



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2020 30 stp**

Fakultet for realfag og teknologi (REALTEK)

## **Oppfylling og tilbakeholdelse av partikler i gatesandfang**

Sediment build-up and trap efficiency of particles in  
gully pots

**Aleksander R. Zukowski og Erlend Sør-Reime**

Vann- og miljøteknikk

## Forord

Denne masteroppgaven er skrevet av Aleksander Robert Zukowski og Erlend Sør-Reime.

Gradsoppgaven er det avsluttende arbeidet for vårt masterprogram i vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Oppgaven er skrevet i samarbeid med Asker kommune etter endt sommerjobb på kommunalteknisk avdeling. Aleksander har jobbet for kommunen tre somre og var medvirkende årsak til at Erlend jobbet der sommeren 2019. Asker kommunes ulike oppgaveforslag til NMBU ble gjennomgått og diskutert med flere ansatte på VA-avdelingen og tematikken ved sandfang fanget våre begges interesser.

Det kan trygt sies at gatesandfangens rolle i VA-teknikken har blitt undervurdert i en tid hvor overvannets fokus i størst grad har dreid seg om kvantitet og *ikke* kvalitet. Dette vises utmerket godt av utallige overfylte sandfang og mangelfulle rutiner jevnt over hele landet.

Potensialet ved den relativt enkelt oppnåelige renseseffekten ved overvåkning og tømming på riktig tidspunkt trignet oss. Vi ønsket å utforske hvordan og hvor mye sandfang fylles opp, og ikke minst se hvilke miljøgifter som fantes i overvannet og massene.

Oppgavens hovedveileder fra NMBU har vært Oddvar G. Lindholm, og biveileder fra Asker kommune Carla Kimmels de Jong. Vi ønsker å takke veilederne for god hjelp og sterk faglig input. Vi vil også takke de andre ansatte vi har hatt kontakt med på kommunalteknisk avdeling i Asker, for opplæring og tilrettelegging for arbeidet med oppgaven fra oppstarten i september til vi nå leverer juni 2020.

Til slutt vil vi rette en stor takk til våre foreldre og ikke minst våre samboere for deres tålmodighet og støtte gjennom studieløpet og arbeidet med oppgaven.

Aleksander og Erlend

Drammen/Oslo

01.06.2020

## Sammendrag

Denne oppgaven er skrevet i samarbeid med kommunalteknisk avdeling i Asker kommune. Oppgaven er en del av kommunens pågående arbeid med å utvide kunnskapen rundt forvaltning og drift av sandfang, der fokus ligger ved oppfylling, renseeffekt ved tilbakeholdelse av partikler og tidspunkt for tømning. Seks sandfang med ulike nedbørsfeltparametere har blitt studert siden oktober 2019. Ved feltarbeidet har vi tatt vannprøver av sandfangsvannet, sedimentprøver av sandfangsmassene og nivåmålinger sandfangets oppfyllingsgrad. Eurofins Environment Testing Norway AS har analysert prøvene. Prøveresultatene er klassifisert etter Miljødirektoratets veileder for grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota 2016, og sammenlignet med resultater fra lignende forsøk og relevante undersøkelser.

Vi har bygget en modell i Python som har blitt brukt til å modellere oppfylling på bakgrunn av nedbørsdata og partikkeltransport, som så er sammenlignet mot målt oppfylling. Sandfangenes renseeffekt i form av tilbakeholdelseeffekt av partikler er beregnet ut fra hydrauliske belastning. Sandfanget ved Meierisvingen var det eneste sandfanget med diameter 650 mm. Her var også den teoretiske tilbakeholdelsen av partikler lavest, med 65 %. Sandfangene med diameter 1000 mm hadde en tilbakeholdelse fra 80 % og oppover med unntak av sandfanget Vogellund.

Resultatene viste lav oppfylling for sandfangene over den syv måneder lange overvåkingsperioden, også tatt i betraktning at noen av sandfangene ikke er tømt siden 2017-18. Størst observert endring i oppfyllingsgrad var 18 % og den laveste var 2 %. Dette viste at de fleste sandfangene ikke behøver årlig tømning. Årlig tømning kan opprettholdes for sandfang med nedbørsfelt med bratt helning som også inneholder grus og andre masser, samt ved sandfang med liten lagringskapasitet som ved kumdiameter 650 mm, og der strøing utgjør en større del av sandfangsmassene.

Sandfangene som er plassert i vegeterte grøfter og felt med gode infiltrasjonsevner som har lav årlig oppfylling kan tømmes ved lengre intervall mellom hver gang, som 3-5 år.

Uforutsette hendelser som ekstremregn med mye overvann kan føre til at sandfangene fylles raskere opp. Dersom sandfangets nedbørsfelt består av grusplasser og lignende kan massetransporten ved slike ekstreme tilfeller være høy på kort tid. En overvåkning over fyllingsgraden etter slike hendelser og der det er fare for gjentagelse bør en hyppigere tømmefrekvens vurderes. Det samme dersom det er blitt utført, eller skal utføres omfattende gravearbeider i nedbørsfeltet som ved nedbør kan føre til høy massetransport og rask oppfylling.

Resultatene av laboratorieanalysene viste høye konsentrasjoner av tungmetallene kobber, krom og sink. Det ble ikke påvist forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i de fleste sandfangsmassene, med noen unntak.

Det ble kun påvist noen forhøyede konsentrasjoner av enkelte PAH i sandfangsmassene, men summen av innholdet i sandfangsvannet og massene viste noe forhøyede verdier ved ett av sandfangene. Det ble vanskelig å konkludere innholdet av PCB da deteksjonsnivået ved laboratorieanalysene hos Eurofins var for høye.

Resultatene fra modelleringsforsøket viste at sandfangene har raskest oppfylling i sommerhalvåret der perioder med tidvis intensiv nedbør står for mye av massetransporten. Tørrværs-modellen trenger bedre input data fra parameterne feiing, strøing og hvordan partikulære masser akkumuleres i nedbørsfelt, og nedbørsmodellen kunne hatt høyoppløselig nedbørsdata lik nedbørsfeltenes konsentrasjonstid for høyere presisjon av modellerte resultater.

## Emneord

**Sandfang, overvann, avrenning, partikler, sediment, forurensning, renseeffekt, tilbakeholdelse, modellering**

## Abstract

This Thesis are written in a collaboration with the municipal technical department in Asker. The task is a part of the municipality's ongoing work to expand the knowledge about management and operation of gully pots, where the focus is sand filling rates, trap efficiency and when to remove and emptying the Gully pot mass. Six gully pots with different precipitation field parameters have been studied since October 2019. In the field work we have been taken samples of water and the sedimented masses and level measurements of the ongoing build-up of sediments known as the gully pots filling rate. Eurofins Environment Testing Norway AS has analysed the samples and provided us the results.

The results of samples were classified according to the Norwegian Environmental Directorate's guidelines for value limits for classification of Water, Sediment and Biota 2016, and been compared with results from similar experiments and related studies.

We have built a model in the program Python that has been used to model filling rates for each gully pot based on the precipitation data and particle transport. The model results have been compared to measured sediment build-up. The trap efficiency of the gully pots in form of retention of particle-bound contaminants is calculated based on the hydraulic load. The gully pot at Meierisingen was the only one with 650 mm diameter. Theoretical trap efficiency of this gully pot was modelled to 65 % which was lower compared with gully pots with 1000 mm. The modelled theoretical trap efficiency for these started from 80 % and upwards, with an exception of the one placed at Vogellund.

The results showed low sediment build-up for most of the gully pots over this seven-month monitoring period, with in mind that some of them were last emptied in 2017-18. The largest observed change in build-up was 18 % and the lowest 2 %.

This shows that 1-year emptying frequency for most of gully pots isn't necessary. An yearly frequency should be saved for those that are placed in ditches with high accumulation of loose masses with high slope, and for those with low storage capacity and diameter less than 1000 mm, and where gritting from the road during winter period is a larger part of the trapped masses. Gully pots placed in ditches with vegetation and good infiltration capacity showed a slower sediment build-up and it looks like emptying frequency lesser than 3-5 years isn't necessary. Unpredicted events as extreme rainfall with high intensity can accelerate the sediment build-up. The storage capacity for gully pots with catchment areas with gravel and loose mases should be controlled after such extreme events,

and a yearly emptying frequency should be considered. Also, if there is done or planned any larger digging works that might cause larger mass transport and quick build-up during rainfalls.

The results of the laboratory analyses showed high concentrations of heavy metals such as copper, chrome, and zinc. No elevated concentrations of heavy metals were detected for most of the sedimented masses in gully pots, with only a few exceptions. It is difficult to conclude the content of PCBs since the detection level of the laboratory equipment at Eurofins was too high.

The results from the modelling part showed that Gully Pots fill up faster in the summer months during periods with intense rainfall which accounts for most of the mass transport. The dry-weather model needs better input data for the street-sweeping, scattering parameters and how particulate masses accumulate on the catchment areas. If precipitation data had a resolution equal to the concentration time of catchment area, our wet-weather modelling results could be in a higher precision.

#### Keywords

**Gully pot, stormwater, runoff, particle, sediment, pollution, trap efficiency, modeling**

# Innhold

<b>Forord</b> .....	
<b>Sammendrag</b> .....	<b>i</b>
Emneord .....	ii
<b>Abstract</b> .....	<b>iii</b>
Keywords .....	iv
<b>Innhold</b> .....	<b>v</b>
<b>Figurer</b> .....	<b>viii</b>
<b>Tabeller</b> .....	<b>x</b>
<b>Forkortelser</b> .....	<b>xii</b>
<b>Formål</b> .....	<b>1</b>
<b>Innledning</b> .....	<b>2</b>
Sandfangsundersøkelse Oslo og Akershus .....	3
Dagens tømmerutiner i Asker kommune .....	5
Manglende tømning.....	6
Partikkeltransport ved avrenning.....	7
Hva fyller sandfangene.....	10
Omfang .....	11
<b>Teori</b> .....	<b>12</b>
Akkumulering av partikler på tette flater.....	13
Overflatetransport av sedimenter .....	16
Prosesser i sandfang ved tørrvær.....	19
Kjemisk oksygenforbruk ved tørrvær .....	19
Løst oksygen .....	21
Ammonium.....	23
Kjemiske parametere ved nedbør .....	24
Fangsteffektivitet .....	25
Erosjon.....	28
Bestemmelse av nedbørsfelt.....	30
Nedbørsdata.....	32
Konsentrasjonstid $t_c$ .....	33
Klassifisering av slamm og vann .....	35

Konsekvenser av forurensning for organismer i vann.....	37
Kornfordeling.....	38
Graderingstallet.....	39
<b>Metode .....</b>	<b>40</b>
Feltarbeid .....	40
Vannprøver.....	41
Sedimentprøver.....	43
Nivåmåling av fyllingsgrad.....	44
Nedbørsfelt.....	45
Områdebeskrivelse.....	46
Meierisvingen .....	46
Otto Blehrs vei.....	48
Undelstadveien.....	50
Brendsvollengene.....	53
Drammensveien v/Kunnskapssenteret – SSV .....	55
Vogellund.....	57
<b>Resultater .....</b>	<b>59</b>
Meierisvingen.....	59
Otto Blehrs vei.....	63
Undelstad .....	66
Brendsvollengene.....	69
Drammensveien .....	72
Vogellund.....	75
<b>Diskusjon .....</b>	<b>78</b>
Usikkerhet og mulige feilkilder.....	83
<b>Konklusjon .....</b>	<b>84</b>
<b>Anbefalinger til videre arbeid .....</b>	<b>86</b>
<b>Vedlegg A: Koder i Python som ble brukt for beregning av <math>t_c</math>.....</b>	<b>I</b>
<b>Vedlegg B: Koder i Python for simulering av oppfyllingsgrad i sandfang .....</b>	<b>IV</b>
<b>Vedlegg C: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Meierisvingen.....</b>	<b>XII</b>
<b>Vedlegg D: Laboratorieresultater fra sandfang på Otto Blehrs vei .....</b>	<b>XV</b>
<b>Vedlegg E: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Undelstadveien.....</b>	<b>XVIII</b>
<b>Vedlegg F: Laboratorieresultater fra sandfang ved Brendsvollengene .....</b>	<b>XXI</b>



<b>Vedlegg G: Laboratorieresultater fra sandfang ved Drammensveien .....</b>	<b>XXIV</b>
<b>Vedlegg H: Laboratorieresultater fra sandfang ved Vogellund.....</b>	<b>XXVII</b>

## Figurer

Figur 1 Sammenheng mellom fyllingsgrad, og vannføring.....	2
Figur 2 Oppfyllingsprosessen av sandfang. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski .....	6
Figur 3 Illustrasjon av partikkelkretsløp. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski .....	7
Figur 4 Typisk utforming av sandfang i Norge. Figuren hentet fra (Lindholm, 2015) .....	9
Figur 5 Visualisering av nedbørsmodulen .....	12
Figur 6 Visualisering av tørrværsmodulen.....	12
Figur 7 Visualisering av sedimentoppbyggingsfunksjonen på overflate. Figuren hentet fra (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997).....	13
Figur 8 Sammenligning av den foreslåtte funksjonen, og observerte verdier. (Sartor, Boyd and Agardy, 1974).....	13
Figur 9 Gjennomsnittsverdier og standardfeil for sediment oppbygningsrater for ulike fraksjoner. Hentet fra (Morgan et al., 2017). .....	15
Figur 10 Variasjon i COD i tid. Hentet fra (Memon and Butler, 2002). .....	19
Figur 11 DO-nivået i forsøket som ble utført av (Memon and Butler, 2002).....	21
Figur 12 Effekt av temperatur på ammoniumkonsentrasjon. (Memon and Butler, 2002) .....	23
Figur 13 Sammenheng mellom fyllingsgrad og fangsteffektivitet. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).....	26
Figur 14 Sandfanget og dets spesifikasjoner som ble brukt i forsøket.(Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).....	27
Figur 15 Konsentrasjon av eroderte masser i utløpet. Figuren ble hentet fra (Butler and Karunaratne, 1995).....	28
Figur 16 Illustrering hvordan «Fill»-funksjonen fungerer i ArcGIS. Hentet fra brukermanualen til ArcGIS .....	30
Figur 17 Visualisering av hva «Flow Direction»- funksjonen gjør. Hentet fra ArcGIS-brukermanual ...	30
Figur 18 Illustrering av «Flow accumulaiton»-funksjonen. Hentet fra ArcGIS-manual.....	31
Figur 19 Eksempel på generert nedbørsfelt i ArcMap med røde stjerner som feltutløp/sluk.....	31
Figur 20 Utklipp av nedbørsdata .....	32
Figur 21 Endimensjonal tilnærming av overflate-strømning prosess. Hentet fra (Chin, 2013) .....	33
Figur 22 Kornfordeling av masser som ble samlet på vegoverflate. (Bolognesi et al., 2008) (figuren til høyre – enheten på den horisontale akse er trolig $\mu\text{m}$ ) .....	38
Figur 23 Geografisk beliggenhet fra Asker sentrum og vest .....	40
Figur 24 Geografisk beliggenhet fra Asker øst .....	40
Figur 25 Prøvestang m/ flaske til vannprøver .....	41
Figur 26 Variasjon av turbiditet ved vannprøver 04.03.2020 .....	42
Figur 27 Prøvestang m/ øse til sandfangsmassene .....	43
Figur 28 Fra venstre: nærbilde av målestav (Bilde er hentet fra Wurth's produktblad), nedmål med målestav .....	44
Figur 29 Illustrert ujevn oppfylling av sandfang med høyest sedimenterte masser under innløpet. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski .....	45
Figur 30 Estimert nedbørsfelt til sandfanget i Meierisvingen .....	46
Figur 31 Meierisvingen m/ rennestein fra ulike vinkler hhv 10.10.19 og 04.03.2020 .....	47
Figur 32 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Otto Blehrs vei .....	48
Figur 33 Bildet av sluken til sandfanget på Otto Blehrs vei.....	49
Figur 34 Otto Blehrs vei fra 04.03.20 og 11.05.20.....	49
Figur 35 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Undelstadveien.....	50
Figur 36 Hovedsluk i grøft v/ Undelstadveien hhv 10.10.2019, 22.01.2020 og 11.05.2020 .....	51

Figur 37 Nedbørsfelt over bisluk v/ Undelstadveien fra midt av nedbørsfelt 04.03.2020 og tømning ved Asker Drift 11.10.2017.....	52
Figur 38 Estimert nedbørsfelt til sandfang v/ Brendsvollengene.....	53
Figur 39 Hovedsluk v/ Brendsvollengene fra 10.10.2019, 06.12.19 og 11.05.2020 .....	54
Figur 40 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Drammensveien.....	55
Figur 41 Drammensveien 11.10.2019, 04.03.2020 og 11.05.2020 .....	56
Figur 42 Estimert nedbørsfelt til sandfang ved Vogellund .....	57
Figur 43 Hovedsluk i grøft v/ Vogellund 10.10.2019, 06.12.2019, 22.01.2020 og 11.05.2020.....	58
Figur 44 Vogellund bisluk m/ grøft og smeltevann på vei. 04.03.2020    Figur 45 Tømning 30.08.2017 Asker Drift.....	58
Figur 46 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang ved Meierisvingen .....	59
Figur 47 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med registrerte verdier.....	61
Figur 48 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Otto Blehrs vei .....	63
Figur 49 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Otto Blehrs vei	65
Figur 50 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Undelstad.....	66
Figur 51 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Undelstad.....	68
Figur 52 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang i Brendsvollengene .....	69
Figur 53 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Brendsvollengene .....	71
Figur 54 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang ved Drammensveien.....	72
Figur 55 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Drammensveien .....	74
Figur 56 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Vogellund.....	75
Figur 57 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Vogellund.....	77
Figur 58 Kornfordeling av massene i sandfang som var forskningsobjekter og massene i sandfang og som fantes på vei i NIBIO's rapport.....	78
Figur 59 Gjennomsnittet av alle målingene sammenliknet med verdiene fra NIBIO og (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977) .....	78
Figur 60 Et resultat fra kalibreringsforsøk som viser at det sleppes mer COD ut fra massene til vannet enn det blir redusert i sandfanget.....	80
Figur 61 Endring i fyllingsgrad ved nedbørshendelse på 10mm/h (10min varighet) ut fra simuleringen som ble kjørt for sandfanget ved Drammensveien .....	80
Figur 62 Sammenligning av tilbakeholdelsen til sandfangene med en diameter på 650mm og 1000 mm ved en vannføring på 25l/s .....	81
Figur 63 Sandfanget på Drammensvei. Bilde etter utgravingsarbeid .....	82

## Tabeller

Tabell 1 Svar på Fylkesmannens sandfangsundersøkelse høsten 2014.....	3
Tabell 2 Forurensningskarakteristikk. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).....	8
Tabell 3 Fordeling av ulike parametere/stoffer i ulike fraksjoner. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).....	8
Tabell 4 Tilbakeholdelse i sandfang for ulike partikkelstørrelser ved en vannføring på 25l/s. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).....	10
Tabell 5 Empiriske koeffisienter (a, b), og standardfeil (SE). Hentet fra (Morgan et al., 2017) .....	14
Tabell 6 Typiske verdier for manningstall, n. Hentet fra (Pazwash, 2011).....	17
Tabell 7 Konstantene for beregning av COD i sandfangsvann. ....	20
Tabell 8 Konstanter for løst oksygen-modell .....	22
Tabell 9 Konstantene brukt for modellering av ammoniumkonsentrasjon. (Memon and Butler, 2002) .....	23
Tabell 10 Manningstall for overflatestrømning (Chin, 2013) .....	34
Tabell 11 Verdier for $C_r$ i Izzards likning .....	35
Tabell 12 Klassifiseringssystem for vann og sediment. (Miljødirektoratet, 2016) .....	36
Tabell 13 Estimerte verdier som er vist i Figur 22 i en tabell. ....	38
Tabell 14 Karakteristika v/ Meierisvingen .....	46
Tabell 15 Karakteristika v/ Otto Blehrs vei.....	48
Tabell 16 Karakteristika v/ Undelstadveien.....	51
Tabell 17 Karakteristika v/ Brendsvollengene .....	53
Tabell 18 Karakteristika v/ Drammensveien .....	56
Tabell 19 Karakteristika v/ Vogellund.....	57
Tabell 20 Feltparametere for nedbørsfeltet ved Meierisvingen .....	60
Tabell 21 Registrerte nedmål for sandfanget ved Meierisvingen .....	60
Tabell 22 Tilbakeholdelse av partikler i sandfanget ved Meierisvingen ved høyest modellert vannføring. ....	61
Tabell 23 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Meierisvingen.	61
Tabell 24 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang ved Meierisvingen.....	62
Tabell 25 Målt sedimenthøyde for sandfang på Otto Blehrs vei .....	64
Tabell 26 Feltparametere for nedbørsfeltet på Otto Blehrs vei.....	64
Tabell 27 Tilbakeholdelse av partikler med ulik størrelse ved høyset modelert vannføring i sandfanget på Otto Blehrs vei.....	65
Tabell 28 Feltparametere som ble brukt for modelering av fyllingsgraden i sandfanget på Otto Blehrs vei .....	65
Tabell 29 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Otto Blehrs vei .....	65
Tabell 30 Målte sedimenthøyder for sandfanget på Undelstad .....	67
Tabell 31 Feltparametere for nedbørsfeltet på Undelstad .....	67
Tabell 32 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Undelstad ved størst modellert vannføring. ....	67
Tabell 33 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Undelstad. ....	68
Tabell 34 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Undelstad.....	68
Tabell 35 Målte verdier for sandfanget på Brendsvollengene .....	70
Tabell 36 Feltparametere for nedbørsfeltet på Brendsvollengene.....	70
Tabell 37 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Brendsvollengene ved størst modelert vannføring .....	70

Tabell 38 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Brendsvollengene.....	71
Tabell 39 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Brendsvollengene .....	71
Tabell 40 Målte verdier for sandfanget ved Drammensveien .....	73
Tabell 41 Feltparametere for nedbørsfeltet på Drammensvei .....	73
Tabell 42 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Drammensveien ved størst antatt vannføring .....	74
Tabell 43 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Drammensveien. ....	74
Tabell 44 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Drammensvei .....	74
Tabell 45 Målte verdier for sandfanget på Vogellund.....	76
Tabell 46 Feltparametere for nedbørsfeltet på Vogellund .....	76
Tabell 47 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Vogellund ved størst modelert vannføring .....	77
Tabell 48 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Vogellund.....	77
Tabell 49 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfanger på Vogellund.....	77
Tabell 50 Graderingstall $d_{60}/d_{10}$ .....	79
Tabell 51 Graderingstall $d_{75}/d_{25}$ .....	79

## Forkortelser

<b>COD</b>	Kjemisk oksygenforbruk (av eng. Chemichal Oxygen Demand)
<b>DO</b>	Løst oksygen (av eng. Dissolved Oxygen)
<b>FMOA</b>	Fylkesmannen i Oslo og Akershus
<b>NIBIO</b>	Norges institutt for bioøkonomi
<b>PAH</b>	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
<b>PPP</b>	Polypropylen
<b>PVC</b>	Polyvinylklorid
<b>SSV</b>	Statens vegvesen
<b>ÅDT</b>	Årsdøgntrafikk

## Formål

Formålet med denne oppgaven er å utvide kunnskapen og grunnlaget for utarbeidelsen av en best mulig miljøtilpasset tømme frekvens av sandfang, basert på sandfangenes oppfylling og tilbakeholdelse av partikler. En del av arbeidet er et feltarbeid der vi studerer hvordan seks ulike sandfang fylles opp over tid. Prøver av sandfangsvannet og -massene skal tas over flere omganger og analyseres for å undersøke hvilke miljøgifter som tilknyttet de partikulære massene og hva som opptrer på løst form i vannet som forlater sandfanget. Vi ønsker å sammenligne resultatene med lignende forskning og relevante undersøkelser på temaet.

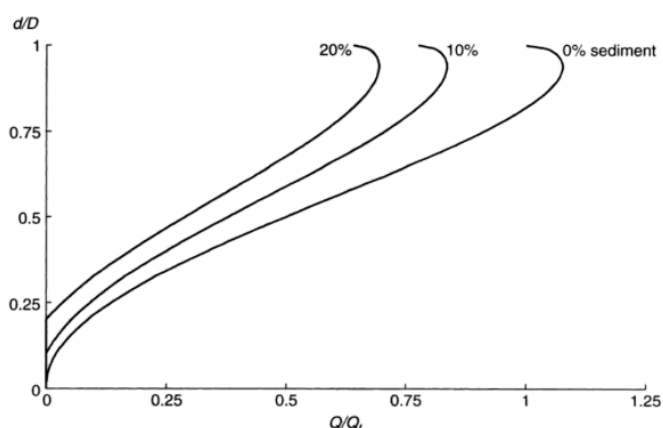
Vi vil også analysere kornfordelingen til massene for å kunne se hvilke fraksjoner som produseres i de ulike nedbørsfeltene og deretter holdes tilbake. Beregning av teoretisk renseeffekt hos sandfangene ved tilbakeholdelse av partikkelbundet forurensning av ulike fraksjoner blir gjort mot sandfangenes hydrauliske belastning.

Arbeidet er tenkt som et bidrag til økt kunnskap for arbeidet som i løpet av de seneste årene har blitt iverksatt for å etablere best mulige tømmerutiner for Asker kommunes sandfang, med et mål om å redusere forurensning fra vei- og overflateavrenning til vassdragsresipientene og til slutt Indre Oslofjord.

## Innledning

Norske gatesandfang (heretter omtalt som sandfang) blir primært brukt til å holde tilbake sedimenterbart materiale fra ledningsnett - slik at det ikke transporteres inn på overvannsledninger eller avløpsledninger ved fellessystem og skaper problemer. Tilførte masser som havner i ledninger og rør kan sedimentere og avleires slik at det ikke lar seg fjerne, selv med dimensjonerte selvrensingsforhold. Dette fører til redusert tverrsnitt og økt ruhet som gjør at kapasiteten i systemet reduseres. Reduksjon i kapasitet kan medføre skader ved oppstuvning og oversvømmelser. Slitasje fra partikkeltransport kan medføre nedslitning av ledninger, rør og på pumper på pumpestasjoner tilknyttet ledningsnett. Forholdet mellom vannføring, rørfyllingsgrad og andel sediment er illustrert i Figur 1.

De siste årene har det blitt satt et økt søkelys på miljøeffekten ved fjerning av partikulær bundet forurensning ved tømningen og fjerning av sandfangsmasser. Etablering av strukturerte tømmerutiner har blitt påbegynt flere steder og for de fleste steder i utviklingsfasen. Gode rutiner for når sandfang må tømmes er erfaringsbasert og dagens tømmerutiner vil med registreringer fremover i tid kunne gi et veldokumentert grunnlag. Tilstrekkelig datagrunnlag er essensielt ved utarbeidelsen av optimaliserte tømmeffrekvenser basert på sandfangenes oppfyllingsgrad.



Figur 1 Sammenheng mellom fyllingsgrad, og vannføring

I NIVA rapport fra 2013 om miljøtilførsler til Indre Oslofjord ble det dokumentert at avrenning fra tette flater er en av hovedkildene til forurensning, og dermed kan være et betydelig miljøproblem (Lindholm, 2013) for vassdrag og fjord. Avrenning fra vei ble vurdert til den største kilden for tilførsel av partikler, metaller, miljøgifter, mikroplast og veisalt til nære fjordområder (Berge *et al.*, 2013; Lindholm, 2013).



Asfalt- og dekkslitasje som antas å være hovedkilde til oljeforbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (heretter PAH) og mikroplast ((Napier, D'Arcy and Jefferies, 2008). Bilslitasje med hovedsakelig nedslitning av bremseklosser, skiver og andre slidedeler gir partikkelproduksjon som bremsestøv av tungmetaller som er en svært viktig parameter i forurensningsregnskapet fra veiavrenning (Amundsen and Roseth, 2004).

### Sandfangsundersøkelse Oslo og Akershus

Som forurensningsmyndighet for forurenset overvann foretok miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Oslo og Akershus (heretter FMOA) høsten 2014 en spørreundersøkelse om kommunenes praksis og dokumentasjon rundt drift og forvaltning av sandfang. Her ble kommunenes arbeider med tømning og rutiner for sandfang fra kommunale veier og gater utspurt. Kommunene er som eier av kommunale veier ansvarlig for tømningen. Undersøkelsen avdekket at det ikke var etablert tilfredsstillende rutiner og dokumentasjon av utført arbeide var mangelfull hos de fleste av kommunene. Kun én (Bærum kommune) av 16 kommuner kunne vise til tilfredsstillende rutiner og dokumentert tømning.

Resultatene viste at 7 av 16 deltakende kommuner hadde skriftlige rutiner for tømning hvorav 4 av disse svarte at rutineene fungerte godt. Resultatene av denne undersøkelsen er presentert i Tabell 1 der kommunene er anonymisert.

Tabell 1 Svar på Fylkesmannens sandfangsundersøkelse høsten 2014

Kommune	Antall sandfang før overvannsledning	Antall sandfang av disse som tømmes årlig	Foreligger det skriftlige rutiner for tømning	Hvis ja-fungerer disse godt eller dårlig
Kommune 1	219	ca. 50	Nei	
Kommune 2	ca. 2500	ca. 100	Nei	
Kommune 3	65?	65	Nei	
Kommune 4	284	40	ja	godt
Kommune 5	827	ca. 25	Ja	dårlig
Kommune 6	1605*	ca. 200	Ja	godt
Kommune 7	1297	ca. 100	nei	
Kommune 8	327	ca. 10	ja	dårlig
Kommune 9	ca. 1800	25	nei	
Kommune 10	ca. 3000*	Ca. 50-100	nei	
Kommune 11**	3400	2150	ja	godt
Kommune 12	300	100	ja	godt
Kommune 13	600	200	nei	
Kommune 14	445	Etter behov	nei	
Kommune 15	2830	5-10	nei	
Kommune 16	25.000-26.000	Ca. 1500	ja	-

\*Ledningskartverket er ufullstendig om sluk er tilknyttet overvannsledning eller fellesledning.

\*\*Undersøkelsen viser at kun Bærum kommune har en tilfredsstillende tømning av sandfang.

I brev til kommunene legger FMOA frem resultatet av undersøkelsen, og ber kommunene ta tak i problemstillingen og iverksette nødvendige tiltak (Miljøvernavdelingen, 2015). FMOA anbefaler i det samme brevet en årlig tømning av sandfang med utslipp til sårbar resipient, og at tømningen bør kombineres med gatefeiling, siden dette har vist seg til å være et kostnadseffektivt tiltak. I tillegg anbefales det at sandfang i spesielt utsatte områder bør vurderes med en oppgradering av renseløsning med etablering av ytterligere filterløsninger for økt effekt.

Juni 2016 påla FMOA kommunene å registrere samtlige sandfang fra kommunale veier i en nettdatabase og sørge for at de tømmes innen en tidsramme på 2 år, med frist til juni 2018 (Miljøvernavdelingen, 2016).

## Dagens tømmerutiner i Asker kommune

Etter Fylkesmannens pålegg gjennomførte Asker kommune to runder med strukturert tømning. Ved den første organiserte tømningen i 2016/17 hadde ikke sandfangene blitt tømt på flere år. Denne tømningen og daværende oppfyllingsgrad la grunnlaget for når sandfangene skulle tømmes på ny. Et av målene ved tømmerundene var at alle tømte sandfang skulle få registrert en karakter fra 1-5. Karakteren er basert på hvor mange år til neste tømning, altså tømmefrekvensen til sandfanget, basert på oppfylling.

Status våren 2020 er at ikke alle sandfang i gamle Asker kommune har blitt tømt. Kommunen er nå sammenslått med Røyken og Hurum som gjør at omfanget øker.. Det påbegynte arbeidet i gamle Asker kommune legger grunnlaget for utarbeidelsen av en fremtidig god tømmestrategi.

Tømmearbeidets fortsettelse er planlagt for 2020 med et foreløpig utvalg på rundt 600 sandfang.

Asker Drift har stått for gjennomføringen av tømninger på bestillinger fra VA Plan-avdelingen.

Bestillingene er gjort i programvaren Gemini VA og etter tømning blir arbeidet fortløpende registret og kvittert i Gemini Portal. Sandfangene er registret som VA-objekter i Gemini og de fleste har bilder og korrekte registreringer av tekniske spesifikasjoner. Datagrunnlaget er godt, men feilregistreringer og mangler er ikke uvanlig.

Under tømningen får enkelte sandfang også kommentarer om fyllingsgraden og/eventuelt andre forhold i og ved kummen. Karakteren for tømmefrekvensen har så langt blitt satt ved en skjønnsmessig vurdering.

Sandfangstømningen foregår ved at slamsuging/spylebil suger opp sandfangsvannet og deretter de sedimenterte sandfangsmassene. Massene lagres på tank mens sandfangskummen spyles ren og deretter får tilbakeført sandfangsvannet. Den fjernede sandfangsmassen fraktes til deponering på godkjent avfallsanlegg.

Samtlige registrerte sandfang og tilhørende registreringer/kommentarer for Asker kommune pr. dags dato er samlet i et datasett i Excel av veileder Carla.

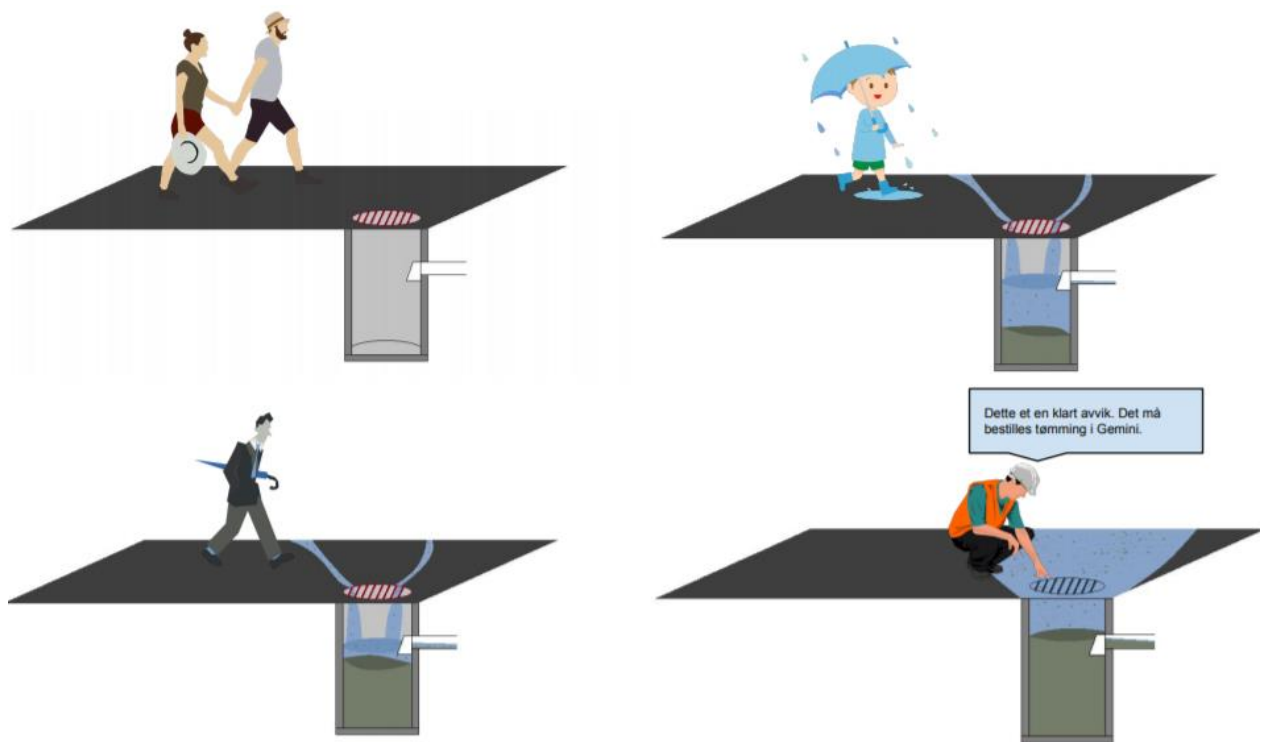
## Manglende tømning

Manglende tømning fører på sikt til at hele volumet under sandfangenes utløp fylles opp. Ved høy oppfyllingsgrad til en utspyling av akkumulerte miljøgifter. Utspylingen forekommer når det ikke er en tilstrekkelig vannpute over det sedimenterte materialet som kan dempe den innkommende vannstrømmen. Dette blir en unødig kraftig forurensningseffekt av tungmetaller og PAH fra veier og andre tette flater som når resipienter via overvannsledninger.

Er vannføring inn i sandfanget høy nok vil det kunne skape turbulente forhold slik at sedimenterte partikler i de laveste fraksjonene virvles opp og transporteres ut av sandfanget som kolloidalt materiale. Denne forurensning kommer da i tillegg til andelen miljøgifter finnes i løst form.

Tømming av sandfang gir en betydelig rensing av miljøgifter fra overvann da disse fjernes som partikulært bundet (VA Miljøblad Nr. 117, 2016). Mangelfull tømning gir både unødig høye utslipp av miljøforurensninger samt slitasje og avsetninger på ledningsnett.

Elder betongrør og tynnere plastledninger er spesielt slitasjutsatt.

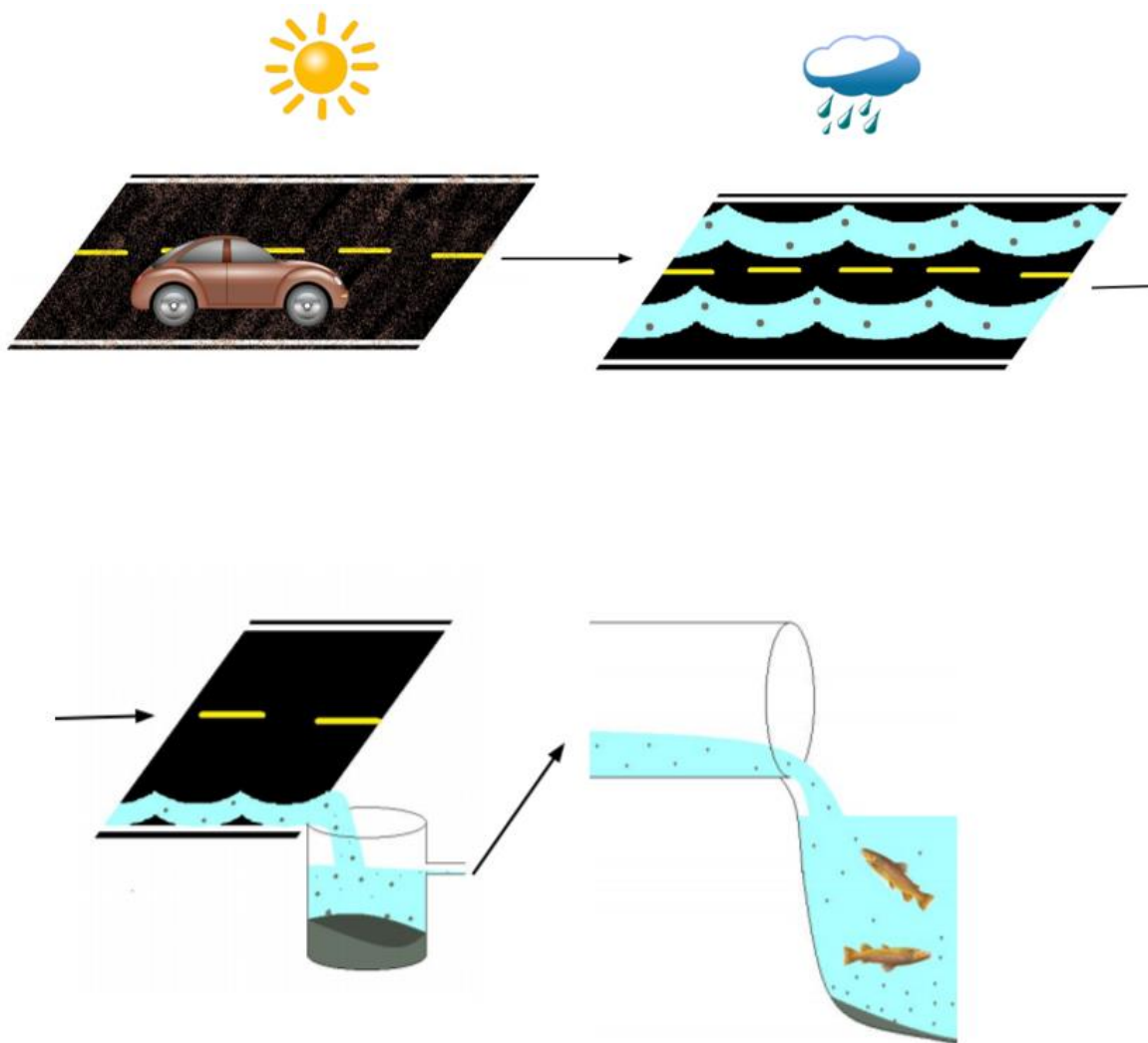


Figur 2 Oppfyllingsprosessen av sandfang. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski

## Partikkeltransport ved avrenning

Overvann som renner av veier, fortauer og andre tette flater fører med seg mengder av sand, grus og støv. Overvann fra slike flater har vist seg til å være en stor kilde av miljøgifter, med særlig partikulært bundet tungmetaller og PAH forbindelser.

Figuren under illustrerer hvordan partikkelbundet forurensning akkumuleres i veibanen og andre tette flater for så å transporteres ved avrenning under nedbør. Avrenningen ledes til sandfangsslukene hvor mesteparten av partiklene sedimenterer. Videre forlater vannet sandfanget med en andel kolloidale partikler av mindre fraksjon samt forurensning i oppløst form. Vannet ledes ut på overvannsnett, og når det når resipienten gir det utslag og konsekvenser for vannkvaliteten, bunnforholdene og biota.



Figur 3 Illustrasjon av partikkelkretsløp. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski

(Sartor and Boyd, 1972) har presentert en forurensningskarateristikk av veiavrenning med tilhørende fordeling av miljøgifter fordelt på ulike partikkelfraksjoner. Dette er vist i Tabell 2 og Tabell 3.

Tabell 2 Forurensningskarateristikk. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).

Measured constituents	Weighted mean for all samples, kg/curb km (lb/curb mi)
Total solids	395 (1,400)
Oxygen demand	
BOD <sub>5</sub>	3.8 (13.5)
COD	27 (95)
Volatile solids	28 (100)
Algal nutrients	
Phosphates	0.3 (1.1)
Nitrates	0.026 (0.094)
Kjeldahl nitrogen	0.62 (2.2)
Bacteriological	
Total coliforms, org/curb mi <sup>a</sup>	99 x 10 <sup>9</sup>
Fecal coliforms, org/curb mi	9.6 x 10 <sup>9</sup>
Heavy metals	
Zinc	0.18 (0.65)
Copper	0.06 (0.20)
Lead	0.16 (0.57)
Nickel	0.01 (0.05)
Mercury	0.02 (0.073)
Chromium	0.03 (0.11)
Pesticides	
p, p-DDD	19 (67) x 10 <sup>-6</sup>
p, p-DDT	17 (61) x 10 <sup>-6</sup>
Dieldrin	6.8 (24) x 10 <sup>-6</sup>
Polychlorinated biphenyls	310 (1,100) x 10 <sup>-6</sup>

a. The term "org" refers to the number of coliform organisms observed.

Tabell 3 Fordeling av ulike parametere/stoffer i ulike fraksjoner. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).

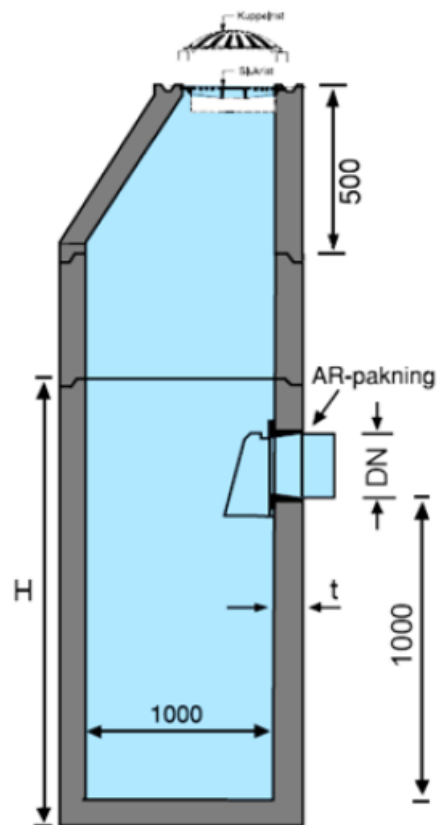
Constituent	Particle size, μ					
	>2,000	840-2,000	246-840	104-246	43-104	<43
Total solids	24.4	7.6	24.6	27.8	9.7	5.9
Volatile solids	11.0	17.4	12.0	16.1	17.9	25.6
BOD <sub>5</sub>	7.4	20.1	15.7	15.2	17.3	24.3
COD	2.4	4.5	13.0	12.4	45.0	22.7
Kjeldahl nitrogen	9.9	11.6	20.0	20.2	19.6	18.7
Nitrates	8.6	6.5	7.9	16.7	28.4	31.9
Phosphates	0	0.9	6.9	6.4	29.6	56.2
Total heavy metals	16.3	17.5	14.9	23.5	----	27.8----
Total pesticides	0	16.0	26.5	25.8	----	31.7----

Arbeidet med kartlegging og beregning av utslipp og kilder av miljøforurensning til Oslofjorden, for områdene innenfor Drøbaksterskelen startet i 2012 (Lindholm and Haraldsen, 2013). Dette arbeidet resulterte blant annet i NIVA rapporten som tidligere nevnt, der overvann fra veier vist seg å være en dominerende kilde av miljøgifter. Slikt overvann dreneres fra tette flater via ulike typer sluker og rister og ned via sandfang før vannet renner videre ut på overvannsnettet. I et forsøk med sandfang

med 1000 mm diameter og utløpsrør på 150 mm ble det konkludert av (Mosevoll and Lindholm, 1986) at:

- Ved vannføring på 10 l/s, vil nesten all sand med størrelse over 700  $\mu\text{m}$  blir avsatt som sedimentert materiale
- Ved vannføring på 30 l/s, ble andelen av sand med størrelse 200 – 700  $\mu\text{m}$  redusert til 50 – 60 %
- Når ved en fyllingsgrad på 50 – 60 % vil hovedsakelig kun sand med en kornstørrelse på over 2000  $\mu\text{m}$  stoppet, ved vannføring på 20-30 l/s

En skisse av et liknende sandfang som er vist i Figur 4. Dette er utformingen for sandfanget som oftest brukes i Norge. Den har vanligvis en diameter på en meter med DN 1000 mm kumringer, og et volum under utløpsrøret på 785 liter. Utløp under dykker som fungerer som en vannlås slik at man hindrer lukt fra overvanns- eller avløpsnett (ved fellessystem).



Figur 4 Typisk utforming av sandfang i Norge. Figuren hentet fra (Lindholm, 2015)

Bruken av sandfang på overvannledningsnett har i hovedsak vært for å hindre at sand og grus transporteres inn på ledningsnett. Sand og grus vil kunne medføre ekstra slitasje og skader samt redusert kapasitet. Ved selvrensing på avløpsledninger forutsettes det at det ikke tilføres partikler

større enn 2 mm (VA Miljøblad Nr. 117, 2016). Nyere sandfang er dimensjonert for dette og en kapasitet rundt 20-25 l/s.

Tilbakeholdelse av tungmetaller ved en vanntilførsel på 25 l/s er vist i Tabell 4. Ved å kombinere tilbakeholdelsen og verdiene i Tabell 3, får man en tilbakeholdelse av tungmetaller på ca. 50 %.

Tabell 4 Tilbakeholdelse i sandfang for ulike partikkelstørrelser ved en vannføring på 25l/s. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977).

Partikkelstørrelse (mm)	Tilbakeholdelse (%) i sandfang ved 25 l/s
< 0,1	0 %
0,1 – 0,25	50 %
0,25 – 0,84	90 %
0,84	Ca. 100 %

### Hva fyller sandfangene

Hva slags masser som fyller sandfangene avhenger av hva slags forhold nedbørfeltet har.

Nedbørsfeltens parametere som størrelse, helning og infiltrasjonsevne avgjør vannmengder og - hastighet. Infiltrasjonsevnene styres av andelen tette flater og andelene kunstige eller naturlig permeable flater som f.eks. grus og vegeterte flater. Trafikkmengden påvirker både

partikkelproduksjon og forurensning med slitasje fra kjøretøy og på veibane. Strøing og feiing gir både tilførsel og fjerning av masser. Sandfangene fylles altså opp med grus, sand og mindre partikler samt annet både unaturlig og naturlig materiale som befinner seg i nedbørsfeltet og las transportere med avrenningen.



Sandfangsmasser med høy andel grus- og strøsand  
Fra: Otto Blehrs vei



Sandfangsmasser med høyt innhold av finstoff  
Fra: Vogellund



Sandfangsmasser med høyt innhold finstoff samt organisk materiale (her blader)  
Fra: Meierisvingen



Typiske eksempler på annet materiale er organisk materiale som blader og annet kvist og kvast, eller søppel og annet avfall fra oss mennesker. Sandfangets rist avgjør hvor store legemer som kan nå kummen.

Forurensingstilførselen er et resultat av den menneskelige aktiviteten i nedbørsfeltet, men også langtransportert svevestøv som kan avsettes i feltet.

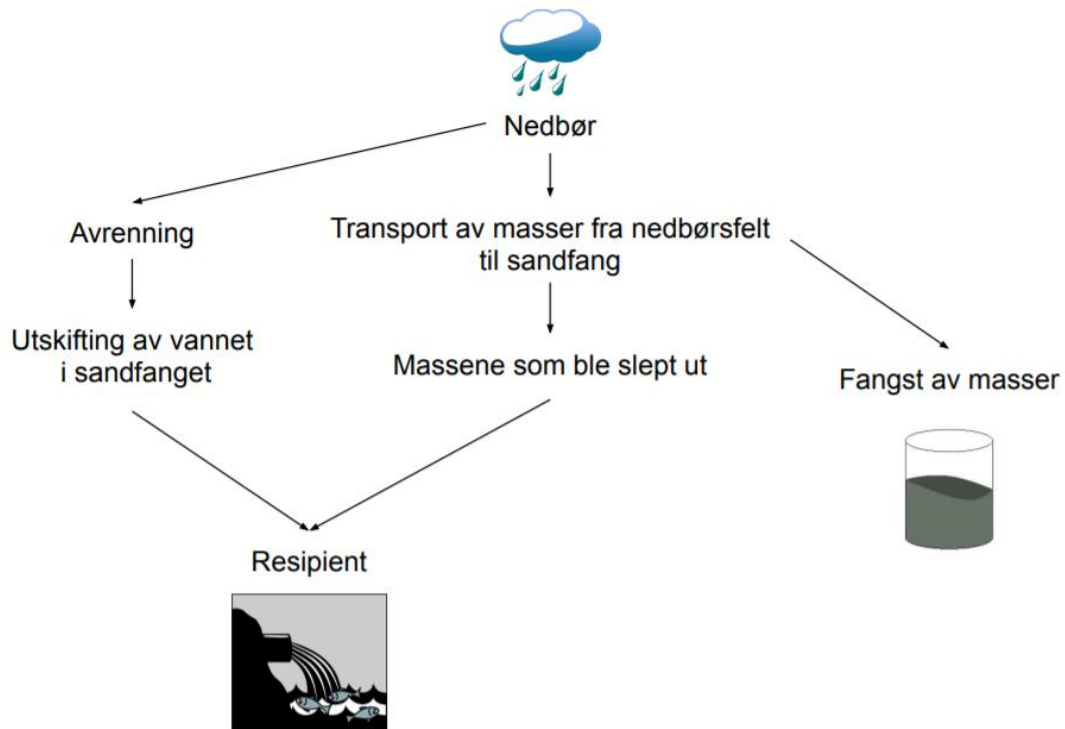
### Omfang

Det finnes et stort antall sandfang i Norge. Eierne og ansvarlig forvaltere kan være statlige, kommunale og private aktører. Det finnes om lag 200 000 gatesandfang i Norge. Antall sandfang for kommunene i FMOAs undersøkelse er rundt 45 000. Asker kommune har (før sammenslåing med Røyken og Hurum) 1400 kommunale og 600 statlige og private sandfang. Med en mulig halvering av utslipp av miljøgiftene fra sandfangene er det ingen tvil om at omfanget og effektene er store. Tømmingen av sandfang anses som et enkelt og kostnadseffektivt tiltak når innsatsen måles mot miljøeffekten. Renseeffekten i sandfangene har historisk blitt dårlig utnyttet, men er nå et aktuelt tema som for tiden fremover vil bespare miljøet for tidvis sterk forurensning.

## Teori

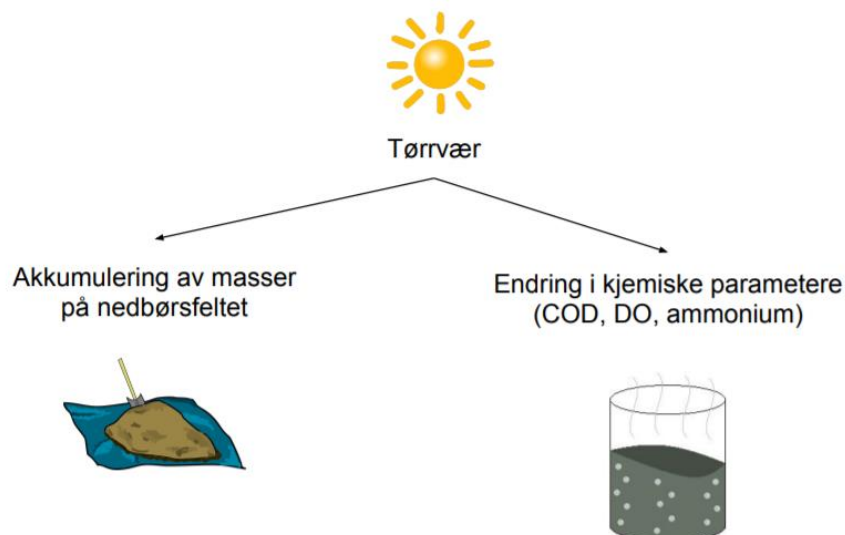
Modellen som ble brukt til å bregne fyllingsgraden består av to moduler. Den ene modulen tar for seg prosessene ved nedbørshendelser og den andre ved tørrvær.

Prosesser ved nedbør:



Figur 5 Visualisering av nedbørsmodulen

Prosesser ved tørrvær:



Figur 6 Visualisering av tørrværsmodulen

Samtlige elementer i de to modulene blir beskrevet i kommende avsnitt.

## Akkumulering av partikler på tette flater

Modellering av akkumulering av partikler på ulike overflater er lite utbredt i Norge. I andre land brukes i hverken strøsand eller piggdekk i lik grad som i her i nord. Derfor vil beregningene som presenteres nedenfor avvike noe fra det som forekommer under norske forhold. Strøsand og piggdekk øker partikkelproduksjonen. For oppbygging av sedimenterbare partikler på overflater kan et eksponentielt forhold fra (Sartor and Boyd, 1972) brukes:

$$M(T) = M_0(1 - e^{-k(t_{dry} + t')})$$

Hvor:

$M$ : Mengden sedimenter som er tilgjengelige på en overflate.

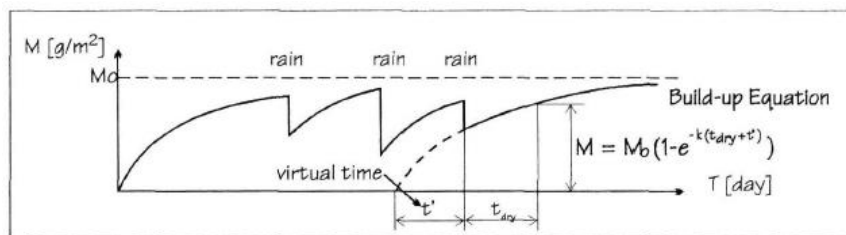
$t_{dry}$ : Tid fra forrige nedbørshendelse

$M_0$ : Maksimal mengde av sedimenter på overflate

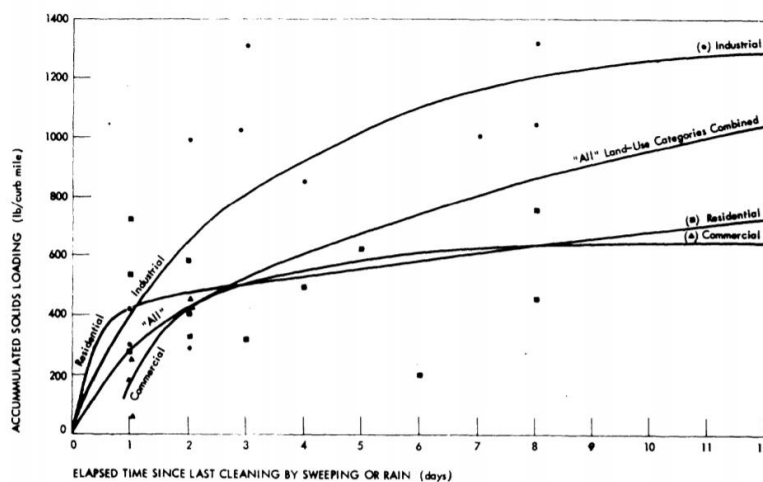
$k$ : Sedimentoppbyggingskonstant

$t'$ : «Virtuell» tid

Visualisering av funksjonen ovenfor er presentert i Figur 7 og sammenlikning med observerte verdier er vist i Figur 8.



Figur 7 Visualisering av sedimentoppbyggingsfunksjonen på overflate. Figuren hentet fra (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997).



Figur 8 Sammenlikning av den foreslåtte funksjonen, og observerte verdier. (Sartor, Boyd and Agardy, 1974)

Sedimentene på overflater blir ikke jevnt fordelt. (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997) antok at 90 % av sedimentene ligger i en renne som er en 50 cm bred stripe langs fortauskant i tillegg til at den maksimale mengden av sedimenter på fortau er dobbelt så stor som på veg.

I et forsøk (Morgan *et al.*, 2017) ble sedimentoppbyggingen tilpasset lineær-, potensiell- og eksponentiellfunksjon:

$$\text{Linær: } L = at + b$$

$$\text{Potens: } at^b, \text{ for } b \leq 1$$

$$\text{Eksponentiell: } L = a(1 - e^{-bt})$$

Hvor:

$L$ : Totalsediment per arealenhet

$t$ : Antall dager uten nedbør

$a, b$ : Empiriske koeffisienter

Resultatene av dette forsøket er vist i Tabell 5. Lineær funksjon ble anbefalt å bruke da den kun behøver en kalibreringsparameter, der potens- og eksponentiellfunksjonen trenger to.

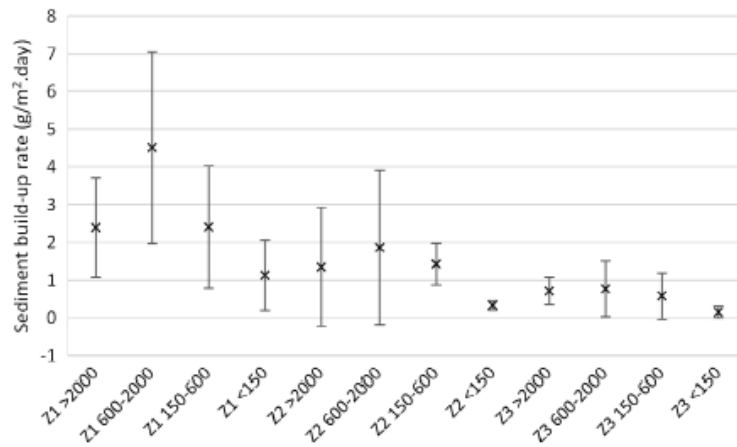
Tabell 5 Empiriske koeffisienter ( $a, b$ ), og standardfeil (SE). Hentet fra (Morgan *et al.*, 2017)

		Linear	Power	Exponential
Zone 1	$a$	10.43	14.54	168
	$b$	5.14	0.85	0.08
	SE	2.64	2.6	2.51
Zone 2	$a$	2.95	5.02	3478
	$b$	4.37	0.84	0.001
	SE	6.07	6.47	6.66
Zone 3	$a$	2.22	2.87	3237
	$b$	0.71	0.88	0.09
	SE	2.53	2.51	2.47

I samme forsøk ble det konkludert med at økt ÅDT gir høyere sedimentoppbygging. En vei med ÅDT på 10 400 hadde en middelerdi  $a = 10.43g/m^2 \cdot d$ , mens en vei med ÅDT på 1109 hadde en middelerdi  $a = 2.22g/m^2 \cdot d$ . Ved en lineær regresjon får man en sedimentsoppbyggingsfunksjon med ÅDT som variabel:

$$a(\text{ÅDT}) = 8.84 \times 10^{-4} \times \text{ÅDT} + 1.24$$

Når det gjelder de ulike fraksjonene blant sedimentene som befinner seg på vei, ble det i (Morgan *et al.*, 2017) observert at lineær funksjon gav best resultat på estimering av oppbygningsraten for hver fraksjon. For fraksjonene mindre enn 150  $\mu\text{m}$  ble standardfeilen minst som vist i Figur 9.



Figur 9 Gjennomsnittsverdier og standardfeil for sediment oppbygningsrater for ulike fraksjoner. Hentet fra (Morgan *et al.*, 2017).

## Overflatetransport av sedimenter

Avrenningskvantitet kan gode resultater beregnes ved bruk av ulike modeller. Det er derimot mer komplisert modellere avrenningskvaliteten på grunn av dets kompleksitet. Kvalitetsmodeller kan bli klassifisert som statistisk, deterministisk eller som kombinasjon av de to (Obropta and Kardos, 2007).

Deterministiske modeller baseres på fysiske lover i motsetning til statistiske modeller.

Modellparameterne burde være mulige å måle eller ha en fysisk betydning (Bonhomme and Petrucci, 2017). Nedenfor er det beskrevet to modeller som er forslått av (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997; Morgan *et al.*, 2020).

I de fleste tilfellene blir massene ført til sandfang i en kanal, som langs rennestein eller i en grøft. Det har blitt utført et forsøk på å modellere avrenning av partikler fra tette flater. (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997) testet to metoder å modellere transport av sedimenter på overflater på:

Metode 1 – effekt av nedbør og avrenning ble vurdert til å ha en samlet effekt på skjærspenning

Metode 2 – effekt av nedbør og avrenning ble vurdert separat

I dette forsøket ble det vist at Metode 2 gav bedre resultat.

Sedimentene på overflater er ikke jevnt fordelt. (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997) antok at 90 % av sedimentene ligger i en renne som er en 50 cm bred stripe langs fortauskant.

For beregning av vannstrømning i en åpen kanal er det vanligst å bruke Manning's formel:

$$V = MR^{2/3}\sqrt{S_f}$$

Hvor:

$V$  : Gjennomsnittlig hastighet gjennom et tverrsnitt

$M$  : Manningstall, også kjent som  $1/n$

$R$ : Hydraulisk radius

$S_f$ : Hydraulisk gradient

For lave kanalstrømninger gjennom et triangulært tverrsnitt, er det vist at Izzard's formel gir bedre resultater:

$$Q = 0.375MH^{8/3}S_x\sqrt{S_g}$$

Hvor:

$Q$  : Gjennomsnittlig hastighet gjennom et tverrsnitt

$M$  : Manningstall, også kjent som  $1/n$

$H$ : Vanndybde i renne

$S_x$ : Rennens vinkel

$S_g$ : Hydraulisk gradient

Typiske verdier for Manningstall,  $n$  er vist i Tabell 6.  $M = 1/n$

Tabell 6 Typiske verdier for manningstall,  $n$ . Hentet fra (Pazwash, 2011)

Type of Gutter or Pavement	Manning's $n$
Concrete gutter, troweled finish	0.012
Asphalt pavement	
Smooth texture	0.013
Rough texture	0.016
Concrete pavement	
Float finish	0.014
Broom finish	0.016

Det antas at mengde av sedimentene som blir transportert fra nedbørsfeltet avhenger av:

Regnintensitet

Skjærespenning

Tilgjengelige sedimenter for transport

I metode 2 som ga bedre resultater i (Deletic, Maksimovic and Ivetic, 1997), ble likningen under brukt for transport av sedimenter:

$$\frac{\partial M_r}{\partial t} = -M_r b_1 E_k \left(1 - e^{-\frac{h_p}{h}}\right) \text{ for } \tau_b \leq \tau_{cr}$$

$$\frac{\partial M_r}{\partial t} = -M_r b_1 E_k \left(1 - e^{-\frac{h_p}{h}}\right) - M_r b_2 (\tau_b - \tau_{cr})^{1.5} \text{ for } \tau_b > \tau_{cr}$$

Hvor:

$M_r$ : Mengden sedimenter som er tilgjengelige på overflate

$\tau_{cr}$ : Kritisk skjærespenning fra Shields diagram

$\tau_b$ : Skjærespenning fra Shields diagram

$b_1, b_2$ : Kalibreringskonstanter

$E_k$ : Kinetisk energi av regndråper:

$$E_k = 5.86x^{-3}i^{1.156}$$

$h_p$ : Penetrasjonsdybde skapet av regndråper:

$$h_p = 0.69xi^{0.182}$$

Måten beskrevet over går ut fra at sandfanget/sluket befinner seg langs veikanten. Sandfangene som ble undersøkt i denne oppgaven var ofte plassert i grøfter med vegetasjon som ville gjøre det lite fornuftig å bruke måten som er beskrevet over. Den enklere måten å beregne transport av masser kan også bli estimert ved bruk av eksponentiell likning (Sartor, Boyd and Agardy, 1974):

$$P_r(t) = P_0 \times e^{-kt}$$

Hvor:

$P_r(t)$ : Masse av sedimentene som befinner seg på nedbørsfeltet som en funksjon av tid [kg]

$P_0$ : Initial masse av sedimentene som befinner seg på nedbørsfeltet [kg]

$k$ : koeffisient [ $s^{-1}$ ]

Koeffisienten ( $k$ ) beregnes ut fra (Huber and Dickinson, 1992; Nix, 1992):

$$k = R_c \times r^n$$

Hvor:

$R_c$ : Utvaskingskoeffisienten [ $mm^{-1}$ ]

$r$ : Avrenningsraten over nedbørsfeltet [mm/s]

$n$ : Utvaskingeksponent [-]

Likningen vist over går ut i fra at sedimentets utvaskingsrate er kun påvirket av avrenningsraten over nedbørsfeltet, noe som i forsøk har vist seg å ikke nødvendigvis stemme (Cristina and Sansalone, 2003). Derfor ble en nedbørserosivitet-koeffisient ( $I_c$ ) innført i (Morgan *et al.*, 2020). Det har vist seg at summen av kvadratet til 6-minutters regn ( $\sum I_6^2$ ), være godt korrelert med regnets kinetiskenergi ( $e_k$ ) (Brodie, 2007) (konsentrasjonstiden av nedbørsfeltet som ble forsket på var på omtrent 6 minutter). Denne verdien ble også sammenliknet med nedbørs erosivitetskoeffisient (Rainfall Erosivity Index [ $E_{I_{30}}$ ] som blir brukt i jordtaps likning (Soil Loss Equation) til å finne årlig jordtap. Derfor ble det foreslått en MWF (modified wash-off function) i (Morgan *et al.*, 2020) som ble brukt for et nedbørsfelt med en konsentrasjonstid på 4 minutter brukte formelen nedenfor for beregning av  $k$ :

$$k = I_c \times R_c \times r^n$$

$$I_c = (1 + I_4(t))^2$$

Hvor:

$I_c$ : Regnets erosivitetskoeffisient [ $mm^2$ ]

$I_4$ : Summen av foregående 4-minutters nedbør dybde [mm/4min]

I modellen som ble brukt i denne oppgaven konsentrasjonstiden til feltet,  $t_c$  vil bestemme hvor mange minutters nedbør som skal kvadreres.

Utvaskingskoeffisienten blir den parameteren som skal justeres for å tilpasse målingene, mens utvaskingeksponenten,  $r$  er satt til 2.5. Massen som er igjen etter hver tidstrinn (i denne oppgaven er  $\Delta t = 10\text{min}$ ), blir regnet ut slik som i (Morgan *et al.*, 2020):

$$P_r = (t + \Delta t) = P_r(t) \times e^{-k\Delta t}$$

$$k = I_c \times R_c \times (r(t)^n + r(t + \Delta t)^n)$$

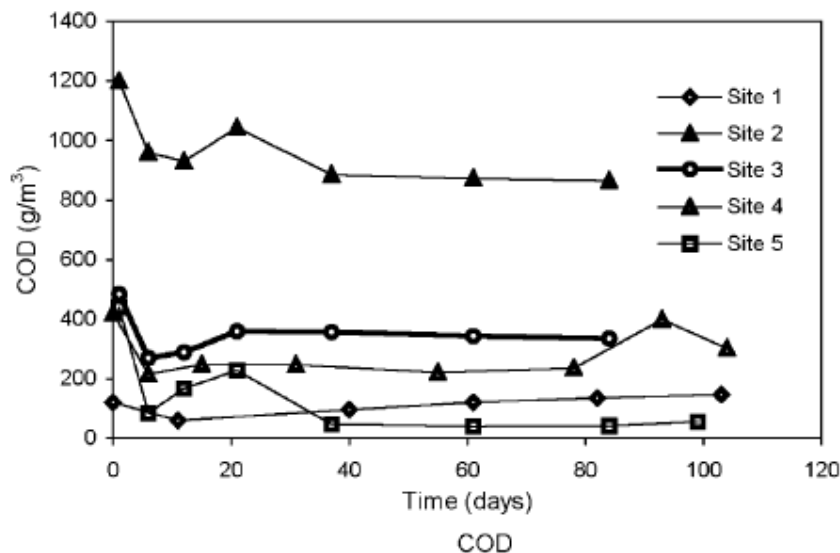


### Prosesser i sandfang ved tørrvær

Det ble vist i studier at sandfang fungerer som en biologisk reaktor under tørrvær (Morrison *et al.*, 1988; Butler *et al.*, 1995). Med bakgrunn i dette vil det derfor være bedre å ikke ha sandfang, enn å ha et sandfang som ikke tømmes, slik at man unngår en sjokkbelastning. Dette delkapittelet er basert på studiene til Memon og Butler om modellering av prosessene i britiske gatesandfang (Memon and Butler, 2002).

### Kjemisk oksygenforbruk ved tørrvær

Det ble i studiet vist at COD (av eng. Chemical Oxygen demand) i sandfangsvann har en avtagende rate før det så har en stigende mere stabiliserende rate over tid, som vist i Figur 10. Dette kan forklares ved at de i løpet av første dagene vil partikulær bundet COD sedimentere, og etter en periode på mellom 1-2 uker stiger/stabiliseres forbruket grunnet av nedbrytningsprosessene som foregår i slammet.



Figur 10 Variasjon i COD i tid. Hentet fra (Memon and Butler, 2002).

Det ble foreslått i (Memon and Butler, 2002) å bruke en modell som består av to komponenter for beregning av COD i sandfangsvann:

$$\frac{dx_1}{dt} = -k_d x_1 + \frac{\Omega}{V}$$

Hvor:

$x_1$ : COD-konsentrasjon i sandfangsvannet [g/m<sup>3</sup>]

$k_d$ : Temperaturavhengig dekomponeringskonstant [d<sup>-1</sup>]

$\Omega$ : Massen av COD frigjort av slammet (temperatur- og DO-avhengig) [g]

$V$ : Vannvolum i sandfanget [m<sup>3</sup>]

For beregning av  $k_d$ , brukes formelen:

$$k_d = k_{20}(\theta_C)^{T-20}$$

Hvor:

$k_{20}$ : COD dekomponeringskonstant ved 20°C [-]

$\theta_C$ : Arrhenius temperaturkonstant for COD [ $d^{-1}$ ]

$T$ : Temperatur [°C]

Bestemmelsen av COD-massen som blir frigjort av slammet ( $\Omega$ ) er basert på antagelsen at den er lik massen av stabilisert slam. Derfor gitt ved:

$$\Omega = k_s s$$

Hvor:

$k_s$ : Temperaturavhengig stabiliseringsrate til slammet [ $d^{-1}$ ]

$s$ : Totale COD-masse i slammet [g]

Siden  $k_s$  er temperaturavhengig blir likningen under brukt:

$$k_s = 0.002(\theta_s)^{T-20}$$

Hvor:

$\theta_s$ : Arrhenius temperaturkonstant for slamstabilisering [-]

$T$ : Temperatur [°C]

Alle konstantene er vist i

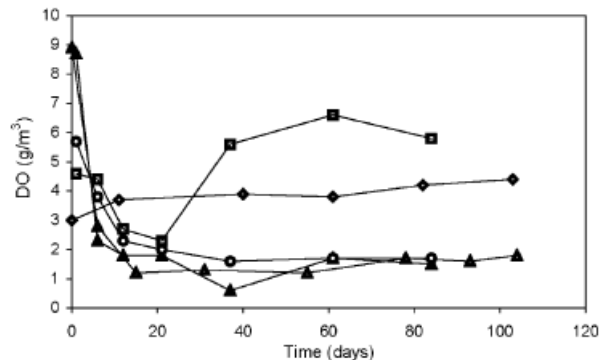
Tabell 7, og verdiene kommer fra (Memon and Butler, 2002).

*Tabell 7 Konstantene for beregning av COD i sandfangsvann.*

COD dekomponeringskonstant ved 13°C, $k_{d(13)}$	0.114
COD dekomponeringskonstant ved 20°C $k_{d(20)}$	0.151
Arrhenius temperaturkonstant for COD, $\theta_C$	1.041
Arrhenius temperaturkonstant for slamstabilisering, $\theta_s$	1.135

## Løst oksygen

Løst oksygen, DO (av eng. Dissolved Oxygen) i vannet som befinner seg i sandfanget blir brukt opp av mikroorganismer til nedbrytning av de organiske stoffene som befinner seg både løst i vann og i slamm. Dette er en temperaturavhengig prosess. Forbruket gjør at oksygenivået synker. Samtidig blir det ikke lik 0 da det skjer en utveksling med luft, og mulig noe fotosyntese. Dersom det på overflaten av vannet finnes det noe form for skumm eller liknende som begrenser tilgangen til oksygenrik luft, kan DO-nivået komme ned på 0,4 mg/L (Memon and Butler, 2002) som vist i Figur 11.



Figur 11 DO-nivået i forsøket som ble utført av (Memon and Butler, 2002).

Modellen av oksygenivået består av tre deler:

Oksygenutveksling fra luft til sandfangsvannet

Forbruk av oksygen ved nedbrytning av organiske stoffer

Slammets oksygenopptak Modellen kan presenteres i form av likningen under (Memon and Butler, 2002):

$$\frac{dx_2}{dt} = \frac{K_L A}{V} (O_s - x_2) - \sigma x_2 - \rho \frac{A}{V}$$

Hvor:

$x_2$ : Oksygenkonsentrasjon i vannet [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$O_s$ : Temperaturavhengig konsentrasjon av DO i mettet løsning [ $\text{d}^{-1}$ ]

(Memon and Butler, 2002) brukte:

$$O_s = 14.652 - 0.41022T + 0.007991T^2 - 0.000077774T^3$$

$\sigma$ : Temperaturavhengig nedbrytingsrate [ $\text{d}^{-1}$ ]:

$$\sigma = \sigma_{20}(\theta_0)^{T-20}$$

$K_L$ : Oksygenutvekslingshastighet [ $\text{m}/\text{d}$ ]

$\rho$ : Oksygenopptaksraten til slamm [ $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ]

$A$ : Sandfangsareal [ $\text{m}^2$ ]

$V$ : Vannvolum i sandfang [ $\text{m}^3$ ]

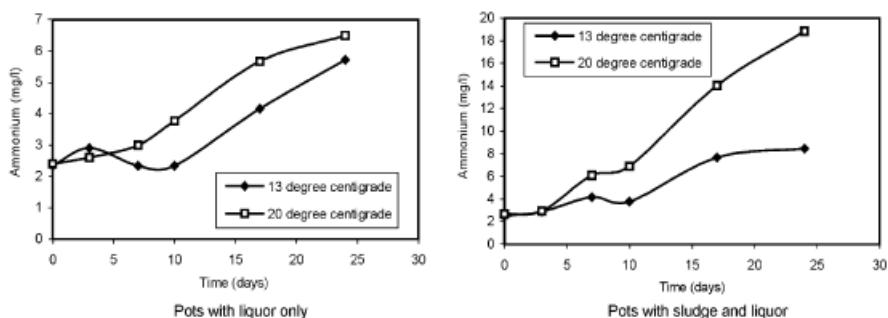
For oksygenopptaksraten til slammet finnes det flere ulike verdier som varierer fra 0,05 g/m<sup>2</sup>.d til 10 g/m<sup>2</sup>.d (Fillos and Molof, 1972; Chapra, 1997). Konstantene for modellen beskrevet over er vist i Tabell 8.

*Tabell 8 Konstanter for løst oksygen-modell*

DO dekomponeringskonstant ved 13°C, $\sigma_{13}$	0.100
DO dekomponeringskonstant ved 20°C $\sigma_{20}$	0.149
Arrhenius temperaturkonstant for DO, $\theta_0$	1.059
Oksygenopptaksraten av slammet, $\rho$	1.8

## Ammonium

Det ble vist at ammoniumkonsentrasjonen i sandfangsvann øker med tiden. Nedbryting av nitrogenholdig forurensning er grunnen til dette. Temperaturen har liten effekt på ammoniumproduserende reaksjoner i vann, i motsetning til i slamm som vist i Figur 12 (Memon and Butler, 2002).



Figur 12 Effekt av temperatur på ammoniumkonsentrasjon. (Memon and Butler, 2002)

Økningen i ammoniumkonsentrasjonen kan man estimere ved en lineær sammenheng vist nedenfor (Memon and Butler, 2002)\*:

$$\frac{dx_3}{dt} = \lambda_l + \lambda_s \frac{A}{V}$$

Hvor:

$x_3$ : Ammoniumkonsentrasjon [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$\lambda_l$ : Ammoniumtransformasjonsraten [ $\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ]:

$$\lambda_l = \lambda_{l(20)} \times (\theta_l)^{T-20}$$

$\lambda_s$ : Ammoniumsutløsningsraten fra slamm [ $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ]:

$$\lambda_s = \lambda_{s(20)} (\theta_{as})^{T-20}$$

Verdiene for konstantene som ble presentert over er vist i Tabell 9.

Tabell 9 Konstantene brukt for modellering av ammoniumkonsentrasjon. (Memon and Butler, 2002)

DO dekomponeringskonstant ved 13°C, $\lambda_{l(13)}$	0.100
DO dekomponeringskonstant ved 20°C $\lambda_{l(20)}$	0.149
Okxygenopptaksraten av slamm, $\lambda_{s(13)}$	1.059
Okxygenopptaksraten av slamm, $\lambda_{s(20)}$	1.8
Arrhenius temperaturkonstant for ammonium i vann	1.037
Atthenius temperaturkonstant ammonium i slamm	1.107

## Kjemiske parametere ved nedbør

Under nedbør blir kjemiske parametere fortynnet. I modellen ble forholdet vist under brukt for fortynningseffekten:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q}{V}(C_{inn} - C)$$

Hvor:

$C$ : Konsentrasjonen av en kjemisk parameter i vannet som er lagret i sandfang [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$C_{inn}$ : Konsentrasjonen av en kjemisk parameter i som kommer til sandfanget [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$V$ : Vannvolumet i sandfanget [ $\text{m}^3$ ]

## Fangsteffektivitet

Massebalansen i et sandfang kan beskrives med likningen under:

$$M_i = M_o + M_s - M_e$$

Hvor:  $M_i, M_o, M_s, M_e$  er henholdsvis massen av partiklene som kommer *inn, ut, sedimenterer, og eroderer*.

### Sedimentering

Sedimentene som når sandfanget har ulik størrelse, tetthet og form. Disse egenskapene påvirker partikkelens sedimenteringshastighet,  $v_s$ . Ved å gjøre en antagelse at partiklene har en kuleform, kan man forenklet regne ut sedimenteringshastigheten,  $v_s$  med Stoke's lov (1851):

$$v_s = \frac{g \times d \times (S - 1)}{18\nu}$$

Hvor:

$g$ : Tyngdens akselerasjonshastighet [ $m/s^2$ ]

$d$ : Partikkeldiameter [m]

$S$ : Spesifikk tyngde [-]

$\nu$ : Vannets kinematiske viskositet [ $m^2/s$ ]

Den reelle sedimenteringshastigheten vil være lavere enn fra likningen over, grunnet turbulente strømningsforhold. På bakgrunn av turbulensen ble det derfor innført en turbulenskorreksjonsfaktor,  $\alpha$ . Det foreslåes av (Butler and Davies, 2004) en turbulens korreksjonsfaktor på 0,6. Det ble også vist at faktoren vil variere med kornstørrelsen, og formelen under med partikkelstørrelse ( $d$ ) ble foreslått i (Bolognesi *et al.*, 2008):

$$\alpha = 0.8574 \times e^{(-1.7602 \times d)}$$

Partikler med en sedimenteringshastighet  $v_s$ , trenger tid lik  $h/v_s$  for å sedimentere, der  $h$  i vår tilfelle er høyde på vannet over sedimentene i sandfanget. Andelen partikler som får sedimentert,  $E_s$  er:

$$E_s = \frac{t}{h/v_s}$$

Hvor:

$t$ : Oppholdstid i sandfanget [s]

$v_s$ : Partikkelens sedimenteringshastighet [m/s]

$h$ : Høyde fra toppen av sedimentene til utløpet [m]

Ved bruk av massebalanselikningen, og en antagelse at  $M_e = 0$ , partikkelkonsentrasjon  $X$  med lik størrelse, innstrømning  $Q$ , og sandfangsvannets volum  $V$ , får man som i (Butler and Karunaratne, 1995):

$$QX_i t = QXt + VXE_s$$

Dersom fangsteffektiviteten ( $\varepsilon$ ) pr. definisjon er  $(X_i - X)/X_i$  blir:

$$\varepsilon = \frac{1}{1 + \frac{Q}{Av_s}}$$

Hvor:

$Q$ : Vannføring inn [m<sup>3</sup>/s]

$v_s$ : Partiklens sedimenteringshastighet [m/s]

$A$ : Sandfangets areal [m<sup>2</sup>]

Ifølge (Dyrnes, 2006) gir likningen nevnt over rimelige resultater sammenliknet med (Mosevoll and Lindholm, 1986). Ved å sette inn alle de overnevnte likningene ender man opp med en likning for fangsteffektiviteten ( $\varepsilon$ ) med korreksjonsfaktor ( $\alpha$ ):

$$\varepsilon = \frac{1}{1 + \frac{72Qv}{0.8574 \times e^{(-1.7602 \times d)} \pi g d^2 D^2 (S - 1)}}$$

Hvor:

$Q$ : Vannføring inn [m<sup>3</sup>/s]

$g$ : Tyngdens akselerasjonshastighet [m/s<sup>2</sup>]

$d$ : Partikkeldiameter [m]

$S$ : Spesifikk tyngde [-]

$v$ : Vannets kinematiske viskositet [m<sup>2</sup>/s]

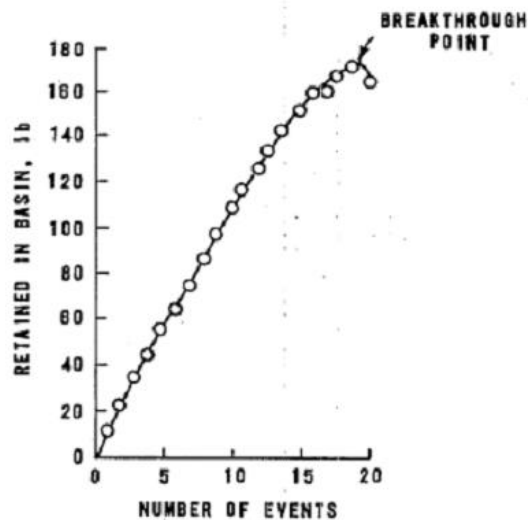
Formlene overnevnt tar ikke hensyn til endring i dybde. Fyllingsgraden påvirker ikke renseeffekten til sandfang. I et forsøk utført av (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977) ble det vist at massene som sedimenterte, vokste lineært proporsjonalt til fyllingsgraden helt til omtrent 50 % av sandfangets lagringsvolum. Resultatene av dette forsøket er vist i Figur 13.

Event	Cumulative weight, lb <sup>b</sup>	Depth, as fraction of H <sub>2</sub> <sup>a</sup>
1	11.4	.04
2	22.3	.08
3	33.3	.12
4	44.1	.15
5	55.1	.19
6	66.3	.23
7	77.6	.27
8	88.2	.30
9	98.6	.34
10	108.4	.37
11	116.9	.40
12	126.1	.43
13	135.1	.46
14	143.4	.49
15	151.3	.52
16	159.1	.55
17	162.4	.56
18	167.9	.58
19	170.4	.59
20	167.0	.57

a.  $Q = 56.6$  L/s (2.0 cfs).

b.  $g = lb \times 454$ .

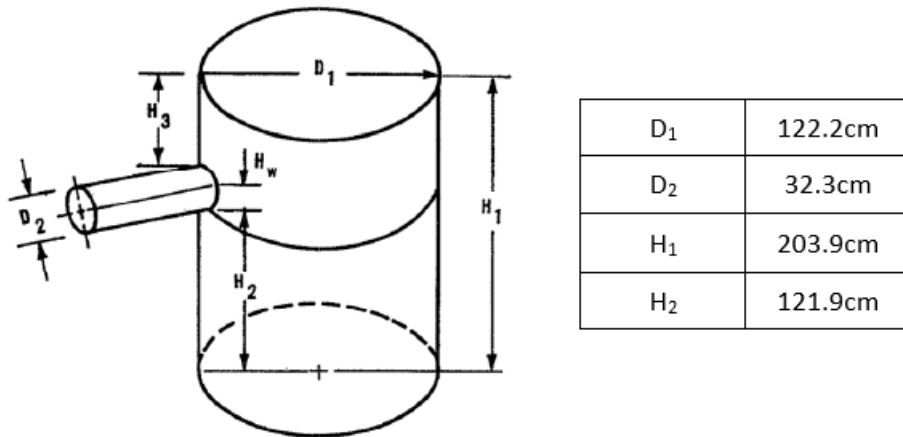
c.  $H_2$  = distance from floor to invert of outlet pipe.



Figur 13 Sammenheng mellom fyllingsgrad og fangsteffektivitet. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977)



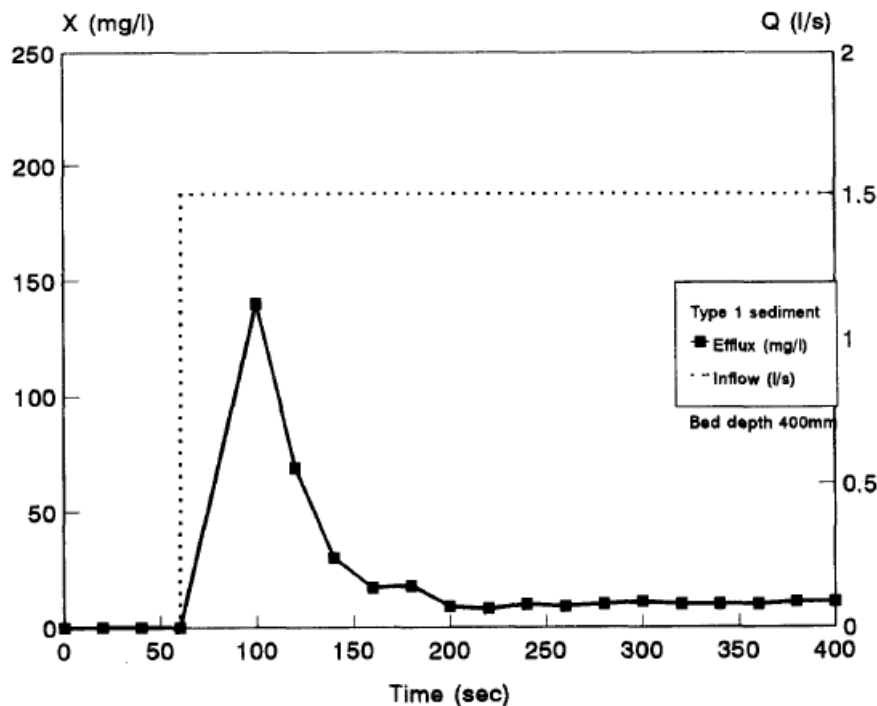
Når fyllingsgraden passerte 40-50 % ble det observert en massereduksjon i sandfanget. Det betyr at masser ble vasket/spylt ut av sandfanget ved at vannstrømmen inn skaper turbulente nok forhold til at sedimenterte partikler virvles opp og transporteres ut med vann ut. Forsøket ble utført ved en vannføring på 56 l/s, med spesifikasjonene som er vist i Figur 14. Denne sandfangsutformingen ble anbefalt av forfatteren, Lager.



Figur 14 Sandfanget og dets spesifikasjoner som ble brukt i forsøket. (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977)

## Erosjon

Konsentrasjonen av eroderte masser ved utløpet varierte og er vist over tid i Figur 15. Her ser man at erosjonseffekten er begrenset til en kort periode.



Figur 15 Konsentrasjon av eroderte masser i utløpet. Figuren ble hentet fra (Butler and Karunaratne, 1995).

For modellering av eroderte masser ble det tatt noen antagelser som på lik linje som i forsøkene til (Butler and Memon, 1999):

1. Ved et eroderbart sedimentlag som består av sakte- og rasksynkende partikler, kan kun de saktesykende partiklene eroderes.
  - De saktesykende partiklene ble antatt å ha en størrelse fra 80-160  $\mu\text{m}$ .
2. Erosjon ved konstant tilførsel er begrenset til et konstant utslipp av en fast masse partikkelbundet forurensninger
3. Ved konstant tilførsel vil erosjonen starte med en erosjonsrate  $R$ , og stanse med en gang de saktesykende partiklene er erodert bort.
  - Ved (Fletcher and Pratt, 1981) sitt forsøk ble det observert en utspyling på kun 0,2 % av massene som var lagret i sandfanget ved en tilførsel på 1 l/s.

Det ble forsøkt å finne en funksjon av tilførsel ( $u_1 [m^3/s]$ ) som kunne uttrykke en erosjonsrate,

$R [g/s]$ :

4. Funksjonen som ble uttrykt av (Fletcher and Pratt, 1981):

$$R = 278u_1 + 0.0259$$

5. Senere har (Wada, Miura and Hasengawa, 1987) kalibrert likningen som har resultert i denne likningen (som mest sannsynlig andre enheter enn likningen over):

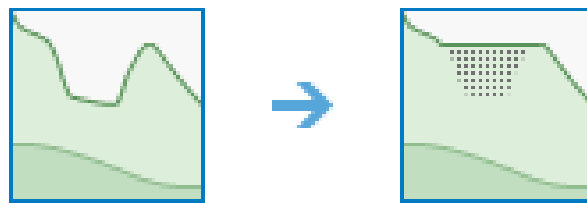
$$R = 0.178u_1 + 0.022$$

Funksjonen som ble presentert av (Fletcher and Pratt, 1981) viste seg å gi bedre verdier i forhold av observasjoner som ble utført av (Butler and Memon, 1999). I modellen som blir brukt antas det at erosjon ikke har særlig stor effekt, og derfor blir den ikke tatt til følge.

## Bestemmelse av nedbørsfelt

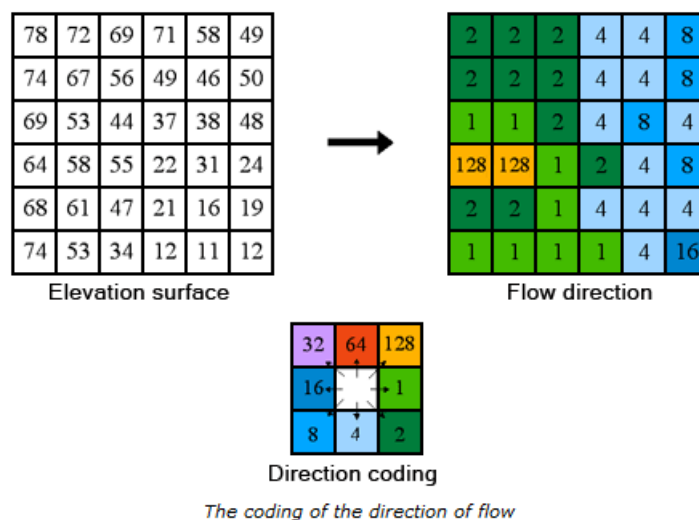
For å bestemme nedbørsfelt til sandfangene som i våres prøvetakingsprogram brukte vi i første omgang ArcMap. Terrengdata til en terrengmodell ble lastet ned fra [hoydedata.no](http://hoydedata.no). Modelleringen av et nedbørsfelt i ArcMap skjer i fem steg:

1. Først ble det brukt terrengfyllingsfunksjon kalt «Fill». Denne funksjonen fyller ut forsenkninger i terrenget for å unngå dannelser av mindre gropmagasiner, slik at konnektiviteten til vannlinjene blir god. Effekten av «Fill»-funksjonen er illustrert i Figur 16.



Figur 16 Illustrering hvordan «Fill»-funksjonen fungerer i ArcGIS. Hentet fra brukermanualen til ArcGIS

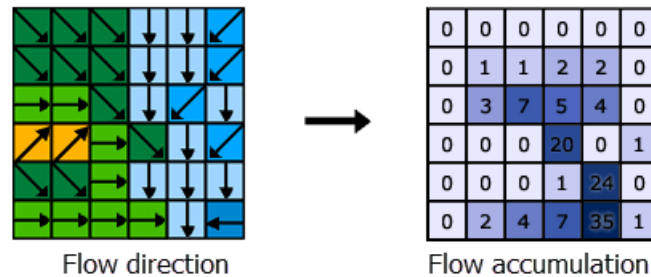
2. Deretter ble det lagt et data sett med raster ut fra den nye terrengmodellen fra «Fill»-funksjonen. Data settet med raster blir laget ved strømning-retningsfunksjonen kalt «Flow Direction». Funksjonen finner hvilken retning vanne vil ta der gradienten i terrenget er størst. Retningen blir lagret som en verdi i en celle som en potens av 2. Visualisering av denne prosessen er vist i Figur 17



Figur 17 Visualisering av hva «Flow Direction»- funksjonen gjør. Hentet fra ArcGIS-brukermanual

3. Neste steg er å definere vannlinjer ved «Flow Accumulation»-funksjonen. Her blir raster fra «Flow direction» brukt til å generere områder hvor vannstrengene vil samles. Sandfang må

plasseres på en vannstreng for å knytte den til nedbørsfeltet. Rasterdata fra «Flow-direction» brukes som input som vist i Figur 18.



Figur 18 Illustrering av «Flow accumulation»-funksjonen. Hentet fra ArcGIS-manual

4. Neste steg er å plassere sandfangsslukene på den genererte vannlinjen. Siden det flere steder er både hoved og bi-sluk, og i tillegg til andre sandfang som skal plasseres som feltutløp, blir slukene plassert som en ekstra verdi i Shape-filen, og ikke generert små delfelt til hvert sluk.
5. Det siste steget er å generere selve nedbørsfeltet. Her brukes vannskillefunksjonen «Watershed». Denne funksjonen tar Shape-filen med utløpspunkter og «Flow-direction»-raster som input og velger at verdiene skal tilknyttes til nedbørsfeltets ID-er. Resultatet er et raster-datasett med celledverdier som er nedbørsfeltets ID som vist i Figur 19.



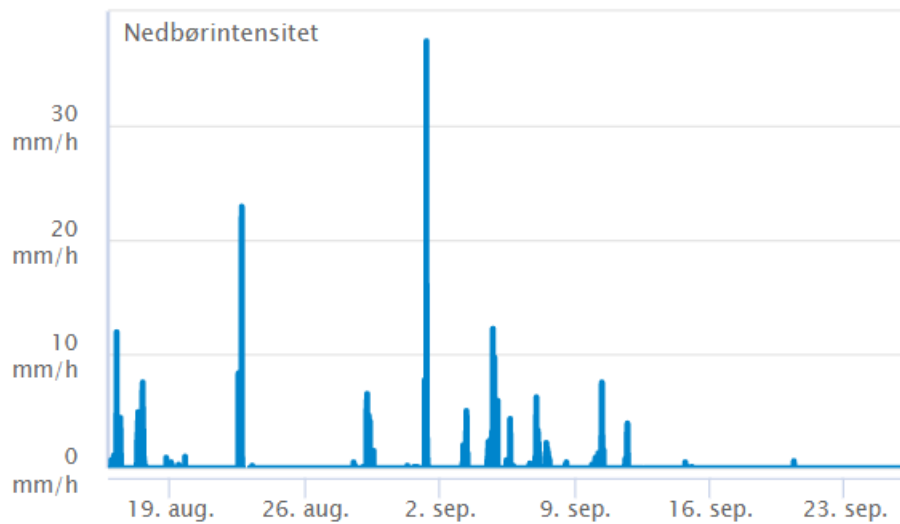
Figur 19 Eksempel på generert nedbørsfelt i ArcMap med røde stjerner som feltutløp/sluk

De genererte nedbørsfeltene ble så justert mot observasjoner fra befaringer. Dette fordi de genererte resultatene gav noe avvik mot observerte vannveier i nedbørsfeltene.

## Nedbørsdata

Nedbørsdata ble lastet ned fra (Klimaservicesenter, 2020) for målestasjon ved E18 i Sandvika.

Nedbørintensitetens enhet var [mm/time] og hadde en oppløsning på 10 min. Denne oppløsningen ble valgt, for å forenkle koden som ble skrevet i Python, og for at det skulle bruke kortere tid for å få resultater siden en rask PC var ikke tilgjengelig. Muligens ved 1 min oppløsning ville det ta flere timer. Et utklipp er vist i Figur 20.



Figur 20 Utklipp av nedbørsdata

### Konsentrasjonstid $t_c$

Konsentrasjonstiden til et nedbørsfelt er en enhet som beskriver feltets respons på nedbør. Det finnes ulike formler for beregning av konsentrasjonstid. De fleste formlene inneholder effektiv nedbørintensitet ( $i_e$ ), feltets lengde ( $L$ ), feltets gjennomsnittlige helning ( $S_0$ ) samt et parameter som beskriver feltets overflate ( $C$ ) (Chin, 2013). Med andre ord er konsentrasjonstiden ( $t_c$ ) en funksjon av parametrene nevnt over:

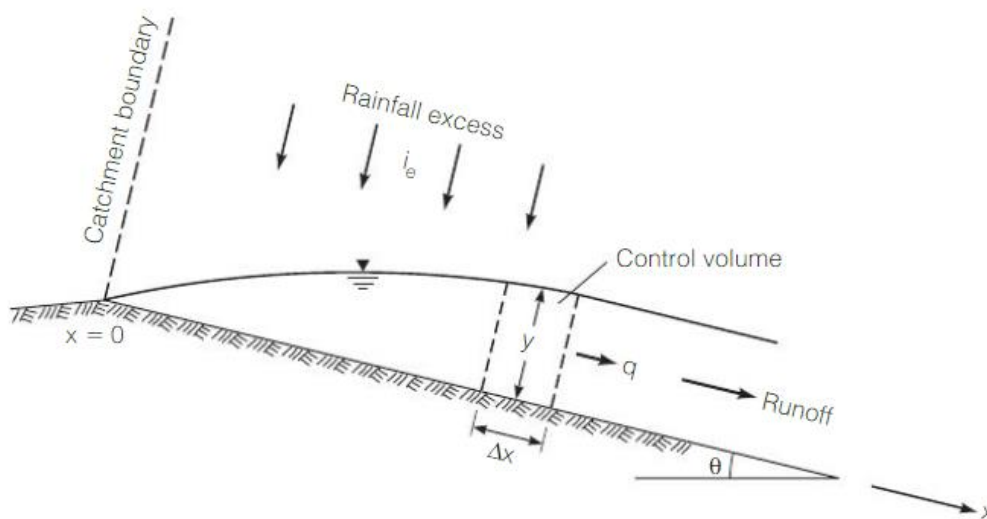
$$t_c = f(i_e, L, S_0, C)$$

Kinematisk-bølge likningen kan brukes som fundamentet for beregning av konsentrasjonstid. Denne likningen er bygget på masselikevekt, som betyr at like mye vann strømmer inn som det strømmer ut. Likningen er vist under:

$$\left[ (\rho q) - \frac{\partial(\rho q)}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right] + [i_e \Delta x] - \left[ (\rho q) - \frac{\partial(\rho q)}{\partial x} \frac{\Delta x}{2} \right] = \frac{\partial y}{\partial t} \rho \Delta x$$

Hvor:

- $\rho$ : Vannets tetthet [ $\text{kg/m}^3$ ]
- $y$ : Avrenningens dybde [m]
- $i_e$ : Regnets overskuddsrate [m/h]
- $\Delta x$ : Endring i lengde/posisjon [m]
- $t$ : Tid [h]
- $q$ : Volumetrisk strømningsrate [m/s]



Figur 21 Endimensjonal tilnærming av overflate-strømning prosess. Hentet fra (Chin, 2013)

Med noen antagelser og ved kombinasjon med Mannings formel for å oppnå en relasjon mellom avrenningsraten og dybde av overflatestrømningen, ender man opp med en formel for konsentrasjonstid,  $t_c$ :

$$t_c = \frac{6.99}{i_e^{0.4}} \left( \frac{nL}{\sqrt{S_0}} \right)^{0.6}$$

Hvor  $n$  er Manningstall for overflatestrømning som er høyere enn for kanalstrømning. Verdiene til  $n$  for ulike overflatetyper er vist i Tabell 10.

Tabell 10 Manningstall for overflatestrømning (Chin, 2013)

Surface type	Manning's $n$	Range
Smooth concrete	0.011	0.01–0.014
Bare sand	0.01	0.01–0.016
Asphalt	0.012	0.010–0.018
Bare clay	0.012	0.010–0.016
Smooth earth	0.018	0.015–0.021
Graveled surface	0.02	0.012–0.030
Bare clay-loam (eroded)	0.02	0.012–0.033
Fallow (no residue)	0.05	0.006–0.16
Cultivated soils (residue cover $\leq$ 20%)	0.06	–
Bare smooth soil	0.10	–
Range (clipped)	0.10	0.02–0.24
Range (natural)	0.13	0.01–0.32
Sparse vegetation	0.15	–
Grass (short prairie)	0.15	0.10–0.25
Cultivated soils (residue cover $>$ 20%)	0.17	–
Light turf	0.20	–
Woods, no underbrush	0.20	0.1–0.3
Grass (dense)	0.24	0.15–0.35
Lawns	0.25	0.20–0.30
Dense turf	0.35	0.30–0.35
Pasture	0.35	0.30–0.40
Dense shrubbery and forest litter	0.40	–
Woods (light underbrush)	0.40	0.3–0.5
Grass (Bermuda)	0.41	0.30–0.50
Grass (bluegrass sod)	0.45	0.39–0.63
Woods (dense underbrush)	0.60	0.6–0.95

Sources: ASCE (1992; 2006a); Wurbs and James (2002); Crawford and Linsley (1966); Engman (1986); McCuen et al. (1996); McCuen (2005); Seybert (2006).

Det finnes også andre måter å beregne konsentrasjonstid. Eksempler på det er Kiprichs-, Izzards- eller Kerbys likning eller Statens vegvesens likning fra håndbok om vegbygging. Ligningene er vist videre i dette avsnittet, og blir brukt for sammenlikning.



Kirpichs formel ble kalibrert for nedbørsfelt i Tennessee, USA, med på størrelser fra 0,4 til 450 ha og helninger fra 3-10 %. Denne likningen er mest aktuell for nedbørsfelt med veldefinerte kanaler og gresskledde grøfter. For overflatetyper som asfalt, støpte eller naturlige gresskanaler ble det foreslått å multiplisere  $t_c$  med en faktor på henholdsvis 0,4, 0,2 og 2.0 (Chin, 2013). Formelen er vist nedenfor, selv om våre sandfangs nedbørsfelt er mindre enn 0,4 ha. Dette for å øke sammenligningsgrunnlaget.

$$t_c = 0.019 \frac{L^{0.77}}{S_0^{0.385}}$$

Statens vegvesen har i en av sine håndbøker (Statens vegvesen, 2014) foreslått to formler for beregning av konsentrasjonstid i urbane og naturlige felt:

1. Urbane felt:

$$t_c = 0.02L^{1.15}H^{-0.39}$$

2. Naturlige felt:

$$t_c = 0.6 \times H^{0.39} \times L + A_{SE} \times 3000$$

Izzards likning for overflatestrømning ble kalibrert med utgangspunkt i eksperimenter på fortau og plen. Den forutsetter at  $i_e L < 3.9 \text{ m}^2/\text{time}$ , og er vist nedenfor:

$$t_c = \frac{530KL^{\frac{1}{3}}}{i_e^{\frac{2}{3}}}$$

- Der K, og verdiene for  $C_r$  er vist Tabell 11:

$$K = \frac{2.8 \times 10^{-6}i_e + c_r}{S_0^{\frac{1}{3}}}$$

Tabell 11 Verdier for  $C_r$  i Izzards likning

Surface	$c_r$
Very smooth asphalt	0.0070
Tar and sand pavement	0.0075
Crushed-slate roof	0.0082
Concrete	0.012
Tar and gravel pavement	0.017
Closely clipped sod	0.016
Dense bluegrass	0.060

Source: Izzard (1946).

## Klassifisering av slamm og vann

Vannforskriften i 2015 ble oppdatert med nye grenseverdier og stoffer. Klassifiseringssystemet er et verktøy for ulike faggrupper og saksbehandlere innen forvaltning, rådgiving og forskning for vurdering og bestemmelse av miljøtilstand i forskjellige vannforekomster (Miljødirektoratet, 2016). For

klassifisering av vann og sedimenter ble fem klasser fra I til V brukt. Grensene for klasse II ble satt i samsvar med Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder for årlig gjennomsnittlig miljøkvalitetsstandard konsentrasjon (AA-EQS – av eng. Annual-Average Environmental Quality Standard). Maksimal tillatt miljøkvalitetsstandardkonsentrasjon (MAC-EQS – av eng. Maximum Allowable Concentration – Environmental Quality Standard) ble brukt som en grenseverdi for klasse III. Øvre grense for klasse IV er et produkt av predikert konsentrasjon for ingen effekt (PNEC – av eng. Predicted No Effect Concentration) og en sikkerhetsfaktor (AF – av eng. Assessment Factor) som varierer avhengig av datamengde og kvalitet av toksisitetsdata (Miljødirektoratet, 2014). Grenseverdiene for sedimenter er tilpasset Norske forhold – grenseverdiene som benyttes i EU er høyere på grunn av lavere innhold av organisk karbon i Norge (Miljødirektoratet, 2016). Klassifiseringssystem er vist i Tabell 12.

Tabell 12 Klassifiseringssystem for vann og sediment. (Miljødirektoratet, 2016)

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC <sub>akutt</sub>	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> * AF <sup>1)</sup>	

1) AF: sikkerhetsfaktor

Det ligger en del usikkerhet i hva som er øvre grense for klasse I. Bakgrunnsnivået vil mange steder være vanskelig å fastslå grunnet mangel på referansedata og nåværende høye deteksjonsgrenser. Dersom verdien mellom klasse II og III er ikke var definert, ble det brukt en verdi funnet med lineær interpolering mellom de to klassene.

## Konsekvenser av forurensning for organismer i vann

For stor konsentrasjon av partikler i vann kan være et stort utfordring for de organismene som lever

i. Mulige konsekvenser kan være (Ibrekk, 1985):

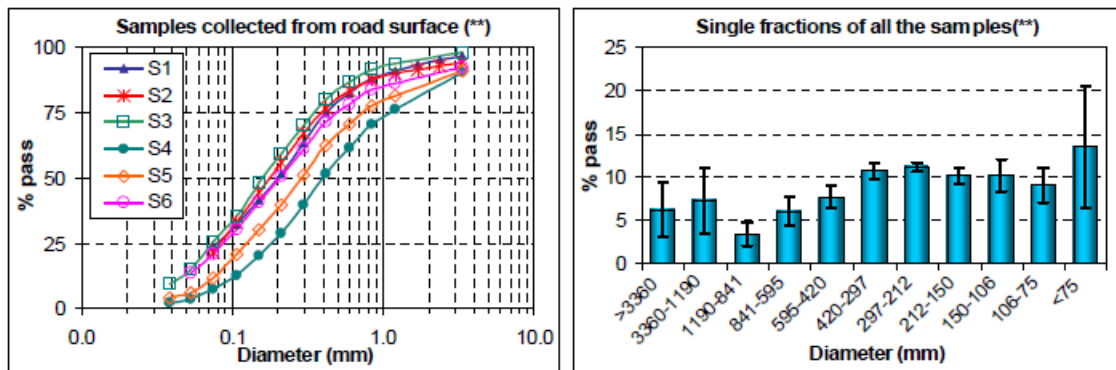
1. Irritasjon i gjellene som kan føre til redusert vekstrate, og mindre motstandsdyktighet mot andre påvirkninger og i verste fall dødelighet
2. Fiskeegg og andre bunnlevende organismer kan dekkes til av finpartikulært stoff som kan føre til redusert oksygentilførsel og forringet leveområde
3. Endre av fiskens naturlige bevegelser som vandring og inntak av føde
4. Endringer i vannvegetasjon, som også kan føre til at det blir mindre tilgjengelig næring og skjul for fisker
5. Endring av vannkjemi

Undersøkelser har vist at fiske kan klare seg i et forurenset vannmiljø, dersom vannkvaliteten kommer til sin tidligere/normal kvalitet (Ibrekk, 1985). Grensene for innholdet av suspenderte partikler i et vassdrag som er egnet for fisk er ifølge (Alabaster and Lloyd, 1980):

- < 25 mg/L – ingen påvist skadelig effekt på fisket
- 25 – 80 mg/L – det skulle være mulig å opprettholde fisker, men avkastningen vil redusere med økende konsentrasjon av suspenderte partikler
- 80 – 400 mg/L – betingelser for fisk er meget dårlige, og det er vanskelig å opprettholde fisk
- > 400 mg/L – tvilsomt at fisken vil overleve

## Kornfordeling

Som vist i kapittelet om fangsteffekt i sandfang, er partikkelstørrelse og spesifikk vekt de avgjørende egenskapene knyttet til partikler for fangsteffektiviteten. Små partikler med liten spesifikk vekt holdes nesten ikke igjen i sandfanget. Kornfordeling for massene som blir tatt med seg i avrenning som ble brukt av (Bolognesi *et al.*, 2008) er vist i Figur 22.



Figur 22 Kornfordeling av masser som ble samlet på vegoverflate. (Bolognesi *et al.*, 2008) (figuren til høyre – enheten på den horisontale aksene er trolig  $\mu\text{m}$ )

Tabell 13 Estimerte verdier som er vist i Figur 22 i en tabell.

Diameter [ $\mu\text{m}$ ]	>3360	3360- 1190	1190- 841	841- 595	595- 420	420- 297	297- 212	212- 150	150- 106	106- 75	<75
Andel [%]	7	8	4	7	8	11	12	10	10	9	14

## Graderingstallet

Graderingstallet,  $C_u$  er definert ved:

$$C_u = d_{60}/d_{10}$$

Hvor:

$d_{60}$ : Sikteåpningen som 60 % av partiklene passerer

$d_{10}$ : Sikteåpningen som 10 % av partiklene passerer

I noen tilfeller brukes  $d_{75}$  og  $d_{25}$ .

Siden partikler med størrelse  $> 840 \mu\text{m}$  hadde høy tilbakeholdelse (98 %) i Lagers forsøk (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977), ble kun fraksjonen  $< 840 \mu\text{m}$  brukt til sammenligning med NIBIO's resultater. Laboratorieanalysene fra Eurofins prøvenes kornfordeling i gitt i fem fraksjoner:

- 200-2000  $\mu\text{m}$
- 63-200  $\mu\text{m}$
- 20-63  $\mu\text{m}$
- 2-20  $\mu\text{m}$
- $< 2 \mu\text{m}$

For å kunne sammenligne våre resultater med andre relevante ble de interpolert mot kornfordelingsfraksjonene som Lager brukte. Disse fraksjonene har også Lindholm brukt ved sammenligninger av tidligere forsøk. For å gjøre dette, ble andelen som passerte sikteåpning på 840  $\mu\text{m}$  estimert ved å interpolere verdiene i fraksjonen 200  $\mu\text{m}$ -840  $\mu\text{m}$ . Forholdet mellom sikteåpningen på 840  $\mu\text{m}$  og 2000  $\mu\text{m}$  ble brukt til å lage en interpolert kornfordelingskurve som vist nedenfor:

$$p_{x,ny} = p_{x,gammel} / \frac{p_{840\mu\text{m},gammel}}{p_{2000\mu\text{m},gammel}}$$

Hvor:

$p_{x,ny}$ :	Ny andel partikler $> x$
$p_{x,gammel}$ :	Opprinnelig andel partikler $> x$
$p_{840\mu\text{m},gammel}$ :	Opprinnelig andel partikler $> 840 \mu\text{m}$
$p_{2000\mu\text{m},gammel}$ :	Opprinnelig andel partikler $> 2000\mu\text{m}$



Prøvetakingen bestod av vann- og sedimentprøver av sandfangsmassene samt en manuell nedmåling av oppfyllingsgraden. Prøverundene ble i hovedsak gjennomført etter perioder med nedbør med et par måneders mellomrom. Det ble utført tre prøverunder med vann- og sedimentprøver og totalt fem runder med måling av oppfylling. Første prøvetaking tok sted 09.10.2019, andre runde 06.12.2019 og siste prøver til analyse ble tatt 04.03.2020. Nivåmålinger ble utført ved alle prøverundene samt for Undelstad en ekstra gang 22.01.2020 og en siste måling i samtlige sandfang 11.05.2020.

### Vannprøver



*Figur 25 Prøvestang m/ flaske til vannprøver*

Vannprøver av sandfangsvannet ble tatt i det øverste vannlaget, så nært utløpet som mulig for en tilnærmet lik kvalitet som vannet ut av sandfanget har. Vannprøvene ble tatt før sedimentprøvene for å hindre oppvirvling av de sedimenterte massene.



*Figur 26 Variasjon av turbiditet ved vannprøver 04.03.2020*

Prøveflasker på 1000 ml ble festet på en spesialtilpasset prøvestang for så å bli senket forsiktig ned under vann parallelt ved utløpet. Når prøveflasken var fylt opp ble den løftet opp og fordelt på 250 ml-flaske for tungmetallanalyse og 100 ml-flaske for kvikksølvanalyse. Prøveflasken ble deretter etterfylt til nødvendig nivå. Flaskene ble så markert med sted og dato og plassert i oppbevaringskasser før de ble levert på laboratoriets oppsamlingspunkt og fraktet videre derfra til laboratorieundersøkelser.



## Sedimentprøver



*Figur 27 Prøvestang m/ øse til sandfangsmassene*

Sedimentprøvene ble tatt etter vannprøvene. En spesialtilpasset prøvestang med en 500 ml stålbeholder ble brukt som øse. Ønsket mengde sedimentert materiale ble så samlet ved at øsen ble dratt over sandfangsmassene ved ulike deler av sandfangsbunnen. Sandfangsmassene i stålbeholderen ble så ført opp gjennom vannlaget. Deler av vanninnholdet ble helt tilbake i sandfanget og massene ble så lagt i 1 liters Ziplock-posere og senere 500 ml-bokser med lokk.

## Nivåmåling av fyllingsgrad

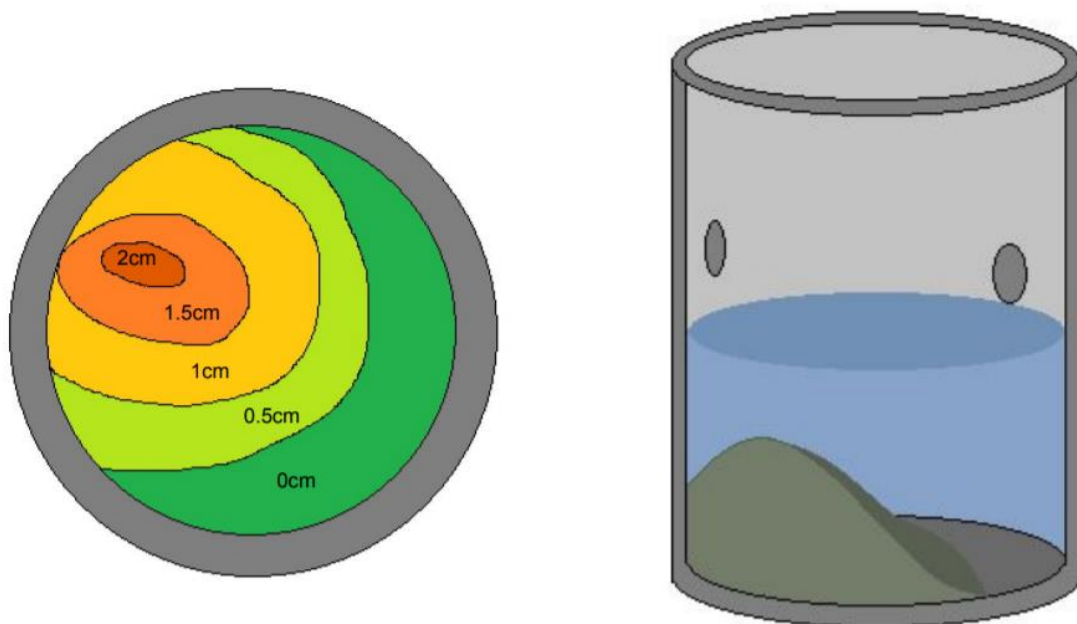


Figur 28 Fra venstre: nærbilde av målestav (Bilde er hentet fra Wurth's produktblad), nedmål med målestav

Høydemåling av sedimenterte masser ble utført ved manuelt nedmål med målestav. Målestaven var av typen 5 meter teleskopstav av merket Wurth, med 1 cm intervaller på måleskala. Antall cm fra sandfangsmassene ble målt opp til øverste toppring på kummen. Avstanden til bunnen i sandfangene ble også målt til samme referansepunkt.

Massene fyller som fyller sandfangene fordeler seg ofte ujevnt etter hvor de kommer inn til sandfanget. Dersom sandfangets nedbørsfelt i hovedsak drenerer via bisluk vil massene høyeste sedimentoppbygging skje under innløpet. Ved kuppelrist langs veier som strøs gjennom vinterhalvåret vil tilførselen av strømasser være størst langkanten som ligger mot veien.

Dette er illustrert i Figur 29. Ved måling av oppfyllingsnivå ble gjennomsnittsverdien av måleverdier fra ulike deler av sandfangsbunnen brukt.



*Figur 29 Illustrert ujevn oppfylling av sandfang med høyest sedimenterte masser under innløpet. Idé og illustrasjon: Sør-Reime & Zukowski*

### Nedbørsfelt

Nedbørsfeltene til sandfangene ble først generert i ArcMap med terrengmodell fra høydedata.no. Videre ble disse feltene korrigert etter behov, på bakgrunn av visuell befarings. Estimerte nedbørsfelt ble på dette grunnlaget skissert og målt opp ved bruk av tegne og måleverktøy i ortofoto via karttjenesten til 1881 som er levert av NORKART AS. Feltparameterne er definert på ulike grunnlag. Arealet målt via tegne og måleverktøy i ortofoto. Helning og feltlengde via høydedifferanse og lengde i ArcMap. Avrenningsfaktor etter visuell befarings og analyse.

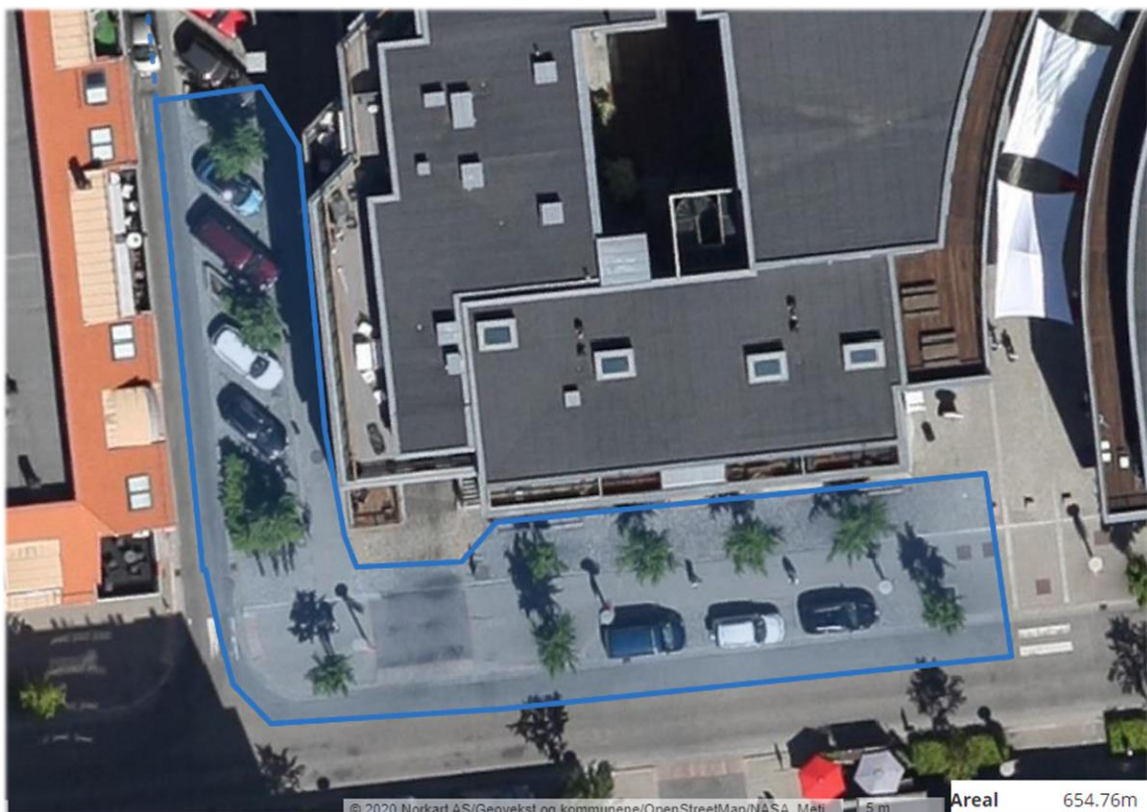
Trafikkdata er hentet fra Statens vegvesens digitale kartapplikasjon som viser strekningsbelagt trafikkmengde ÅDT (Statens vegvesen, no date) for valgt strekning.

## Områdebeskrivelse

I dette kapittelet presenteres sandfangenes beliggenhet, tekniske elementer og karakteristika i form av feltparametere, tidligere tømmedatoer mm. Sandfangene tituleres og refereres til etter veien de er plassert ved.

### Meierisvingen

Sandfanget ligger i krysset mellom Meierisvingen og Bankveien i Asker sentrum. Nedbørsfeltet er med unntak av noe bidrag fra takavløp et tett og flatt sentrumsområde. Det er rennestein langs begge veistrekke og på fortauet langs Bankveien. Sluket er plassert i rennesteinen der veiene møtes. Sluket har firkantet rist med diagonalåpninger.



Figur 30 Estimert nedbørsfelt til sandfanget i Meierisvingen

Tabell 14 Karakteristika v/ Meierisvingen

Kumdiameter	650 mm
Nedbørsfeltareal	650 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.9
Felthelning	0.7 %
Feltlengde	48 m
ÅDT Meierisvingen	850

ÅDT Bankveien	2600
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	23.10.2018
Tidligere tømt	23.10.2018
Fyllingsgrad ved tømning	
Karakter/kommentar	3



Figur 31 Meierisvingen m/ rennestein fra ulike vinkler hhv 10.10.19 og 04.03.2020

## Otto Blehrs vei

Sandfanget i Otto Blehrs vei ligger ved krysset hvor Hovedgårdsveien møter Otto Blehrs vei. Sandfanget er et kombinasjonssluk med hovedsluk med ristinntak og fortauskantåpning ved busslommen ved Otto Blehrs vei 31-33. Hjelpesluk er tilknyttet med 160 Ø PPP rør og ligger ca. 12 meter bortenfor langs fortauskant med firkantet rist med diagonal åpning. Nedbørsfeltet består i helhet av tette flater i form av vei og fortau. Avrenningen fra Otto Blehrs vei tverrdrenerer fra veiens midt mot rennestein og fortausarealet har et fall mot kantsteinen slik at avrenningen føres mot rennesteinen. Området ved busslommen som ligger nærmest hovedsluk har setninger som gjør at det står igjen vann og avsatte masser som ikke når sluket. Dette sees i Figur 33 og Figur 34.



Figur 32 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Otto Blehrs vei

Tabell 15 Karakteristika v/ Otto Blehrs vei

Kumdiameter	1000 mm
Nedbørsfeltareal	650 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.9
Felthelning	0,4 %
Feltlengde	72 M
ÅDT Otto Blehrs vei	2200
ÅDT Hovedgårdsveien	500
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	Nei

Tidligere tømt	2016 og 18.06.2019
Fyllingsgrad ved tømning	2016: Full, 2019: ½ full
Karakter/kommentar	2016: 1, 2019: 3



*Figur 33 Bildet av sluken til sandfanget på Otto Blehrs vei*



*Figur 34 Otto Blehrs vei fra 04.03.20 og 11.05.20*

## Undelstadveien

Sandfanget i Undelstadveien ligger med hovedsluk som kuppelrist i grøft ovenfor Undelstadveien 31C. Hjelpesluk er tilknyttet med ca. 8 m PVC rør og ligger langs fortauskant med firkantet rist med rett åpning. Nedbørsfeltet består av vei og fortau samt en langsgående grøft og et fjellparti med bratt helning.



*Figur 35 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Undelstadveien*

Sandfanget er sist registrert tømt i Gemini Portal oktober 2017. På dette tidspunktet ble sandfanget karakterisert som et problemsandfang, som behøvde årlig tømning. Ved tømningen i 2017 var sandfanget fullt, men heller ikke tømt på mange år. Ved målingene av oppfyllingen av sandfanget ble vi oppmerksomme på at sandfanget måtte ha blitt tømt på et senere tidspunkt enn sist registrerte dato. Dette grunnet sandfangets lave oppfyllingsgrad. Ved nærmere undersøkelse av tømmedato for flere sandfang i umiddelbar nærhet i samme vei ble det avdekket at sandfangene opp- og nedstrøms vårt utvalgte sandfang ble tømt 05.08.2019. Undertegnede var på Kommunalteknisk avdeling denne dagen og mottok blandeprøver fra Asker Drift. Vi antar med høy sannsynlighet at også vårt utvalgte sandfang ble tømt denne dagen – og at det ved en feil ikke ble registrert.



Tabell 16 Karakteristika v/ Undelstadveien

Kumdiameter	1000 mm
Nedbørsfeltareal	1800 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.9
Felthelning	5%
Feltlengde	m
ÅDT	1500
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	Blandeprøve fra sandfang langs Undelstadveien 05.08.2019
Tidligere tømt	11.10.2017 og 05.08.2019
Fyllingsgrad ved tømming	Full
Karakter/kommentar	1 – Problemsluk som må tømmes hvert år



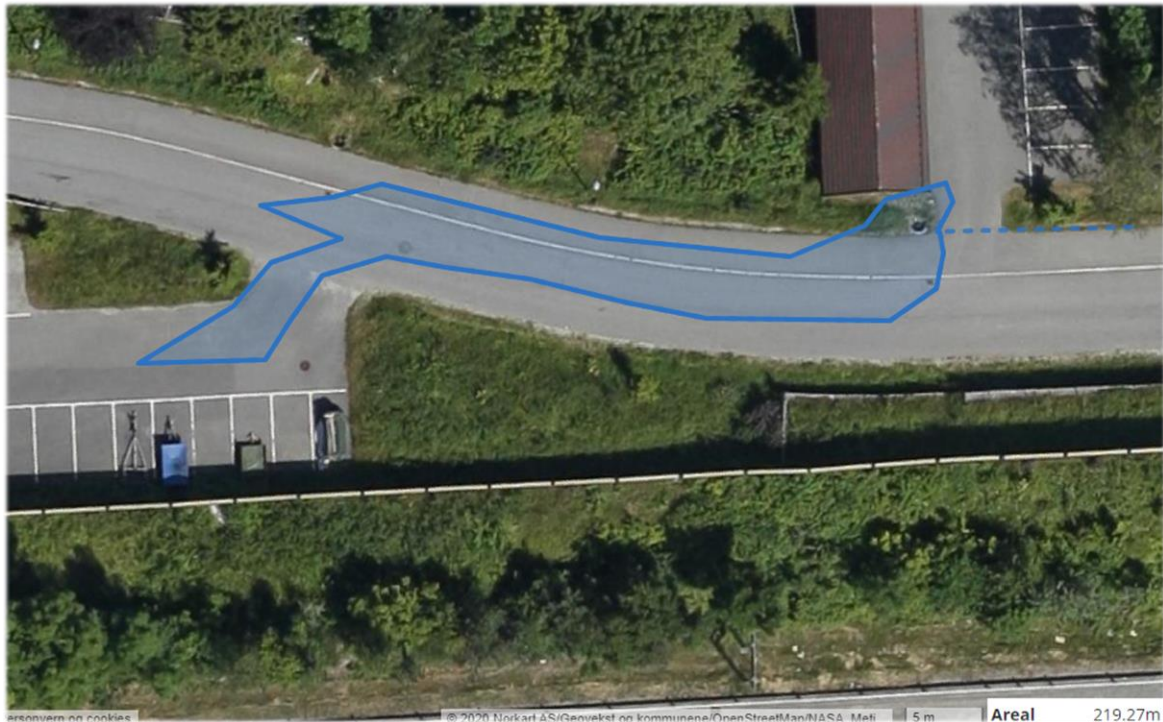
Figur 36 Hovedsluk i grøft v/ Undelstadveien hhv 10.10.2019, 22.01.2020 og 11.05.2020



*Figur 37 Nedbørsfelt over bisluk v/ Undelstadveien fra midt av nedbørsfelt 04.03.2020 og tømming ved Asker Drift 11.10.2017.*

## Brendsvollengene

Sandfanget ved Brendsvollengene ligger i et lite trafikkert boligområde. Veistrekket Brendsvollengene forbinder et hundretalls boenheter mellom veiene Øvre Måsan og Gamle Drammensvei. Hovedsluk er kuppelrist i grøft, med hjelpesluk langs fortauskant har firkantet rist med rett åpning som er tilknyttet med 3.63 meter 160 PVC.



Figur 38 Estimert nedbørsfelt til sandfang v/ Brendsvollengene

ÅDT fra Brendsvollengene er ikke kjent, men vi antar at trafikkmengden ligger i underkant av kryssende vei Øvre Måsan, som har en ÅDT på 230.

Sandfanget ert tidligere tømt 04.10.2018 og det er ikke tatt noen prøver av massene.

Nedbørsfeltet består i hovedsak av vei, fortau og parkeringsareal samt mindre grøfteareal.

Tabell 17 Karakteristika v/ Brendsvollengene

Kumdiameter	1000 mm
Nedbørsfeltreal	220 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.9
Felthelning	17%
Feltlengde	m
ÅDT Øvre Måsan	230

ÅDT Brendsvollengene	< 230
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	Nei
Tidligere tømt	04.10.2018
Fyllingsgrad ved tømming	Ikke nevnt
Karakter/kommentar	3



*Figur 39 Hovedsluk v/ Brendsvollengene fra 10.10.2019, 06.12.19 og 11.05.2020*

### Drammensveien v/Kunnskapssenteret – SSV

Drammensveien er en høyt trafikkert fylkesvei med ÅDT på 8240. Statens vegvesen (heretter SSV) forvalter veien og sandfanget. Tidligere tømning er derfor ikke kjent. Grunnet lav oppfyllingsgrad er tømning antagelig utført i tidsperioden rundt prosjektet om miljøgifter i Indre Oslofjord som startet i 2012.

Sandfangets hovedsluk har kuppelrist og ligger i grøften mellom fortau og vei. Nedbørsfeltet er flatt og består tette flater som midtdeler, vei, fortau og grøft med gode muligheter for infiltrasjon og tilbakeholdelse av partikler.



Figur 40 Estimert nedbørsfelt til sandfang i Drammensveien



Figur 41 Drammensveien 11.10.2019, 04.03.2020 og 11.05.2020

Tabell 18 Karakteristika v/ Drammensveien

Kumdiameter	1000 mm
Nedbørsfeltareal	280 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.9
Felthelning	0.3%
Feltlengde	m
ÅDT	8240
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	Nei
Tidligere tømt	Ukjent
Fyllingsgrad ved tømning	
Karakter/kommentar	

## Vogellund

Veistrekkingen Vogellund ligger ved Holmen idrettsanlegg og lokalene til Jysk/Skeidar m. flere.

Sandfanget ligger med hoved- og hjelpesluk i hver sin grøftkant med ca. 8 meters avstand. Begge sluk har kuppelrist. Området rundt og tilhørende nedbørsfeltet er flatt, og et flomutsatt område ved intensiv nedbør. Veien er lite trafikkert og ligger ved en større grusdekt parkeringsplass (4 da) og to fotballbaner i kunstgress. Grøftene har god infiltrasjonsevne og mulighet for god tilbakeholdelse av partikler.

ÅDT langs veiens hovedstrekning er 500 og kan antas å være endel lavere for avstikkeren gjennom nedbørsfeltet.



Figur 42 Estimert nedbørsfelt til sandfang ved Vogellund

Tabell 19 Karakteristika v/ Vogellund

Kumdiameter	1000 mm
Nedbørsfeltareal	950 m <sup>2</sup>
Avrenningsfaktor	0.6
Felthelning	0.4%
Feltengde	m
ÅDT	< 500
Avrenningsfaktor	
Tidligere prøver	Nei
Tidligere tømt	30.08.2017
Fyllingsgrad ved tømming	Full
Karakter/kommentar	3



Figur 43 Hovedsluk i grøft v/ Vogellund 10.10.2019, 06.12.2019, 22.01.2020 og 11.05.2020



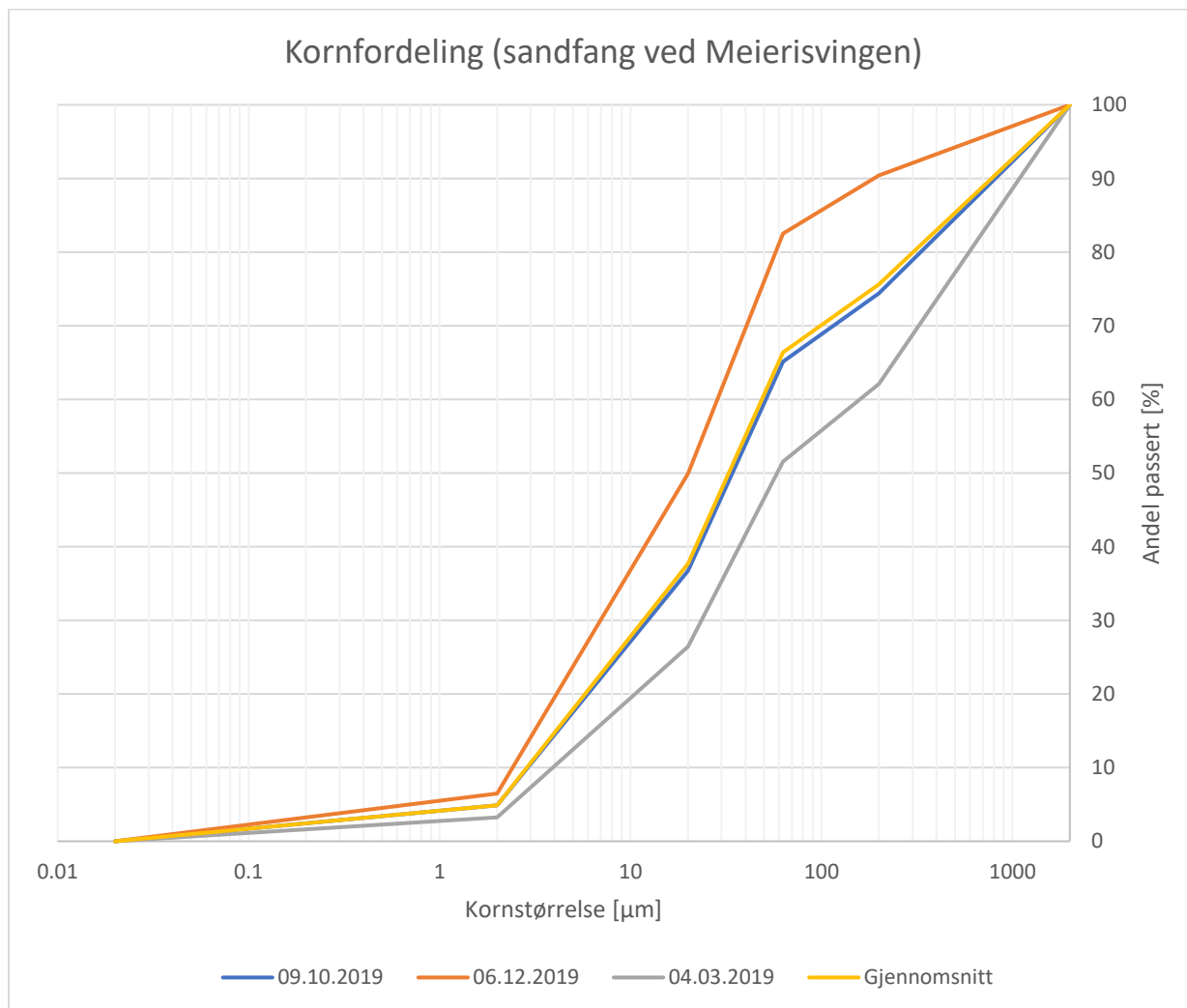
Figur 44 Vogellund bisluk m/ grøft og smeltevann på vei. 04.03.2020    Figur 45 Tømming 30.08.2017 Asker Drift



## Resultater

### Meierisvingen

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019 og 04.03.2020, og henholdsvis 24,6 %, 24,7 % og 38,7 % av massene som ble sendt til analyse hadde en størrelse > 2 mm. Kornfordeling for fraksjonen som var mindre enn 2 mm er vist Figur 46.



Figur 46 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang ved Meierisvingen

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg C: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Meierisvingen). I sandfangsvannet ble det målt høye konsentrasjoner av kobber, krom, sink (klasse V) og noen PAH; pyren, krysen, benzo[ghi]perylen (klasse V). I de sedimenterte sandfangsmassene ble de ikke registrert noen stoffer med verdier i klasse V. Konsentrasjoner av kobber og sink samt noen enkelte PAH fikk verdier i klasse IV (mens summen av PAH fikk tilstandsklasse III).

Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter visuelle observasjoner på feltet.

Nedbørsfeltarealet ble justert til cirka 900 m<sup>2</sup>.

*Tabell 20 Feltparametere for nedbørsfeltet ved Meierisvingen*

Areal	900 m <sup>2</sup>
Helning	0.7 %
Lengde	48 m
ÅDT	850
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.01
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 10.1 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 4.4 min
Formel fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formelen for urbane felt	2.5 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	2.4 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0075
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 24.9 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 6.3 min
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	5 min

Sandfanget ble tømt 23.10.2018 og denne datoen ble satt til startpunkt med fyllingsgrad lik 0%.

Målte høyder er vist i Tabell 21.

*Tabell 21 Registrerte nedmål for sandfanget ved Meierisvingen*

Dato	09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020	11.05.2020
Sedimenthøyde	5 cm	målt -25 cm (5 cm)*	6 cm	14 cm
Fyllingsgrad	10 %	10 %	12 %	28 %

\*Det har skjedd en avlesningsfeil 06.12.2019, og denne verdien settes lik verdien fra tidligere måling.

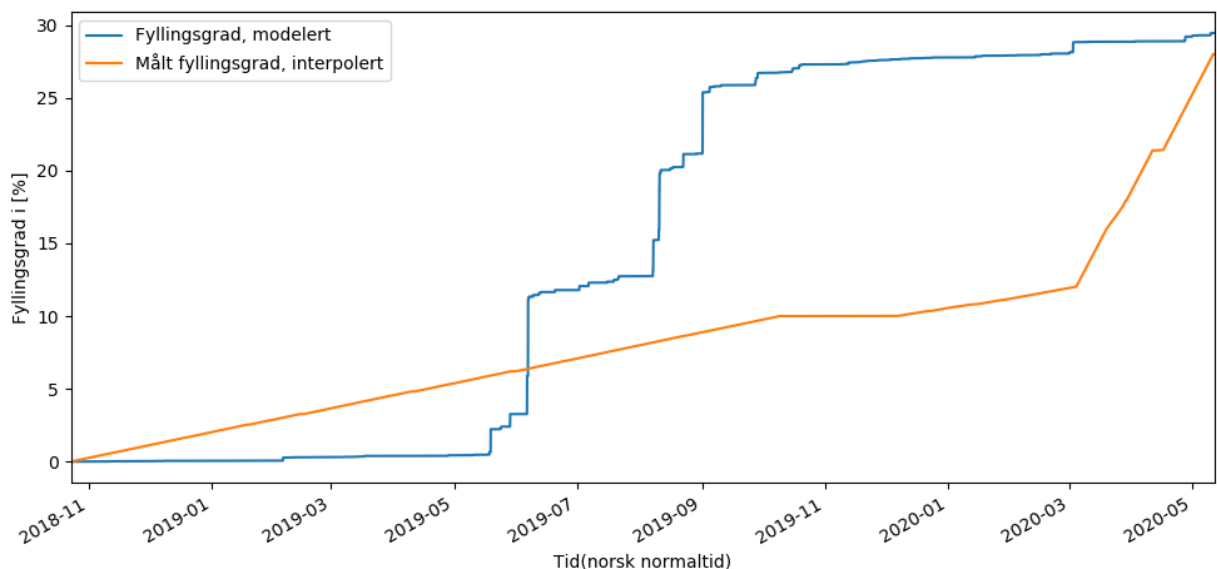
Høyeste vannføring i sandfanget (fra modell) fant sted 06.06.2019 kl. 16:50, og var 8,7 l/s under nedbør med intensitet på 38,9 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 22.

Tabell 22 Tilbakeholdelse av partikler i sandfanget ved Meierisvingen ved høyest modellert vannføring.

d	75 µm	106 µm	212 µm	297 µm	420 µm	595 µm	841 µm	1190 µm	3360 µm
ε	12.7%	36.7%	53.7%	69.5 %	82.0 %	90.1 %	94.8 %	97.3 %	99.7 %

Den modellerte fyllingsgraden ble sammenliknet med målte verdier og er vist i Figur 47. Verdiene som ble brukt i modellen er vist i

Tabell 23.



Figur 47 Modellert fyllingsgrad sammenlignet med registrerte verdier.

Tabell 23 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Meierisvingen.

Avrennings koeffisient [-]	0.9
Sandfangets diameter [m]	0.650
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	0.5
Avstand fra toppen* til utløpet [m]	0.6
R <sub>c</sub> : Utvaskingskoeffisienten [mm <sup>-1</sup> ]	0.12
n: UtvaskingsekspONENTEN [-]	2.5

\* I sandfanget ved Meierisvingen ble et annet referansepunkt enn veioverflate brukt

Den modellerte/totale tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i

Tabell 24.

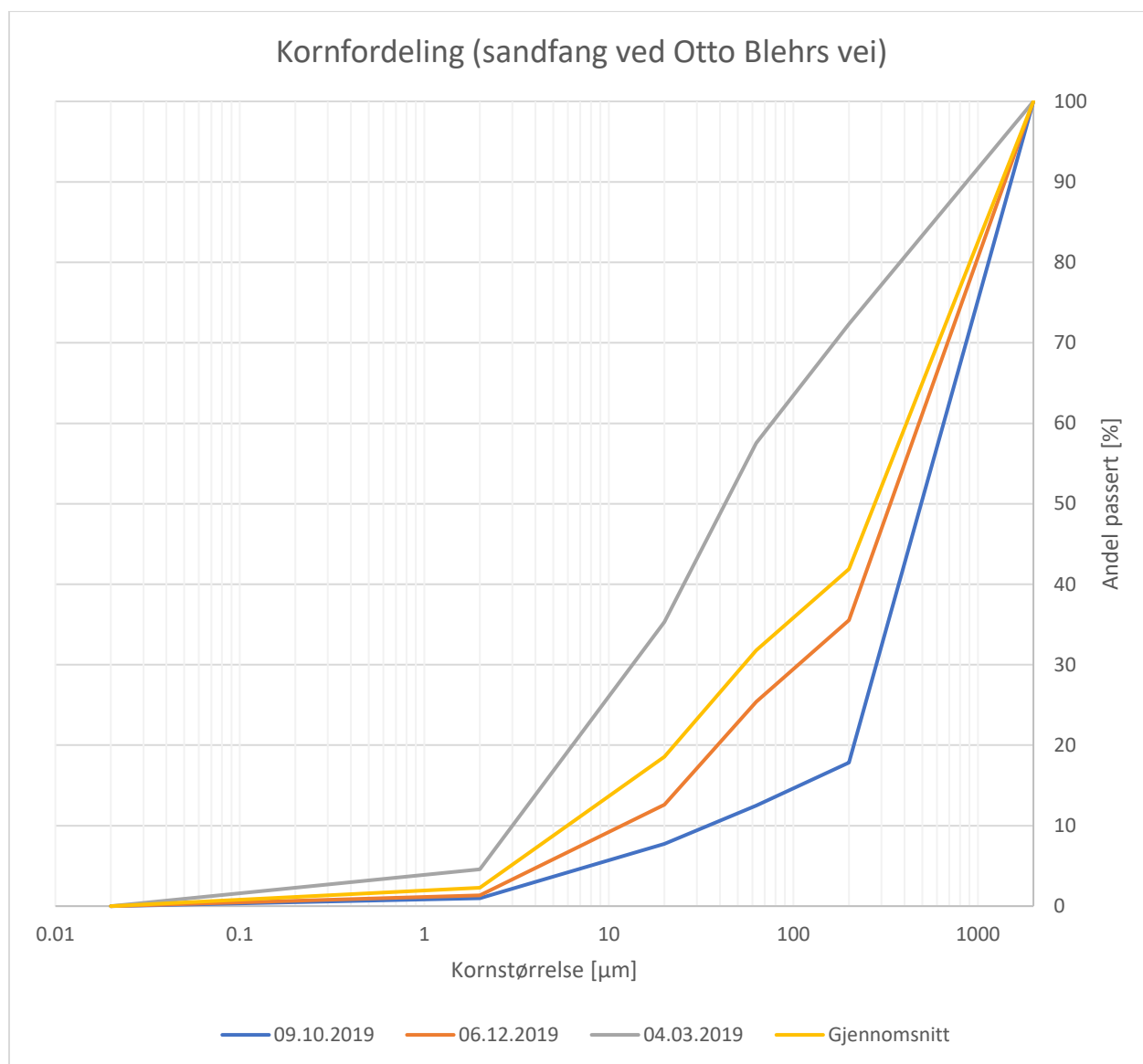
*Tabell 24 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang ved Meierisvingen*

d [ $\mu\text{m}$ ]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	Tot
inn [g]	4548	1978	1978	2373	2175	1582	1384	791	1582	1384	19775
stoppet [g]	1196	767	1059	1619	1743	1403	1301	766	1557	1381	12794
$\epsilon$	26 %	39 %	54 %	68 %	80 %	89 %	94 %	97 %	98 %	100 %	65 %

\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre

## Otto Blehrs vei

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019 og 04.03.2020, og henholdsvis 60 %, 3,9 %, 38 % av massene som ble sendt til analyse hadde en størrelse > 2mm. Kornfordeling for fraksjonen som var mindre enn 2 mm er vist i Figur 48.



Figur 48 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Otto Blehrs vei

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg D: Laboratorieresultater fra sandfang på Otto Blehrs vei). Resultatene for vannprøven viste høye konsentrasjoner av kobber, krom og sink, samt noen av PAH som fikk klasse V (men sum av PAH ble klasse II). I de sedimenterte sandfangsmassene ble det ikke påvist høye konsentrasjoner av miljøgifter, med unntak av enkle PAH med verdier i klasse III.

Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter visuelle observasjoner på feltet. Nedbørsfeltarealet ble justerte til cirka 650 m<sup>2</sup>. Sandfanget ble tømt 18.06.2019 og denne datoen ble satt som startpunkt med fyllingsgrad lik 0 %. Da den ble tømt var den halvfull, og tidligere tømminger for sandfanget er ukjent. Målte høyder er vist i Tabell 25. Årsaken til at det ble målt lavere sedimenthøyde kan være den lave oppfyllingsgraden og at massene ved tidligere prøvetaking ble jevnet ut i forsøket på å ta ut masser til analyse. Sedimenthøyde fra forrige måling ble derfor brukt til interpolering for best mulig resultat.

Tabell 25 Målt sedimenthøyde for sandfang på Otto Blehrs vei

Dato	27.09.2019	06.12.2019	04.03.2020	11.05.2020
Sedimenthøyde	3 cm	målt 2 cm (3 cm) *	4 cm	6 cm
Fyllingsgrad	3 %	2 % (3 %)	4 %	6 %

\*En mulig avlesningsfeil, fyllingsgraden som ble brukt er settes til den fra forrige måling

Tabell 26 Feltparametere for nedbørsfeltet på Otto Blehrs vei

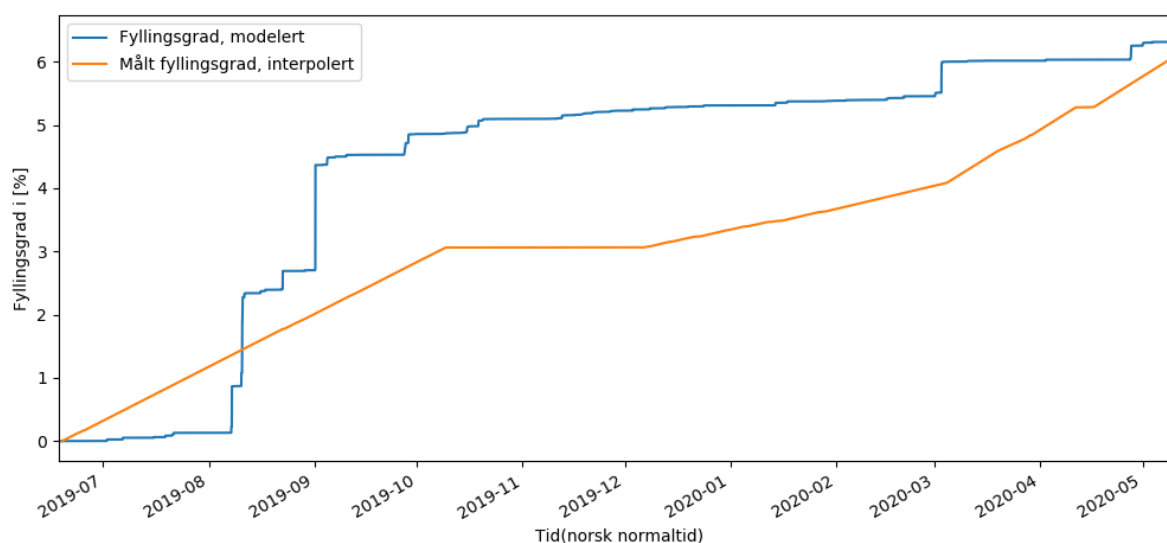
Areal	650 m <sup>2</sup>
Helning	0.4 %
Lengde	72 m
ÅDT	2300
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.01
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 15.2 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 6.6 min
Formle fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formel for urbane felt	4.2 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	4.1 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0075
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> =5mm/time	Ca. 34.3 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> =40mm/time	Ca. 8.7 min
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	6 min

Høyeste vannføring i sandfanget (fra modell) fant sted 01.09.2019 kl. 05:50, og var 6.1 l/s under nedbør med intensitet på 37.4 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 27.

Tabell 27 Tilbakeholdelse av partikler med ulik størrelse ved høyset modellert vannføring i sandfanget på Otto Blehrs vei

d	75 µm	106 µm	212 µm	297 µm	420 µm	595 µm	841 µm	1190 µm	3360 µm
ε	27.8%	60.5%	75.4%	85.7 %	92.3 %	96.0 %	98.0 %	98.9 %	99.9 %

Fyllingsgraden som ble modellert, ble sammenliknet med målte verdier, og resultatet er vist i Figur 49. Verdiene som ble brukt i modellen er presentert i Tabell 28.



Figur 49 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Otto Blehrs vei

Tabell 28 Feltparametere som ble brukt for modellering av fyllingsgraden i sandfanget på Otto Blehrs vei

Avrennings koeffisient [-]	0.9
Sandfangets diameter [m]	1.0
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	0.98
Avstand fra toppen til utløpet [m]	1.38
R <sub>c</sub> : Utvaskingskoeffisienten [mm <sup>-1</sup> ]	0.57
n: UtvaskingsekspONENTEN [-]	2.5

Den modellerte/totalte tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i Tabell 29

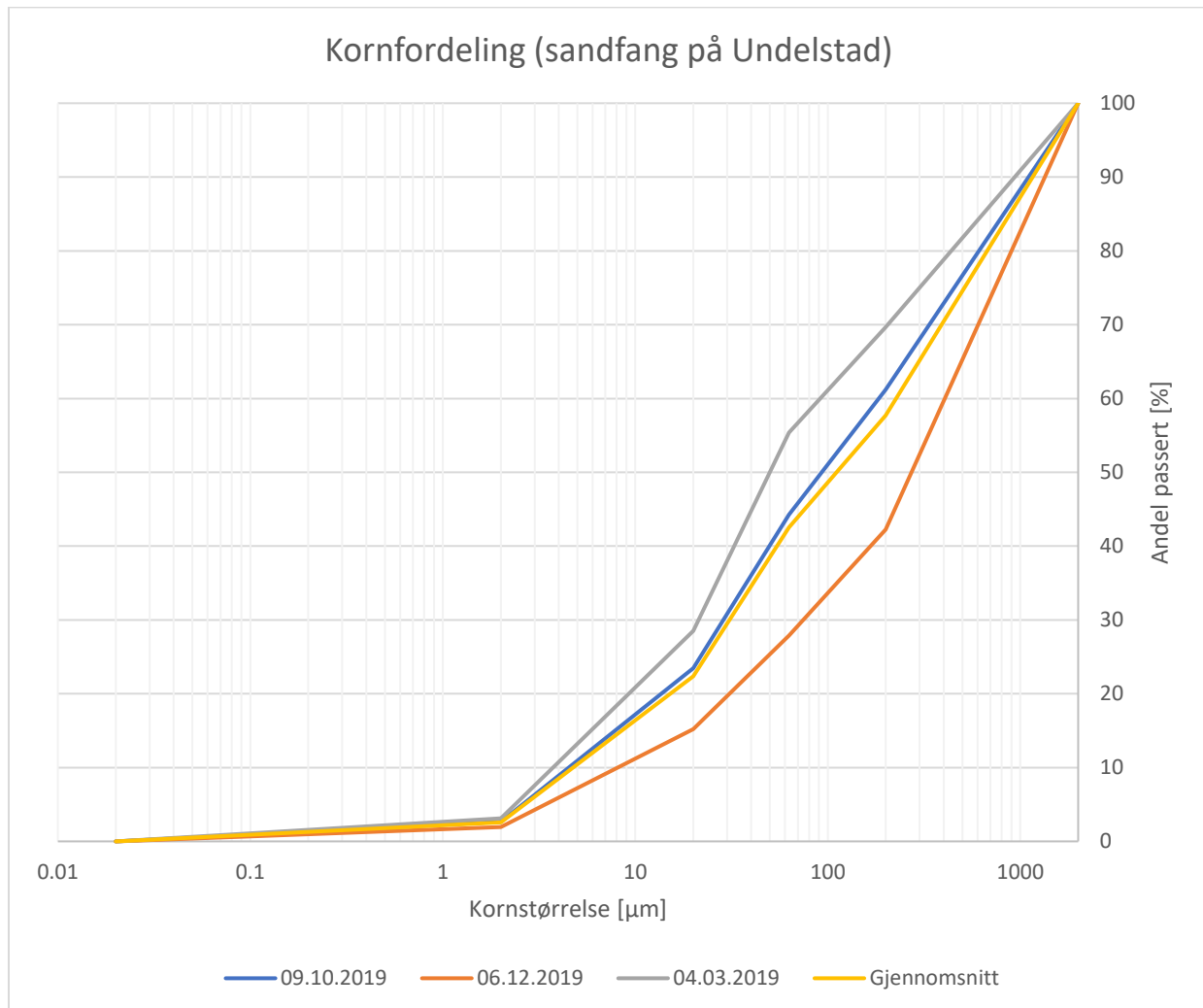
Tabell 29 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Otto Blehrs vei

d [µm]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	Tot
inn [g]	3633	1580	1580	1895	1737	1264	1106	632	1264	1106	15795
stoppet [g]	1969	1081	1270	1682	1630	1223	1088	627	1258	1105	12933
ε [%]	54	68	80	89	94	97	98	99	100	100	82

\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre

## Undelstad

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019 og 04.03.2020, og henholdsvis 20,7 %, 39,8 %, 20,6 % av massene som ble sendt til analysen hadde en størrelse > 2mm. Kornfordeling for fraksjonen som var mindre enn 2 mm er vist i Figur 50.



Figur 50 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Undelstad

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg E: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Undelstadveien). Resultatene for vannprøven viste høye konsentrasjoner av kobber og krom, samt noen PAH med verdier i klasse V (der sum PAH var klasse II). I de sedimenterte sandfangsmassene ble det ikke påvist høye konsentrasjoner av miljøgifter med unntak av noen enkelte PAH med klasse III (der sum PAH var klasse II).



Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter visuelle observasjoner på feltet.

Nedbørsfeltarealet ble justert til cirka 1550 m<sup>2</sup>. Siste tømning av sandfanget forekom 04.08.2019, og denne datoen ble satt til startpunkt med fyllingsgrad lik 0 %. Sandfanget var fullt da det ble tømt og det ble det foreslått at sandfanget skulle tømmes årlig. Målte verdier er vist i

Tabell 30.

*Tabell 30 Målte sedimenthøyder for sandfanget på Undelstad*

Dato	09.10.2019	06.12.2019	22.01.2020	04.03.2020	11.05.2020
Sedimenthøyde	3 cm	7 cm	10 cm	10 cm	15 cm
Fyllingsgrad	3.4 %	8.1 %	11.6 %	11.6 %	15.6 %

*Tabell 31 Feltparametere for nedbørsfeltet på Undelstad*

Areal	1550 m <sup>2</sup>
Helning	5 %
Lengde	106 m
ÅDT	1500
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.01
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 9.2 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 4.0 min
Formel fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formelen for urbane felt	2.2 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	2.2 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0075
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	17.3 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 4.3 min (i <sub>e</sub> *L > 3.9)
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	5 min

Høyeste vannføring i sandfanget (fra modell) fant sted 01.09.2019 kl.05:50, og var 14.5 l/s under nedbør med intensitet på 37.4 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 32.

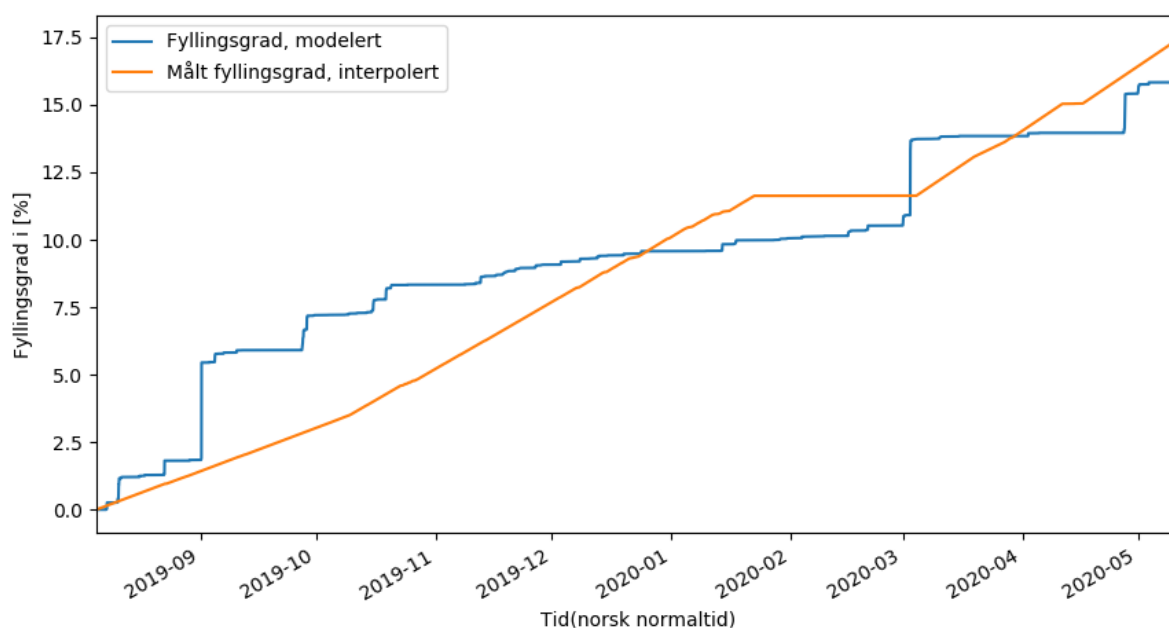
*Tabell 32 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Undelstad ved størst modellert vannføring.*

d	75µm	106µm	150µm	212µm	297µm	420µm	595µm	841µm	1190µm	3360µm
ε	18.7	31.5	48.0	64.8	78.3	87.8	93.5	96.7	98.3	99.8

Fyllingsgraden som ble modellert, ble sammenliknet med målte verdier, og resultatet er vist i Figur 51. Verdiene som ble brukt i modellen er presentert i Tabell 33.

Tabell 33 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Undelstad.

Avrennings koeffisient [-]	0.9
Sandfangets diameter [m]	1.0
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	0.86
Avstand fra toppen til utløpet [m]	1.04
$R_c$ : Utvaskingskoeffisienten [ $\text{mm}^{-1}$ ]	2.4
n: UtvaskingsekspONENTEN [-]	2.5



Figur 51 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Undelstad

Den modellerte/totalte tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i Tabell 34.

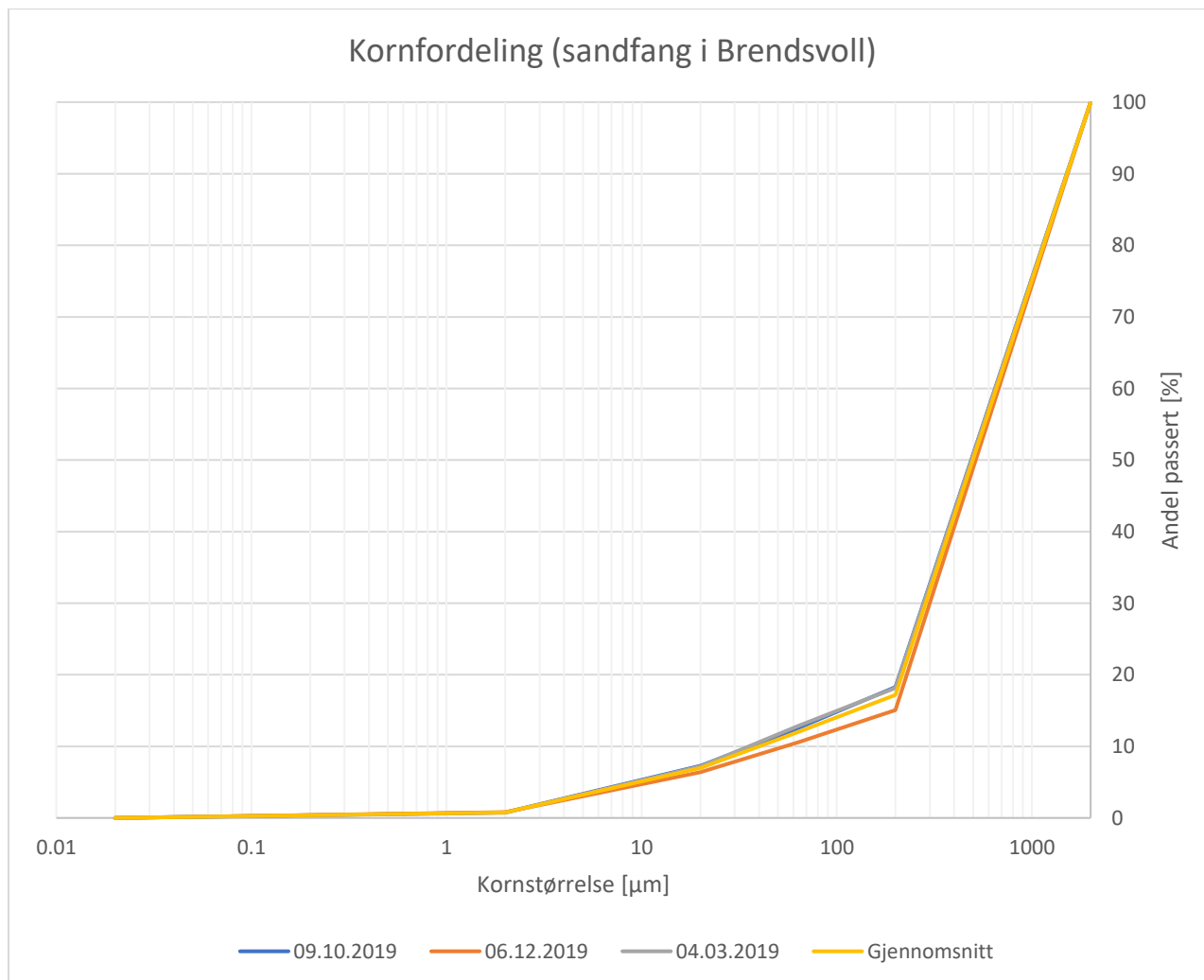
Tabell 34 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Undelstad

d [ $\mu\text{m}$ ]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	
inn [g]	8718	3790	3790	4549	4169	3032	2653	1516	3032	1106	36357
stoppet [g]	4082	2288	2766	3781	3758	2870	2579	1494	3010	2651	29280
$\epsilon$ [%]	47	60	73	83	90	95	97	99	99	240	81

\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre

## Brendsvollengene

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019 og 04.03.2020, og henholdsvis 44,1 %, 36,1 %, 37,1 % av massene som ble sendt til analysen hadde en størrelse > 2mm. Kornfordeling for fraksjonen som var mindre enn 2 mm er vist i Figur 52.



Figur 52 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang i Brendsvollengene

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg F: Laboratorieresultater fra sandfang ved Brendsvollengene). Resultatene for vannprøvene viste høye konsentrasjoner av kobber og krom, samt noen PAH med tilstandsklasse V (sum PAH var klasse II). I de sedimenterte sandfangsmassene ble det ikke påvist høyere konsentrasjoner av tunge metaller/miljøgifter med unntak av noen enkelte PAH med tilstandsklasse III (der sum PAH var tilstandsklasse II).

Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter visuelle observasjoner på feltet.

Nedbørsfeltarealet ble justert til cirka 300 m<sup>2</sup>. Sandfanget ble tømt 04.10.2018, og denne datoen ble satt til startdato med fyllingsgrad lik 0 %. Dette sandfanget hadde tilnærmet lik kornfordeling for hver prøverunde. Dette tyder på en lav massetilførsel, noe som også vises på målte sandfangshøyder som vist i Tabell 35. Manglende oppfyllingsresultater kan også skyldes uttaket av masser og mulig utjevning av sandfangsmassene på kumbunnen som følge av prøvetakingen.

*Tabell 35 Målte verdier for sandfanget på Brendsvollengene*

Dato	09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020	11.05.2020
Sedimenthøyde	3 cm	2 cm	3 cm	3 cm
Fyllingsgrad	3 %	2 %	3 %	3 %

*Tabell 36 Feltparametere for nedbørsfeltet på Brendsvollengene*

Areal	300 m <sup>2</sup>
Helning	17 %
Lengde	45 m
ÅDT	230
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.01
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 3.9 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 1.7 min
Formel fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formelen for urbane felt	0.7 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	0.7 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0075
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 8.7 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 2.2 min
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	2 min

Høyeste vannføring i sandfanget (fra modell) fant sted 06.06.2019 kl. 16.50, og var 3 l/s under nedbør med intensitet på 38.9 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 37.

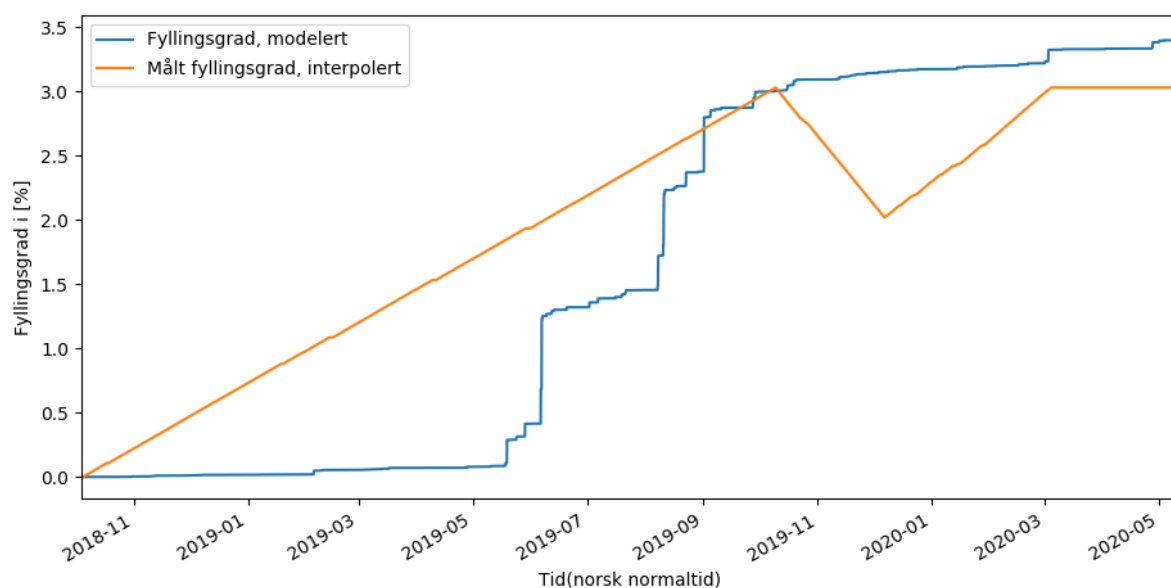
*Tabell 37 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Brendsvollengene ved størst modelert vannføring*

d	75µm	106µm	150µm	212µm	297µm	420µm	595µm	841µm	1190µm	3360µm
ε	52.7%	69.0%	81.7%	89.9%	94.6%	97.2%	98.6%	99.3%	99.6%	100%

Fyllingsgraden som ble modellert, ble sammenliknet med målte verdier, og resultatet er vist i Figur 53. Verdiene som ble brukt i modellen er presentert i Tabell 38.

Tabell 38 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Brendsvollengene.

Avrennings koeffisient [-]	0.9
Sandfangets diameter [m]	1.0
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	0.99
Avstand fra toppen til utløpet [m]	0.91
R <sub>c</sub> : Utvaskingskoeffisienten [mm <sup>-1</sup> ]	0.45
n: UtvaskingsekspONENTEN [-]	2.5



Figur 53 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Brendsvollengene

Den modellerte/totalte tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i Tabell 39

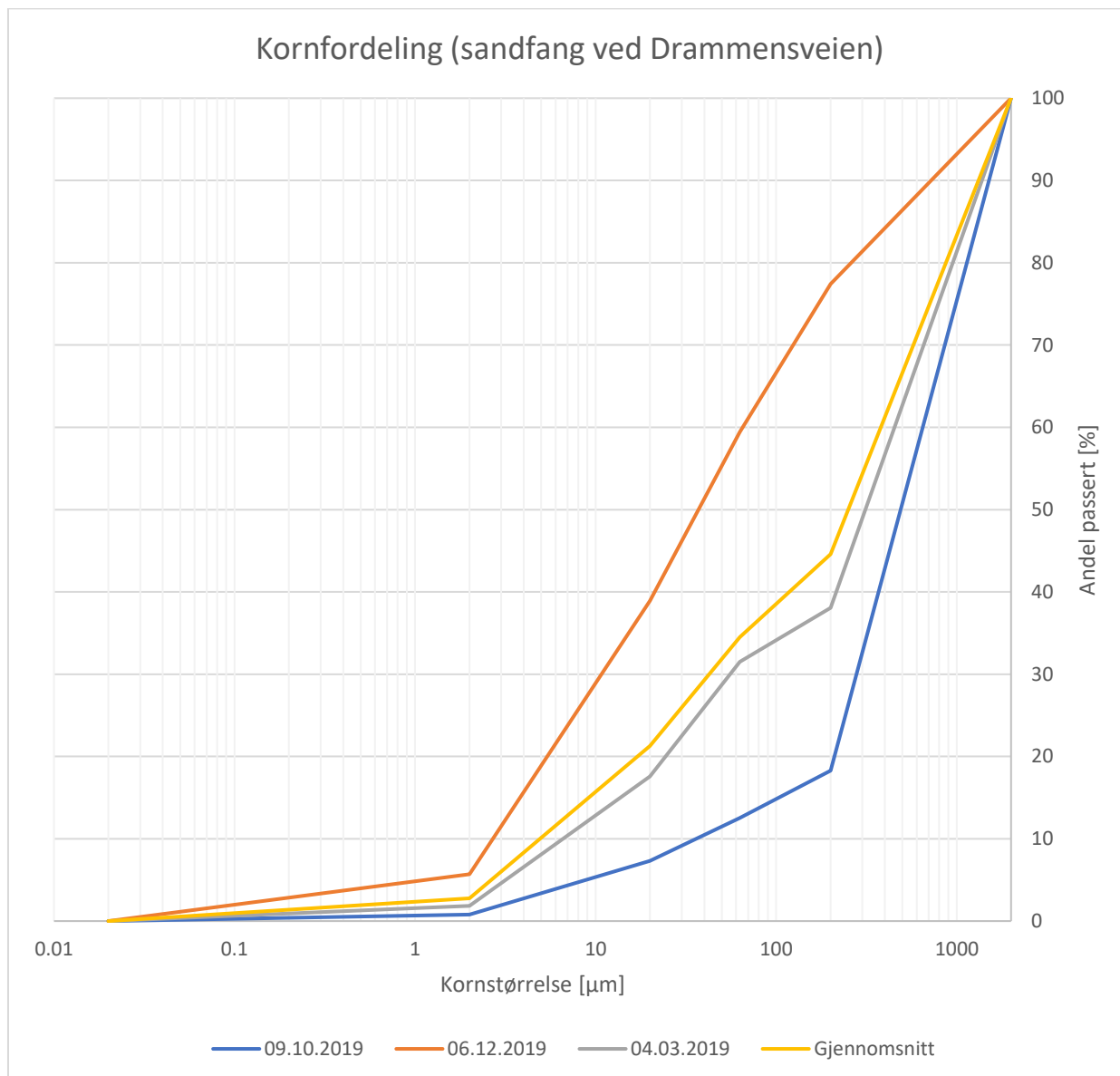
Tabell 39 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Brendsvollengene

d [μm]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	
inn [g]	1792	779	779	935	857	623	546	312	623	546	7793
stoppet [g]	1278	641	701	884	833	614	541	311	622	545	6970
ε[%]	71	82	90	95	97	99	99	100	100	100	89

\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre

## Drammensveien

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019 og 04.03.2020, og henholdsvis 73,8 %, 34,3 %, 79,1 % av massene som ble sendt til analyse hadde en størrelse > 2mm. Kornfordeling for fraksjonen som var mindre enn 2mm er vist i Figur 54.



Figur 54 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang ved Drammensveien

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg G: Laboratorieresultater fra sandfang ved Drammensvei). Resultatene for vannprøven viste høye konsentrasjoner av kobber og krom, samt noen enkelte PAH med tilstandsklasse IV-V (der sum PAH var tilstandsklasse II). I de sedimenterte sandfangsmassene ble det ikke påvist høye konsentrasjoner av tunge metaller/miljøgifter med unntak av noen enkelte PAH med tilstandsklasse III (der sum PAH var tilstandsklasse I).

Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter visuelle observasjoner av feltet.

Nedbørsfeltarealet ble justert til cirka 300 m<sup>2</sup>. Dette sandfanget ligger ved fylkesvei og er forvaltet av SVV. Sist tømmedato for sandfanget er derfor ikke kjent og derfor ble det ingen startpunktet ble satt til første høyden som ble målt (09.10.2019). Målte sedimenthøyder er vist i Tabell 40.

*Tabell 40 Målte verdier for sandfanget ved Drammensveien*

Dato	09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020	11.05.2020
Sedimenthøyde	5cm	10cm	13cm	10cm
Fyllingsgrad	5%	10%	13%	10%

*Tabell 41 Feltparametere for nedbørsfeltet på Drammensvei*

Areal	300 m <sup>2</sup>
Helning	0.3 %
Lengde	42 m
ÅDT	8240
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.01
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 11.7 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 5.1 min
Formel fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formelen for urbane felt	3.0 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	2.9 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0075
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 30.6 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 7.8 min
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	4 min

Siden det fantes ikke noe data om tømming av dette sandfanget, og den høyeste registrerte nedbørintensiteten var på litt over 15mm/h i prøvetakingsperioden, ble det antatt at størst vannføring fant sted 06.06.2019 kl. 16.50, og var 3.3 l/s under nedbør med intensitet på 38.9 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 42.

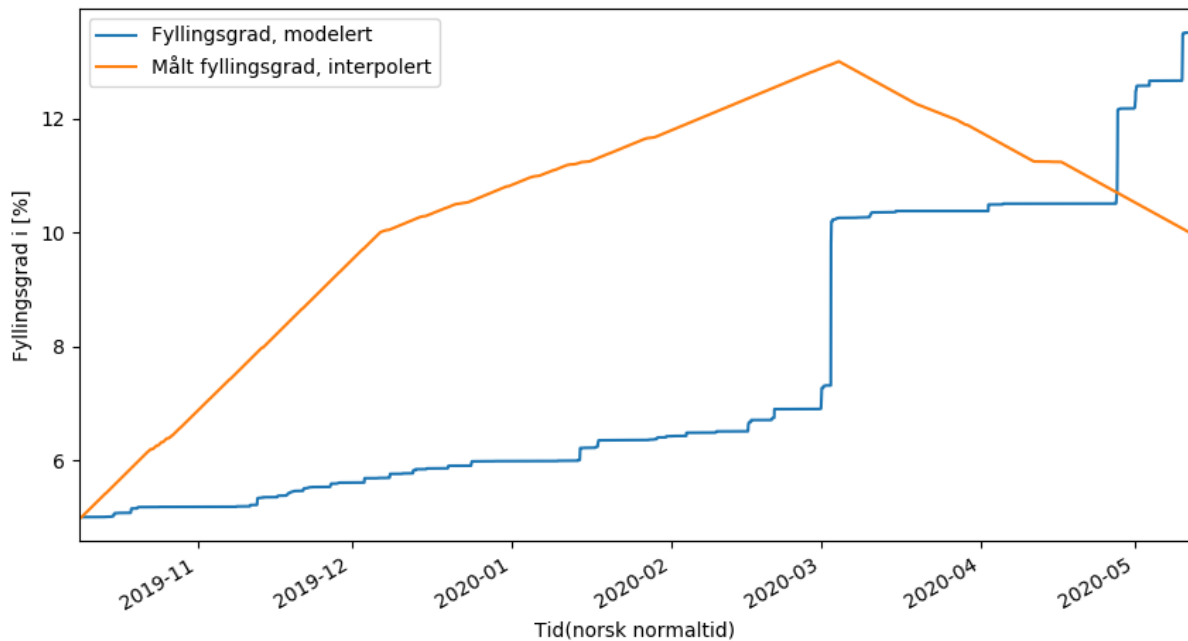
Tabell 42 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Drammensveien ved størst antatt vannføring

d	75 $\mu\text{m}$	106 $\mu\text{m}$	150 $\mu\text{m}$	212 $\mu\text{m}$	297 $\mu\text{m}$	420 $\mu\text{m}$	595 $\mu\text{m}$	841 $\mu\text{m}$	1190 $\mu\text{m}$	3360 $\mu\text{m}$
$\epsilon$	50.3%	66.9%	80.2%	89.0%	94.1%	96.9%	98.5%	99.2%	99.6%	100%

Fyllingsgraden som ble modellert, ble sammenliknet med målte verdier, og resultatet er vist i Figur 55. Verdiene som ble brukt i modellen er presentert i Tabell 43.

Tabell 43 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Drammensveien.

Avrennings koeffisient [-]	0.9
Sandfangets diameter [m]	1.0
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	1.0
Avstand fra toppen til utløpet [m]	1.6
$R_c$ : Utvaskingskoeffisienten [ $\text{mm}^{-1}$ ]	6.0
n: UtvaskingsekspONENTEN [-]	2.5



Figur 55 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Drammensveien

Den modellerte/totalte tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i Tabell 44.

Tabell 44 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfang på Drammensveien

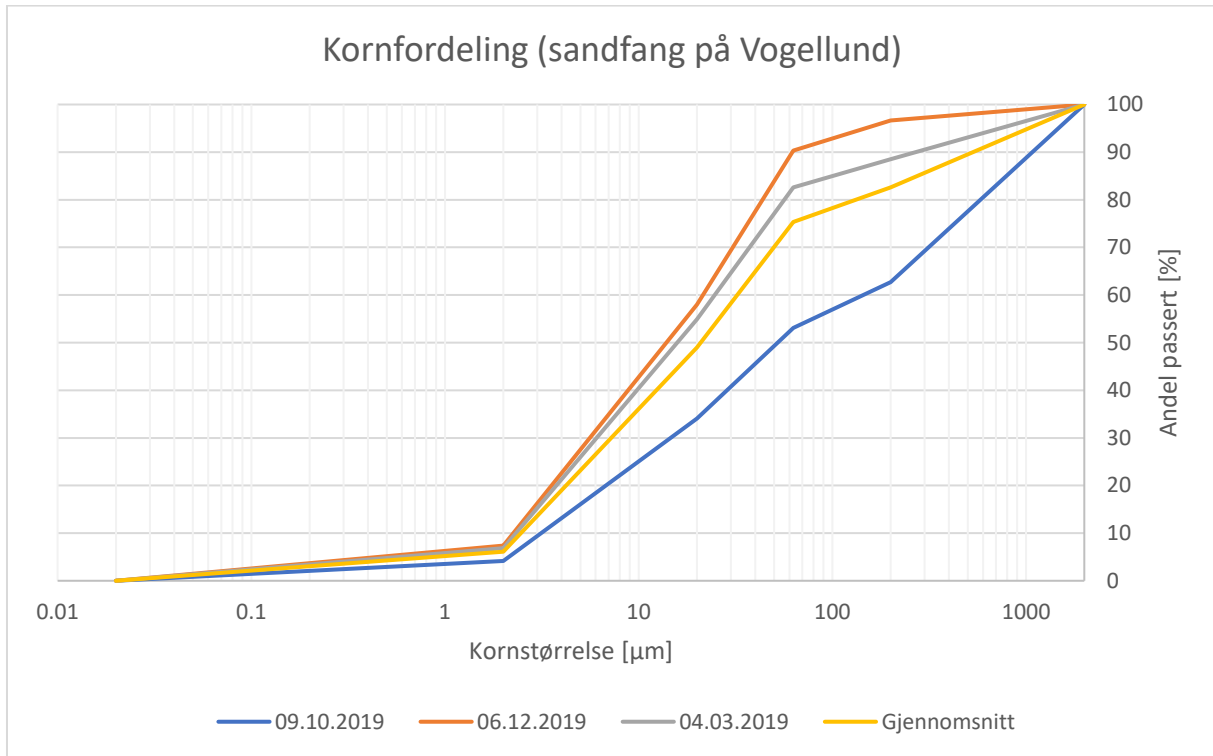
d [ $\mu\text{m}$ ]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	
inn [g]	4214	1832	1832	2199	2015	1466	1283	733	1466	1283	18322
stoppet [g]	3663	1700	1763	2156	1995	1458	1279	732	1465	1282	17493
$\epsilon$ [%]	87	93	96	98	99	99	100	100	100	100	95

\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre



## Vogellund

Det ble tatt sedimentprøver 09.10.2019, 06.12.2019, og 04.03.2020, og henholdsvis 15,9 %, 41,8 %, 48,2 % av massene som ble sendt til analyse hadde en størrelse > 2mm.



Figur 56 Kornfordeling av sedimentene fra sandfang på Vogellund

Klassifiserte verdier for tungmetaller, PAH og PCB er vist i vedlegg (Vedlegg H: Laboratorieresultater fra sandfang ved Vogellund). Resultatene for vannprøven viste høye konsentrasjoner av kobber, krom og sink, samt noen PAH med tilstandsklasse V (der sum PAH var tilstandsklasse II). I de sedimenterte sandfangsmassene ble det påvist høye konsentrasjoner av kobber og sink. Samtidig har noen enkelte PAH tilstandsklasse IV og sum PAH ble klassifisert til klasse III.

Det genererte nedbørsfeltet fra ArcMap ble justert etter å ha gjort visuelle observasjoner på feltet. Nedbørsfeltarealet ble justert til cirka 960 m<sup>2</sup>. Sandfanget ble sist tømt 04.09.2017, og denne datoen ble satt som startpunkt med fyllingsgrad lik 0 %. Da sandfanget ble tømt var det fullt. Målte verdier som vist i Tabell 45 indikerer en marginal massetilførsel. Lave verdier kan skyldes sandfangsristenes plassering i vegeterte grøfter med gøy tilbakeholdelse av partikler. Det lave volumet tilbakeholdte masser i sandfanget og dets lave partikkelstørrelse kan ha bli sterkt påvirket ved at uttak av masser og av prøvetakingen i seg selv, der de finpartikulære massene kan ha blitt fordelt ut over hele sandfangsbunnen.

*Tabell 45 Målte verdier for sandfanget på Vogellund*

Dato	09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020	11.05.2020
Sedimentthøyde	1 cm	0 cm	2 cm	2 cm
Fyllingsgrad	1 %	0 %	2 %	2 %

*Tabell 46 Feltparametere for nedbørsfeltet på Vogellund*

Areal	960 m <sup>2</sup>
Helning	0.4 %
Lengde	59 m
ÅDT	100
Konsentrasjonstid:	
Kinematisk bølge likning	
Manningstall for overflatestrømning som ble brukt	0.015
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 17.1 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 7.4 min
Formel fra SSV:	
t <sub>c</sub> ved bruk av formelen for urbane felt	3.6 min
Kiprichs formel	
Faktoren som blir ganget med t <sub>c</sub>	0.4
t <sub>c</sub>	3.5 min
Izzards formel	
C <sub>r</sub>	0.0100
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 5 mm/time	Ca. 42.2 min
t <sub>c</sub> ved i <sub>e</sub> = 40 mm/time	Ca. 10.7 min
Estimert konsentrasjonstid	
t <sub>c</sub>	10 min

Høyeste vannføring i sandfanget (fra modell) fant sted 01.09.2019 kl.05:50, og var 6l/s under nedbør med intensitet på 37.4 mm/h (med varighet 10 min). Tilbakeholdelsen av de ulike fraksjonene er vist i Tabell 47.

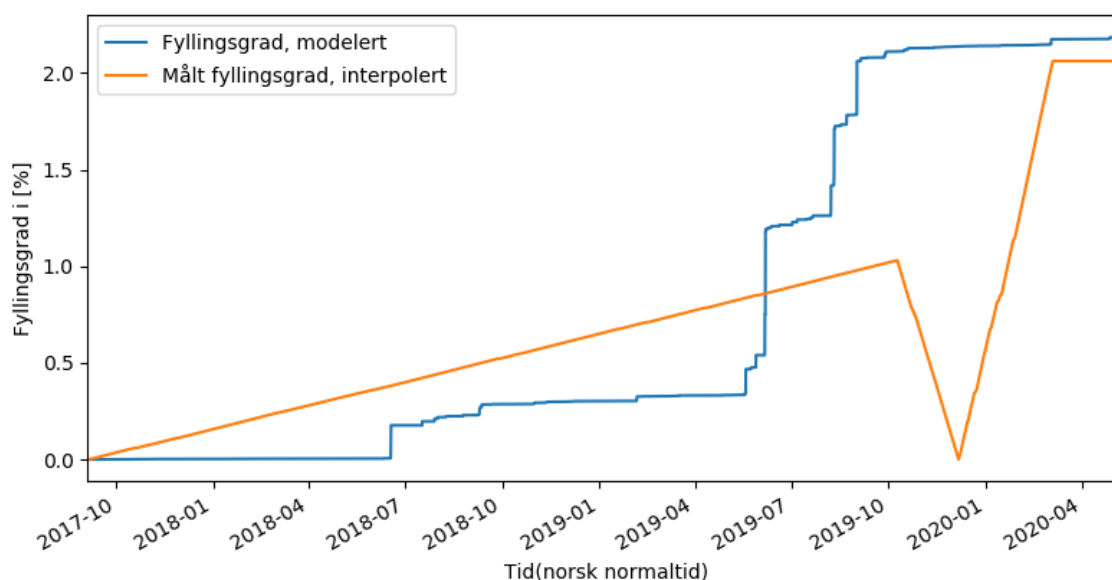
Tabell 47 Tilbakeholdelse av ulike kornstørrelser i sandfanget på Vogellund ved størst modellert vannføring

d	75 $\mu\text{m}$	106 $\mu\text{m}$	150 $\mu\text{m}$	212 $\mu\text{m}$	297 $\mu\text{m}$	420 $\mu\text{m}$	595 $\mu\text{m}$	841 $\mu\text{m}$	1190 $\mu\text{m}$	3360 $\mu\text{m}$
$\epsilon$	35.8%	52.7%	69.0%	81.7%	89.7%	94.6%	97.2%	98.6%	99.3%	99.9%

Fyllingsgraden som ble modellert, ble sammenliknet med målte verdier, og resultatet er vist i Figur 57. Verdiene som ble brukt i modellen er presentert i Tabell 48.

Tabell 48 Verdier som ble brukt i modellen for sedimentoppbygging i sandfanget på Vogellund.

Avrennings koeffisient [-]	0.6
Sandfangets diameter [m]	1.0
Avstand fra utløpet og ned til bunnen [m]	0.97
Avstand fra toppen til utløpet [m]	0.98
$R_c$ : Utvaskingskoeffisienten [ $\text{mm}^{-1}$ ]	0.016
n: Utvaskingseksponenten [-]	2.5



Figur 57 Modellert fyllingsgrad sammenliknet med målte verdier for sandfanget på Vogellund

Den modellerte/totalte tilbakeholdelsen av ulike partikkelstørrelser er vist i Tabell 49.

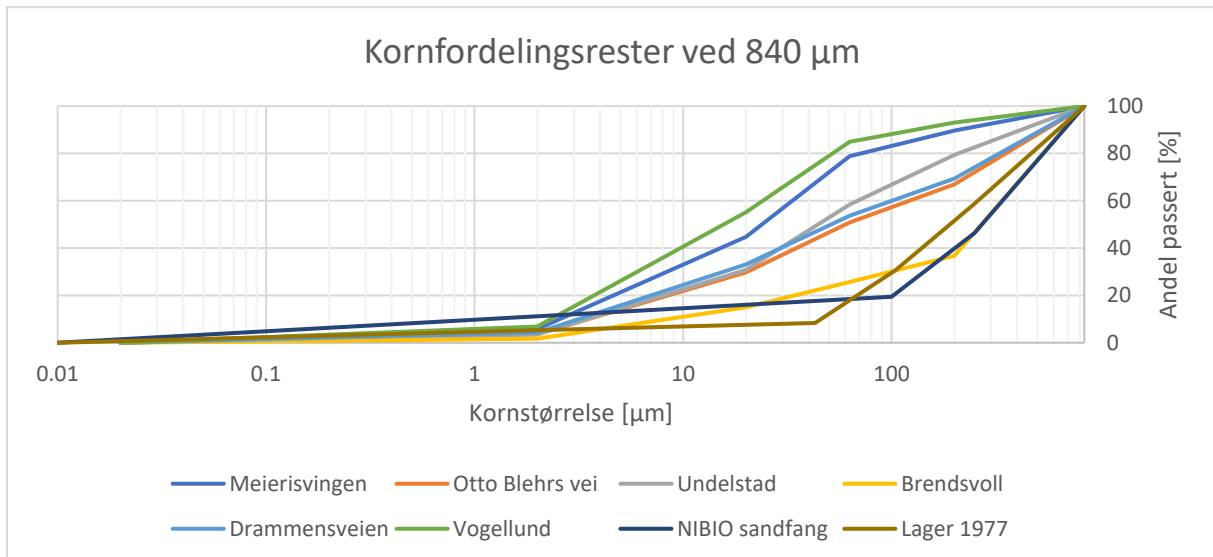
Tabell 49 Totale tilbakeholdelser av ulike fraksjoner i sandfanger på Vogellund

d [ $\mu\text{m}$ ]	75*	106	150	212	297	420	595	841	1190	3360	
inn [g]	403	175	175	210	193	140	123	70	140	123	1753
stoppet [g]	184	108	132	180	178	134	120	69	140	123	1369
$\epsilon$ [%]	46	61	76	86	92	96	98	99	99	100	78

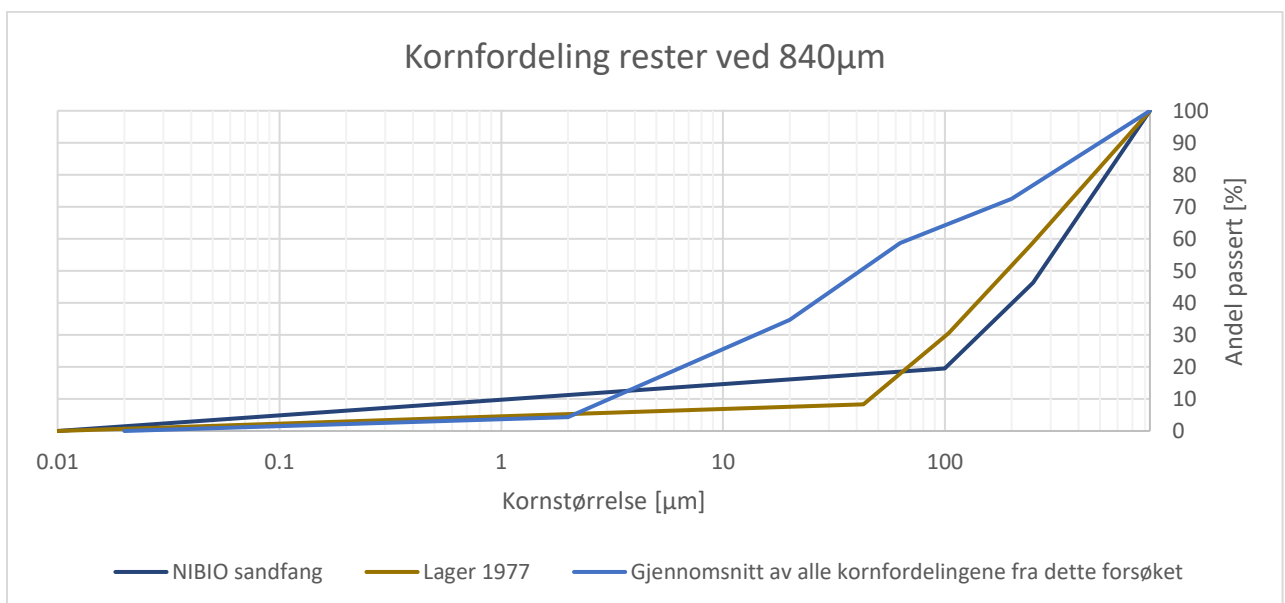
\* Denne fraksjonen inkluderer også andel av partiklene som er mindre

## Diskusjon

Partiklene større enn 840  $\mu\text{m}$  hadde høy tilbakeholdelse på hele 98% i Lagers studier (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977). Derfor blir kun fraksjonen < 840  $\mu\text{m}$  brukt til sammenligning med NIBIO's resultater. Sammenligningen av sandfangene fra denne oppgaven tilsvarende forsøk fra Lager og NIBIO er vist i Figur 58 og Figur 59.



Figur 58 Kornfordeling av massene i sandfang som var forskningsobjekter og massene i sandfang og som fantes på vei i NIBIO's rapport



Figur 59 Gjennomsnittet av alle målingene sammenliknet med verdiene fra NIBIO og (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977)

Ut fra grafene som er presentert ovenfor hadde sedimentene i Asker og andre en graderingstall som vist i Tabell 50.

Tabell 50 Graderingstall  $d_{60}/d_{10}$

	Asker	NIBIO	Lager 1977
$d_{60}$	60	320	230
$d_{10}$	3	1	42
$C_u$	20	320	5

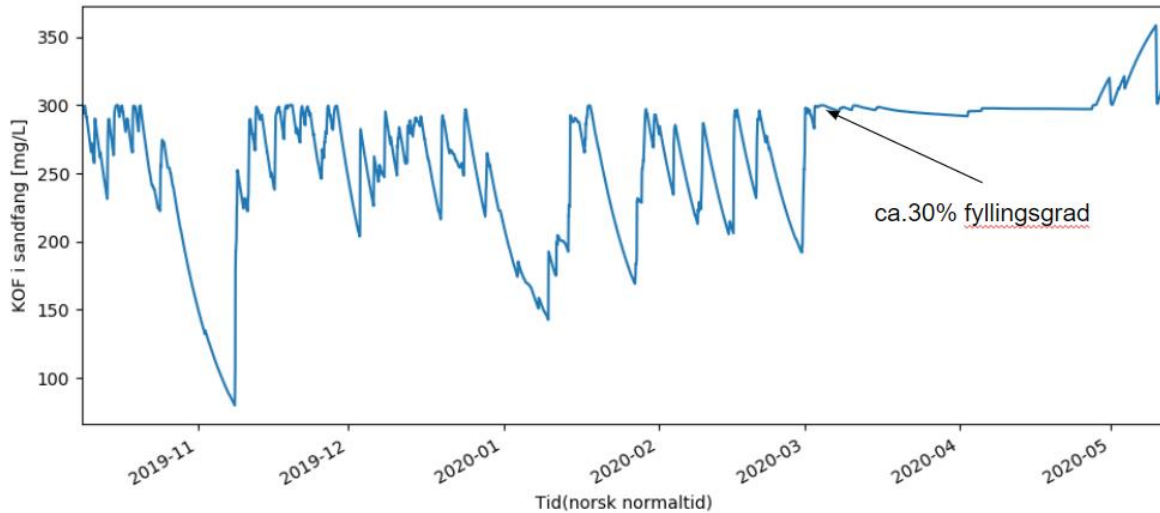
Graderingstallet basert på  $d_{75}/d_{25}$  er vist i Tabell 51 og viser mye lavere verdi for NIBIO sandfangene. Det betyr at massene i Asker hadde mye mer «jevnt» kornfordeling, og massene i NIBIO sandfangene hadde en veldig stor «hopp» mellom  $d_{10}$  og  $d_{25}$  ( $110 \cdot d_{10} = d_{25}$ )

Tabell 51 Graderingstall  $d_{75}/d_{25}$

	Asker	NIBIO	Lager 1977
$d_{75}$	230	500	400
$d_{25}$	9	110	80
$C_u$	26	5	5

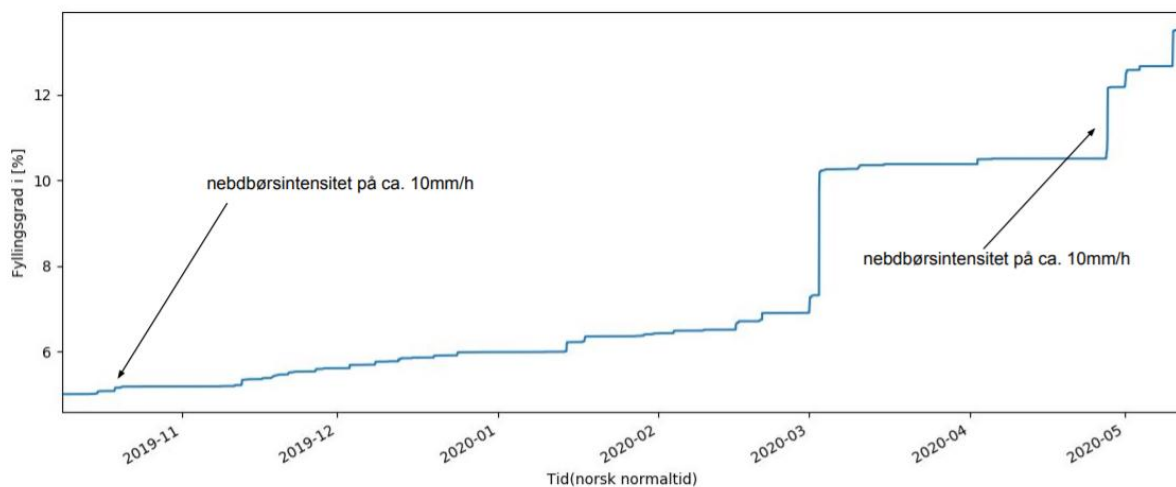
Samtlige vannprøver viste høye konsentrasjoner av kobber og krom. Tre av seks sandfangene hadde også høye konsentrasjoner av sink. Sedimentprøvene fra sandfangsmassene hadde ikke høye konsentrasjoner av tungmetaller, og kun en hadde noe forhøyet konsentrasjon av PAH. Når det gjelder konsentrasjonen av PCB, er det vanskelig å trekke noen konklusjoner siden deteksjonsnivået var høyt i forhold til klassifiseringsgrunnlaget, der laveste deteksjonsnivå tilsa tilstandsklasse III. Når det gjelder de kjemiske parametere som konsentrasjon av oksygen, COD, og ammonium ser det ut som at modellen trenger ytterligere kalibrering, noe som krever et bedre datagrunnlag/målinger. I tillegg ble det antatt at vannet i sandfanget hadde en konstant temperatur på 10°C. Disse parameterne ble ikke målt og undersøkt i vårt feltarbeid.

Det burde bli undersøkt om det ved høy fyllingsgrad vil føre til at COD-nedbrytingsraten lavere enn COD som blir brukt opp av massene som er lagret i sandfanget. I en slik tilfelle vil COD øke i sandfanget ved tørr-vær, og deretter slept ut i resipienten. Hvis dette stemmer med virkeligheten, bør fyllingsgraden for tømning settes til den (som ser ut til å ligge på rundt 30 % som viste i flere forsøk ved kalibrering, som vist i Figur 60.



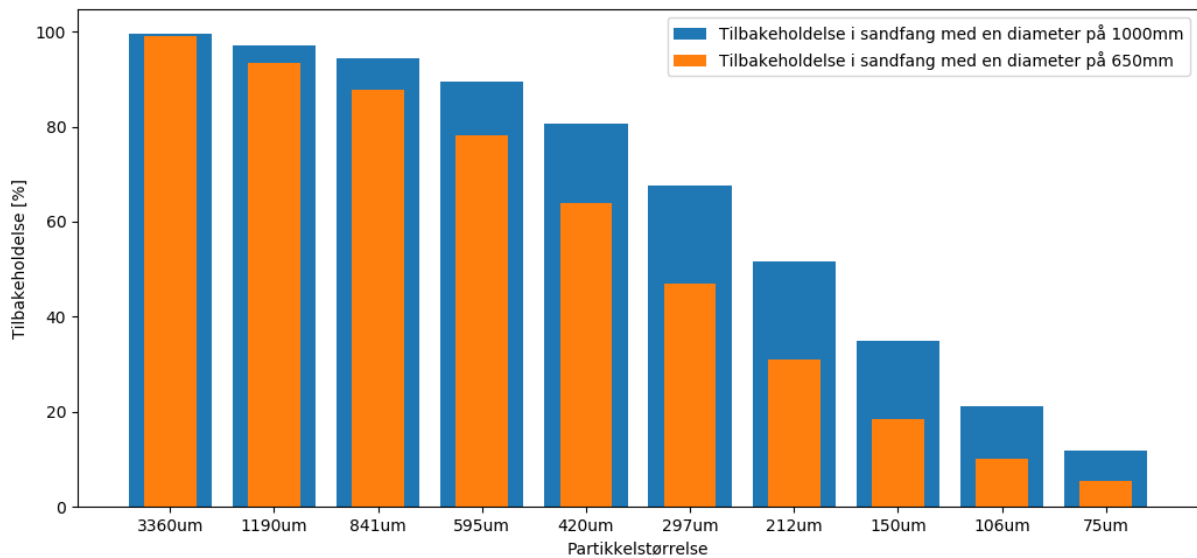
Figur 60 Et resultat fra kalibreringsforsøk som viser at det sleppes mer COD ut fra massene til vannet enn det blir redusert i sandfanget.

Fra beregningene ser det ut til at massetilførselen øker betraktelig ved en nedbørintensitet fra 8 mm/h (1.3 mm på 10 minutter) og oppover. Den lineære funksjonen som ble brukt for beregning av sedimentene som er tilgjengelige for utvasking ser ut til å fungere kun i kortere perioder. Et forbedringspotensial er at det kunne bli brukt en maksverdi for maksimal oppsamling av sedimenter i nedbørsfeltet, samt en faktor for variasjonen ved ulike årstider. Dette førte til en stor variasjon i massetilførsel ved omtrent lik nedbørintensitet som vist i Figur 61. Dette viser på den ene siden viktigheten av feiing før store nedbør, men også at simuleringen som ble kjørt trenger mer data. Dette er også grunnen til at utvaskingskoeffisienten ( $R_c$ ), blir lavere for simuleringer for lengre tid. Eventuelt kan en eksponentiellfunksjon brukes i tillegg til data fra feiing for modellering av oppsamlet masser.



Figur 61 Endring i fyllingsgrad ved nedbørshendelse på 10mm/h (10min varighet) ut fra simuleringen som ble kjørt for sandfanget ved Drammensveien

Sandfanget ved Meierisvingen var det eneste sandfanget med diameter 650 mm. Her var også den teoretiske tilbakeholdelsen av partikler lavest, med 65 %. Sandfangene med diameter 1000 mm hadde en tilbakeholdelse fra 80 % og oppover med unntak av sandfanget Vogellund. Sammenlikning av tilbakeholdelsen av slike sandfang ved en vannføring på 25 l/s er vist i Figur 62.



Figur 62 Sammenlikning av tilbakeholdelsen til sandfangene med en diameter på 650mm og 1000 mm ved en vannføring på 25l/s

Sandfangene med sluk i vegeterte grøfter hadde lavere massetilførsel. Dette viser vegetasjonens evne til å holde tilbake partikler ved hjelp blant annet infiltrasjon (reduisert avrenning) og sedimentering ved senkning av vannhastighet. Sandfanget ved Otto Blehrs vei kunne hatt en høyere massetilførsel, men setningen rundt kumringen skaper en form for terskelbasseng som gjør at en betydelig andel masser mellomlagres her. Nedbørsfeltets helning langs fortauets kantstein gir heller ikke høy nok vannhastighet til at alt samtlige masser transporteres til sluket. Betydelige masser sedimenteres langs kantsteinen. Ekstra gatefeing kan muligens være et aktuelt tiltak her. Et annet faktor som forhindrer partikkeltransport inn til sandfanget er at ved sandfanget på Vogellund, Brendsvollengene, Undelstad og Drammensveien hadde et tjukt lag med is og tettpakket snø over risten som ble observert, og måtte graves i vinteren som vist i Figur 63.



*Figur 63 Sandfanget på Drammensvei. Bilde etter utgravingsarbeid*

Ut fra måleresultatene fra sandfangene i denne oppgaven og målte oppfyllingsgrader ved andregangs tømning av nylig tømte sandfang kan det konkluderes at de fleste sandfang ikke trenger årlig tømning. Viktigere er arbeidet med å sikre at samtlige sandfang blir tømt, og at intervaller på 3-4 år mellom hver tømning vil være en optimalt når en fyllingsgrad på 50 % skal brukes som kriteriet for tømning. Sandfangene som bør tømmes årlig er de sandfangene med lav lagringskapasitet, der kumdimensjon og avstanden fra bunn av utløpet til bunn er < 60 cm. Sandfangene som befinner seg i vegeterte grøfter kan i hovedsak tømmes med intervaller på 4-5 år, men dokumentasjon fra tømminger kan avdekke tilfeller hvor hyppigere tømning kreves. I tillegg bør sandfangene med grusdekte flater i nedbørsfeltet kontrolleres ved befaring etter større intense nedbørshendelser som ved ekstremregnet 06.08.2016. Massetransport ved slik nedbør vil på grusdekte arealer kunne være betydelig. Som tidligere forøk har vist, er feiing et godt tiltak for å redusere oppfylling i sandfang. Når sandfangene har flere dokumenterte tømminger, vil grunnlaget for hvilke områder der ekstra gatefeiing kan avlaste sandfang utarbeides og iverksettes som tiltak. Dette vil kunne fordele belastningen av årlige behøvede tømminger og dermed være med på å sikre at de sandfang som har behov for tømning faktisk blir tømt.



### Usikkerhet og mulige feilkilder

Prøvetaking med uttaket av sandfangsmassene kan ha gitt utslag på målte fyllingsgrader ved de lavest oppfylte sandfangene. Det ble registret lav oppfylling i samtlige sandfang og med massenes finpartikulære fraksjon kan uttaket med øse ha skapt turbulens kraftig nok til at masser har blitt virvlet opp og fordelt utover sandfangsbunnen.

### Måleusikkerhet ved måling av oppfylte masser:

Målestav med 1 cm måleintervall ble brukt til nedmål av oppfylte masser. Målte oppfylling varierte fra -1 cm til +8 cm. Ved målt endring i oppfylling fra +/- 1 cm kombinert med masseuttaket er usikkerheten for målt endring i oppfylling høy. Oppfyllingstiden mellom målingene var også kort, noe som resulterte i liten målt endring.

## Konklusjon

Målte fyllingsgrader ble lavere enn først antatt. Grunnlaget for antagelsene var sandfangenes generelt høye oppfylling ved tidligere tømming som skyldes at sandfangene ikke hadde blitt tømt på en årrekke.

Resultatene fra oppgaven viste at sandfangene som ligger i tettvegeterte grøfter med nedbørsfelt med lav helning ikke trenger nødvendigvis å bli tømt oftere enn hvert 3-5 år. Sandfang som ligger i felt der grus og masser samt strøing utgjør en stor andel av partikkeltransporten, og der gradienten er høy, blir fylt opp raskere og krever nøyere oppfølging med tømming hvert 1-2 år.

Samtidig kan noen uforutsette hendelser gjøre at sandfang fylles mye på kort tid. Ekstremnedbør som gir rask og kraftig avrenning, anleggsarbeid eller utstrakt bruk av strøsand og mangelfull feiing vil kunne bidra til periodevis rask oppfylling.

Faktorer som kan bidra til en saktere oppfylling av sandfangene er som ved ett av oppgavens tilfeller, setning rundt kumringene som gjør at masser avsettes før de når sandfanget. Masser som avsettes under transport til sandfanget kan fjernes ved gatefeiing som vil være et effektivt tiltak som både fjerner massen og sørger for at tiden mellom hver gang sandfanget tømmes utvides. Størrelsen på sandfanget tversnitsareal under utløpet avgjør teoretisk hvor godt de kan holde igjen partikler, og hvor fort blir de fylles og må tømmes. Derfor bør det sandfang med diameter mindre enn 1000 mm unngås eventuelt erstattes og sandfang med diameter på 650 mm som Meierisvingen bør tømmes årlig.

Vannkvaliteten i sandfangene viste forhøyde verdier av sink, krom og nikkel. For mindre resipienter kan dette gi negative konsekvenser og store problemer på kort sikt grunnet sjokkbelastningen av akkumulerte miljøgifter, som skader både vannkvaliteten, bunnforhold resipientens biota. Større resipienter vil kunne tåle sjokkbelastningene bedre, men en langvarig forurensning vil kunne skape store skader på sikt.

Det er liten fare for utspyling av sedimenterte sandfangsmasser i de sandfangene som ble undersøkt. Størst modellert vannføring var en nedbørintensitet på 64.5 mm/h (10.7 mm på 10 min) som tilsvarer en nedbørshendelse med 9 års intervall ut fra IVF-kurve for Asker, for å oppnå den vannføring de er maksimalt dimensjonert for (25l/s). Dermed er det lite fare for at massene blir vasket ut. For å få en vannføring lik den (Lager, Smith and Tchobanglous, 1977) observerte utvasking av masser ved 50 %

yllingsgrad trengs det en nedbørintensitet på 144 mm/h, 24.1 mm på 10 min som tilsvarer et >200års nedbør.

Vi kan konkludere med at effekten av arbeidet med tømning av sandfangene i Asker kommune er god, og at ytterligere registreringer av fremtidige tømminger vil gi den nødvendige erfaringsbaserte kunnskapen om hva tømmefrekvensen for hvert sandfang er. Dette vil sikre en kostnadseffektiv tømning der kun de sandfang som har behov for tømning tømmes, slik at det lar seg gjøre å legge en tømmeplan der ingen sandfang fylles opp mer enn nødvendig.

## Anbefalinger til videre arbeid

Utvidet innsats ved tømning vil med sikkerhet gi bedre grunnlag for utarbeidelse av en optimalisert tømmeplan. Ved å manuelt måle og registrere sandfangenes oppfylling fra bunn mot et fast referansepunkt (som for eksempel kummens toppring eller utløp) kan oppfyllingsgraden stadfestes med langt høyere sikkerhet enn ved dagens bruk av en skjønnsmessig vurdering. Målt verdi registres på lik linje med dagens kommentar i Gemini Portal og kan derfra hentes ut slik at reell oppfylling over tid vil avgjøre neste tømmebehov. Vi antar at andelen unødvendige tømminger som følge av tidligere antatt tømmefrekvens vil gå betydelig ned ved bruk av målt oppfylling.

Utvikling og bruk av målesensorer for overvåkning av sandfangenes oppfylling er flere steder testet ut i mindre skala. Resultater og utfyllende erfaringer er pr dags dato ikke kjent, men vi har tro på at det kan bli et nyttig verktøy innen få år.

En videreføring av manuell overvåkning ved måling av oppfylling med målestav, kan for Meierisvingen, Undelstad og Otto Blehrs vei ved bestemte intervaller tømning er en enkel overvåkningsmetode som kan brukes på utvalgte områder. Ved å videreføre målingene over en lengre periode enn masteroppgaven kan man få en god karakteristikk av hva slags masseproduksjon som ulike tørrværsperioder har og hva slags massetransport nedbørshendelser har.

Mulig etablering av et BASAL Permakum-sandfang med infiltrasjonsevne som en erstatning for ett av de seks sandfangene vi undersøkte har i det små blitt diskutert. Brendsvøllengene har med sitt begrensede nedbørsfelt vist seg å være det mest egnede stedet for et slikt sandfang.

- Alabaster, J. S. and Lloyd, R. (1980) *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*.
- Amundsen, C. E. and Roseth, R. (2004) *Utslippsfaktorer for forurensinger fra veg til vann og jord i Norge*.
- Berge, J. A. et al. (2013) *Indre Oslofjord - Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment*.
- Bolognesi, A. et al. (2008) 'Experimental study of roadside gully pots efficiency in trapping solids washed off during rainfall events.'
- Bonhomme, C. and Petrucci, G. (2017) 'Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments?', *Water Research*, 108, pp. 422–431. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.027.
- Brodie, I. M. (2007) 'Prediction of stormwater particle loads from impervious urban surfaces based on a rainfall detachment index', *Water Science and Technology*, 55(4), pp. 49–56. doi: 10.2166/wst.2007.094.
- Butler, D. et al. (1995) 'The gully pot as a physical, chemical and biological reactor.', *Water Sci Technol*, 31(7), pp. 219–28.
- Butler, D. and Davies, J. w. (2004) *Urban Drainage*. 2nd editio. London: Spon Press.
- Butler, D. and Karunaratne, S. H. P. G. (1995) 'The suspended solids trap efficiency of the roadside gully pot', *Water Research*, 29(2), pp. 719–729. doi: 10.1016/0043-1354(94)00149-2.
- Butler, D. and Memon, F. A. (1999) 'Dynamic modelling of roadside gully pots during wet weather', *Water Research*, 33(15), pp. 3364–3372. doi: 10.1016/S0043-1354(99)00050-0.
- Chapra, S. (1997) 'Surface Water-Quality Modeling', 1.
- Chin, D. A. (2013) *Water-Resources Engineering*. 3rd edn. Pearson.
- Cristina, C. M. and Sansalone, J. J. (2003) 'Kinematic Wave Model of Urban Pavement Rainfall-Runoff Subject to Traffic Loadings', *Journal of Environmental Engineering*, 129(7), pp. 629–636. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:7(629).
- Deletic, A., Maksimovic, [Cbreve]edo and Ivetic, M. (1997) 'Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces', *Journal of Hydraulic Research*, 35(1), pp. 99–118. doi: 10.1080/00221689709498646.
- Dyrnes, V. (2006) 'Notat om renseeffekter av sandfangkummer', *Notat. Statens vegvesen*.
- Fillos, J. and Molof, A. H. (1972) 'Effect of benthal deposits on oxygen and nutrient economy of

- flowing waters'. Edited by F. A. O. of the UN. (Water Pollut Contr Fed J), pp. 644–662.
- Fletcher, I. J. and Pratt, C. J. (1981) 'Mathematical simulation of pollutant contributions to urban runoff from roadside gully pots.', *Proceedings of 2nd International Conference on Urban Storm Drainage.*, pp. 116–124.
- Huber, C. and Dickinson, R. (1992) *Stormwater Management Model, Version 4: User's Manual*. US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Athens, GA.
- Ibrekk, H. O. (1985) *Konsekvenser ved vegbygging i og langs vassdrag*.
- Lager, J. A., Smith, W. G. and Tchobanglous, G. (1977) *Catchbasin Technology Overview and Assessment*. Ohio. Available at: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=300002QL.TXT>.
- Lindholm, O. (2013) 'Rapport til miljøgiftprosjektet Indre Oslofjord 2012 - kommunale kilder. Notat som utgjør Vedlegg A i Niva-rapport med L.nr. 6565-2013'.
- Lindholm, O. (2015) *Forurensningstilførsel fra veg og betydningen av å tømme sandfang*.
- Lindholm, O. and Haraldsen, S. (2013) 'Miljøgifter i overvann fra tette flater, reneanlegg og overløp - Case Indre Oslo-fjord', *Vann nr. 2*.
- Memon, F. A. and Butler, D. (2002) 'Identification and modelling of dry weather processes in gully pots.', *Water Research*, 36, pp. 1351–59.
- Miljødirektoratet (2014) *Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder*.
- Miljødirektoratet (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*.
- Miljøvernavdelingen (2015) 'Tømming av kommunale sandfang svikter i kommunene.'
- Miljøvernavdelingen (2016) *Pålegg om registrering og tømming av sandfang*.
- Morgan, D. *et al.* (2017) 'Sediment build-up on roads and footpaths of a residential area', *Urban Water Journal*, 14(4), pp. 378–385. doi: 10.1080/1573062X.2016.1148182.
- Morgan, D. *et al.* (2020) 'A modified wash-off function for stormwater suspended solids modelling', *Journal of Hydrology*, 584, p. 124672. doi: 10.1016/j.jhydrol.2020.124672.
- Morrison, G. *et al.* (1988) 'Transport mechanism and processes for metal species in gully pot system.', *Water Res*, 22(11), pp. 1417–27.
- Mosevoll, G. and Lindholm, O. (1986) *Sandfang i avløpsledninger fra gater og veier: forprosjekt*. NTNF.
- Napier, F., D'Arcy, B. and Jefferies, C. (2008) 'A review of vehicle related metals and polycyclic

aromatic hydrocarbons in the UK environment', *Desalination*, 226(1–3), pp. 143–150. doi: 10.1016/j.desal.2007.02.104.

Nix, S. J. (1992) *Urban Stormwater Modeling and Simulation*. Boca Raton, Florida, USA: Lewis Publishers.

Obropta, C. G. and Kardos, J. S. (2007) 'Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic and hybrid approaches.', *Water Resour. Assoc.*, 43(6), pp. 1508–1523.

Pazwash, H. (2011) *Urban Storm Water Managment*. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group.

Sartor, J. D. and Boyd, G. B. (1972) *Water pollution aspects of street surface contaminants, USA. EPA Report, EPA-R2-72-081, USA.*

Sartor, J. D., Boyd, G. B. and Agardy, F. J. (1974) 'Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants', *Journal (Water Pollution Control Federation)*. Water Environment Federation, 46(3), pp. 458–467. Available at: <http://www.jstor.org/stable/25038149>.

Statens vegvesen (2014) *Vegbygging. Håndbok N200. Normal.*

Wada, Y., Miura, H. and Hasengawa, K. (1987) 'Model building and analysis of runoff water quality of flush from the street gully pot.', *Proceedings of 4th International Conference on Urban Storm Drainage. Lausanne, Switzerland*, pp. 60–65.

## Vedlegg A: Koder i Python som ble brukt for beregning av $t_c$

```
import shapefile
import math as m
import csv

intensitet = 40          #nedbørintensitet mm/time
manningstall = 0.015    #manningstall

Plass = «Vogellund» #Drammensveien, Vogellund, Meierisvingen, Nesøya, Undelstad, Brendsvoll
sf = shapefile.Reader(f»C:/Users/alekz/Desktop/ArcgisData/{Plass} DTM1/Start_og_ende.shp»)
sf2 = shapefile.Reader(f»C:/Users/alekz/Desktop/ArcgisData/{Plass} DTM1/Lengde.shp»)
nedbørsfelt = {»Meierisvingen»: 900, #Arealet til nedbørsfeltet ved Meierisvingen
               «Nesøya»: 650,      #Arealet til nedbørsfeltet på Nesøya
               «Undelstad»: 1550,  #Arealet til nedbørsfeltet på Undelstad
               «Brendsvoll»: 300,   #Arealet til nedbørsfeltet på Brendsvoll
               «Drammensveien»: 300, #Arealet til nedbørsfeltet på Drammensveien
               «Vogellund»: 960,    #Arealet til nedbørsfeltet på Vogellund
               }

punkt1 = list(sf.record(0))      #Henter inn første punkt (sandfanget)
punkt2 = list(sf.record(1))      #henter punktet som har lengst vannlinje til sandfanget

av_el1 = punkt1[1]               #Henter høyden til punkt1(sandfanget)
av_el2 = punkt2[1]               #Henter høyden til punkt2

linje = list(sf2.record(0))      #Henter vannlinjen
lengde = linje[1]                #Henter lengden til vannlinja
```



```

#Funksjonen som beregner høydeforskjell
def ber_høydeforskjell(av_el1, av_el2):

    if av_el1 - av_el2 < 0:

        return av_el2 - av_el1

    elif av_el1 - av_el2 > 0:

        return av_el1 - av_el2

    else:

        print(«Sjekk høyde på punktene»)
        pass

    pass

høydeforskjell = ber_høydeforskjell(av_el1, av_el2)
slope = høydeforskjell/lengde

```

#Funksjonen som beregner konsentrasjonstiden basert på kinetisk bølge likningen

```

def beregn_kin_bølge_tc(intensitet, manningstall, slope, lengde):

```

```

    i = intensitet
    s_0 = slope
    i_e = i
    n = manningstall
    L = lengde
    return (6.99/i_e**0.4)*((n*L)/(s_0**0.5))**0.6
    pass

```

#Funksjonen beregner konsentrasjonstiden basert på Kirpichs formel

```

def beregn_Kirpichs_tc(lengde, slope):

```

```

    #fra 400
    S_0 = slope
    L = lengde
    return 0.019*(L**0.77)/(S_0**0.385)
    pass

```

#Funksjonen beregner konsentrasjonstiden basert på SVVs formel for urbane felt

```

def beregn_Vegvesnets_tc(lengde, høydeforskjell):

```

```

    L = lengde
    H = høydeforskjell
    return 0.02*(L**1.15)*(H**-0.39)

```

#Funksjonen beregner konsetrasjonstiden basert på Izzards likning

def beregn\_izzards\_tc(lengde, intensitet, slope):

    L = lengde

    S\_0 = slope

    i\_e = intensitet

    c\_r = 0.01

    K = (2.8\*(10\*\*-6)\*i\_e+c\_r)/(S\_0\*\*(1/3))

    if i\_e\*L>3900:

        return «i\_e\*L>3.9»

    else:

        return (530\*K\*L\*\*(1/3))/(i\_e\*\*(2/3))

    pass

t\_c = [bereg\_n\_kin\_bølge\_tc(intensitet, manningstall, slope, lengde),

      bereg\_n\_Vegvesnets\_tc(lengde, høydeforskjell),

      bereg\_n\_Kirpichs\_tc(lengde, slope),

      bereg\_n\_izzards\_tc(lengde, intensitet, slope)]

## Vedlegg B: Koder i Python for simulering av oppfyllingsgrad i sandfang

```
import pandas as pd
import matplotlib.pyplot as plt
import datetime

#Eksempel for Meierisvingen

#Parameterene til nedbørsfeltet
A_ned = 900 #Arealet til nedbørsfeltet [m^2]
AADT = 850 #Årlig døgntrafikk [antall biler]
t_c = 5 #Konsentrasjonstiden til feltet [min]
C_av = 0.9 #Avrennings koeffisienten [-]

#Parameterene knyttet til sandfanget
D_s = 0.65 #Diameteren til sandfanget [m]
A_s = D_s**2*3.14/4 #Arealet til sandfanget [m^2]
H_l = 0.5 #Høyde under utløpet som benyttes til lagring av sand [m]
V_l = H_l*A_s #Lagringsvolumet i sandfanget [m^3]
M_l = V_l*2620*1000 #Masser som kan bli lagret i sandfanget [g]
H_u = 0.8 #Avstand fra toppen til sandfanget og ned til utløpet
#(bunn av røret) [m]
H_tot = H_u + H_l #Den totale høyde av sandfanget

#Parameterene til beregning av massetransport på nedbørsfeltet
R_c = 1 #Utvaskingskoeffisienten [mm^(-1)]
n = 2.5 #utvaskingsekspONENTEN [-]
a = 8.84*10**(-4)*AADT+1.24 #Sedimentoppbyggingsraten [g/m^2.d]

#Parametere knyttet til sandkarakteristikk
S = 2.62 #Spesifikkvekt til masser [-]

#registrerte høyder
```

```
målt_h = {"2018-10-22 23:00:00": H_tot,  
          "2019-10-09 12:00:00": 1.25,  
          "2019-12-06 12:00:00": 1.25,  
          "2020-03-04 12:00:00": 1.26,  
          "2020-05-11 12:00:00": 1.16}
```

#partikkelstørrelser som skal brukes til beregning

```
d_size_str = {»3360um»: 3.36*10**(-3), #Partikkelstørrelser  
             «1190um»: 1.19*10**(-3),  
             „841um“: 0.841*10**(-3),  
             „595um“: 0.595*10**(-3),  
             „420um“: 0.420*10**(-3),  
             „297um“: 0.297*10**(-3),  
             „212um“: 0.212*10**(-3),  
             «150um»: 0.150*10**(-3),  
             «106um»: 0.106*10**(-3),  
             «75um»: 0.075*10**(-3),  
             «<75um»: 0.075*10**(-3)}
```

#andelen av de ulike fraksjonene i masser som kommer inn i sandfanget

```
d_andel = {»3360um»: 0.07, #Andelen til de ulike fraksjonene  
          „1190um“: 0.08,  
          „841um“: 0.04,  
          „595um“: 0.07,  
          „420um“: 0.08,  
          „297um“: 0.11,  
          „212um“: 0.12,  
          „150um“: 0.10,  
          „106um“: 0.10,  
          „75um“: 0.09,  
          „<75um“: 0.14}
```

#Parametere til beregning av vannskvalitet i sandfang

```
T = 10           #Temperatur til vannet i sandfanget [*C]  
Kof_0 = 300     #Startkonsentrasjonen til vannet i sandfanget [mg/L]  
DO_0 = 9        #Startkonsentrasjonen til vannet i sandfanget [mg/L]  
K_L = 0.21     #oksygen transfershastighet [m/d]
```

NH4\_0 = 2.5 #Startkonsentrasjonen til ammonium i vannet [mg/L]

#Åpning av excel-filen, og indeksering

```
rådata = pd.read_excel(«neddata10min.xlsx»)
```

```
rådata[»Tid(norsk normalt)»] = pd.to_datetime(
```

```
    rådata[»Tid(norsk normalt)»], format=»%d.%m.%Y %H:%M»
```

```
)
```

```
rådata = rådata.set_index(«Tid(norsk normalt)»)
```

```
print(«Filen ble åpnet»)
```

#Bergning av minutter uten nedbør

```
k = 0
```

```
for x in rådata.index:
```

```
    if rådata.loc[x,»Nedbørintensitet»] == 0:
```

```
        rådata.loc[x,»Minutter uten nedbør»] = k+10
```

```
        k = rådata.loc[x,»Minutter uten nedbør»]
```

```
    else:
```

```
        rådata.loc[x,»Minutter uten nedbør»] = 0
```

```
        k = 0
```

```
print(«Beregning av antall minutter uten nedbør vellykket»)
```

```
for x in rådata.index:
```

```
    if rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»] == 0:
```

```
        k += 1
```

```
        rådata.loc[x, «Sedimenter, kumulativt»] = \
            a*k/(24*6)*A_ned
```

```
    else:
```

```
        rådata.loc[x, «Sedimenter, kumulativt»] = \
            a*k/(24*6)*A_ned
```

```
print(«Beregning av akkumulerte sedimenter vellykket»)
```

#modellering av oppsamling og utvasking av masser

```
for x in rådata.index:
```

```
    if x == rådata.first_valid_index():
```

```
        rådata.loc[x, «Sedimentene som er igjen»] = a/(24*6)*A_ned
```

```
        prev_index = x
```

```

elif rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»] == 0:

    rådata.loc[x, «Sedimentene som er igjen»] = \

    rådata.loc[prev_index, «Sedimentene som er igjen»] + a/(24*6)*A_ned

    prev_index = x

else:

l_c = (1+rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/60*t_c)**2
r_1 = rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/3600
r_2 = rådata.loc[prev_index, «Nedbørintensitet»]/3600

r_ka = ((r_1*C_av)**n+(r_2*C_av)**n)/2

k = l_c * R_c * r_ka

rådata.loc[x, «Sedimentene som er igjen»] = \
rådata.loc[prev_index,«Sedimentene som er igjen»]*2.72**(-k*600)
prev_index = x

    print(f»Beregning av utvasket masser fra nedbørsfeltet for {x}»)

print(«Modelering av oppsamling og utvasking vellykket»)

# sedimenter i sandfang
rådata[»Masser tot i sandfang»] = \

rådata[»Sedimenter, kumulativt»] - rådata[»Sedimentene som er igjen»]

#beregner endring i masser
for x in rådata.index:

    if x == rådata.first_valid_index():

rådata.loc[x, «Endring i tot masser»] = 0
x_prev = x

    else:

        rådata.loc[x, «Endring i tot masser»] = \

        rådata.loc[x, «Masser tot i sandfang»]-rådata.loc[x_prev, «Masser tot i sandfang»]

        x_prev = x

# beregning av hvor mye av hver fraksjon som blir holdt igjen
fanget_sand_justert = 0
for x in rådata.index:

    v = 10**(-6) #vannets kinematisk viskositet
    Q = rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/(1000*3600)*A_ned*C_av
    rådata.loc[x, «Vannføring l/s»] = Q*1000
    summ_av_ulike_fraksjoner = 0
    for y in d_size_str:

        d = d_size_str[y]

```

```

a_turb = 0.8574*2.72**(-1.7602*d) #Turbulensfaktor
e_eff = 1/(1+(72*Q*v)/(a_turb*3.14*9.81*(d**2)*(D_s**2)*(S-1)))
m_stoppet=e_eff*d_andel[y]*rådata.loc[x, «Endring i tot masser»]
rådata.loc[x,y] = m_stoppet
summ_av_ulike_fraksjoner = summ_av_ulike_fraksjoner + rådata.loc[x,y]
rådata.loc[x,»Summen av partiklene«] = summ_av_ulike_fraksjoner
if x == rådata.first_valid_index():
    rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»] = 0
else:
    fanget_sand_justert = fanget_sand_justert + summ_av_ulike_fraksjoner
    rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»] = fanget_sand_justert
print(f»Beregner massene som ble hold igjen {x}»)

#beregner fyllingsgraden
for x in rådata.index:
    rådata.loc[x,»Fyllingsgrad, modelert«] = rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»]/\
(H_I*A_s*S*1000)
    print(f"»Fyllingsgraden{x}")

#Målt fyllingsgrad (interpolert mellom målingene)
for x in målt_h:
    x_dato = x
    x_dato = datetime.datetime.strptime(x_dato, '%Y-%m-%d %H:%M:%S')
    rådata.loc[x_dato,»Målt fyllingsgrad«] = (H_tot - målt_h[x])/H_I*100
rådata[»Målt fyllingsgrad, interpolert«]= \
rådata[»Målt fyllingsgrad«].interpolate(method='linear', limit_direction='forward')

#Ammonium i sandfang
for x in rådata.index:
    V = H_I * ((M_I-rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»])/M_I)
    if rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»] == 0:
        rådata.loc[x, "Ammonium i sandfang"] = \
        2.5 + ((0.149*(1.037**(T-20)))+\
        (1.8*1.107**(T-20))*(A_s/V))*\
        rådata.loc[x,»Minutter uten nedbør«]/(24*6)
        x_prev = x
    else:

```

```

V_inn = (rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/1000)*A_ned*C_av*(1/6)

rådata.loc[x,»Ammonium i sandfang»] = \

(V_inn*NH4_0+(V*rådata.loc[x_prev,»Ammonium i sandfang»]))/(V_inn+V)

x_prev = x

print(f»Beregner ammoniumkonsentrasjonen i sandfanget som var {x}»)

print(«Beregning av KOF i sandfang»)
#KOF i sandfang
for x in rådata.index:

    V = H_l * ((M_l-rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»])/M_l)
    s = rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»]
    l = rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]
    if x == rådata.first_valid_index():

        x_prev = x
        rådata.loc[x,»KOF i sandfang»] = Kof_0

    elif rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»] > 0:

        V_inn = (rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/1000)*A_ned*C_av*(1/6)

        rådata.loc[x,»KOF i sandfang»] = \

        (V_inn*Kof_0+(V*rådata.loc[x_prev,»KOF i sandfang»]))/(V_inn+V)

        x_prev = x

    else:

        rådata.loc[x,»KOF i sandfang»] = rådata.loc[x_prev,»KOF i sandfang»] +\
        ((-0.151*1.041**(T-20))/(24*6)*rådata.loc[x_prev,»KOF i sandfang»]+\
        ((0.002*(1.135**(T-20))/(24*6)*s)/V))
        x_prev = x

        print(f»Beregner KOF i sandfanget som var {x}»)

#DO i sandfang
for x in rådata.index:

    V = V = H_l * ((M_l-rådata.loc[x, «Fanget sand, justert»])/M_l)

    if x == rådata.first_valid_index():

        rådata.loc[x,»DO i sandfang»] = DO_0
        x_prev = x

    elif rådata.loc[x,»Minutter uten nedbør»] == 0:

        V_inn = (rådata.loc[x, «Nedbørintensitet»]/1000)*A_ned*C_av*(1/6)

        rådata.loc[x,»DO i sandfang»] = \

```



```

(V_inn*DO_0+(V*rådata.loc[x_prev,"DO i sandfang"])/(V_inn+V)

x_prev = x

else:

rådata.loc[x,"DO i sandfang"] = \
rådata.loc[x_prev,"DO i sandfang"]+\
(((K_L*A_s)/V)*((14.652-0.41022*T+0.007991*T**2-0.000077774*T**3)-\
rådata.loc[x_prev,"DO i sandfang"])-\
((0.149*(1.059**(T-20)))*rådata.loc[x_prev,"DO i sandfang"]) -\
(1.8*A_s/V))/(24*6)
x_prev = x

print(f»Beregner oksygenkonsentrasjonen i sandfanget som var {x}»)

#Tegning av grafene
print(«Forbereder grafene»)
nedbørsdata = rådata[»Nedbørintensitet«]
sedimenter_paa_vei = rådata[»Sedimentene som er igjen«]
masser_i_sandfang = rådata[»Fanget sand, justert«]

linjeplot_figur = plt.figure()
nedbørs_akse = linjeplot_figur.add_subplot(3, 1, 1)
nedbørsdata.plot(ax=nedbørs_akse)
nedbørs_akse.set_ylabel(«Nedbør i mm/time»)

sandfang_akse = linjeplot_figur.add_subplot(3, 1, 2)
sedimenter_paa_vei.plot(ax=sandfang_akse)
sandfang_akse.set_ylabel(«Sedimenter på vei i gram»)

veimasser_akse = linjeplot_figur.add_subplot(3, 1, 3)
masser_i_sandfang.plot(ax=veimasser_akse)
veimasser_akse.set_ylabel(«Masser i sandfang»)

kof = rådata[»KOF i sandfang«]
do = rådata["DO i sandfang"]
nh4 = rådata[»Ammonium i sandfang«]

parametere = plt.figure()
kof_akse = parametere.add_subplot(3, 1, 1)
kof.plot(ax=kof_akse)

```

```
do_akse = parametere.add_subplot(3, 1, 2)
do.plot(ax=do_akse)
```

```
nh4_akse = parametere.add_subplot(3, 1, 3)
nh4.plot(ax=nh4_akse)
```

```
fyllingsgraden = rådata[»Fyllingsgrad, modelert«]
maaltfylling = rådata[»Målt fyllingsgrad, interpolert«]
```

```
plot_3 = plt.figure()
```

```
fyllings_akse = plot_3.add_subplot(1, 1, 1)
fyllingsgraden.plot(ax=fyllings_akse)
fyllings_akse.set_ylabel(«Fyllingsgrad i [%]»)
```

```
maaltfyl_akse = plot_3.add_subplot(1, 1, 1)
maaltfylling.plot(ax=maaltfyl_akse)
plt.legend()
```

```
rådata.to_excel(r'bearbeidet_data.xlsx', index = True)
plt.tight_layout()
```

## Vedlegg C: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Meierisvingen

		09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020		
<b>Meierisvingen</b>		Runde 1	Runde 2	Runde 3		
VANN	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	µg/l	0.005	0.005	0.008	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	µg/l	0.002	0.002	0.002	
	Kvikksølv (Hg),summen	µg/l	0.007	0.007	0.01	
	Arsen (As), oppsluttet	µg/l	0.33	1.1	1.6	
	Arsen (As), filtrert	µg/l	0.2	0.26	0.37	
	Arsen (As), summen	µg/l	0.53	1.36	1.97	
	Bly (Pb), oppsluttet	µg/l	1.5	5.4	11	
	Bly (Pb), filtrert	µg/l	0.17	0.01	0.037	
	Bly (Pb), summen	µg/l	1.67	5.41	11.037	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	µg/l	0.012	0.052	0.082	
	Kadmium (Cd), filtrert	µg/l	0.007	0.031	0.004	
	Kadmium (Cd), summen	µg/l	0.019	0.083	0.086	
	Kobber (Cu), oppsluttet	µg/l	9.1	20	49	
	Kobber (Cu), filtrert	µg/l	4	3.3	3.6	
	Kobber (Cu), summen	µg/l	13.1	23.3	52.6	
	Krom (Cr), oppsluttet	µg/l	2.1	6.8	14	
	Krom (Cr), filtrert	µg/l	0.66	0.089	2.1	
	Krom (Cr), summen	µg/l	2.76	6.889	16.1	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	µg/l	1.6	6.4	9.7	
	Nikkel (Ni), filtrert	µg/l	0.75	0.97	0.39	
	Nikkel (Ni), summen	µg/l	2.35	7.37	10.09	
	Sink (Zn), oppsluttet	µg/l	46	130	290	
	Sink (Zn), filtrert	µg/l	22	30	2.1	
	Sink (Zn), summen	µg/l	68	160	292.1	
	PAH(16) EPA	Naftalen	µg/l	0.011	0.021	0.02
		Acenaftalen	µg/l	0.01	0.028	0.02
		Acenaften	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Fluoren	µg/l	0.01	0.027	0.029
		Fenantren	µg/l	0.026	0.13	0.18
		Antracen	µg/l	0.01	0.011	0.022
		Fluoranten	µg/l	0.03	0.12	0.27
		Pyren	µg/l	0.065	0.26	0.71
		Benzo[a]antracen	µg/l	0.01	0.031	0.056
		Krysen/Trifenylen	µg/l	0.033	0.16	0.45
		Benzo[b]fluoranten	µg/l	0.018	0.085	0.24
		Benzo[k]fluoranten	µg/l	0.01	0.012	0.033
		Benzo[a]pyren	µg/l	0.01	0.029	0.073
		Indeno[1,2,3-cd]pyren	µg/l	0.0062	0.018	0.075
		Dibenzo[a,h]antracen	µg/l	0.01	0.015	0.055
		Benzo[ghi]perylen	µg/l	0.017	0.077	0.26
Sum PAH(16) EPA	µg/l	0.21	1	2.4		
PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 52	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 101	µg/l	0.01	0.01	0.02	

	PCB 118	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 138	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 153	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 180	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND	
	Tørrstoff	%	26	39.7	13.1	
	Kobber (Cu)	mg/kg TS	120	110	140	
	Krom (Cr)	mg/kg TS	78	81	81	
	Nikkel (Ni)	mg/kg TS	38	38	45	
	Sink (Zn)	mg/kg TS	680	740	840	
	Arsen (As)	mg/kg TS	5.4	5.7	6.5	
	Bly (Pb)	mg/kg TS	29	31	41	
	Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0.23	0.25	0.29	
	Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0.001	0.056	0.217	
SLAMM	Naftalen	mg/kg TS	0.039	0.053	0.035	
	Acenaftylen	mg/kg TS	0.039	0.053	0.016	
	Acenaften	mg/kg TS	0.039	0.053	0.015	
	Fluoren	mg/kg TS	0.039	0.053	0.05	
	Fenantren	mg/kg TS	0.38	0.34	0.49	
	Antracen	mg/kg TS	0.039	0.053	0.028	
	Fluoranten	mg/kg TS	0.53	0.48	0.76	
	Pyren	mg/kg TS	1.2	1.1	1.6	
	Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0.067	0.059	0.12	
	Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0.14	0.11	0.16	
	Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0.21	0.21	0.41	
	Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.056	0.053	0.015	
	Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.064	0.15	0.13	
	Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0.082	0.071	0.16	
		PAH(16) Premium LOQ				

	Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0.039	0.053	0.046
	Benzo[ghi]perylene	mg/kg TS	0.29	0.24	0.4
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	3	2.8	4.4
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.013
	PCB 52	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.0069
	PCB 101	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.005
	PCB 118	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.0031
	PCB 138	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.0049
	PCB 153	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.0042
	PCB 180	mg/kg TS	0.0059	0.008	0.0031
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.0413	0.056	0.037

## Vedlegg D: Laboratorieresultater fra sandfang på Otto Blehrs vei

		09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020		
VANN	<b>Otto Blehrs vei</b>	Runde 1	Runde 2	Runde 3		
	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	μg/l	0.008	0.005	0.005	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	μg/l	0.002	0.002	0.002	
	Kvikksølv (Hg),summen	μg/l	0.01	0.007	0.007	
	Arsen (As), oppsluttet	μg/l	0.68	1.6	4	
	Arsen (As), filtrert	μg/l	0.13	0.26	0.28	
	Arsen (As), summen	μg/l	0.81	1.86	4.28	
	Bly (Pb), oppsluttet	μg/l	2.4	5.1	12	
	Bly (Pb), filtrert	μg/l	0.059	0.01	0.049	
	Bly (Pb), summen	μg/l	2.459	5.11	12.049	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	μg/l	0.016	0.051	0.098	
	Kadmium (Cd), filtrert	μg/l	0.004	0.023	0.004	
	Kadmium (Cd), summen	μg/l	0.02	0.074	0.102	
	Kobber (Cu), oppsluttet	μg/l	10	28	53	
	Kobber (Cu), filtrert	μg/l	1.4	2.4	1.6	
	Kobber (Cu), summen	μg/l	11.4	30.4	54.6	
	Krom (Cr), oppsluttet	μg/l	5.4	11	36	
	Krom (Cr), filtrert	μg/l	0.35	0.05	1	
	Krom (Cr), summen	μg/l	5.75		37	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	μg/l	4.7	14	32	
	Nikkel (Ni), filtrert	μg/l	0.24	0.52	0.27	
	Nikkel (Ni), summen	μg/l	4.94	14.52	32.27	
	Sink (Zn), oppsluttet	μg/l	51	140	240	
	Sink (Zn), filtrert	μg/l	6	7.2	1.6	
	Sink (Zn), summen	μg/l	57	147.2	241.6	
	PAH(16) EPA	Naftalen	μg/l	0.018	0.056	0.023
		Acenaftylen	μg/l	0.01	0.058	0.02
		Acenaften	μg/l	0.01	0.03	0.02
		Fluoren	μg/l	0.01	0.11	0.025
		Fenantren	μg/l	0.063	0.42	0.21
		Antracen	μg/l	0.01	0.03	0.02
		Fluoranten	μg/l	0.049	0.31	0.23
		Pyren	μg/l	0.077	0.63	0.44
Benzo[a]antracen		μg/l	0.01	0.088	0.051	
Krysen/Trifenylen		μg/l	0.047	0.56	0.47	
Benzo[b]fluoranten		μg/l	0.029	0.3	0.26	
Benzo[k]fluoranten		μg/l	0.01	0.033	0.037	
Benzo[a]pyren		μg/l	0.01	0.079	0.076	
Indeno[1,2,3-cd]pyren		μg/l	0.01	0.058	0.066	
Dibenzo[a,h]antracen		μg/l	0.01	0.057	0.045	
Benzo[ghi]perylen		μg/l	0.028	0.24	0.2	
Sum PAH(16) EPA	μg/l	0.32	3	2.1		

	PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 52	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 101	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 118	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 138	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 153	µg/l	0.01	0.03	0.02
		PCB 180	µg/l	0.01	0.03	0.02
		Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND
		SLAMM		Tørrstoff	%	85.1
Kobber (Cu)	mg/kg TS			20	14	42
Krom (Cr)	mg/kg TS			24	10	17
Nikkel (Ni)	mg/kg TS			26	10	17
Sink (Zn)	mg/kg TS			66	48	120
Arsen (As)	mg/kg TS			3.1	1.3	2.2
Bly (Pb)	mg/kg TS			5.9	4.9	5.3
Kadmium (Cd)	mg/kg TS			0.043	0.04	0.059
Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS			0.005	0.004	0.024
PAH(16) Premium LOQ	Naftalen		mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Acenaftylen		mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Acenaften		mg/kg TS	0.011	0.013	0.024
	Fluoren		mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Fenantren		mg/kg TS	0.036	0.025	0.042
	Antracen		mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Fluoranten		mg/kg TS	0.028	0.026	0.045
	Pyren		mg/kg TS	0.038	0.052	0.09
	Benzo[a]antracen		mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Krysen/Trifenylen		mg/kg TS	0.018	0.018	0.025
	Benzo[b]fluoranten		mg/kg TS	0.025	0.029	0.035
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.012	0.013	0.024		

	Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.011	0.013	0.024
	Indeno[1,2,3- cd]pyren	mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0.012	0.013	0.024
	Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0.023	0.025	0.04
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	0.19	0.19	0.28
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 52	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 101	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 118	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 138	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 153	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	PCB 180	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0036
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.014	0.014	0.0252



## Vedlegg E: Laboratorieresultater fra sandfanget ved Undelstadveien

		09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020		
VANN	<b>Undelstadveie</b>					
	<b>n</b>	Runde 1	Runde 2	Runde 3		
	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	µg/l	0.005	0.005	0.005	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	µg/l	0.002	0.002	0.003	
	Kvikksølv (Hg),summen	µg/l	0.007	0.007	0.008	
	Arsen (As), oppsluttet	µg/l	0.23	1.4	1.1	
	Arsen (As), filtrert	µg/l	0.15	0.41	0.24	
	Arsen (As), summen	µg/l	0.38	1.81	1.34	
	Bly (Pb), oppsluttet	µg/l	0.52	3.6	5	
	Bly (Pb), filtrert	µg/l	0.052	0.025	0.092	
	Bly (Pb), summen	µg/l	0.572	3.625	5.092	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	µg/l	0.01	0.046	0.054	
	Kadmium (Cd), filtrert	µg/l	0.007	0.009	0.004	
	Kadmium (Cd), summen	µg/l	0.017	0.055	0.058	
	Kobber (Cu), oppsluttet	µg/l	4.8	11	24	
	Kobber (Cu), filtrert	µg/l	2.3	1.7	1.8	
	Kobber (Cu), summen	µg/l	7.1	12.7	25.8	
	Krom (Cr), oppsluttet	µg/l	2.3	3.3	9.1	
	Krom (Cr), filtrert	µg/l	1.3	0.18	2.7	
	Krom (Cr), summen	µg/l	3.6	3.48	11.8	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	µg/l	0.62	4.3	4.8	
	Nikkel (Ni), filtrert	µg/l	0.25	0.68	0.38	
	Nikkel (Ni), summen	µg/l	0.87	4.98	5.18	
	Sink (Zn), oppsluttet	µg/l	18	35	90	
	Sink (Zn), filtrert	µg/l	10	3.8	3.2	
	Sink (Zn), summen	µg/l	28	38.8	93.2	
	PAH(16) EPA	Naftalen	µg/l	0.011	0.01	0.02
		Acenaftylen	µg/l	0.01	0.011	0.02
		Acenaften	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Fluoren	µg/l	0.01	0.012	0.02
		Fenantren	µg/l	0.027	0.084	0.16
		Antracen	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Fluoranten	µg/l	0.021	0.055	0.16
		Pyren	µg/l	0.032	0.085	0.31
		Benzo[a]antracen	µg/l	0.01	0.01	0.029
		Krysen/Trifenylen	µg/l	0.023	0.041	0.31
		Benzo[b]fluoranten	µg/l	0.014	0.022	0.15
		Benzo[k]fluoranten	µg/l	0.01	0.01	0.021
		Benzo[a]pyren	µg/l	0.01	0.01	0.046
		Indeno[1,2,3-cd]pyren	µg/l	0.0046	0.0043	0.044
Dibenzo[a,h]antracene		µg/l	0.01	0.01	0.024	
Benzo[ghi]perylen		µg/l	0.012	0.018	0.14	
Sum PAH(16) EPA	µg/l	0.15	0.34	1.4		

	PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 52	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 101	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 118	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 138	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 153	µg/l	0.01	0.01	0.02
		PCB 180	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND
SLAMM		Tørrstoff	%	62.3	44.3	39.3
		Kobber (Cu)	mg/kg TS	89	43	60
		Krom (Cr)	mg/kg TS	48	41	47
		Nikkel (Ni)	mg/kg TS	29	26	29
		Sink (Zn)	mg/kg TS	220	120	220
		Arsen (As)	mg/kg TS	6.4	6.1	6.2
		Bly (Pb)	mg/kg TS	15	16	13
		Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0.16	0.12	0.13
		Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0.001	0.023	0.047
	PAH(16) Premium LOQ	Naftalen	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
		Acenaftylen	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
		Acenaften	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
		Fluoren	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
		Fenantren	mg/kg TS	0.082	0.048	0.15
		Antracen	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
		Fluoranten	mg/kg TS	0.1	0.068	0.18
		Pyren	mg/kg TS	0.18	0.095	0.34
		Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0.026	0.012	0.026
		Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0.045	0.036	0.079
Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0.084	0.06	0.12		
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.015	0.011	0.026		

	Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.019	0.018	0.044
	Indeno[1,2,3- cd]pyren	mg/kg TS	0.023	0.11	0.038
	Dibenzo[a,h]antracene	mg/kg TS	0.015	0.01	0.026
	Benzo[ghi]perylene	mg/kg TS	0.08	0.04	0.13
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	0.64	0.5	1.1
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 52	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 101	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 118	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 138	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 153	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	PCB 180	mg/kg TS	0.0022	0.002	0.0039
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.0154	0.014	0.0273

## Vedlegg F: Laboratorieresultater fra sandfang ved Brendsvollengene

		09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020		
VANN	<b>Brendsvollengene</b>	Runde 1	Runde 2	Runde 3		
	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	µg/l	0.005	0.005	0.005	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	µg/l	0.002	0.002	0.002	
	Kvikksølv (Hg),summen	µg/l	0.007	0.007	0.007	
	Arsen (As), oppsluttet	µg/l	0.2	0.31	0.44	
	Arsen (As), filtrert	µg/l	0.12	0.16	0.17	
	Arsen (As), summen	µg/l	0.32	0.47	0.61	
	Bly (Pb), oppsluttet	µg/l	0.2	0.45	1.4	
	Bly (Pb), filtrert	µg/l	0.01	0.027	0.046	
	Bly (Pb), summen	µg/l	0.21	0.477	1.446	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	µg/l	0.01	0.013	0.018	
	Kadmium (Cd), filtrert	µg/l	0.005	0.014	0.009	
	Kadmium (Cd), summen	µg/l	0.015	0.027	0.027	
	Kobber (Cu), oppsluttet	µg/l	2.2	3.7	7.6	
	Kobber (Cu), filtrert	µg/l	1	1.2	2.2	
	Kobber (Cu), summen	µg/l	3.2	4.9	9.8	
	Krom (Cr), oppsluttet	µg/l	0.5	0.95	3.4	
	Krom (Cr), filtrert	µg/l	0.11	0.24	0.84	
	Krom (Cr), summen	µg/l	0.61	1.19	4.24	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	µg/l	0.5	1.7	1.7	
	Nikkel (Ni), filtrert	µg/l	0.24	0.3	0.41	
	Nikkel (Ni), summen	µg/l	0.74	2	2.11	
	Sink (Zn), oppsluttet	µg/l	14	18	41	
	Sink (Zn), filtrert	µg/l	10	9.7	13	
	Sink (Zn), summen	µg/l	24	27.7	54	
	PAH(16) EPA	Naftalen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Acenaftalen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Acenaften	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Fluoren	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Fenantren	µg/l	0.01	0.02	0.04
		Antracen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Fluoranten	µg/l	0.01	0.017	0.037
		Pyren	µg/l	0.01	0.021	0.057
		Benzo[a]antracen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Krysen/Trifenylen	µg/l	0.01	0.01	0.057
Benzo[b]fluoranten		µg/l	0.01	0.01	0.027	
Benzo[k]fluoranten		µg/l	0.01	0.01	0.01	
Benzo[a]pyren		µg/l	0.01	0.01	0.01	
Indeno[1,2,3-cd]pyren		µg/l	0.0048	0.0037	0.0091	
Dibenzo[a,h]antracen		µg/l	0.01	0.01	0.01	
Benzo[ghi]perylen		µg/l	0.0051	0.007	0.02	
Sum PAH(16) EPA		µg/l	0.0099	0.079	0.25	

	PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 52	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 101	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 118	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 138	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 153	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		PCB 180	µg/l	0.01	0.01	0.01	
		Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND	
SLAMM		Tørrstoff	%	61.8	48.9	64.5	
		Kobber (Cu)	mg/kg TS	58	42	31	
		Krom (Cr)	mg/kg TS	22	11	18	
		Nikkel (Ni)	mg/kg TS	12	9.2	12	
		Sink (Zn)	mg/kg TS	150	150	82	
		Arsen (As)	mg/kg TS	3.1	2.1	3.5	
		Bly (Pb)	mg/kg TS	6.6	4.9	4.6	
		Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0.091	0.25	0.056	
		Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0.008	0.012	0.008	
		Naftalen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.016	
		Acenaftylen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.016	
		Acenaften	mg/kg TS	0.013	0.01	0.016	
		Fluoren	mg/kg TS	0.01	0.01	0.016	
		Fenantren	mg/kg TS	0.038	0.031	0.03	
		PAH(16) Premium LOQ	Antracen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.016
			Fluoranten	mg/kg TS	0.066	0.039	0.044
			Pyren	mg/kg TS	0.059	0.041	0.057
			Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0.011	0.01	0.016
			Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0.026	0.024	0.016
		Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0.046	0.043	0.029	
		Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.01	0.011	0.016	

	Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.013	0.013	0.016
	Indeno[1,2,3- cd]pyren	mg/kg TS	0.016	0.087	0.024
	Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.016
	Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0.029	0.023	0.021
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	0.32	0.31	0.22
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 52	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 101	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 118	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 138	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 153	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	PCB 180	mg/kg TS	0.002	0.002	0.0024
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.014	0.014	0.0168

## Vedlegg G: Laboratorieresultater fra sandfang ved Drammensveien

09.10.2019 06.12.2019 04.03.2020

Drammensveien v/ Kunnskapsenteret		Runde 1	Runde 2	Runde 3		
VANN	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	µg/l	0.005	0.005	0.007	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	µg/l	0.002	0.002	0.002	
	Kvikksølv (Hg), summen	µg/l	0.007	0.007	0.009	
	Arsen (As), oppsluttet	µg/l	0.63	0.93	0.81	
	Arsen (As), filtrert	µg/l	0.29	0.65	0.37	
	Arsen (As), summen	µg/l	0.92	1.58	1.18	
	Bly (Pb), oppsluttet	µg/l	1.3	0.43	3.3	
	Bly (Pb), filtrert	µg/l	0.01	0.01	0.014	
	Bly (Pb), summen	µg/l	1.31	0.44	3.314	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	µg/l	0.019	0.01	0.077	
	Kadmium (Cd), filtrert	µg/l	0.004	0.004	0.036	
	Kadmium (Cd), summen	µg/l	0.023	0.014	0.113	
	Kobber (Cu), oppsluttet	µg/l	5	4.1	16	
	Kobber (Cu), filtrert	µg/l	1.2	1.3	4.5	
	Kobber (Cu), summen	µg/l	6.2	5.4	20.5	
	Krom (Cr), oppsluttet	µg/l	3.4	2.3	5.5	
	Krom (Cr), filtrert	µg/l	1.2	1.1	2.3	
	Krom (Cr), summen	µg/l	4.6	3.4	7.8	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	µg/l	1.6	2.2	3.4	
	Nikkel (Ni), filtrert	µg/l	0.26	0.29	0.98	
	Nikkel (Ni), summen	µg/l	1.86	2.49	4.38	
	Sink (Zn), oppsluttet	µg/l	27	13	79	
	Sink (Zn), filtrert	µg/l	5.4	3.8	15	
	Sink (Zn), summen	µg/l	32.4	16.8	94	
	PAH(16) EPA	Naftalen	µg/l	0.01	0.01	0.025
		Acenaftylen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Acenaften	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Fluoren	µg/l	0.01	0.01	0.011
		Fenantren	µg/l	0.01	0.018	0.057
		Antracen	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Fluoranten	µg/l	0.01	0.013	0.046
		Pyren	µg/l	0.011	0.028	0.1
		Benzo[a]antracen	µg/l	0.01	0.01	0.01
Krysen/Trifenylen		µg/l	0.011	0.015	0.07	
Benzo[b]fluoranten		µg/l	0.01	0.011	0.04	
Benzo[k]fluoranten		µg/l	0.01	0.01	0.01	
Benzo[a]pyren		µg/l	0.01	0.01	0.013	
Indeno[1,2,3-cd]pyren		µg/l	0.0054	0.0029	0.015	
Dibenzo[a,h]antracen		µg/l	0.01	0.01	0.01	
Benzo[ghi]perylen		µg/l	0.013	0.011	0.045	
Sum PAH(16) EPA	µg/l	0.051	0.099	0.43		

SLAMM	PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 52	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 101	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 118	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 138	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 153	µg/l	0.01	0.01	0.01
		PCB 180	µg/l	0.01	0.01	0.01
		Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND
	Tørrstoff	%	80.9	56.9	79.5	
	Kobber (Cu)	mg/kg TS	33	24	12	
	Krom (Cr)	mg/kg TS	27	24	12	
	Nikkel (Ni)	mg/kg TS	19	18	12	
	Sink (Zn)	mg/kg TS	93	82	23	
	Arsen (As)	mg/kg TS	4.2	4.1	3	
	Bly (Pb)	mg/kg TS	8	7.8	2.8	
	Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0.073	0.067	0.021	
	Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0.007	0.009	0.004	
PAH(16) Premium LOQ	Naftalen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.01	
	Acenaftylen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.01	
	Acenaften	mg/kg TS	0.01	0.01	0.01	
	Fluoren	mg/kg TS	0.01	0.011	0.01	
	Fenantren	mg/kg TS	0.022	0.058	0.01	
	Antracen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.01	
	Fluoranten	mg/kg TS	0.024	0.069	0.01	
	Pyren	mg/kg TS	0.056	0.13	0.025	
	Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0.01	0.012	0.01	
	Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0.011	0.038	0.01	
	Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0.026	0.067	0.011	
	Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.01	0.014	0.01	



	Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.01	0.017	0.01
	Indeno[1,2,3- cd]pyren	mg/kg TS	0.01	0.024	0.01
	Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0.01	0.01	0.01
	Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0.037	0.068	0.014
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	0.19	0.51	0.07
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 52	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 101	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 118	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 138	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 153	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	PCB 180	mg/kg TS	0.002	0.002	0.002
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.014	0.014	0.014

## Vedlegg H: Laboratorieresultater fra sandfang ved Vogellund

		09.10.2019	06.12.2019	04.03.2020		
Prøvepunkt	Vogellund	Runde 1	Runde 2	Runde 3		
VANN	Kvikksølv (Hg), oppsluttet	µg/l	0.005	0.005	0.007	
	Kvikksølv (Hg), filtrert	µg/l	0.002	0.002	0.002	
	Kvikksølv (Hg), summen	µg/l	0.007	0.007	0.009	
	Arsen (As), oppsluttet	µg/l	0.44	1.4	1.3	
	Arsen (As), filtrert	µg/l	0.28	0.36	0.38	
	Arsen (As), summen	µg/l	0.72	1.76	1.68	
	Bly (Pb), oppsluttet	µg/l	0.99	3.8	5.1	
	Bly (Pb), filtrert	µg/l	0.011	0.01	0.021	
	Bly (Pb), summen	µg/l	1.001	3.81	5.121	
	Kadmium (Cd), oppsluttet	µg/l	0.01	0.035	0.05	
	Kadmium (Cd), filtrert	µg/l	0.006	0.02	0.008	
	Kadmium (Cd), summen	µg/l	0.016	0.055	0.058	
	Kobber (Cu), oppsluttet	µg/l	4.9	21	17	
	Kobber (Cu), filtrert	µg/l	1.9	2.5	2.4	
	Kobber (Cu), summen	µg/l	6.8	23.5	19.4	
	Krom (Cr), oppsluttet	µg/l	4.8	13	9.4	
	Krom (Cr), filtrert	µg/l	2.8	0.2	2.8	
	Krom (Cr), summen	µg/l	7.6	13.2	12.2	
	Nikkel (Ni), oppsluttet	µg/l	1.5	10	5.7	
	Nikkel (Ni), filtrert	µg/l	0.3	0.57	0.38	
	Nikkel (Ni), summen	µg/l	1.8	10.57	6.08	
	Sink (Zn), oppsluttet	µg/l	24	110	81	
	Sink (Zn), filtrert	µg/l	5.8	11	2.8	
	Sink (Zn), summen	µg/l	29.8	121	83.8	
	PAH(16) EPA	Naftalen	µg/l	0.01	0.013	0.02
		Acenaftylen	µg/l	0.01	0.017	0.02
		Acenaften	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Fluoren	µg/l	0.01	0.016	0.02
		Fenantren	µg/l	0.015	0.098	0.053
		Antracen	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Fluoranten	µg/l	0.02	0.091	0.053
		Pyren	µg/l	0.042	0.22	0.13
		Benzo[a]antracen	µg/l	0.01	0.014	0.02
		Krysen/Trifenylen	µg/l	0.039	0.11	0.15
		Benzo[b]fluoranten	µg/l	0.021	0.057	0.079
		Benzo[k]fluoranten	µg/l	0.01	0.01	0.02
		Benzo[a]pyren	µg/l	0.01	0.023	0.026
		Indeno[1,2,3-cd]pyren	µg/l	0.0082	0.015	0.026
		Dibenzo[a,h]antracen	µg/l	0.01	0.012	0.02
		Benzo[ghi]perylen	µg/l	0.022	0.064	0.081
	Sum PAH(16) EPA	µg/l	0.17	0.75	0.6	
	PCB 7	PCB 28	µg/l	0.01	0.01	0.02

	PCB 52	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 101	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 118	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 138	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 153	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	PCB 180	µg/l	0.01	0.01	0.02	
	Sum 7 PCB	µg/l	ND	ND	ND	
	Tørrstoff	%	36.9	41.5	25.5	
	Kobber (Cu)	mg/kg TS	160	140	170	
	Krom (Cr)	mg/kg TS	85	77	92	
	Nikkel (Ni)	mg/kg TS	63	53	68	
	Sink (Zn)	mg/kg TS	620	570	690	
	Arsen (As)	mg/kg TS	7.1	6.8	8.3	
	Bly (Pb)	mg/kg TS	27	26	28	
	Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0.21	0.24	0.19	
	Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0.001	0.052	0.125	
SLAMM	PAH(16) Premium LOQ	Naftalen	mg/kg TS	0.027	0.024	0.04
		Acenaftilen	mg/kg TS	0.027	0.024	0.059
		Acenaften	mg/kg TS	0.027	0.024	0.04
		Fluoren	mg/kg TS	0.028	0.025	0.04
		Fenantren	mg/kg TS	0.24	0.21	0.29
		Antracen	mg/kg TS	0.027	0.024	0.04
		Fluoranten	mg/kg TS	0.27	0.23	0.35
		Pyren	mg/kg TS	0.59	0.51	0.76
		Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0.043	0.024	0.054
		Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0.13	0.097	0.13
		Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0.22	0.18	0.22
		Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0.059	0.046	0.04
		Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0.061	0.056	0.08

	Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0.073	0.046	0.072
	Dibenzo[a,h]antracene	mg/kg TS	0.04	0.024	0.04
	Benzo[ghi]perylene	mg/kg TS	0.24	0.16	0.29
	Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	2	1.6	2.3
PCB(7)	PCB 28	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 52	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 101	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 118	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 138	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 153	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	PCB 180	mg/kg TS	0.004	0.0036	0.0059
	Sum 7 PCB	mg/kg TS	0.028	0.0252	0.0413



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway