/> (lest 07.03.16).
- Viklander, M., Marsalek, J., Malmquist, P. A. & Watt, W. E. (2003). Urban drainage and highway runoff in cold climates: conference overview. *Water Science and Technology*, 48 (9): 1-10.
- Vråle, L. & Balmér, P. (1977). Kjemisk felling med kalk og sjøvann - Delrapport 1. Blindern: Norsk institutt for vannforskning. 70 s.
- Vråle, L. & Kristiansen, H. (1987). Optimalisering av kalksjøvannsfelling. Undersøkelser ved NIVAs laboratorie i Oslo og ved SRV. 72 s.
- Wang, Y. F., Huang, K. L., Li, C. T., Mi, H. H., Luo, J. H. & Tsai, P. J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37 (33): 4637-4643.
- Weckwerth, G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmospheric Environment*, 35 (32): 5525-5536.
- Whiteley, J. D. & Murray, F. (2005). Autocatalyst-derived platinum, palladium and rhodium (PGE) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff. *Science of the Total Environment*, 341 (1-3): 199-209.
- Waara, S. & Farm, C. (2008). An assessment of the potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 205-210.
- Ødegaard, H. (2012a). *Kapittel 7. i Hallvard Ødegaard (red.): Vann- og avløpsteknikk: Norsk vann.*
- Ødegaard, H. (2012b). *Kapittel 17. i Hallvard Ødegaard (red.): Vann- og avløpsteknikk: Norsk vann.*
- Åstebøl, S. O. (2005). Overvåking av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2004-2004. *Utbyggingsavdelingen, V Oslo: Statens Vegvesen: 29 s.*

Aasum, J. H. (2013). *Effekter av vaskemiddel (TK601) på mobilitet av metaller ved sedimentering av tunnlevaskevann fra Nordbytunnelen (E6), Ås kommune, Akershus. - et laboratorieforsøk. Masteroppgave.* Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap.

VEDLEGG

Vedlegg A – Tilstandsklasser for utslipp til ferskvannsresipient

Oversikten over tilstandsklasser for utslipp til ferskvannsresipient er vist i Tabell A - 1.

Tabell A - 1: Tilstandsklasser for utslipp til ferskvannsresipient. Det er de øvre grenseverdiene som vises i tabellen for alle klassene utenom klasse V, hvor verdien vist er den nedre verdien i klassen. De stoffene som er prioritert av EU er merket med *. Grenseverdiene er oppgitt i µg/L. Tabell modifisert etter Arp et al. (2014).

	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Metaller					
Kadmium hardt vann*	0,03	0,19	1,5	15	>15
Kadmium bløtt vann*	0,03	0,08	0,45	4,5	>4,5
Nikkel*	0,50	1,79	34	67	>67
Bly*	0,05	1,3	14	57	>57
Sink	1,5	11	11	60	>60
Kobber	0,3	7,8	7,8	78	>78
Arsen	0,15	4,8	8,5	85	>85
Krom	0,2	3,4	3,4	360	>360

Vedlegg B - Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser

En oversikt over LOD og LOQ for de ulike forsøkene.

Tabell B - 1: LOD og LOQ for batchforsøk med NaOH og Ca(OH)₂ målt med ICP-MS på blankprøver. Verdiene er oppgitt som µg/L. Antall blankprøver er vist i siste kolonnen merket med n.

	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>n</i>
<i>LOD</i>	0,03	0,1	4	2	0,007	0,1	0,06	3
<i>LOQ</i>	0,1	0,42	13	6,7	0,022	0,38	0,2	3

LOD verdiene for batchforsøk med økende omdreiningshastighet og gjennomstrømningsforsøk er for alle metallene under tilstandsklasse I.

Tabell B - 2: LOD og LOQ for batchforsøk med omdreiningshastighet og gjennomstrømningsforsøk målt med ICP-MS på blankprøver. Verdiene er oppgitt som µg/L. Antall blankprøver er vist i siste kolonnen merket med n.

	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>As</i>	<i>n</i>
<i>LOD</i>	0,1	0,03	0,06	0,04	0,009	0,01	0,003	5
<i>LOQ</i>	0,49	0,084	0,2	0,13	0,030	0,050	0,011	5

Tabell B - 3: LOD og LOQ for slamprøver under gjennomstrømningsforsøk målt med ICP-MS på blankprøver. Antall blankprøver er vist i siste kolonnen merket med n.

	<i>Cr</i> <i>g/kg</i>	<i>Ni</i> <i>g/kg</i>	<i>Cu</i> <i>g/kg</i>	<i>Zn</i> <i>g/kg</i>	<i>Cd</i> <i>mg/kg</i>	<i>Pb</i> <i>mg/kg</i>	<i>As</i> <i>g/kg</i>	<i>n</i>
<i>LOD</i>	0,0002	0,00001	0,0001	0,00005	0,01	0,04	0,04	3
<i>LOQ</i>	0,00056	0,00005	0,00034	0,00016	0,038	0,014	0,12	3

Vedlegg C – Utrekninger for kjemikaliene NaOH, Ca(OH)₂ og MgCl₂ * 6H₂O

NaOH

Molekylmasse: Natrium (Na) + Hydrogen (H) + Oksygen (O) = 23 + 1 + 16 = 40 for en normal N. 0,1 normal gir 4 gram NaOH pr L.

Ved tilsetning av 50 ml 0,1 N NaOH i hvert beger er det 62,5 ml 0,1 N NaOH/L.

Dette tilsvarer 312,5 mg NaOH/L.

Ca(OH)₂

Molekylmasse: Kalsium (Ca) + (Oksygen (O) + Hydrogen (H))*2 = 40 + (16 + 1)*2 = 74

2 % tilsatt kalsiumhydroksid tilsvarer 20 mg/ml. Kippsbyretten rommer 5 ml, så for hver dose kalsiumhydroksidløsning som blir tilsatt vil det være 100 mg Ca(OH)₂/beger (800 ml).

Ved 8 doser tilsatt kalsiumhydroksidløsning vil det være 1000 mg Ca(OH)₂/L.

MgCl₂ * 6H₂O

Molekylvekt: Magnesium (Mg) + 2 Klor (Cl) + 6(2 hydrogen (H) + Oksygen (O)) = 24,3 + 2*35,5 + 6(2*1 + 16) = 203,3 g/mol

Mengde Magnesium blir: $24,3/203,3 = 0,1196 = 12 \%$

5 % tilsatt MgCl₂ tilsvarer 50 g MgCl₂/L.

Dette gir: $(50 * 0,12) = 6 \text{ g Mg/L}$

Vedlegg D – Utrekninger for gjennomstrømningsforsøk

Pumpekapasitet for pumpen som leverer tunnelvaskevann til anlegget: $Q = 0,235 \text{ L/min}$

Volum tett beholder: 1 L

Teoretisk oppholdstid tett beholder: $1 \text{ L} / 0,235 \text{ L/min} = \underline{4,26 \text{ min}}$

Fra tidligere forsøk: 40 ml med 2 % utblandet Ca(OH)_2 per 800 ml jar-testbeger

Skal tilsettes: $40/800 = 5 \%$ utblandet Ca(OH)_2 til vaskevannet

Pumpekapasiteten på pumpen som pumper inn Ca(OH)_2 blir da:

$$0,235 \text{ L/min} * 0,05 = \underline{11,75 \text{ mL/min}}$$

Indre diameter flokkuleringsrør: 6,0 mm

$$\text{Areal slange: } A = \pi * r^2 = 3,14 * 0,003^2 \text{ m} = 0,00002826 \text{ m}^2$$

$$\text{Hastighet i rør: } v = Q/A = 0,235 * 10^{-3} \text{ m}^3/\text{min} / 0,00002826 \text{ m}^2 = 8,32 \text{ m/min}$$

Teoretisk oppholdstid i slange 6,0 mm :

$$50 \text{ m i slange: } t = L/v = 50 \text{ m} / 8,32 \text{ m/min} = \underline{6 \text{ min}}$$

$$28,65 \text{ m i slange: } t = L/v = 28,65 \text{ m} / 8,32 \text{ m/min} = \underline{3,44 \text{ min}}$$

$$9,55 \text{ m i slange: } t = L/v = 9,55 \text{ m} / 8,32 \text{ m/min} = \underline{1,15 \text{ min}}$$

Oppholdstid i slange 8,0 mm:

$$\text{Areal slange: } A = \pi * r^2 = 3,14 * 0,004^2 \text{ m} = 0,00005024 \text{ m}^2$$

$$\text{Hastighet i rør: } v = Q/A = 0,235 * 10^{-3} \text{ m}^3/\text{min} / 0,00005024 \text{ m}^2 = 4,68 \text{ m/min}$$

$$\text{Oppholdstid: } t = L/v = 2,4 \text{ m} / 4,68 \text{ m/min} = \underline{0,51 \text{ min}}$$

Totale teoretisk oppholdstider i flokkuleringssystemet for de tre forsøkene ble 10 min og 46 sek, 8 min og 13 sek og 5 min og 55 sek.

Fra tidligere forsøk: 25 ml av 1 % utblandet MgCl_2 per 800 ml jar-testbeger

Skal tilsettes: $25/800 = 3,125 \%$ 1 % utblandet MgCl_2 til vaskevannet

Pumpekapasiteten på pumpen som pumper inn MgCl_2 blir da:

$$0,235 \text{ L/min} * 0,03125 = \underline{\underline{7,34 \text{ ml/min}}}$$

Sedimentasjonsrør:

Diameter: 8,4 cm

Lengde: 1,48 m

$$\text{Areal: } \pi * r^2 = 3,14 * 0,042^2 = 0,00554 \text{ m}^2$$

$$\text{Volum: } A * L = 0,00554 \text{ m}^2 * 1,48 \text{ m} = 0,0082 \text{ m}^3 = \underline{\underline{8,2 \text{ L}}}$$

8,2 L rør. Fylles ikke helt opp.

Teoretisk oppholdstid oppholdstid fullt rør:

$$\text{Tid: } t = V/Q = 8,2 \text{ L} / 0,235 \text{ L/min} = \underline{\underline{34 \text{ min og } 54 \text{ sek}}}$$

Oppholdstid målt i sedimentasjonsrør (halvfullt rør):

20 min og 30 sek.

Vedlegg E – Vaskeprosedyrer til Veidrift AS av Nordbytunnelen 30.11-01.12 2015

Tabell B - 4: Vaskeprosedyrer til Veidrift AS ved vask av Nordbytunnelen 30.11-01.12.15.

Tema	Beskrivelse
Type vaskemiddel, % Innblanding	Type: Kraft 703+, Fortynning med vann: ca 1:30
Forventet forbruk vaskemiddel	Totalt forbruk: 200 L konsentrat
Innblanding av såpe	200 L såpe blandes med 6000 L vann. (1:30)
Mengde på spylebil	Spylebilen tar 15 000 L
Ved vasking	3000 L såpevann per 15 000 L rent vann til spyling.
Forventet såpeprosent i tunnelvaskevann etter vask	Totalt 18 000 L vann + såpe ved vask med en full spylebil. 100 L såpe/ 18000 vann totalt. <u>Dette gir et såpeforbruk på 0,56 %.</u>

Vedlegg F – Utstyrslister for batchforsøk med jar-test og gjennomstrømningsforsøk

Jar-test

Tabell F - 1: Utstyr brukt under jar-testene i denne masteroppgaven.

Utstyr	Beskrivelse	Leverandør
Jar-testapparat	Kemira Flocculator 2000	Kemira AS
Turbidimeter	2100ANIS Turbidimeter	Hach Company
pH - meter	PHM210 Standard pH-meter	Hach Company
Kombinert glasselektrode		
Røreverk med magnetrører	IKA big squid (white)	IKA
Analysevekt	Cubis analytical balance	Sartorius
Toppvekt	PG5002 DeltaRange	Mettler Toledo
Kippsbyrette (5 mL)	-	-
ICP-MS	AGILIENT 8800 QQQnICP-MS instrument	Agilent technologies
Sprøyte (60 mL)	Freka Connect ENLock	FRESENIUS KABI

Gjennomstrømningsforsøk

Tabell F - 2: Utstyr brukt under gjennomstrømningsforsøkene.

Utstyr	Beskrivelse	Leverandør
Pumpe	SPX ¹⁰	Bredel
2 Peristaltiske pumper	Watson Marlow 120 U/R	WATSON MARLOW Pumps
Sirkulasjonspumpe	Newjet 1700 Aquatic system	NEWA JET
Røreverk med magnetrører	IKA big squid (white)	IKA
Slange til flokkuleringsanlegg	Klar armert PVC-slange (6 mm)	TESS
Sedimentasjonsrør	Klart glassfiberrør Egenprodusert på verksted ved IMT	-
Beholder til tunnelvaskevann	Plast	-
Imhoffkolbe	Plast	-

Kjemikalier

Tabell F - 3: Kjemikalier brukt under jar-tester og gjennomstrømningsforsøk.

Kjemikalium	Beskrivelse	Leverandør
Såpe	Kraft 703+	Remitek AS
Natriumhydroksid	0,1 N NaOH	ALDON CORP SE
Kalsiumhydroksid	Ca(OH) ₂	Merck
Magnesiumklorid	MgCl ₂ * 6 H ₂ O	Kebo Lab
PIX-313	Jern(III)sulfat	Kemira AS

Vedlegg G - Tabeller med informasjon om hver jar-test.

I hver tabell finnes informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer. Jar-testene er merket fra 1 til 7, med en beskrivelse i parentes.

Jar-test 1 (Første jar-test utført i januar)– Uten tilsatt såpe

Tabell F - 1: Informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer fra jar-test 1.

Merknad	Enhet	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
Volum vann per beger	ml	800	800	800	800	800	800
Hurtig omrøring	Omrøring RPM	400	400	400	400	400	400
	Tid min.	1	1	1	1	1	1
Sakte omrøring	Omrøring RPM	30	30	30	80	80	80
	Tid min	19	19	19	19	19	19
sedimentering		20	20	20	20	20	20
Kjemikaliedosering							
NaOH 0,1 N	ml tilsatt	45	45	45			
NaOH tilsatt per volum	mg NaOH/L	312,5	312,5	312,5			
PIX-313 ufortynnet	µl tilsatt	0	60	180			
PIX-313 tilsatt per /volum	µl PIX-313/L		75	225			
Jern tilsatt	mg Fe/L		10	30,4			
Ca(OH)₂ 2 % med kippsbyrette	20 mg/ml, * 5 ml* antall satser				3	3	3
Ca(OH)₂	mg Ca(OH) ₂ /L				375	375	375
MgCl₂ 5 %	ml tilsatt				0	0,5	1
Magnesium	mg Mg/L				0	4,7	9,4

Jar-test 2 (Andre jar-test utført i januar)– Uten tilsatt såpe

Tabell F - 2: Informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer fra jar-test 2.

Merknad	Enhet	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
Volum vann per beger	ml	800	800	800	800	800	800
Hurtig omrøring	Omrøring RPM	400	400	400	400	400	400
	Tid min.	1	1	1	1	1	1
Sakte omrøring	Omrøring RPM	30	30	30	80	80	80
	Tid min	19	19	19	19	19	19
sedimentering		20	20	20	20	20	20
Kjemikaliedosering							
NaOH 0,1 N	ml tilsatt	45	45	45			
PIX-313 ufortynnet	µl tilsatt	120	180	300			
PIX-313 tilsatt per /volum	µl PIX-313/L	150	225	375			
Jern tilsatt	mg Fe/L	20,3	30,4	50,6			
Ca(OH)₂ 2 % med kippsbyrette	20 mg/ml * 5 ml antall satser				5	5	5
Ca(OH)₂	mg Ca(OH) ₂ /L				625	625	625
MgCl₂ 5 %	ml tilsatt				1	1,5	2
Magnesium	mg Mg/L				9,4	14,1	18,8

Jar-test 3 (Batchforsøk med tilsatt NaOH og Ca(OH)₂)– Med tilsatt såpe

Tabell F - 3: Informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer fra jar-test 3.

Merknad	Enhet	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
Volum vann per beger	ml	800	800	800	800	800	800
Hurtig omrøring	Omrøring RPM	400	400	400	400	400	400
	Tid min.	1	1	1	2	2	2
Sakte omrøring	Omrøring RPM	30	30	30	80	80	80
	Tid min	19	19	19	18	18	18
sedimentering		20	20	20	20	20	20
Kjemikaliedosering							
Tilsatt såpe Kraft 703+ ufortynnet 0,5 %	ml tilsatt	4	4	4	4	4	4
NaOH 0,1 N	ml tilsatt	50	50	50			
PIX-313 ufortynnet	µl tilsatt	0	60	180			
PIX-313 tilsatt per /volum	µl PIX-313/L		75	225			
Jern tilsatt	mg Fe/L		10	30,4			
Ca(OH)₂ 2 % med kippbyrette	20 mg/ml * 5 ml antall satser				5	5	5
Ca(OH)₂	mg Ca(OH) ₂ /L				625	625	625
MgCl₂ 5 %	ml tilsatt				2,5	5	7,5
Magnesium	mg Mg/L				18,8	37,5	56,3

Jar-test 4 (Batchforsøk med tilsatt NaOH og Ca(OH)₂)- Med tilsatt såpe

Tabell F - 4: Informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer fra jar-test 4.

Merknad	Enhet	Beger nr					
		1	2	3	4	5	6
Volum vann per beger	ml	800	800	800	800	800	800
Hurtig omrøring	Omrøring RPM	400	400	400	400	400	400
	Tid min.	2	2	2	2	2	2
Sakte omrøring	Omrøring RPM	80	80	80	80	80	80
	Tid min	18	18	18	18	18	18
sedimentering		20	20	20	20	20	20
Kjemikaliedosering							
Tilsatt såpe Kraft 703+ ufortynnet 0,5 %	ml tilsatt	4	4	4	4	4	4
PIX-313 ufortynnet	µl tilsatt	60	180	300			
PIX-313 tilsatt per /volum	µl PIX-313/L	75	225	375			
Jern tilsatt	mg Fe/L	10	30,4	50,6			
Ca(OH)₂ 2 % med kippbyrette	20 mg/ml * 5 ml antall satser	8	8	8	8	8	8
Ca(OH)₂	mg Ca(OH) ₂ /L	1000	1000	1000	1000	1000	1000
MgCl₂ 5 %	ml tilsatt				2,5	5	7,5
Magnesium	mg Mg/L				18,8	37,5	56,3

Jar-test 5, 6 og 7 (Batchforsøk med økende omdreiningshastighet) - Med tilsatt såpe

Tabell F - 5: Informasjon om jar-testapparatene og kjemikaliedoseringer fra jar-test 5-7.

Merknad	Enhet	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
Volum vann per beger	ml	800	800	800	800	800	800
Kalkdosering	mg Ca(OH) ₂ /L	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Magnesium	mg Mg/L	37,5	37,5	37,5	37,5	37,5	37,5
Omrøringstid	min.	20	20	20	20	20	20
Sedimenteringstid	min.	20	20	20	20	20	20
Omdreiningshastigheter for røreverket							
Jar-test 5	RPM	21	24,2	28,3	34	46,2	54,4
Jar-test 6	RPM	61	70	81	97	131	154
Jar-test 7	RPM	130	150	173	207	280	320

Vedlegg H - Resultater av metallkonsentrasjoner fra jar-test 3-7 og gjennomstrømningsforsøk

Det ble gjennomført ICP-MS analyser på flere av metallene utenom de som er vist i resultatkapittelet. Alle metallene er vist her.

Jar-test 3 og 4

Tabell H - 1: Resultater fra batchforsøk (jar-test 3 og 4) med tilsetning av NaOH og Ca(OH)₂. Best resultat for hvert metall er merket med gult. Verdier under deteksjonsgrensen eller kvantifiseringsgrensen er vist som øvre grenseverdi.

Metallelement analysert		Mg	Cr	Fe	Co	Ni	Zn	Cu	As	Cd	Sn	Sb	W	Hg	Pb
Enhet		mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
	Råvann	16	2,2	2200	6,7	17	500	130	0,86	0,16	2,0	10	12	< 0,05	6,4
62,5 ml 0,1 N NaOH/L	-	0,16	0,45	83	2,2	12	< 6,7	64	0,54	< 0,007	0,11	9,0	12	< 0,05	0,61
	75 µl PIX-313/L	0,48	0,57	36	3,2	15	< 2	56	0,52	< 0,022	< 0,02	8,3	11	< 0,05	0,44
	225 µl PIX-313/L	1,5	0,34	69	4,0	16	6,9	52	0,41	< 0,007	< 0,02	7,7	11	< 0,05	0,48
625 g Ca(OH) ₂ /L	18,8 mg Mg/L	0,046	0,95	17	1,9	13	< 2	39	0,34	< 0,007	< 0,02	8,1	12	< 0,05	0,55
	37,5 mg Mg/L	0,048	0,94	16	1,9	12	< 6,7	35	0,43	< 0,007	< 0,073	8,2	12	< 0,05	0,61
	56,3 mg Mg/L	0,039	0,89	16	1,7	11	< 2	32	< 0,2	< 0,022	< 0,073	8,0	12	< 0,05	< 0,38
1000 mg Ca(OH) ₂ /L	75 µl PIX-313/L	0,049	1,1	21	1,5	8,4	< 2	27	0,21	< 0,022	< 0,02	6,4	12	< 0,05	0,44
	225 µl PIX-313/L	0,044	1,1	19	1,5	8,3	< 2	25	0,21	< 0,007	< 0,02	5,5	11	< 0,05	0,46
	375 µl PIX-313/L	0,056	1,0	21	1,4	8,3	< 2	27	0,28	< 0,007	< 0,073	4,2	12	< 0,05	0,50
	18,8 mg Mg/L	0,028	0,99	22	1,1	8,5	< 6,7	33	0,35	< 0,022	< 0,02	7,2	11	< 0,05	0,92
1000 mg Ca(OH) ₂ /L	37,5 mg Mg/L	0,037	1,3	16	0,93	6,4	< 2	18	0,32	< 0,007	< 0,02	6,2	11	< 0,05	0,55
	56,3 mg Mg/L	0,036	1,2	16	1,1	7,1	< 2	19	0,33	< 0,007	< 0,02	6,4	11	< 0,05	0,55
LOD		0,003	0,03	1	0,01	0,1	2	4	0,06	0,007	0,02	0,01	0,007	0,05	0,1
LOQ		0,01	0,1	3,7	0,041	0,42	6,7	13	0,2	0,022	0,073	0,041	0,022	0,17	0,38

Jar-test 5-7

Tabell H - 2: Resultater fra batchforsøk (jar-test 5-7) med økende omdreiningshastighet. Best resultat for hvert metall er merket med gult. Verdier under deteksjonsgrensen eller kvantifiseringsgrensen er vist som øvre grenseverdi.

Metallelement analysert		Mg	Al	P	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sn	Sb	W	Pb
Enhet		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Råvann		18000	190	110	3,6	8600	9,7	20	53	140	0,87	0,044	1,6	4,1	17	2,5
21	RPM	8,9	6,1	21	1,5	14	0,60	5,8	15	0,51	0,23	< 0,009	< 0,005	6,8	13	< 0,05
24,2	RPM	8,7	7,1	21	1,4	13	0,64	6,2	16	0,85	0,24	< 0,009	< 0,005	6,9	13	< 0,05
28,3	RPM	8,5	5,2	21	1,7	13	0,86	5,9	18	1,5	0,23	< 0,009	< 0,005	6,5	12	0,09
34	RPM	8,4	4,2	23	1,4	13	0,85	8,3	20	0,73	0,23	< 0,03	< 0,005	7,0	13	< 0,05
46,2	RPM	15	6,2	25	1,5	11	0,91	8,5	21	0,29	0,25	< 0,03	< 0,005	7,0	13	< 0,05
54,4	RPM	33	6,5	23	1,7	9,3	0,90	7,3	18	0,52	0,23	< 0,03	< 0,005	6,2	13	0,05
61	RPM	23	5,0	28	1,8	20	0,79	6,5	14	1,5	0,25	< 0,03	< 0,005	6,3	13	0,07
70	RPM	24	7,7	28	1,8	19	0,85	6,7	17	1,0	0,25	< 0,009	< 0,005	6,2	13	0,07
81	RPM	29	5,5	31	1,9	20	0,94	6,8	20	0,34	0,26	< 0,03	< 0,005	6,3	13	0,05
97	RPM	27	5,8	25	1,9	21	0,92	6,6	21	1,2	0,26	< 0,009	< 0,005	6,1	13	0,10
131	RPM	52	7,4	22	1,9	20	1,1	7,0	19	1,7	0,26	< 0,009	< 0,005	6,2	13	0,11
154	RPM	23	8,1	21	1,8	12	0,91	7,3	17	1,1	0,24	< 0,009	< 0,005	6,2	13	< 0,05
130	RPM	25	9,4	27	1,8	17	0,79	4,9	14	1,3	0,22	< 0,009	< 0,005	6,0	12	0,10
150	RPM	32	5,7	24	1,8	18	0,77	4,6	14	1,5	0,22	0,03	< 0,005	5,6	13	0,11
173	RPM	18	6,0	24	1,9	16	0,83	4,7	17	0,51	0,22	< 0,009	< 0,005	6,1	13	0,09
207	RPM	22	4,2	25	1,7	16	0,85	4,8	18	0,57	0,24	< 0,03	< 0,005	5,9	13	0,10
280	RPM	17	5,2	25	1,7	14	0,78	3,8	18	0,8	0,23	< 0,03	< 0,005	5,9	13	0,15
320	RPM	16	6,6	26	1,9	9,2	0,84	4,3	20	0,57	0,24	< 0,03	< 0,005	6,2	13	0,14
LOD		0,8	0,4	2	0,1	0,9	0,002	0,03	0,06	0,04	0,003	0,009	0,005	0,007	0,02	0,01
LOQ		2,8	1,3	7,4	0,49	2,9	0,0056	0,084	0,2	0,13	0,011	0,030	0,016	0,023	0,054	0,050

Gjennomstrømningsforsøk

Resultatene viser både innløpsvannet tilsatt fersk såpe i øverste rad og utløpsverdier fra liggende sedimenteringskolonne for alle metallene. Disse avviker litt fra de som ble benyttet i jar-testen med økende omdreining. Analysene fra toppen av Imhoff beger hver av de tre testene er også presentert. Verdiene merket med gult viser de høyeste renseprosentene. Middels oppholdstid har flest gule markeringer og synes å ha gitt best resultater. Gjennomgående er renseprosentene høye for de fleste metallene og Zn og Pb renses meget bra over 98 %. Cu som er en annen kritisk parameter renses med 92 %.

Vedlegg H - 3: Resultater fra alle metallene analysert ved gjennomstrømningsforsøket, med verdier for utløp av sedimenteringsrør og fra Imhoff beger, samt renseeffekten.

Metallelement analysert	Mg	Al	P	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Enhet	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Ubehandlet vaskevann tilsatt såpe	19000	260	90	2,6	2400	5,2	19	160	400	0,79	0,22	3,7
Fra utløp lang flokkuleringstid	110	7,0	21	1,4	18	0,72	5,8	17	0,86	0,19	< 0,009	0,07
Fra topp Imhoff beger ekstra sed.	160	9,7	28	1,5	23	0,73	6,7	18	1,3	0,21	< 0,009	0,05
Renseeffekt fra utløp %	99,42	97,31	76,67	46,15	99,25	86,15	69,47	89,38	99,79	75,95	-	98,03
Renseeffekt topp Imhoff beger %	99,16	96,27	68,89	42,31	99,04	85,96	64,74	88,75	99,68	73,42	-	98,54
Fra utløp middels flokkuleringstid	51	6,3	15	1,7	11	0,55	3,9	13	< 0,13	0,19	< 0,009	< 0,05
Fra topp Imhoff beger ekstra sed.	23	4,7	15	1,6	11	0,61	4,5	13	0,15	0,19	< 0,009	< 0,05
Renseeffekt fra utløp %	99,73	97,58	83,33	34,62	99,54	89,42	79,47	91,88	-	75,95	-	-
Renseeffekt topp Imhoff beger %	99,88	98,19	83,33	38,46	99,54	88,27	76,32	91,88	99,96	75,95	-	-
Fra utløp kort flokkuleringstid	72	5,8	16	1,6	12	0,71	4,9	19	0,16	0,19	< 0,009	0,05
Fra topp Imhoff beger ekstra sed.	55	5,9	15	1,4	14	0,74	5,1	21	2,9	0,17	< 0,009	0,22
Renseeffekt fra utløp %	99,62	97,77	82,22	38,46	99,50	86,35	74,21	88,13	99,96	75,95	-	98,62
Renseeffekt topp Imhoff beger %	99,71	97,73	83,33	46,15	99,42	85,77	73,16	86,88	99,28	78,48	-	94,05
LOD	0,8	0,4	2	0,1	0,9	0,002	0,03	0,06	0,04	0,003	0,009	0,01
LOQ	2,8	1,3	7,4	0,49	2,9	0,0056	0,084	0,2	0,13	0,011	0,030	0,050

Vedlegg I – Resultater for de to første jar-testene (1 og 2) som ble gjennomført i januar

Resultatene for de to første jar-testene er bare vist i vedlegg.

Tabell I - 1: Resultater av metallkonsentrasjoner fra jar-test 1 og 2.

Metallelement analysert	P	Ni	Zn	Cu	As	Cd	Pb
Enhet	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Råvann uten tilsatt såpe	0,04	15	510	240	0,75	0,15	4,6
45 ml NaOH 0,1 N	0,015	14	19	33	0,53	0,0044	0,24
45 ml NaOH 0,1 N + 75 µl PIX-313/L	0,011	14	1,3	16	0,38	0,0013	0,079
45 ml NaOH 0,1 N + 225 µl PIX-313/L	0,01	14	0,94	18	0,29	0,005	0,049
375 mg Ca(OH) ₂ /L	0,011	7,9	3,2	17	0,39	0,0031	0,45
375 mg Ca(OH) ₂ /L + 3,75 mg Mg/L	0,01	8,5	2,5	16	0,39	0,0006	0,11
375 mg Ca(OH) ₂ /L + 7,5 mg Mg/L	0,0098	7,5	2,5	14	0,36	0,00059	0,12
NaOH 0,45 ml + 150 µl PIX-313/l	0,0096	14	1,1	18	0,32	0,0042	0,029
NaOH 0,45 ml + 225 µl PIX-313/L	0,01	14	0,74	18	0,3	0,0036	0,032
NaOH 0,45 ml + 375 µl PIX-313/L	0,0072	14	1	22	0,26	0,0054	0,018
625 mg Ca(OH) ₂ /L + 7,5 mg Mg/L	0,01	3,6	0,77	15	0,33	< LOD	0,39
625 mg Ca(OH) ₂ /L + 11,25 mg Mg/L	0,0098	3,8	1	13	0,35	0,0023	0,22
625 mg Ca(OH) ₂ /L + 15 mg Mg/L	0,0092	4	1	13	0,33	0,006	0,24

Vedlegg J – pH målt under batchforsøkene.

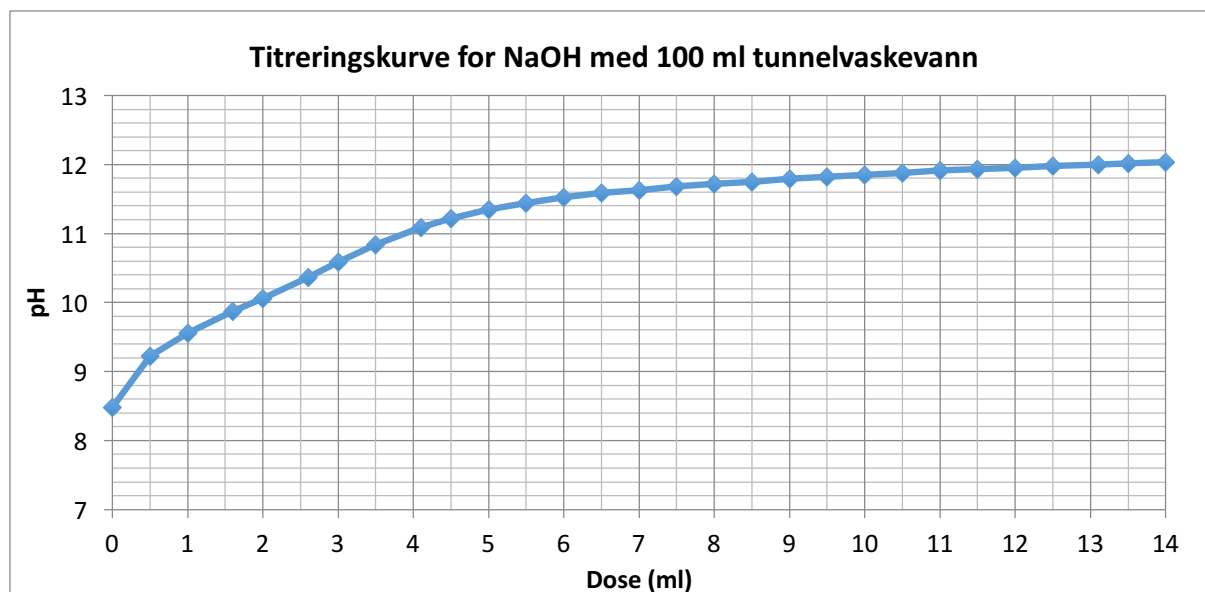
pH i jar-testbegrene. Doseringen av kjemikalier for hvert beger er vist her.

Tabell J - 1: De målte pH-verdiene under jar-testene.

Merknad	Beger					
	1	2	3	4	5	6
Jar-test 3						
Kjemikalier tilsatt	NaOH	NaOH + PIX-313	NaOH + PIX-313	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg
pH i urensset vann med tilsatt såpe	9,3	9,28	9,29	9,34	9,34	9,34
pH i prøven etter koagulant tilsatt, før jar-test	11,48	11,47	11,5	11,66	11,67	11,69
pH i prøven etter jar-test	11,32	11,17	11,1	11,75	11,81	11,86
Jar-test 4						
Kjemikalier tilsatt	Ca(OH) ₂ + PIX-313	Ca(OH) ₂ + PIX-313	Ca(OH) ₂ + PIX-313	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg
pH i urensset vann med tilsatt såpe	9,32	9,32	9,28	9,3	9,2	9,27
pH i prøven etter koagulant tilsatt, før jar-test	11,96	11,89	11,93	11,84	11,92	11,93
pH i prøven etter jar-test	12,11	12,14	12,13	12,14	12,3	12,28
Jar-test 5						
Kjemikalier tilsatt	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg
pH i urensset vann med tilsatt såpe	9,43	9,48	9,51	9,58	9,55	9,58
pH i prøven etter koagulant tilsatt, før jar-test	11,92	11,95	11,97	11,9	11,86	12
pH i prøven etter jar-test	11,97	11,98	12,06	12,07	12,09	12,2
Jar-test 6						
Kjemikalier tilsatt	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg
pH i urensset vann med tilsatt såpe	9,43	9,48	9,56	9,56	9,55	9,56
pH i prøven etter koagulant tilsatt, før jar-test	11,96	11,96	11,97	11,95	11,95	11,98
pH i prøven etter jar-test	12,16	12,19	12,19	12,21	12,22	12,21
Jar-test 7						
Kjemikalier tilsatt	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg	Ca(OH) ₂ + Mg
pH i urensset vann med tilsatt såp	9,44	9,51	9,56	9,61	9,52	9,59
pH i prøven etter koagulant tilsatt, før jar-test	11,97	11,98	11,95	11,96	11,95	11,95
pH i prøven etter jar-test	12,19	12,23	12,19	12,23	12,24	12,2

Vedlegg K – Titreringskurve for tunnelvaskevann med NaOH

En titrering ble foretatt hvor NaOH ble tilsatt 100 ml tunnelvaskevann frem til pH var på omtrent 12. Kurven viste at en dose på 6 ml NaOH måtte tilsettes for å få en pH på omtrent 11,5. I 800 ml begerglassene brukt under jar-testene ble det dermed tilsatt 50 ml NaOH for å få riktig pH-heving i tunnelvaskevannet.



Figur K - 1: Titreringskurve for NaOH med 100 ml tunnelvaskevann. Titrering ble foretatt i desember 2015 rett etter henting av tunnelvaskevann 01.12.15.

Vedlegg L - Sikkerhetsdatablad for Kemira PIX-313 og Kraft 703+

Sikkerhetsdatabladene for fellingsmiddelet PIX-313 og vaskemiddelet Kraft 703+ ligger som Vedlegg i de neste elleve sidene.

SIKKERHETSDATBLAD

KEMIRA PIX-313

1. Identifikasjon av stoffet / produktet og av selskapet / foretaket

Utgitt dato	12.01.2010
Revisjon	18.02.2010
Kjemikaliets navn	KEMIRA PIX-313
Kjemisk navn	Jern(III)sulfat løsnings
CAS-nr.	10028-22-5
EC-nr.	233-072-9
Kjemikaliets bruksområde	Fellingsmiddel for rensing av vann og avløpsvann

Nedstrømsbruker

Firmanavn	Kemira Chemicals AS
Besøksadresse	Øraveien 14
Postnr.	1630
Poststed	Gamle Fredrikstad
Land	N
Telefon	69358585
Telefaks	69358595
E-post	kemira.no@kemira.com
Hjemmeside	http://www.kemira.no
Org. nr.	941559190
Nødtelefon	22591300

2. Fareidentifikasjon

Farebeskrivelse	Etsende. Farlig ved hudkontakt og svelging. Produktet er ikke brannfarlig. Store utslipp kan virke negativt i vannmiljø pga lokal pH-senkning.
-----------------	---

3. Sammensetning /opplysning om innholdsstoffer

Komponentnavn	Identifikasjon	Klassifisering	Innhold
Jern(II)sulfat FeSO4	CAS-nr.: 7720-78-7 EC-nr.: 231-753-5	Xn; R22, R36/38	0,1 - 1,5 %
Jern(III)sulfat Fe2(SO4)3	CAS-nr.: 10028-22-5 EC-nr.: 233-072-9	Xn; R22, R36/38	40 - 50
Svovelsyre H2SO4	CAS-nr.: 7664-93-9 EC-nr.: 231-639-5	Xi; R35	0 - 1
Kolonneforklaring	CAS-nr. = Chemical Abstracts Service; EU (Einecs- eller Elincnummer) = European inventory of Existing Commercial Chemical Substances; Ingrediensnavn = Navn iflg. stoffliste (stoffer som ikke står i stofflisten må oversettes hvis mulig). Innhold oppgitt i; %, %vkt/vkt, %vol/vkt, %vol/vol, mg/m3, ppb, ppm, vekt%, vol%		
FH/FB/FM	T+ = Meget giftig, T = Giftig, C = Etsende, Xn = Helsekadelig, Xi = Irriterende, E = Eksplosiv, O = Oksiderende, F+ = Ekstremt brannfarlig, F = Meget brannfarlig, N = Miljøskadelig.		

4. Førstehjelpstiltak

Dette Sikkerhetsdatablad er utarbeidet i ECO Publisher (ECOonline)

Revisjon 18.02.2010

Generelt	Ta straks av forurensede klær og sko.
Innånding	Frisk luft. Skyll nese, munn og svelg med vann.
Hudkontakt	Fjern forurenset tøy. Skyll huden med mye vann. Etseskader skal behandles av lege.
Øyekontakt	Skyll øyeblikkelig med vann i 10-15 min. Hold øynene åpne. Gni ikke i øyet! Den skadede skal snarest behandles av lege.
Svelging	Drick straks et par glass vann eller melk. Fremkall ikke brekninger.
Informasjon til helsepersonell	Hvis lege skal kontaktes, anvendes dette HMS-datablad som informasjonskilde.

5. Tiltak ved brannslukning

Passende brannslukningsmiddel	Velg slukningsmiddel i forhold til omgivelsene.
Uegnet brannslukningsmiddel	Ingen restriksjoner.
Brann- og eksplosjonsfarer	Ikke brannfarlig. Ved oppvarming dannes giftige og etsende gasser (svoveldioksyd). I kontakt med metaller kan det dannes hydrogengass som kan gi eksplosjon. Vann som har vært brukt til slukking kan være surt og må nøytraliseres.
Personlig verneutstyr	Ta på friskluftmaske og annet verneutstyr for brannslukning. Risiko for dannelse av giftige gasser.

6. Tiltak ved utilsiktet utslipp

Sikkerhetstiltak for å beskytte personell	Bruk vernebriller og hansker ved håndtering, se pkt 8. Evakuer overflødig personell. Øyespyleflaske skal være tilgjengelig.
Sikkerhetstiltak for å beskytte ytre miljø	Større mengder må ikke tømmes i kloakk og dem opp for spredning av utslipp til ytre miljø. Spyl rent med store mengder vann og nøytraliser med kalk
Metoder til opprydding og rengjøring	Gjør rent med vann. Klær og utstyr kan rengjøres med 10%-ig oksalsyre. (Følg sikkerhetsdatablad for oksalsyre). Kontakt brannvesenet ved større spill.

7. Håndtering og lagring

Håndtering	Håndter produktet slik at søl og damp ikke oppstår. Vær oppmerksom på glatt overflate ved spill på gulv.
Oppbevaring	Oppbevares ved 5- 20°C. Bruk glassfiberarmerte polyestertanker med Deracane 411/45 ECR-glass innerskikt (sperreskikt) eller gummiert ståltank. Lagringsstabilitet: min. 12 måneder
Spesielle egenskaper og farer	Etsende.

8. Eksponeringskontroll / personlig verneutstyr

Administrative normer

Komponentnavn	Identifikasjon	Verdi	Norm år
Jern(III)sulfat Fe ₂ (SO ₄) ₃	CAS-nr.: 10028-22-5 EC-nr.: 233-072-9	8 t.: 1,0 mg/m ³	2003
Svovelsyre H ₂ SO ₄	CAS-nr.: 7664-93-9 EC-nr.: 231-639-5	8 t.: 0,1 mg/m ³ , K Aerosol	2003

Eksponeringskontroll

Begrensning av eksponering på arbeidsplassen	Sørg for god ventilasjon. Beskyttelse mot sprut. Vask hendene godt ved kontakt med produktet. Nøddusj skal finnes på stedet.
Åndedrettsvern	Bruk vernemaske. Kombinasjonsfilter B2/P2.
Håndvern	Hansker av naturgummi, neopren, nitril, PVC eller viton. Gjennomtrengningstid > 8 timer.
Øyevern	Bruk tettsittende vernebriller. Øyespyleflaske skal være tilgjengelig.
Annet hudvern enn håndvern	Fullstendig kjemikaliebestandig dress og støvler ved behov.

9. Fysiske og kjemiske egenskaper

Tilstandsform	Flytende
Lukt	Svakt syrlig
Farge	Mørk brun
Løselighet i vann	100% (ved 20°C)
Løselighet i fett	Ikke fettløselig
Relativ tetthet	1540-1580 kg/m ³
Smeltepunkt/smeltepunktintervall	-30°C
Kokepunkt/ kokepunktintervall	100-105
Kokepunkt/ kokepunktintervall	Verdi: °C
pH (handelsvare)	<1
Fordelingskoeffisient: n-oktanol/vann	Kommentarer: Ikke anvendbar, uorganisk forbindelse

10. Stabilitet og reaktivitet

Forhold som skal unngås	Unngå kontakt med metaller eller alkaliske stoffer. Må ikke blandes med oksidasjonsmidler som nitrater, klorater osv da det dannes giftig gasser. Andre klorholdige kjemikalier gir samme uheldige reaksjon og må unngås. Unngå høye temperaturer og frost.
Materialer som skal unngås	Syredelen reagerer med de fleste stål og metaller og kan gi hydrogengass som sammen med luft er eksplosiv.
Farlige spaltningsprodukter	Ved spalting avgis svoveldioksydgass. (dekomponerer ved + 315°C).

11. Toksikologisk informasjon

Toksikologisk informasjon

Oral toksisitet LD50, rotte (mg/kg) 2140

Øvrige helsefareopplysninger

Generelt	Damp virker irriterende på slimhinner, øyne og åndedretsorganer
Innånding	Ved innånding kan hoste og oppsvulming av innåndingsveier oppstå.
Hudkontakt	Irritasjon, rødflammethet og eksem-lignende besvær. Etses huden.
Øyekontakt	Etseskader. Damp kan virke irriterende på øyne. Kan gi tåreflod og svie.
Svelging	Etsing av slimhinner i munn og svelg, spiserør og mage-tarm.

12. Miljøopplysninger

Toksikologisk informasjon

Akvatisk kommentarer Bioakkumuleres ikke.

Øvrige miljøopplysninger

Økotoksisitet	Daphnia EC50 mg/l: 320 (FeCl ₃) Analyse med hensyn på OECD 201, 202 og 203 pågår
Persistens og nedbrytbarhet	Den biologiske nedbrytbarheten kan ikke bestemmes. Produktet er uorganisk. Ved hydrolyse dannes ufarlig jern(III)hydroksid i pH-område 5-7. Fellingen ved normal doseringsmengde er ufarlig for fisk alge og daphnia, ref. pkt. 16 (3).
Andre skadevirkninger / annen informasjon	Produktet er et uorganisk materiale. Ved hydrolyse dannes metallhydroksyd i pH-område ca. 5 til 7. Ved denne reaksjonen synker pH i vannfasen og vannets buffringsevne synke, og kan derfor skade vannlevende organismer. Hvis fosfat finnes, dannes metallfosfater. Ved normale doseringsmengder vil det ikke oppnås konsentrasjonsnivåer som virker toksisk på vannlevende organismer.

13. Fjerning av kjemikalieavfall

Avfallskode EAL 060314

NORSAS	7131
Produktet er klassifisert som farlig avfall	Ja
Annen informasjon	Spill og rester fortynnes med vann og nøytraliseres med kalk (hydratkalk). Rester kan eventuelt behandles som spesialavfall der Kemira Chemicals A/S tar varen i retur for gjenbruk og sluttdisponering. Emballasje kildesorteres eller destrueres i henhold til gjeldende norsk regelverk.

14. Transportinformasjon

Varenavn (nasjonalt)	ETSENDE VÆSKE, SUR, UORGANISK, N.O.S.
Farlig gods ADR	Status: Ja UN-nr.: 3264 Klasse: 8 Fare nr.: 80 Emballasjegruppe: III Varenavn: ETSENDE VÆSKE, SUR, UORGANISK, N.O.S.
Farlig gods RID	UN-nr.: 3264 Klasse: 8 Emballasjegruppe: III Varenavn: ETSENDE VÆSKE, SUR, UORGANISK, N.O.S.
Farlig gods IMDG	Status: Ja UN-nr.: 3264 Klasse: 8 Emballasjegruppe: III EmS: F-A, S-B Varenavn: CORROSIVE LIQUID, ACIDIC, INORGANIC, N.O.S.
Farlig gods ICAO/IATA	Status: Ja UN-nr.: 3264 Klasse: 8 Emballasjegruppe: III Varenavn: CORROSIVE LIQUID, ACIDIC, INORGANIC, N.O.S.
Andre relevante opplysninger	Etsende eller svakt etsende.

15. Opplysninger om lover og forskrifter

Faresymbol



Sammensetning på merkeetiketten	Jern(III)sulfat Fe ₂ (SO ₄) ₃ : 40 - 50 %, Svovelsyre H ₂ SO ₄ : 0 - 1 %
EC-nr.	233-072-9
R-setninger	R34 Etsende. R22 Farlig ved svelging.
S-setninger	S-26 Får man stoffet i øynene, skylk straks med vann og kontakt lege. S-28 Får man stoff på huden, vaskes straks med vann. S-36 Bruk egnede værnemklær. S-37 Bruk egnede vernehansker. S-39 Bruk vernebriller/ansiktsskjerm S-45 Ved uhell eller illebefinnende er omgående legebehandling nødvendig, vis etiketten hvis mulig.
Referanser (Lover/Forskrifter)	1. Klassifisering og merking av farlige kjemikalier i Norge (stofflisten). 2. Administrativ norm for arbeid med kjemikalier. 3. Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen

	(kjemikalieforskriften).
	4. Databladforskriften, revidert forskrift nr 1323 per 16.07.02.
	5. Lov om transport av farlig gods.
	6. HMS-databladets opplysninger er basert på leverandørens sikkerhetsdatablad
	7. Biociddirektivet i Norge.
	8. Lov om håndtering av farlig avfall.
	9. Miljøinformasjonsloven.
	10. REACH-direktivet
Deklarasjonsnr.	23760

16. Andre opplysninger

Liste over relevante R-setninger (i seksjon 2 og 3).	R22 Farlig ved svelging. R35 Sterkt etsende. R36/38 Irriterer øynene og huden.
Viktigste kilder ved utarbeidelsen av Sikkerhetsdatabladet (ikke norske)	1. Hommel, Handbuch der gefährlichen Güter 2. European Standard SS-EN 891 3. NIVA Study G 003/1-3
Opplysninger som er nye, slettet eller revidert	Endringer i pkt. 3, 8, 9 og 12
Leverandørens anmerkninger	Innholder i dette HMS-databladet er basert på de opplysninger som vi er kjent med ved bladets siste utgave.
Ansvarlig for Sikkerhetsdatablad	Kemira Chemicals AS

 <p>Vår erfaring - din sikkerhet</p>	<h1>SIKKERHETSDATBLAD</h1> <h2>REMI KRAFT 703+</h2>	 <p>Vår erfaring - din sikkerhet</p>
---	---	---

SDS i henhold til EUROPAPARLAMENTS- OG RÅDSFORORDNING (EF) nr. 1907/2006 om registrering, vurdering og godkjenning av samt begrensninger for kjemikalier (REACH), Annex II-EU

AVSNITT 1: IDENTIFIKASJON AV STOFFET/STOFFBLANDINGEN OG AV SELSKAPET/FORETAKET

Utgitt dato 23.05.2011
Revisjonsdato 01.06.2015

1.1. Produktidentifikator

Kjemikaliets navn REMI KRAFT 703+
Artikkelnr. ACP131410

1.2. Identifiserte relevante bruksområder for stoffet eller stoffblandingen og bruk som det advares mot

Kjemikaliets bruksområde Alkalisk rengjøringsmiddel

1.3. Opplysninger om leverandøren av sikkerhetsdatabladet

Firmanavn	Remitek AS
Besøksadresse	Nedre Rommen 5
Postadresse	Nedre Rommen 5
Postnr.	0988
Poststed	OSLO
Land	Norge
Telefon	22 78 84 00
Telefaks	22 21 43 77
E-post	britt.neumann@remitek.no
Hjemmeside	http://www.remitek.no/
Org. nr.	951242012
Kontaktperson	Britt Neumann, britt.neumann@remitek.no, tlf. 22 78 84 00

1.4. Nødtelefonnummer

Nødtelefon Nødalarmsentralen, 24 t:110
Giftinformasjonssentralen, 24 t:22 59 13 00

AVSNITT 2: FAREIDENTIFIKASJON

2.1. Klassifisering av stoffet eller stoffblandingen

Klassifisering i henhold til Xi; R38, R41
67/548/EEC eller 1999/45/EC
Klassifisering i henhold til CLP (EC) Skin Irrit. 2; H315
No 1272/2008 [CLP/GHS] Eye Dam. 1; H318

2.2. Merkingselementer

Farepiktogrammer (CLP)



Signalord	Fare
Faresetninger	H315 Irriterer huden. H318 Gir alvorlig øyeskade.
Sikkerhetssetninger	P302 + P350 VED HUDKONTAKT: Vask forsiktig med mye såpe og vann. P305 + P351 + P338 VED KONTAKT MED ØYNE: Skyll forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen. P310 Kontakt umiddelbart et GIFTINFORMASJONSSENTER eller lege.

2.3 Andre farer

Farebeskrivelse	Irriterer øynene og huden. Fare for alvorlig øyeskade.
-----------------	--

AVSNITT 3: SAMMENSETNING/OPPLYSNINGER OM BESTANDDELER

3.2. Stoffblandinger

Komponentnavn	Identifikasjon	Klassifisering	Innhold
C 10 Alkohol etoksilat	CAS-nr.: 166736-08-9 EC-nr.: polymer	Xn,Xi; R22,R41 Eye Dam. 1; H302 Acute tox. 4; H318	1 - 5 %
Natriummetasilikat	CAS-nr.: 6834-92-0 EC-nr.: 229-912-9 Registreringsnummer: 01-2119449811-37	R34, R37 Met. Corr. 1; H290 Skin Corr 1B; H314 Eye Dam. 1; H318 STOT SE3; H335	< 2 %

AVSNITT 4: FØRSTEHJELPSTILTAK

4.1. Beskrivelse av førstehjelpstiltak

Innånding	Frisk luft.
Hudkontakt	Skyll straks huden med mye vann. Ta av tilsølte klær.
Øyekontakt	Skyll straks med vann i minst 15 minutter (atskilte øyelokk) og kontakt lege. Ettersom det kreves lang skylletid, må vannet være temperert. Fjern ev. kontaktlinser.
Svelging	Gi straks et par glass melk eller vann hvis den skadede er ved full bevissthet. Ikke fremkall brekninger. konsulter lege for særskilt råd.

4.2. De viktigste symptomene og virkningene, både akutte og forsinkede

Generelle symptomer og virkninger	Irriterer huden. Risiko for alvorlig øyeskade.
-----------------------------------	--

4.3. Angivelse av om umiddelbar legehjelp og spesialbehandling er nødvendig

Medisinsk behandling	Behandles symptomatisk.
----------------------	-------------------------

AVSNITT 5: BRANNSLOKKINGSTILTAK

5.1. Slukkingsmidler

Passende brannslukningsmidler	Vanntåke, skum, karbondioksid, pulver.
-------------------------------	--

5.2. Særlige farer knyttet til stoffet eller stoffblandingen

Brann- og eksplosjonsfarer	Ingen spesielle farer.
----------------------------	------------------------

5.3. Råd til brannmannskaper

Annen informasjon	Beholder i nærheten av brann bør omgående flyttes eller kjøles med vann.
-------------------	--

AVSNITT 6: TILTAK VED UTILSIKTET UTSLIPP

6.1. Personlige forsiktighetsregler, personlig verneutstyr og nødrutiner

Sikkerhetstiltak for å beskytte personell	Bruk passende verneutstyr.
---	----------------------------

6.2. Forsiktighetsregler med hensyn til miljø

Sikkerhetstiltak for å beskytte ytre	Unngå utslipp til avløp eller omgivende miljø
--------------------------------------	---

miljø

6.3. Metoder og materialer for oppsamling og rensing

Metoder for opprydding og rengjøring	Små mengder spyles bort med mye vann. Større spill demmes inn med Absol, sand, jord eller lignende material og samles i egnede tette beholdere for videre destruksjon.
--------------------------------------	--

6.4. Henvisning til andre avsnitt

Andre anvisninger	Se avsnitt 1 for kontakt i nødstilfeller. For personlig verneutstyr, se avsnitt 8, og for avfall, se avsnitt 13.
-------------------	--

AVSNITT 7: HÅNDTERING OG LAGRING**7.1. Forsiktighetsregler for sikker håndtering**

Håndtering	Unngå kontakt med øynene.
------------	---------------------------

7.2. Vilkår for sikker lagring, herunder eventuelle uforenligheter

Oppbevaring	Lagres frostfritt. Emballasjemateriale av plast.
-------------	--

7.3. Særlig(e) sluttanvendelse(r)

Spesielle bruksområder	Ingen informasjon tilgjengelig.
------------------------	---------------------------------

AVSNITT 8: EKSPONERINGSKONTROLL/PERSONBESKYTTELSE**8.1. Kontrollparametere****DNEL / PNEC**

Kontrollparametre kommentarer	Ikke aktuelt
-------------------------------	--------------

8.2. Eksponeringskontroll**Forholdsregler for å hindre eksponering**

Tekniske tiltak for å hindre eksponering	Det skal være tilgang til øyeskylling.
--	--

Håndvern

Håndvern	Bruk beskyttelseshansker av nitril. Gjennombruddstid >8 t. Det angitte hanskematerialet og gjennombruddstid er foreslått etter en gjennomgang av enkeltstoffene i produktet og kjente hanskeguider.
----------	---

Øye- / ansiktsvern

Øyevern	Bruk øyevern som beskytter mot sprut dersom det er mulighet for direkte øyekontakt.
---------	---

Hudvern

Annet hudvern enn håndvern	Normale arbeidsklær.
----------------------------	----------------------

AVSNITT 9: FYSISKE OG KJEMISKE EGENSKAPER**9.1. Opplysninger om grunnleggende fysiske og kjemiske egenskaper**

Tilstandsform	Flytende
Farge	Grønn
Lukt	Parfyme
Kommentarer, Luktgrense	Ikke aktuelt
pH (handelsvare)	Verdi: 12,8
Kommentarer, pH (bruksløsning)	Ikke aktuelt
Kommentarer, Smeltepunkt / smeltepunktintervall	Ikke aktuelt
Kommentarer, Koepunkt / koepunktintervall	Ikke aktuelt
Kommentarer, Flammepunkt	Ikke aktuelt

Kommentarer, Fordampningshastighet	Ikke aktuelt
Antennelighet (fast stoff, gass)	Ikke aktuelt.
Kommentarer, Eksplosjonsgrense	Ikke aktuelt
Kommentarer, Damptrykk	Ikke aktuelt
Kommentarer, Damptetthet	Ikke aktuelt
Tetthet	Verdi: 1030 Kommentarer: kg/m ³
Løselighetsbeskrivelse	Vannløslig
Kommentarer, Selvantennelighet	Ikke aktuelt
Kommentarer, Dekomponeringstemperatur	Ikke aktuelt
Kommentarer, Viskositet	Ikke aktuelt
Oksiderende egenskaper	Ikke aktuelt

9.2. Andre opplysninger

Andre fysiske og kjemiske egenskaper

Kommentarer	Ikke aktuelt
-------------	--------------

AVSNITT 10: STABILITET OG REAKTIVITET

10.1. Reaktivitet

Reaktivitet	Krever ingen spesielle sikkerhetstiltak.
-------------	--

10.2. Kjemisk stabilitet

Stabilitet	Stabil under anbefalte lagrings- og håndteringsforhold.
------------	---

10.3. Mulighet for farlige reaksjoner

Risiko for farlige reaksjoner	Ingen farlige reaksjoner er kjent.
-------------------------------	------------------------------------

10.4. Forhold som skal unngås

Forhold som skal unngås	Ingen spesiell fare.
-------------------------	----------------------

10.5. Uforenlige materialer

Materialer som skal unngås	Ingen kjente.
----------------------------	---------------

10.6. Farlige nedbrytingsprodukter

Farlige spaltningsprodukter	Ingen farlige nedbrytingsprodukter ved normal håndtering.
-----------------------------	---

AVSNITT 11: TOKSIKOLOGISKE OPPLYSNINGER

11.1. Opplysninger om toksikologiske virkninger

Toksikologisk informasjon

LD50 oral	Verdi: 200-2000 mg/kg Forsøksdyreart: rotte Test referanse: (C10 alkohol alkoxilate)
-----------	--

Akutt toksisitet estimatet for blanding

Oral	Farlig ved svelging. Svelging kan føre til kvalme, oppkast og diaré.
------	--

Potensielle akutte effekter

Hudkontakt	Irriterende
Øyekontakt	Irritasjon. Fare for alvorlig øyeskade.
Svelging	Kan gi kvalme, brekning.
Hudkorrosjon / irritasjon, annen informasjon	Ikke aktuelt
Etsende	Ikke aktuelt

Forsinket / Repeterende

Generell luftveiene eller huden	Ikke aktuelt
---------------------------------	--------------

sensibilisering	
Gjentatte toksisitet doser	Ikke aktuelt

Kreftfremkallende, mutagene og reproduksjonstoksiske

Kreft	Ikke aktuelt
Arvestoffskader	Ikke aktuelt
Vurdering av reproduksjonstoksitet,	Ikke aktuelt
Klassifisering	

AVSNITT 12: ØKOLOGISKE OPPLYSNINGER

12.1. Giftighet

Økotoksitet	Ikke aktuelt
-------------	--------------

12.2. Persistens og nedbrytbarhet

Persistens og nedbrytbarhet Anvendte tensider er lett nedbrytbare ifølge Forordning (EF) nr. 648/2004.

12.3. Bioakkumuleringsevne

Bioakkumulasjonspotensial Bioakkumulering er ikke sannsynlig.

12.4. Mobilitet i jord

Mobilitet Ingen informasjon tilgjengelig

12.5. Resultater av PBT og vPvB vurdering

PBT vurderingsresultat	Ingen informasjon tilgjengelig
vPvB vurderingsresultat	Ingen informasjon tilgjengelig

12.6. Andre skadevirkninger

Andre skadevirkninger / annen informasjon Inneholder ikke miljøskadelige stoffer i Forskrifter om klassifisering, merking m.v. av farlige kjemikalier fastsatt av Miljøverndepartementet og Arbeids- og inkluderingsdepartementet 16.07.2002 nr. 1139

AVSNITT 13: DISPONERING

13.1. Avfallsbehandlingsmetoder

Egnede metoder til fjerning av kjemikallet	Produktet håndteres som farlig avfall. Foretaket er tilknyttet REPA. Tørnte og rengjorte forpakninger kan gjenvinnes.
Annen informasjon	Avfallskoden (EWC) er en anbefaling. 200129 - rengjøringsmidler som inneholder farlige stoffer 070601 - vandige vaskevæsker og morluter

AVSNITT 14: TRANSPORTOPPLYSNINGER

14.1. FN-nummer

Kommentar Ikke aktuelt

14.2. FN-forsendelsesnavn

Kommentar Ikke aktuelt

14.3. Transportfareklasse(r)

Kommentar Ikke aktuelt

14.4. Emballasjegruppe

Kommentar Ikke aktuelt

14.5. Miljøfarer

Kommentar Ikke aktuelt

14.6. Særlige forsiktighetsregler ved bruk

Spesielle forholdsregler Ikke aktuelt

14.7. Bulktransport i henhold til vedlegg II i MARPOL 73/78 og IBC-regelverket

Forurensning kategori	ikke aktuelt
-----------------------	--------------

AVSNITT 15: OPPLYSNINGER OM BESTEMMELSER

15.1. Særlige bestemmelser/særskilt lovgivning om sikkerhet, helse og miljø for stoffet eller stoffblandingen

Lover og forskrifter	Helse-, Miljø- og Sikkerhetsdatablad enligt forordning (EF) nr. 1907/2006.
Kommentarer	UTEN FOSFAT.
Deklarasjonsnr.	34506
Kvitteringsnr. fra Produktregisteret	P 34506

15.2. Vurdering av kjemikaliesikkerhet

Vurdering av kjemikaliesikkerhet er gjennomført	Nei
Kjemikalie sikkerhetsvurdering	En kjemisk sikkerhetsvurdering har ikke blitt utført.

AVSNITT 16: ANDRE OPPLYSNINGER

Faresymbol



Irriterende

R-setninger	R38 Irriterer huden R41 Fare for alvorlig øyeskade.
S-setninger	S26 Får man stoffet i øynene; skylk straks grundig med store mengder vann og kontakt lege. S37/39 Bruk egnede vernehansker og vernebriller/ansiktsskjerm.
Leverandørens anmerkninger	A Clean Partner International AS er sertifisert i henhold til ISO 9001:2000 og miljøsertifisert i henhold til ISO 14001:2004. Forordning (EF) nr. 648/2004, om vaske- og rengjøringsmidler: Ikke-ioniske overflateaktive stoffer < 5% Kationiske overflateaktive stoffer < 5% Polykarboksylater < 5% Parfyme
Klassifisering i henhold til CLP (EC) No 1272/2008 [CLP/GHS]	Skin Irrit. 2; H315; Eye Dam. 1; H318;
Liste over relevante R-setninger (i avsnitt 2 og 3).	R37 Irriterer luftveiene R34 Etsende. R41 Fare for alvorlig øyeskade. R22 Farlig ved svelging. R38 Irriterer huden
Liste over relevante H-setninger (i avsnitt 2 og 3).	H318 Gir alvorlig øyeskade. H314 Gir alvorlige etseskader på hud og øyne. H315 Irriterer huden. H290 Kan være etsende for metaller. H302 Farlig ved svelging. H335 Kan forårsake irritasjon av luftveiene.
Versjon	4
Ansvarlig for Sikkerhetsdatablad	Remitek AS
Utarbeidet av	A Clean Partner International AS Box 623, S-441 17 Alingsås, Sweden info@acleanpartner.se www.acleanpartner.se Telefon: +46(0)32279400 Fax: +46(0)322636622



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway