

# Evaluering av overvannskvalitet i nedslagsfeltet for Fredlybekken, og mulighet for storskalaimplementering av regnbed.

**Øyvind Bakken**

Bygg- og miljøteknikk (2 årig)

Innlevert: juni 2013

Hovedveileder: Tone Merete Muthanna, IVM

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for vann- og miljøteknikk



## Forord

Denne rapporten er en masteroppgave i TVM 4905 Vannforsynings- og avløpsteknikk for våren 2013. Oppgaven er utført ved Institutt for Vann- og Miljøteknikk ved Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Universitet, og representerer ett semesters arbeid (30 studiepoeng).

Arbeidet med masteroppgaven startet 14. januar, med innleveringsfrist 10.juni 2013, hvor de første fire ukene gikk med til å lære modelleringsverktøyet Mike Urban. Formålet med oppgaven har vært å se på muligheten for implementering av regnbed, og vurdere overvannskvaliteten i nedslagsfeltet for Fredlybekken, i Trondheim kommune. Oppgaven ble valgt på grunn av min interesse for overvannsrelaterte utfordringer, og ønske om å lære å bruke Mike Urban som modelleringsverktøy.

Jeg vil rette en stor takk til min hovedveileder, førsteamanuensis Tone Merete Muthanna, for inspirerende og jevnlig veiledning. Takk til avdelingsingeniør Trine Margrete Hårberg Ness ved vannkjemilaboratoriet, for god hjelp til å få gjennomført alle analysene. Takk til Axel König ved DHI i Trondheim, for svar på alle spørsmål i forbindelse med Mike Urban.

I tillegg vil jeg takke alle som har bidratt med hjelp både praktisk og økonomisk:

- Birgitte G. Johannessen, prosjektleder ved Trondheim kommune, for finansiell støtte til analyse av vannkvalitetsprøver.
- Tomas Eidsmo ved DHI, for lån av lisensnøkkel til Mike Urban.
- Astrid Lian, avdelingsingeniør ved Analysesenteret, for hjelp til analyse av TKB.
- Carlos Monrabal Martinez, for hjelp til prøvetaking.
- Roger Pedersen, arbeidsleder ved Trondheim bydrift, for lån av kumkrok.
- Lars Petter Risholt, dr.ing i Multiconsult, for lån av forprosjektrapporter for Fredlybekken.
- Odd Kristian Lian ved Nardo kjøpesenter, for tillatelse til prøvetaking på parkeringsplassen.

Jeg vil også rette en takk til alle andre som har vist interesse for oppgaven min.

---

Sted/dato

Øyvind Bakken



## Sammendrag

Fredlybekken er i dag en bekkelukking som er en del av det kommunale avløpssystemet i Trondheim kommune. Det er satt i gang arbeid for å se på muligheten for å gjenåpne bekken i det gamle bekkedraget. Det er usikkert hvilken vannføring som kan forventes ved tørrværsavrenning, og hvilken vannkvalitet som er mulig å oppnå. Innledende undersøkelser viser at det kan forventes svært lav vannføring i perioder, og vannkvalitetsprøver tatt fra overvannsledninger høsten 2012, viser et potensielt forurensningsproblem. Lekkasje fra spillvannsledninger og veiavrenning er begge kilder til redusert overvannskvalitet.

Hovedformålet med denne oppgaven har vært å kartlegge potensialet for implementering av regnbed, og vurdere overvannskvaliteten i nedslagsfeltet for Fredlybekken. Modelleringsverktøyet Mike Urban er brukt for å vurdere tre scenarier med ulike etableringsgrad for regnbed. Det har også vært nødvendig å vurdere dimensjonerende regnbedstørrelse, hvor størrelsen på vannkvalitetsvolumet som dimensjoneringskriterie har blitt utredet for tre byer i Norge. Manuelle metoder og beregningsprogrammet RECARGA er benyttet som dimensjoneringsverktøy.

Simuleringer i Mike Urban viser fra 9- til 45% reduksjon i spissavrenning for de tre scenarioene. Etablering av regnbed vil også føre til forbedret overvannskvalitet, og økt vannføring ved tørrværsavrenning. Potensialet for storskalaimplementering av regnbed er stort i nedslagsfeltet for Fredlybekken, så ved politisk og kommunal vilje, er alle scenarier gjennomførbare. Det er mulig å starte planleggingsarbeider for scenario 1 umiddelbart, da det ikke krever ytterligere grunnverv fra Trondheim kommunes side.

Evaluerings av størrelsen på vannkvalitetsvolumet, viser store forskjeller mellom de tre byene Trondheim, Bergen og Sandefjord. Det er også store sesongvariasjoner, med størst intensitet og nedbørsvolum, for sommer og høstsesong. Ved å ta hensyn til temperaturvariasjoner i overvann og grunn, bør vannkvalitetsvolumet beregnes med hensyn på sommer/-høstsesongen, for området regnbedet skal etableres i. Ved bruk av manuelle beregningsmetoder for dimensjonering av regnbedstørrelse er det avgjørende å ta hensyn til dreneringstiden i regnbedet. Dette fordi det er forskjell på hvor ofte nedbøren kommer for ulike plasser i landet, og dermed også jordfuktigheten.

For å evaluere overvannskvaliteten, er det gjennom våren 2013 tatt vannkvalitetsprøver av direkteavrenning fra vei og parkeringsplass, i nedslagsfeltet for Fredlybekken. Prøvene er analysert for TKB (termotolerante koliforme bakterier), totalt-/løst fosfor, TTS (totalt tørrstoff), SS (suspendert stoff), FTS (flyktig tørrstoff), pH og ledningsevne. Fokuset i rapporten har vært på TKB og fosfor, da dette er gode indikatorer på økologisk kvalitet i vannforekomster.

Det er tatt 11 prøver fra 3 nedbørshendelser. Alle prøvene har TKB konsentrasjon mellom 10–900 per 100mL, med et gjennomsnitt på 311. 64% av prøvene har «mindre god kvalitet» etter EUs badevannsdirektiv (mellom 100–1000 TKB /100mL), noe som uten rensing vil sette restriksjoner for bruken av vannet. Alle verdiene er imidlertid innenfor

Trondheim kommunes lokale miljømål på 1000 TKB per 100mL. Prøvene viser meget høye verdier for total fosfor, med enkeltverdier på 1,91mg/L. Sammenligning av verdier for total fosfor og partikler, viser høy korrelasjon. Parikkelbundet fosfor er lite biotilgjengelig, så åpen bekkeløsning behøver ikke gi problem med eutrofiering.

Da prøvegrunlaget er noe tynt, bør det for videre arbeid tas representative prøver for sommer eller høstsesong. Vårsesongen kan være preget av mye partikler avsatt fra snøsmelting, som trolig vil påvirke prøveresultatene. Med bakgrunn i analyseresultatene i denne rapporten, vil en åpning av bekken sannsynligvis ikke klare å tilfredstille kravene til «god økologisk tilstand», i henhold til vanddirektivet. Flere prøver bør tas fra ulike sesonger for å verifisere dette.

Det bør også legges ned arbeid med å kartlegge vannkvalitetsvolumet for flere plasser i landet, sammen med standardisering av manuelle beregningsmetoder for dimensjonering av regnbed. Dette vil redusere planleggerens terskel for å benytte regnbed, og dermed lettere bidra til bærekraftig overvannshåndtering, istedenfor å ty til tradisjonelle løsninger.

## Abstract

The original Fredlybekken stream is today a part of the municipal combined sewer system in Trondheim. Work has been initiated to investigate the possibility of reopening the stream in the old stream corridor. There is uncertainty regarding what discharge that can be expected from dry weather flow, and the water quality that can be achieved. Initial studies has shown that periods of very low flow can be expected. Water quality samples taken in autumn 2012 have shown a potential pollution problem. Both sewer leakages and road runoff are sources of pollutants that will impair water quality.

The main objectives of this thesis have been to identify the potential for implementation of raingardens, and to evaluate the storm water quality in the catchment of Fredlybekken. Mike Urban has been used to evaluate three scenarios for different levels of raingarden installation. It has also been necessary to consider design size for raingardens, and water quality volume design criterion has been studied for three cities in Norway. Manual methods and the software RECARGA are used as sizing tools.

Simulations in Mike Urban show a reduction in peak runoff for the three scenarios from 9 to 45%. Implementation of raingardens will also lead to improved surface water quality, and increased water flow during dry weather runoff. There is a good potential for large-scale implementation of raingardens in the catchment of Fredlybekken. With willingness from politicians and local government, all scenarios are feasible. It is possible to start planning for scenario 1 immediately, as it does not require additional land acquisition from Trondheim municipality.

There is a big difference in the size of the water quality volume between the three cities of Trondheim, Bergen and Sandefjord. There are also large sesonal variations, with the greatest intensity and rainfall volume in the seasons of summer and autumn. By taking into account temperature variations in the stormwater and ground, the water quality volume should be calculated with respect to the season of summer-/autumn. When using manual calculation methods for sizing raingardens, it is crucial to take into account the drainage time. This is because there is a difference in rainfall frequency for different places in the country, which also affects the soil moisture.

In the spring of 2013 water quality samples have been taken from impervious surfaces to evaluate the stormwater quality in the catchment area of Fredlybekken. The samples were analyzed for TCB (thermotolerant coliform bacteria), total-/dissolved phosphorus, TSS (total suspended solids), SS (suspended solids), VSS (volatile suspended solids), pH and conductivity. The focus in the report has been on TCB and phosphorus, as these are good indicators of ecological habitat in water bodies.

11 samples from three rainfall events have been collected. All samples have a TCB concentration between 10–900 per 100 mL, with an average of 311. 64% of the samples are classified as “less good”, according to the EU Bathing Water Directive (between 100-1000 TCB per 100mL), which without treatment will put restrictions on the use of the water.

However, all values falls within Trondheim municipality's local environmental goal of less than 1000 TCB per 100mL. The samples show very high levels of total phosphorus, with individual values of 1,91 mg/L. Comparison of values for total phosphorus and paricles show high correlation. Particle bound phosphorus is less bioavailable, therefore eutrophication might not become a problem in open stream, even though the values are high.

The number of samples is rather small, so for further work, samples ought to be taken from summer or autumn season. The samples from the spring season can be under the influence of particles deposited from snowmelt, which is likely to affect the results. Based on the results of the analysis in this thesis, an opening of the Fredlybekken stream will probably fail to satisfy the requirements for "good ecological status" according to the Water Framework Directive. However, more samples should be taken from different seasons to verify this.

Efforts to identify the water quality volume for several places in the country should be made, along with standardization of manual calculation methods for designing of raingardens for Norway. This will reduce the planners' threshold for using raingardens and thereby contribute to sustainable stormwater management.



# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>1</b>
1.1	Bakgrunn for oppgaven . . . . .	1
1.2	Mål for oppgaven . . . . .	1
1.3	Metode og fremgangsmåte . . . . .	2
<b>2</b>	<b>Presentasjon av Fredlybekken nedslagsfelt</b>	<b>3</b>
2.1	Beskrivelse av området . . . . .	3
2.2	Klimaforhold . . . . .	4
2.3	Beskrivelse av delnedslagsfeltet Steindalsveien . . . . .	4
2.4	Beskrivelse av prøvetakingspunkter . . . . .	4
<b>3</b>	<b>Teori</b>	<b>8</b>
3.1	Bærekraftig overvannshåndtering . . . . .	8
3.2	Overvannsberegninger . . . . .	10
3.2.1	Den rasjonelle metoden . . . . .	10
3.2.2	Tid-areal metoden . . . . .	11
3.3	Mike Urban (MU) . . . . .	12
3.4	Dimensjonerende nedbørshendelse . . . . .	14
3.4.1	Konstruksjon av designregn . . . . .	14
3.4.2	Estimere manglende nedbørsdata . . . . .	14
3.5	Forurensninger i overvann . . . . .	15
3.5.1	Forurensningskilder . . . . .	15
3.5.2	First flush . . . . .	16
3.5.3	Event mean concentration - EMC . . . . .	17
3.5.4	Typiske forurensningskonsentrasjoner . . . . .	17
3.5.5	Autrofiering . . . . .	18
3.5.6	Saprobiering . . . . .	18
3.6	Vannkvalitetsvolumet - VKV . . . . .	19
3.7	Forskjellige rensemetoder for overvann . . . . .	20
3.8	Beskrivelse av regnbed . . . . .	21
3.8.1	Tilhørende nedslagsfelt . . . . .	21
3.8.2	Innløp . . . . .	22
3.8.3	Overløp . . . . .	22
3.8.4	Filtermediet . . . . .	23
3.8.5	Vegetasjon . . . . .	23
3.8.6	Renseeffekt . . . . .	24
3.9	Metoder for hydraulisk dimensjonering av regnbed . . . . .	24
3.9.1	Alternativ 1 - Darcys lov . . . . .	24
3.9.2	Alternativ 2 - SCS TR-55 metoden . . . . .	26
3.9.3	Alternativ 3 - RECARGA . . . . .	27
<b>4</b>	<b>Metode</b>	<b>28</b>

4.1	Dimensjonerende nedbør og beregning av vannkvalitetsvolum . . . . .	28
4.2	Potensial for bruk av regnbed i nedslagsfeltet for Steindalsveien . . . . .	29
4.2.1	Potensial for hus og private eiendommer . . . . .	29
4.2.2	Potensial for offentlige og private veiarealer . . . . .	30
4.3	Tre scenarioer . . . . .	31
4.4	Modellering i Mike Urban . . . . .	32
4.4.1	Oppbygging av modell i Mike Urban . . . . .	32
4.4.2	Oppbygging av regnbed i Mike Urban . . . . .	37
4.4.3	Arealberegning av nedslagsfelt . . . . .	38
4.4.4	Beregning av konsentrasjonstider . . . . .	39
4.4.5	Konstruksjon av symmetriske nedbørshyetogram . . . . .	39
4.5	Simuleringer med RECARGA . . . . .	41
4.6	Prøvetaking . . . . .	42
4.7	Analysering . . . . .	43
<b>5</b>	<b>Resultater og diskusjon</b>	<b>45</b>
5.1	Resultater fra simuleringer i Mike Urban . . . . .	45
5.1.1	Vannføring etter lang tørrværsperiode . . . . .	45
5.1.2	Vannføring etter våt periode med 2 uker nedbør . . . . .	47
5.1.3	Sammenlikning med og uten forregn . . . . .	51
5.1.4	Oppsummering av resultater for simuleringer i Mike Urban . . . . .	52
5.2	Kontroll av beregninger med rasjonell metode . . . . .	53
5.3	Vannkvalitetsvolumet . . . . .	55
5.4	Dimensjonerende størrelse for regnbed . . . . .	57
5.5	Resultater fra simuleringer med RECARGA . . . . .	59
5.6	Oppsummering av vannkvalitetsvolum, regnbedstørrelse og simuleringer med RECARGA . . . . .	60
5.7	Presentasjon av resultater fra vannkvalitetsmålingene . . . . .	61
5.7.1	Overvannets TKB innhold . . . . .	62
5.7.2	Overvannets fosforinnhold . . . . .	64
5.7.3	Overvannets innhold av TTS, SS og FTS . . . . .	66
5.7.4	Overvannets pH og ledningsevne . . . . .	67
5.7.5	Oppsummering av resultater fra vannkvalitetsmålinger . . . . .	69
<b>6</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>71</b>
<b>7</b>	<b>Forslag til videre arbeid</b>	<b>72</b>

## Figurer

1	Oversiktskart over nedslagsfeltet for Fredlybekken i Trondheim . . . . .	3
2	Oversiktskart over nedslagsfeltet til Fredlybekken . . . . .	5
3	Lengdeprofil over nedslagsfeltet til Steindalsveien, fra betraktningsspunkt i vest til ytterpunkt i øst. . . . .	5
4	Oversiktskart over prøvetakingspunktene med tilhørende nedslagsfelt. . .	6
5	Illustrasjon på avrenningsforhold før og etter utbygging av et område, fritt etter Stahre (2006) . . . . .	8
6	Illustrasjon av treleddstrategi fra veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. Tallene er eksempler som må tilpasses lokalt, fritt etter Lindholm et al. (2008) . . . . .	9
7	Illustrasjon av ulike kategorier åpne overvannsløsninger, fritt etter Stahre (2006) og Lindholm et al. (2008). . . . .	10
8	Eksempel på konstruksjon av et tid-arealdiagram. Figuren til venstre illustrerer nedslagsfeltet og den til høyre viser tid-arealkurven for betraktningsspunkt X. Illustrasjonen er hentet fra Butler and Davies (2009) . . . .	12
9	Illustrasjon av regnbed, med utskiftet filtermedium og drenering. Fritt etter Braskerud and Paus (2013) . . . . .	22
10	Tverrsnitt av regnbed med parametre for dimensjonering. Figur er hentet fra Paus (2012). . . . .	25
11	Illustrasjon over klassifisering av eiendommer . . . . .	30
12	Oversiktskart over scenario 1, 2, og 3 . . . . .	33
13	Oversiktskart over delnedslagsfeltene for Steindalsveien . . . . .	35
14	Illustrasjon over oppbygging av nedslagsfelt i Mike Urban. Figuren viser et delnedslagsfelt som er delt i tre. To felt føres til regnbed. . . . .	36
15	Skjematisk illustrasjon på oppbygging av regnbed i Mike Urban . . . . .	38
16	Symmetrisk nedbørshyetogram med 20 års gjentaktsintervall . . . . .	41
17	Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20 års returperiode, etter lang tørrværsperiode . . . . .	46
18	Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, etter lang tørrværsperiode. . . . .	47
19	Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20 års returperiode, og forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet. . . . .	49
20	Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, og forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet. . . . .	50
21	Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-års returperiode for S1, med og uten forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet. .	51
22	Vannkvalitetsvolumet for Trondheim for vår-, sommer- og høstsesongen er 12,6 mm (2002–2012). . . . .	56
23	Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for vår-, sommer- og høstsesongen er 23,9 mm (2002–2012). . . . .	56

24	Vannkvalitetsvolumet for Bergen for vår-, sommer- og høstsesongen er 19,7 mm (1994–2004). . . . .	57
25	Målte TKB-konsentrasjoner i overvannet . . . . .	63
26	Korrelasjon av TKB mot TTS, SS og Tot. P . . . . .	63
27	Målt totalfosfor i overvannet . . . . .	64
28	Målt løst fosforinnhold i overvannet . . . . .	65
29	Korrelasjon av Tot. P mot TTS, SS og FTS . . . . .	65
30	Målt totalt tørrstoff i overvannet . . . . .	66
31	Målt suspendert stoff i overvannet . . . . .	67
32	Målt flyktig tørrstoff i overvannet . . . . .	68
33	Målt pH i overvannet . . . . .	68
34	Målt ledningsevne i overvannet . . . . .	69

## Tabeller

1	Typiske EMC verdier for parametere og forurensningskonsentrasjon i overvann fra impermeable flater, gjennomsnitt er gitt i parantes. . . . .	18
2	Rapporterte renseeffekter for regnbed fra (PGC, 2007) . . . . .	24
3	CN kurvenummer for ulike overflater og jordgrupper. Fritt fra Paus (2011). . . . .	27
4	Klassifisering av eiendommer . . . . .	30
5	Klassifisering av veiarealer . . . . .	31
6	Arealberegning scenarioer . . . . .	32
7	Oppbygging av delnedslagsfelt for ulike scenarioer . . . . .	36
8	Verdier fra IVF-kurve for 20-, 50- og 100-års gjentakintervall med 60 minutters varighet . . . . .	40
9	Resultat fra beregnet nedbørshyetogram for returperioder på 20-, 50- og 100-år . . . . .	40
10	Sammenstilling av resultater for førsituasjon, og scenarioene 1,2 og 3. Simuleringer for 20-, 50- og 100års gjentakintervall med og uten forregn. Totalvolum baserer seg på 1,5 timer etter nedbørshendelsen startet. Tabell viser også %-reduksjon ift. førsituasjon, og %-forskjell mellom tørr og våt volumavrenning. . . . .	48
11	Oversikt over antall regnbedoverløp konstruert i Mike Urban, som er i drift for scenario 1,2 og 3, med og uten forregn . . . . .	49
12	Tørrværsavrenning for scenario 1, ved 100-års gjentakintervall. Startidspunkt er 1,5 time etter start nedbørshendelse. . . . .	52
13	Sammeligning av spissavrenning med Mike Urban og rasjonell metode . . . . .	55
14	Beregnet vannkvalitetsvolum for Trondheim, Sandefjord og Bergen for 90% av årlig nedbørsvolum. Beregnet returperiode vises for 60 minutters varighet . . . . .	58
15	Beregnet størrelse på regnbed i % av tilknyttet nedslagsfelt, ved bruk av formel 3.13–«Darcys lov», på side 25. . . . .	59

16	Langstidssimulering for Bergen og Trondheim med RECARGA, med regn- bed i % av tilhørende nedslagsfelt. . . . .	60
17	Maksimal-, minimal-, og gjennomsnittsverdier for prøvetakingspunktene .	62

## Vedlegg

Vedlegg 1: Sammenstilling av hydrografer for førsituasjon, scenario 1,2 og 3, for ulike gjentaksintervall.

Vedlegg 2: Sammenstilling av hydrografer for 20-, 50 og 100-års returperiode, for ulike scenarioer.

Vedlegg 3: Beregnet vannkvalitetsvolum for Trondheim, Bergen og Sandefjord, for ulike sesonger.

Vedlegg 4: Symmetriske nedbørshyetogram for 50- og 100-års returperiode.

Vedlegg 5: Parameterinnstillinger for RDI-modell i Mike Urban.

## Elektroniske vedlegg

I de elektroniske vedleggene ligger beregningsgrunnlag, Mike Urban modeller og analyse-resultater for overvannskvalitet. Katalogene er som følger:

1. Arealberegninger
2. Beregning konsentrasjonstid
3. Beregning symmetriske hyetogram
4. Beregning vannkvalitetsvolum
5. Mike Urban modeller m/grensebetingelser
6. Resultater simuleringer
7. Vannkvalitetsanalyser



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn for oppgaven

Bakgrunnen for denne masteroppgaven er Trondheim kommunes ønske om å gjenåpne Fredlybekken, som i dag er endel av det kommunale avløpssystemet. Nedslagsfeltet (se figur 1 på side 3) er i dag et typisk urbant område, med en blanding av boliger og næringsvirksomhet. Trondheim kommune har startet et prosjekt for å undersøke muligheten for å åpne Fredlybekken i det gamle bekkedraget.

De to største usikkerhetsmomentene for en åpen bekkeløsning er vannføringen ved tørrværsavrenning, og hvilken vannkvalitet som er mulig å oppnå. Innledende undersøkelser viser at det kan forventes svært lav vannføring i perioder (under 25 l/s i halvparten av et gjennomsnittså, og 3 l/s i tørre perioder (Multiconsult, 2009)). Vannkvalitetsprøver tatt høsten 2012 viser at overvannskvaliteten er et potensielt problem. Dette skyldes trolig lekkasje fra spillvannledninger og forurenset avrenning fra impermeable flater (Bakken, 2012).

Urbanisering av et område fører med seg en rekke negative konsekvenser, både hydrologisk og vannkvalitetsmessig. Tradisjonell måte å håndtere overvannet på har vært å fjerne det så fort som mulig fra overflaten, og transportere det til nærmeste resipient. Dette forstyrrer den hydrologiske balansen i et område, samtidig som det fører til økte overløpsutslipp, kjelleroversvømmelser og spredning av forurensning. I dag har det blitt mer fokus på viktigheten av å håndtere og behandle overvannet lokalt. Det finnes mange metoder for bærekraftig overvannshåndtering, og implementering av regnbed er ett av disse tiltakene. Regnbed er en forsenkning i terrenget som er designet for å infiltrere og fordrøye overflatevann. Vannet føres tilbake i grunnen slik at den hydrologiske balansen opprettholdes og renses på vei gjennom jordlagene.

## 1.2 Mål for oppgaven

Hovedformålet med oppgaven er å se på potensialet for implementering av regnbed, og vurdere overvannskvaliteten i nedslagsfeltet for Fredlybekken. Delmålene er listet opp under:

- Lære å bruke Mike Urban som modelleringsverktøy.
- Vurdere potensialet for implementering av regnbed i nedslagsfeltet for Fredlybekken.
- Bruke ferdig kalibrert Mike Urban modell til å evaluere effekten av storskalaimplementering av regnbed for 20-, 50- og 100-års gjentaksintervall.
- Utrede størrelsen på vannkvalitetsvolumet, for dimensjonering av regnbed i Norge.
- Evaluere overvannskvaliteten i nedslagsfeltet for Fredlybekken

### 1.3 Metode og fremgangsmåte

Opplæring i bruk av Mike Urban (heretter MU) som modelleringsverktøy blir gjort ved selvstudium. Det blir benyttet en kombinasjon av veiledningsmaterieell fra DHI, og prøve-/feile-metoden.

For å kartlegge effekten storskalaimplementering har på vannføringen, etableres det en hydrologisk modell i MU for et delnedslagsfelt. Delnedslagsfeltet analyseres for potensialet til å etablere regnbed. Det utarbeides tre scenarioer som rangeres ut fra hvor realistisk gjennomførbare de er. Resultatene analyseres med hensyn på reduksjon i spiss- og volumavrenning. Spissavrenningen vil bli forsøkt verifisert ved å benytte den rasjonelle metoden.

For å finne dimensjonerende vannkvalitetsvolum vil nedbørsdata for Trondheim, Sandefjord og Bergen analyseres. Det bestemmes hvilken andel av den årlige gjennomsnittlige nedbøren som bør benyttes for å oppnå en god behandling av overvannet, og se om det er forskjeller mellom de tre byene. Dimensjonerende størrelse for regnbed beregnes ved overslagsberegninger. Beregningsprogrammet RECARGA (se avsnitt 3.9.3) benyttes til å verifisere beregnede overflateareal, ved å simulere over en lengre tidsperiode.

Bestemmelse av overvannskvalitet blir gjort ved prøvetaking i to forskjellige punkter. Prøvetakingspunktene blir valgt med befarig i område ved nedbørshendelser, og erfaring fra tidligere feltarbeid i området. Prøvene blir sendt til analyse ved vannkjemilaboratoriet ved NTNU, og Trondheim kommunes analysesenter. Ved kartlegging av vannkvalitet vil fokuset være på termotolerante koliforme bakterier (heretter TKB) og fosfor. Høyt innhold av patogene bakterier gjør det vanskelig å bruke vannet til for eksempel rekreasjon og bading. Høyt innhold av fosfor kan føre til eutrofiering og algevekst i en vannforekomst. Begge er gode indikatorer for å sikre god økologisk kvalitet i henhold til vanddirektivet ((Bakken, 2012) referert til (Vannforskriften, 2006)). Det er også analysert for vannkvalitetsparametre som totalt-, suspendert- og flyktig-tørrstoff (heretter henholdsvis TTS, SS og FTS), pH og ledningsevne.





Figur 1: Oversiktskart over nedslagsfeltet for Fredlybekken i Trondheim

## 2 Presentasjon av Fredlybekken nedslagsfelt

### 2.1 Beskrivelse av området

Nedslagsfeltet for Fredlybekken er et omtrent 550 hektar stor nedslagsfelt, som ligger 2,5 kilometer sørøst for Trondheim sentrum (se figur 1). Det består av områdene Loholt, deler av Nardo, Risvøllan, Steinan, Stubban og Sluppen.

Området har tidligere vært en gammel ravinedal. På 1950- og 60-tallet var det mye utbygging i området, og det gamle bekkeløpet ble lagt i rør. Nedre del av nedslagsfeltet (Nidarvoll og Sluppen) ble fra rundt 1950 bruk til søppelfylling. I dag består området for det meste av nærings- og lagerbebyggelse. Øvre del av nedslagsfeltet består av eneboliger, rekkehus, blokkbebyggelse, butikker og skoler (Multiconsult, 2012).

Grunnforholdene består for det meste av tørrskorpeleire over leire. Grunnundersøkelser viser at leira er fra middels fast til fast. Enkelte steder er det også tatt ut kvikk eller sensitiv leire (Trondheim-kommune, 2012).

## 2.2 Klimaforhold

Klimaet i Trondheim er mildt og fuktig. Det er preget av at byen ligger i utkanten av vestavindsbeltet. Byen ligger derfor innenfor sonen for temperert klima, men i nærheten av polarklimasonen. Dette gjør at klimaet er veldig utstabilt, da polarfronten veksler over byen, og ofte ligger rett over. På vinteren varmes luften opp av golfstrømmen, som gjør at det ofte er mildt med mye nedbør (typisk kystklima), og relativt kald sommer (Bratberg, 2008).

Middeltemperaturen over året er 5,3 °C (1961–90). I januar er middeltemperaturen på -3,1 °C, og på sommeren (juni–august) 13,7 °C. Den gjennomsnittlige årsnedbøren er på 892 mm (målt i perioden 1961–90). Trondheim by har omtrent 200 dager med nedbør<sup>1</sup>, i året, og cirka 70–100 dager med snødekke (Bratberg, 2008).

## 2.3 Beskrivelse av delnedslagsfeltet Steindalsveien

I dette prosjektet har vi sett på et 61 hektar delnedslagsfelt i Fredlybekkenfeltet, markert med farge i figur 2 på side 5. Deler av nedslagsfeltet ble brukt til vannkvalitetsmålinger høsten 2012 i fordypningsprosjektet (Bakken, 2012). Området er i denne oppgaven utvidet, for å få med hele nedslagsfeltet som går gjennom Steindalsveien. Figuren viser øvre del av nedslagsfeltet til Fredlybekken, på omtrent 341 hektar. Overvannet fra hele dette nedslagsfeltet er tenkt tilknyttet åpen bekkeløsning. Det forutsettes at nedslagsfeltet for Steindalsveien er representativt for resten av nedslagsfeltet, da bebyggelse, topografi og andel impermeable flater er relativt like.

Nedslagsfeltet for Steindalsveien har en impermeabel flateandel som er estimert til 23%. I nedre del av feltet er bebyggelsen en blanding av butikker, rekkehus og blokkbebyggelse. Midtre deler av feltet er stort sett ubebygget, og består av store gresskleddede områder med mye busker og trær. Øvre del består hovedsaklig av eneboligbebyggelse.

Området er omtrent 1500 meter fra Utleirveien i vest- til høyeste punkt i øst. Av uttegnert lengdeprofil i figur 3 på side 5, går det frem at det er en høydeforskjell på cirka 140 meter. Betrakningspunktet ved Nardosenteret/Utleirveien ligger på +kote 70, og høyeste punkt i nedslagsfeltet ligger på +kote 211.

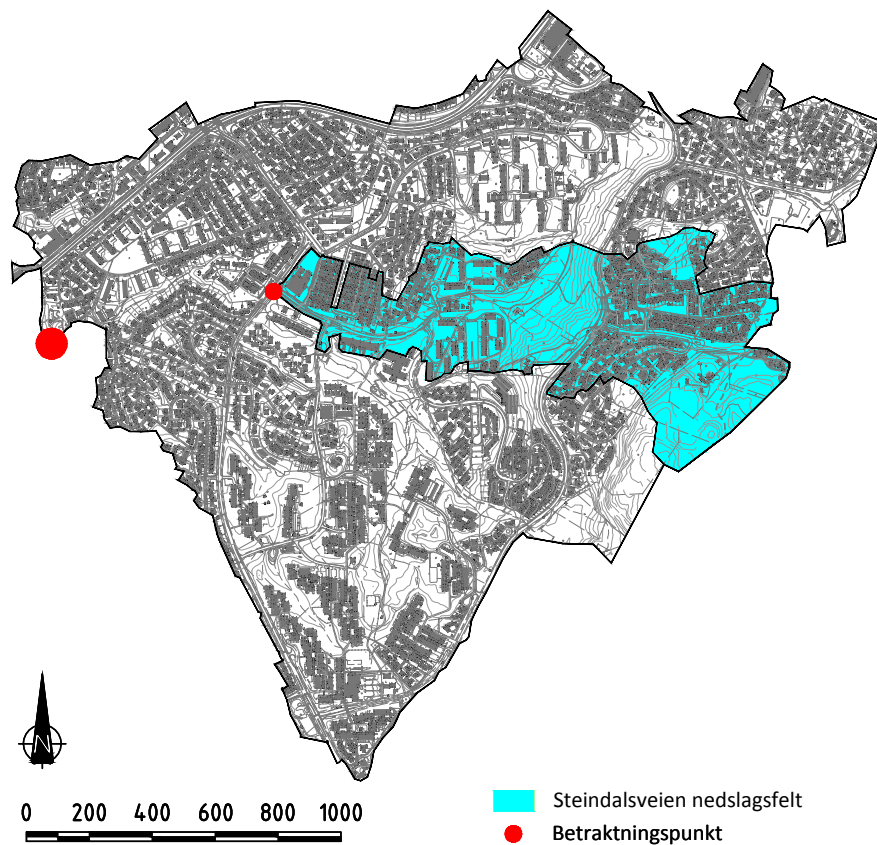
Avløpsnettet er etablert rundt 1977–1980. Det er et separatsystem med egen ledning for overvann og spillvann, og består for det meste av betongledninger (Bakken, 2012).

## 2.4 Beskrivelse av prøvetakingspunkter

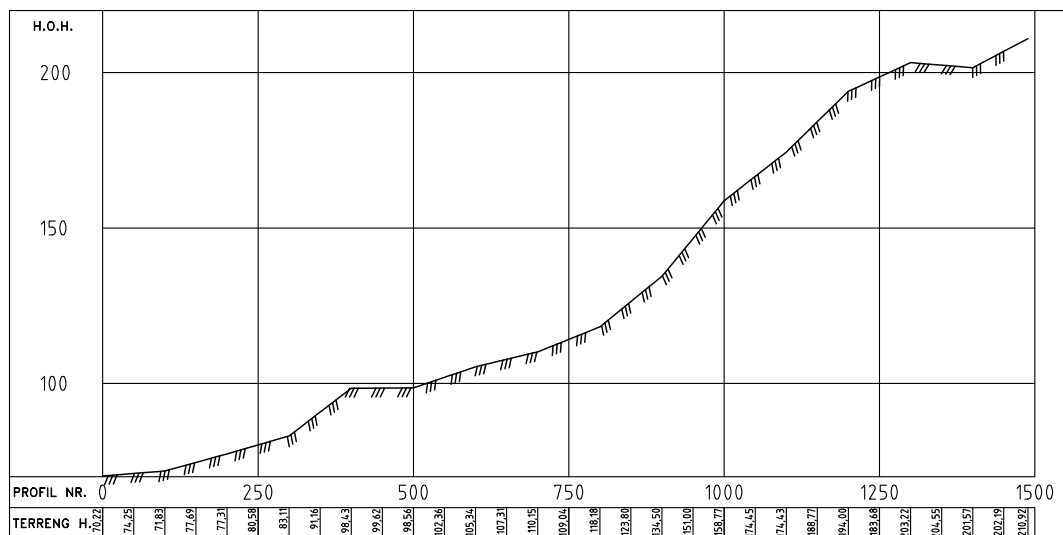
I Bakken (2012) fordypningsprosjekt, ble det tatt vannkvalitetsprøver fra tre forskjellige prøvepunkter i nedslagsfeltet for Fredlybekken. Prøvene ble tatt fra overvannsledninger

---

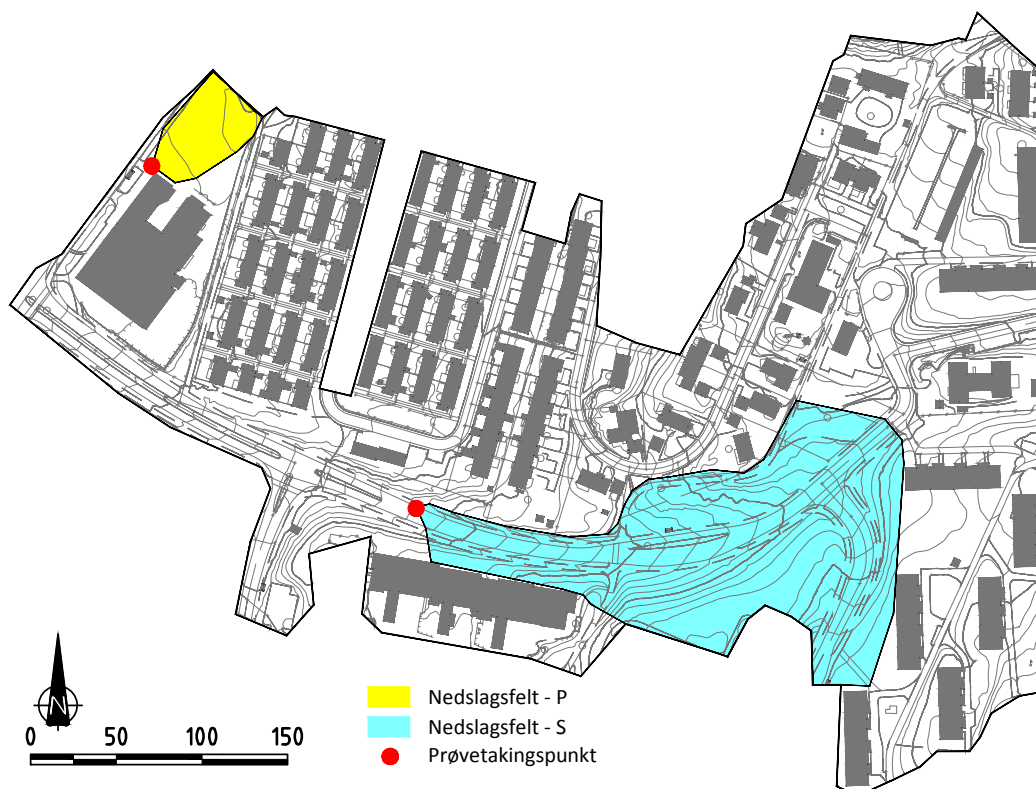
<sup>1</sup>Nedbør er vann i flytende eller fast form som treffer bakken. Det kan være yr, regn, sludd, snø etc. (MET, 2009)



Figur 2: Oversiktskart over nedslagsfeltet til Fredlybekken



Figur 3: Lengdeprofil over nedslagsfeltet til Steindalsveien, fra betrakningspunkt i vest til ytterpunkt i øst.



Figur 4: Oversiktskart over prøvetakingspunktene med tilhørende nedslagsfelt.

i kum. Resultatene fra disse prøvene viste ekstreme verdier for TKB og høye verdier for fosfor. Konklusjonen fra prosjektet var at dette trolig indikerte feilkoblinger og lekkasjer fra spillvannsledningene i feltet.

På grunn av mulig innblanding av spillvann i overvannsprøvene fra kum, er det valgt å ta prøver direkte fra overflaten i dette prosjektet. Det er valgt ut to prøvепункter hvor det ene er avrenning fra parkeringsplass, og det andre fra vei. Begge punktene er lokalisert lengst øst i nedslagsfeltet for Steindalsveien, og punktene, inkludert nedslagsfeltene går frem av figur 4.

Prøvetakingspunkt P er et bunnpunkt på parkeringsplassen til Nardosenteret. Det er flere sluk på parkeringsplassen, men prøvetakingspunktet er plassen med høyest vannføring ved nedbør. Nedslagsfeltet til punkt P er omtrent 0,23 hektar med 100% impermeable flater. Vannet blir fanget opp av flere sluk på vei til bunnpunktet, så det er usikkert hvor stort arealet faktisk er.

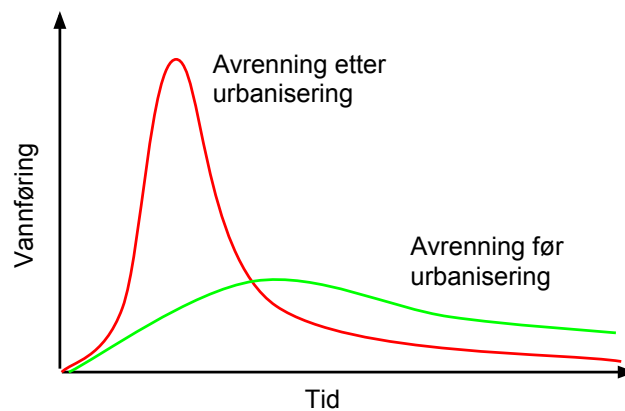
Prøvetakingspunkt S er overvann tatt direkte fra Steindalsveien. Punktet ligger på nordlig side av veien hvor overvannet renner langs kantstein. Det er usikkert hvor stort det faktiske nedslagsfeltet til prøvetakingspunktet er, fordi det er flere sluk som tar inn vann

langs veien. Punktet er valgt fordi det er stor vannføring ved nedbør, og plass til å parkere bil med tanke på sikkerhet for prøvetaker. Nedslagsfeltets areal er cirka 2,25 hektar med en impermeabel flateandel på 25%.

## 3 Teori

### 3.1 Bærekraftig overvannshåndtering

Overvann er vann som renner av på overflaten, og genereres ved nedbør eller snøsmelting. Tradisjonelt har overvann i urbane strøk blitt samlet opp i ledningsnett i bakken, og transportert bort så fort som mulig. Når et område urbaniseres med hus, asfalt og andre impermeable overflater, øker overvannsmengden og hastigheten til avrenningen (se figur 5). De negative konsekvensene er mange; redusert kapasitet i eksisterende ledningsnett, hyppigere flomepisoder, senking av grunnvannstand, økt erosjon, utslipp og spredning av forurensning, redusert renseeffekt i renseanlegg og så videre (Ødegaard et al., 2012).

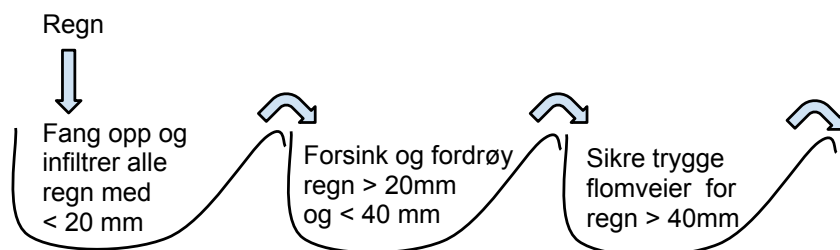


Figur 5: Illustrasjon på avrenningsforhold før og etter utbygging av et område, fritt etter Stahre (2006)

For å løse disse utfordringene må tiltak settes inn for å håndtere de økte overvannsmengdene. Den tradisjonelle og dyre måten er å legge flere ledninger, eller øke dimensjonen på eksisterende ledninger. Den alternative måten er å prøve å redusere den hydrauliske belastningen på ledningsnett. Dette kan gjøres ved å håndtere overvannet lokalt eller fordrøye overvannet før det tilføres ledningsnett (Stahre, 2006).

Kjernen i bærekraftig overvannshåndtering er å begrense de negative konsekvensene ved urbanisering, og prøve å reetablere den opprinnelige hydrologiske tilstanden i området, som var før utbygging startet. De norske begrepene for denne måten å håndtere overvannet på er «lokal overvannsdiskonering» (LOD) eller «lokal overvannshåndtering» (LOH). I Storbritannia, USA og Australia benyttes ofte begreper som «Sustainable Urban Drainage System» (SUDS), «Low Impact Development» (LID), «Best Management Practices» (BMPs). Dette er mer utstrakte begreper som tar for seg alle tiltak som bidrar til å kontrollere overvannets kvantitet og kvalitet på en bra måte, inkludert ikke-strukturelle tiltak (Pazwash, 2011).

I 2008 ble det utarbeidet en rapport av Norsk vann; Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering (Lindholm et al., 2008). Her ble det lagt vekt på viktigheten av god planlegging, og bruke rett strategi ved implementering av et overvannssystem. Et helhetlig system bør bygges med et primær- og et sekundærsystem. Primærsystemet består av det naturlige avrenningssystemet, og sekundærsystemet av ledningsnett. Overvannssystemet bør planlegges sånn at primærsystemet hovedsaklig avleder overvannet, eller midlertidig taes i bruk når ledningsnett overbelastes, slik at skader unngås. Med bakgrunn i dette ble treleddstrategien utarbeidet, som fremgår av figur 6.



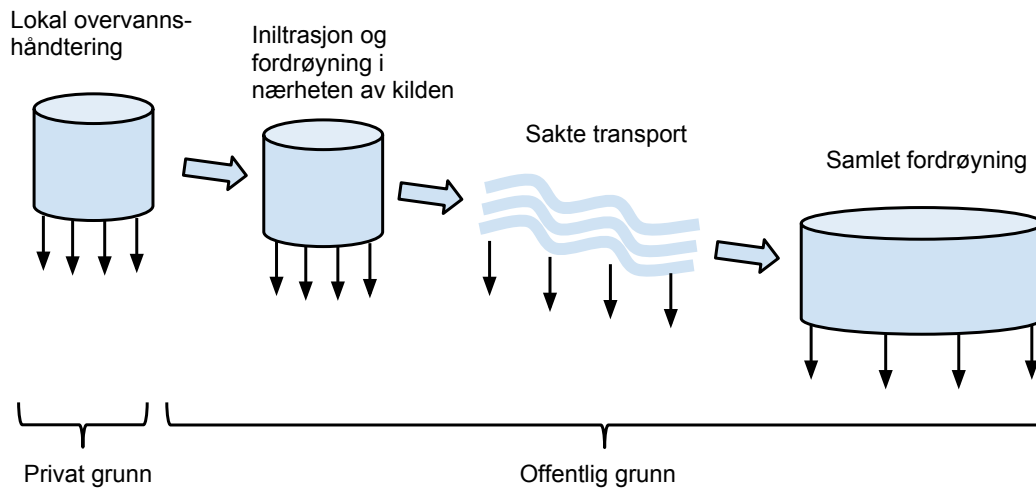
Figur 6: Illustrasjon av treleddstrategi fra veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. Tallene er eksempler som må tilpasses lokalt, fritt etter Lindholm et al. (2008)

Tankegangen er at første ledd holder tilbake, eller infiltrerer alle regn med mindre nedbørsmengde enn et visst antall millimeter. Overskytende regn renner videre til åpne anlegg som forsinker eller fordrøyer avrenningen (ledd 2). Ved ekstreme nedbørshendelser, der de normale systeme ikke klarer å håndtere avrenningen, skal det sikres trygge flomveier (ledd 3) (Lindholm et al., 2008).

En måte å implementere tankesettet på er Peter Stahres forskjellige kategorier for åpne overvannsløsninger. Prinsippet fremgår av figur 7 på side 10, og viser fordrøyning og magasinering av overvannet i helt eller delvis åpne systemer. Dette systemet utnytter samme prosesser som naturen håndterer nedbøren på; infiltrasjon, perkolasjon<sup>2</sup>, overflateavrenning, sakte transport i åpne systemer, samt fordrøyning i dammer og våtmarker. Det viktige med denne tankemåten er at regnet håndteres så nær kilden som mulig (Stahre, 2006), og at overvannet generelt sett er synlig ved avrenning.

Eksempler på tekniske løsninger for de ulike kategoriene finnes det mange av i Lindholm et al. (2008) og Stahre (2006).

<sup>2</sup>Når vannet siver ned gjennom den umettede sonen etter å ha infiltrert gjennom overflaten, kalles perkolasjon. Vann fortsetter ned til grunnvanspeilet. (Ødegaard et al., 2012)



Figur 7: Illustrasjon av ulike kategorier åpne overvannsløsninger, fritt etter Stahre (2006) og Lindholm et al. (2008).

## 3.2 Overvannsberegninger

### 3.2.1 Den rasjonelle metoden

Den rasjonelle metoden er en av de enkleste metodene vi har for å beregne avrenning fra et område. Den baserer seg på forutsetningen om at vi har et rektangulært nedslagsfelt med en gjennomsnittlig avrenningskoeffisient for hele feltet, og en konstant intensitet for nedbørshendelsen. Formelen er gitt ved:

$$Q = \phi \cdot i \cdot A \quad (3.1)$$

- $Q$  = Maksimal avrenning (l/s)
- $\phi$  = Avrenningskoeffisient (-)
- $i$  = Nedbørshendelsens intensitet (l/(s·ha))
- $A$  = Nedslagsfeltets areal (hektar)

Beregning med (3.1) vil gi vannføringen for et nedslagsfelt i et betraktningpunkt. Avrenningskoeffisienten uttrykker hvor stor andel av nedbøren som ikke infiltrerer eller fordamper, men som faktisk renner av på overflaten (Thorolfsson, 2012). Nedbørshendelsens intensitet plukkes fra IVF-kurver (intensitet-, varighet- og frekvenskurver), og viser en gjennomsnittlig regnintensitet og varighet for et gitt gjentaksintervall. Beregning av maksimal avrenning fra et nedslagsfelt oppnås når varigheten på nedbøren er like lang som konsentrasjonstiden<sup>3</sup> (se avsnitt 4.4.4 s.39) for feltet.

<sup>3</sup>Konsentrasjonstiden er den tiden det tar for en vandråpe å renne fra nedslagsfeltets fjerneste punkt til et betraktningpunkt. Dette inkluderer avrenningstid på overflaten, og transport i ledningsnett.



Begrensningene til den rasjonelle metoden er følgende (Butler and Davies, 2009):

1. Intensiteten til nedbøren må være konstant gjennom hele nedbørshendelsen (kasseregn), og uniform over hele nedslagsfeltet.
2. Nedslagsfeltets avrenningskoeffisient er konstant gjennom hele nedbørshendelsen.
3. Andelen impermeable flater (avrenningskoeffisienten) er uniform over hele nedslagsfeltet.
4. Vannføringen i ledningsnettet har konstant hastighet (som for fullt rør), for hele konsentrasjonstiden.

Begrensningene 1 og 3 gir som regel et underestimat, og 2 og 4 et overestimat (utligner hverandre).

### 3.2.2 Tid-areal metoden

Tid-arealmetoden gir større muligheter enn den rasjonelle metoden. Dette er en metode hvor nedbørshendelser, der intensiteten varierer over tid kan benyttes. En hydrograf produseres, og man kan studere hvordan vannføringen endrer seg over tid i betraktningsspunktet. I Butler and Davies (2009) gis følgende beskrivelse av tid-arealmetoden. Ligningen for å finne vannføringen  $Q(t)$ , når et kontinuerlig tid-areal diagram kombineres med nedbørsdybde med intervallene,  $I_1, I_2, \dots, I_N$ , er gitt ved:

$$Q(t) = \sum_{\omega=1}^N \frac{dA(j)}{dt} I_{\omega} \quad (3.2)$$

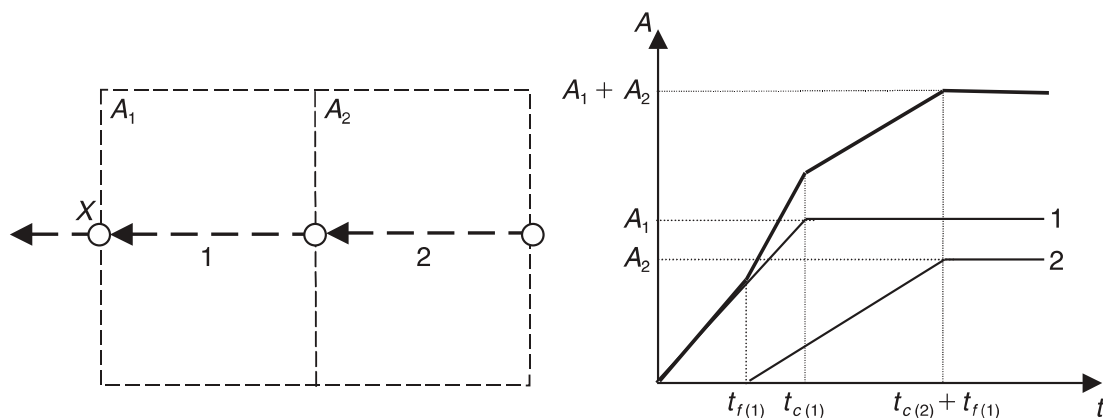
$$\begin{aligned} Q(t) &= \text{Vannføringen ved tiden } t \text{ (m}^3\text{/s)} \\ dA(j)/dt &= \text{Helningen til tid-arealdiagrammet ved tiden } j \text{ (m}^3\text{/s)} \\ I_{\omega} &= \text{Nedbørsdybden ved } \omega \text{ av } N \text{ blokker av varighet } \Delta t \text{ (m)} \\ j &= t - (\omega - 1) \cdot \Delta t(s). \end{aligned}$$

Ved å anta en lineær endring i tid-arealdiagrammet,  $\Delta A_1, \Delta A_2, \dots, \Delta A_j, \dots$  over tidsblokker med nedbør på,  $\Delta t_1, \Delta t_2, \dots, \Delta t_j, \dots$ , gis avrenningen ved:

$$Q(t) = \sum_{\omega=1}^N \Delta A_j i_{e\omega} \quad (3.3)$$

hvor  $i_e$  er  $I/\Delta t$ .

Et eksempel på konstruksjon av tid-arealdiagram går frem av figur 8 på side 12. Hydrografen for vannføringen kan da enkelt finnes ved:



Figur 8: Eksempel på konstruksjon av et tid-arealdiagram. Figuren til venstre illustrerer nedslagsfeltet og den til høyre viser tid-arealkurven for betraktningpunkt X. Illustrasjonen er hentet fra Butler and Davies (2009)

$$\begin{aligned}
 Q(1) &= A_1 i_1 \\
 Q(2) &= A_2 i_1 + A_1 i_2 \\
 Q(3) &= A_3 i_1 + A_2 i_2 + A_1 i_3 \\
 &\dots
 \end{aligned}$$

Eksempler for bruk av metoden går frem av Butler and Davies (2009) på side 296.

Dette er en av metodene som modelleringsverktøyet MU (se avsnitt 3.3) benytter seg av ved beregning av avrenning fra nedslagsfelt. Fordelen er at man kan se avrenningsforløpet for nedslagsfeltet ved bruk av designregn, eller en virkelig nedbørshendelse.

Bakdelen til tid-arealmetoden, ved manuell beregning, er at den kun muliggjør en linær bevegelse av vannstrømmen gjennom nedslagsfeltet. Den tar heller ikke hensyn til lagring av vann i feltet, som for eksempel i ledningsnett. Da må eventuelt metoden utvides med «Transport and Road Research Laboratory» (TRRL)-metoden.

### 3.3 Mike Urban (MU)

MU er et modelleringsverktøy utviklet av DHI, og laget for å kunne simulere og dimensjonere vann- og avløpsanlegg. Programmet består av tre hovedmoduler (DHI (a), 2012):

**Model Manager** er kjernemodulen som alle de andre modulene er bygd opp rundt.

Denne modulen håndterer GIS-data i modellen, og inneholder automatiserte verktøy for å analysere og bruke kartdataene videre i de andre undermodulene. For mer informasjon, les DHI(e) (2012).

**Collection system (CS)** er satt sammen av flere moduler for modellering av avløps-

systemer. Den inkluderer moduler for rørstrømning, kontroll (overløp, pumper etc.), nedbør/overflateavrenning, forurensningstransport og biologiske prosesser. Det kan benyttes to motorer for modellering; MOUSE (DHI utviklet) og SWMM5 (utviklet av United States Environmental Protection Agency (EPA)). For mer informasjon, les DHI(f) (2012).

**Water Distribution system (WD)** for modellering av distribusjonssystemer for vann, inkludert vannkvalitet. Her benyttes EPANET motoren (også utviklet av US-EPA). For mer informasjon, les DHI(g) (2012).

I denne oppgaven benyttes modulene under (CS), og motoren MOUSE, siden det er overvannsystemet som skal modelleres. Modulene under (CS), som hovedsaklig benyttes er følgende:

**CS - Pipeflow** modulen bruker full dynamisk bølgeligning<sup>4</sup> (Saint Venant ligningene). Programmet håndterer derfor beregning av alternerende trykk- og friskeilstrømning, samt ikke-uniform/ikke-stasjonær strømning. For mer informasjon, les DHI(b) (2012):.

**CS - Rainfall runoff** er overflateavrenningsmodulen. Det kan velges mellom fire beregningsmetoder; Tid-areal, kinematisk bølge, lineær reservoar og enhetshydrogram. Beregningsmetodene krever ulike mengder inndata-/parametre. De tre første kan kombineres med RDI-modulen, som beskrevet under. For denne oppgaven er tid-areal metoden benyttet, hvor det er gitt en nærmere beskrivelse under avsnitt 3.2.2 på side 11. For mer informasjon, les DHI(c) (2012).

**Rainfall Dependent Infiltration - RDI** modulen gir mulighet for å ta hensyn til infiltrasjon i jordlagene. Dette er en kar-modell<sup>5</sup> som simulerer vannføringen i grunnen, samt holder orden på vann som fordamper og lagres som snø. Ved bruk får modellen et såkalt «hydrologisk minne», fordi avrenning fra overflaten avhenger av førtilstanden/vannmetningen i nedbørsfeltet. For mer informasjon, les DHI(d) (2012).

På grunn av kompleksiteten har MU en relativt høy brukerterskel, og krever noe tid til opplæring. Dette gjør programmet utilgjengelig for personer som ikke modellerer jevnlig. Til gjengjeld er programvaren meget fleksibel, og kan tilpasses til å modellere stort sett alt av vann- og avløpssystemer i urbane strøk. Det er noen begrensninger med å bruke LOD-tiltak i modellen. Disse må konstrueres manuelt, og infiltrasjon må representeres som utløp i en tank eller kum (Elliott and Trowsdale, 2007).

---

<sup>4</sup>En generell bølge for en endimensjonal situasjon beskrives ved Saint-Venant ligningene, også kalt full dynamisk bølgeligning (Olsen, 2011)

<sup>5</sup>Vann lagres i kar/holdere, som avgir vann avhengig av hvilken prosess de representerer. RDI modellen består av kar for snølagring, vann på overflate, infiltrasjon/transpirasjon og grunnvann.

## 3.4 Dimensjonerende nedbørshendelse

### 3.4.1 Konstruksjon av designregn

For å kunne analysere hvordan avløpssystemer reagerer på en nedbørshendelse er det best å bruke en nedbørsprofil som er mer realistisk enn et kasseregner. Dette fordi et regn som er så sterkt at det er dimensjonerende, stort sett aldri har konstant regnintensitet over hele nedbørshendelsen (Lindholm et al., 2008). Et kasseregner er den enkleste og minst realistiske formen for designregn. Denne kan plukkes direkte ut fra en IVF kurve. Kasseregner har samme intensitet under hele regneepisoden, og formen på hyetogrammet<sup>6</sup> blir som et rektangel.

Det er mange måter å lage et syntetisk designregn på. Felles for alle, er at de prøver å etterligne «formen» til en virkelig nedbørshendelse. Formen avhenger av hvilken type nedbørshendelse det er snakk om. Frontnedbør har vanligvis størst intensitet nær midten av hyetogrammet, mens konvektiv nedbør har størst intensitet i begynnelsen. (Butler and Davies, 2009)

Symmetriske nedbørshyetogram er én form for designregn. Denne er enkel å konstruere direkte fra IVF-kurver. Beskrivelsen for hvordan hyetogrammet utarbeides er hentet fra Ødegaard et al. (2012)

- Nedbørshyetogrammet lages på bakgrunn av en IVF-kurve
- Hyetogrammet er symmetrisk om midtaksen.
- Regnvolumet med en varighet lik lengden ut fra begge sider av midtaksen, skal alltid tilsvare regnvolumet i et kasseregner av samme varighet.
- Det er hensiktsmessig med beregningssteg på 5 minutter, da kortere tidssteg gir veldig høy spissintensitet.

Metoden for utarbeiding av de symmetriske regnhyetogrammene til bruk i MU, går frem av avsnitt 4.4.5 på side 39.

### 3.4.2 Estimere manglende nedbørsdata

Når man skal analysere nedbørsdata over en lengre periode vil det ofte være data som ikke er registrert, eller mangler av andre grunner. Det kan være enkeltverdier, eller verdier som strekker seg over en lengere periode. Det finnes flere metoder for å estimere manglende nedbørsdata hvis det er behov for komplette verdier. Dingman (2002) beskriver tre vanlige metoder:

1. Station-Average Method
2. Normal-Ratio Method

---

<sup>6</sup>Et hyetogram er en grafisk fremstilling av nedbøren som funksjon av tiden

### 3. Inverse-Distance Weighting

**Metode 1** benytter seg kun av gjennomsnittsverdien av nærliggende nedbørsmålere. Denne metoden anbefales kun brukt hvis årlige nedbørsverdier ligger innenfor 10% av verdien til nedbørsmåleren som mangler data.

**Metode 2** kan brukes hvis årlige nedbørsverdier fra omkringliggende nedbørsmålere er større enn 10%. Her vektes de omkringliggende nedbørsmålerene ut fra den årlige gjennomsnittlige nedbøren. Metoden er gitt ved:

$$\hat{p}_0 = \frac{1}{G} \cdot \sum_{g=1}^G \frac{P_0}{P_g} \cdot p_g \quad (3.4)$$

- $\hat{p}_0$  = Nedbørsmåler som mangler data
- $G$  = Antall nærliggende nedbørsmålere
- $g$  = Nedbørsmålernummer ( $g = 1, 2, \dots$ )
- $P_0$  = Årlig gjennomsnittlig nedbør for nedbørsmåleren som mangler data
- $P_g$  = Årlig gjennomsnittlig nedbør for omkringliggende nedbørsmåler
- $p_g$  = Nedbørsverdien som skal skaleres

Det er denne metoden som benyttes på nedbørsdata for døgnverdier i denne oppgaven.

**Metode 3** vekter omkringliggende nedbørsmålere ut fra den inverse avstanden til måleren som mangler data. Det vil si at stasjonen som ligger nærmest får størst vekt, og stasjonen som ligger lengst unna minst vekt. Med denne metoden bør nedbørsmålerne være jevnt plassert rundt punktet som mangler data. Man kan tenkte seg at måleren som mangler data står i senter, og deler området rundt i fire kvadranter. Det bør da være en nedbørsmåler i hver kvadrant, og ikke mange samlet i en.

## 3.5 Forurensninger i overvann

Dette kapitlet er i sin helhet hentet fra Bakken (2012).

### 3.5.1 Forurensningskilder

Det er mange kilder til forurensning av overvann i urbane områder, og overvannskvaliteten varierer mye med nedbøren og nedslagsområdet. Typiske forurensningskilder i urbane områder er biltrafikk, industri, korrosjonsprodukter fra bygninger og veier, avføring fra fugler og dyr, søppel, løv, planterester og annen søling. I Hvitved-Jacobsen et al. (2010) og Butler and Davies (2009), står det beskrevet hvor forurensningene kommer fra:

1. *Atmosfæriske forurensninger*: Dette er forurensning som befinner enten i gassform, vannpartikler eller som støv. Disse transporteres videre til overflaten, hvor de avsettes. Forurensninger i atmosfæren kan ha lokal opprinnelse, eller bli transportert

over lange avstander. De lokale kildene påvirker forurensningskonsentrasjonen i atmosfæren mest, så dette vil ha stor betydning i urbane områder, i motsetning til mindre bebygde områder. I Sverige er det estimert at 20% av organisk materiale, 25% av fosfor og 70% av totalt nitrogen i overvann, kan knyttes til atmosfærisk utfelling (Malmquist, 1978).

2. *Menneskelig aktivitet på og i nærheten av impermeable overflater*: Med dette menes forurensning som genereres fra biltrafikk, erosjon av jord, korrosjonsprodukter fra hus, veiematerialer og urbane installasjoner.
3. *Søling, ulykker og ulovlige utslipp*: Dette er forurensning som for eksempel stammer fra ulovlige industrielle utslipp, velting og kollisjon mellom kjøretøy, bilvasking eller lignende. Disse kjennetegnes ved at det ofte er store konsentrerte utslipp, og har ofte en akutt negativ effekt på miljøet.

Fekal forurensning i urbane områder stammer fra dyr og mennesker. Man kan skille mellom punkt- og diffuse forurensningskilder. Den største punktkilden i et urban område er effluenten i et avløpsrenseanlegg. Diffuse kilder er kilder hvor det er vanskelig å bestemme opphavet. Dette kan være avrenning fra impermeable flater, lekkasjer fra septiktanker og så videre.

På grunn av vanskeligheten, blir ikke vannets innhold av patogene mikroorganismer analysert direkte. Det blir istedenfor brukt indikatorbakterier, for å bestemme innholdet/konsentrasjonen av fekal forurensning (Ødegaard et al., 2012). Typiske indikatorbakterier å analysere for er koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier (TKB), *E.coli* og enterokokker. *E.coli* kommer direkte fra dyr eller menneskers tarmkanal, og er derfor en indikator for fersk fekal forurensning (Folkehelseinstituttet, 1999). Analysen koster relativt mye å gjøre i forholdt til TKB, så derfor er det besluttet å bruke TKB som indikatorbakterie i denne rapporten. Denne er også vanlig å bruke for klassifisering av elver og bekker i Trondheim og Norge forøvrig, fordi den samsvarer godt med *E.coli* konsentrasjonen (Nøst, 2011). TKB tar imidlertid med seg noen bakterier som kan formere seg fritt i miljøet, i motsetning til *E.coli*.

### 3.5.2 First flush

I løpet av en nedbørshendelse kan forurensningskonsentrasjonene variere mye. Konsentrasjonen er ofte høyere i starten av en nedbørshendelse, enn mot slutten av samme hendelse. Dette fenomenet kalles ofte «first flush», (Hvitved-Jacobsen et al., 2010) har i boken definert «first flush»-raten  $FFR_{a,b}$  som:

$$FFR_{a,b} = \frac{\sum_{j=1}^k c_j v_j / M_{tot}}{\sum_{j=1}^k v_j / V_{tot}} \quad (3.5)$$

hvor

$FFR_{a,b}$	=	first flush raten er definert som den relative raten der b-% masse forurensninger blir transportert i a-% avrenningsvolum.
$k$	=	Intervallnummeret som korresponderer med transporten av a% av avrenningsvolumet.
$v_j$	=	Volum avrenning for intervallet $j$
$c_j$	=	Forurensningskonsentrasjon i overvannet for intervallet $j$
$M_{tot}$	=	Total masse forurensning for avrenningstilfellet
$V_{tot}$	=	Totalt avrenningsvolum for nedbørstilfellet

For at en nedbørshendelse kan karakteriseres som «first flush» er det foreslått at hvis 80% av forurensningen kommer i løpet av de første 30% av avrenningsvolumet, kan det kalles et «first flush». Det vil si at  $FFR_{30,80} = 80/30 = 2,67$

### 3.5.3 Event mean concentration - EMC

EMC er en vannføringsvektet middelkonsentrasjon for en avrenningshendelse. Den kan defineres som den totale transporten av masse gjennom en avrenningshendelse, delt på det totale korresponderende avrenningsvolumet (Hvitved-Jacobsen et al., 2010):

$$EMC = \frac{M_{tot}}{V_{tot}} = \frac{\sum_{j=1}^k c_j v_j}{\sum_{j=1}^k v_j} = \frac{\sum_{j=1}^k c_j v_j}{V_{tot}} \quad (3.6)$$

EMC kan ikke representere variasjoner innenfor en nedbørshendelse, men viser den gjennomsnittlige konsentrasjonen gjennom hele nedbørshendelsen.

### 3.5.4 Typiske forurensningskonsentrasjoner

Det er laget mange oversikter over typiske verdier for forurensning fra forskjellige typer overflater. En artikkel fra 2007 (Göbel et al., 2007), har sammenstillt data fra 300 referanser, og laget en oversikt over typiske EMC verdier. Artikkelen tar for seg noen av parameterne som har blitt analysert for i dette prosjektet, og disse har blitt sammenstillt i tabell 1. I Butler and Davies (2009) er det i tillegg tatt med typiske verdier for SS og E.coli fra overvannssystemet i Storbritannia, som er tatt med i egen kolonne.

Det er mange faktorer som påvirker konsentrasjonen av indikatorbakterier i overvann. Det kan være andel impermeable overflater, nedbørsintensitet og lengde, formen på nedslagsfeltet og så videre. Indikatorbakterier i overvann har typiske verdier på  $(10^3 - 10^5)/100\text{ml}$ , og i regnvannsoverløp  $10^6/100\text{ml}$  (Marsalek and Rochfort, 2004).

EUs badevannsdirektiv fra 2006, og folkehelseinstituttet har et regelverk for innhold av mikrober som gir akseptabel badevannskvalitet. For TKB er disse verdiene satt til:

Tabell 1: Typiske EMC verdier for parametere og forurensningskonsentrasjon i overvann fra impermeable flater, gjennomsnitt er gitt i parantes.

Parameter	Enhet	Trafikkarealer med lav tetthet	Trafikkarealer med høy tetthet	Overvannsystem Storbritannia
		Min.–Maks.	Min.–Maks.	Min.–Maks.
Ledningsevne	$\mu\text{S}/\text{cm}$	–	108–2436(470)	
pH	–	6,4–7,9(7,4)	6,4–7,9(7,4)	
TSS	mg/L	74–74	66–937(163)	
SS	mg/L	–	–	21–2582 (90)
$P_{tot}$	mg/L	–	0,23–0,34(0,29)	
E.coli	ant./100mL	–	–	400–50000

<100 TKB pr 100mL = God kvalitet  
 100–1000 TKB pr 100mL = Mindre god kvalitet  
 >1000 = Ikke akseptabel kvalitet

Trondheim kommune har satt som mål at bynære bekker skal ha TKB innhold mindre enn 1000 TKB per 100mL.

### 3.5.5 Autrofi ering

Stor tilførsel av næringstoffer som fosfor og nitrogen til en resipient kan føre til uønsket algevekst. Fosfor i seg selv er ikke giftig eller farlig, men det kan endre økosystemet i vannet. Fosfor er stort sett det begrensende næringstoffet i ferskvann, og nitrogen er begrensende i saltvann. Vekstraten til algene er styrt av tilgangen på disse næringstoffene.

Algeveksten er i seg selv et problem ved at mange alger skiller ut algetoksiner. Algene skiller også ut stoffer som gir lukt på vannet. Partikkelinnholdet i vannet øker, i og med at algene selv er partikler.

Når algene dør, brytes disse ned av bakterier, under forbruk av oksygen. Når oksygen-tilgangen forsvinner kan man få giftige gasser, og dårlig lukt fra anaerobe sedimenter på bunnen som for eksempel  $\text{H}_2\text{S}$ . (Ødegaard et al., 2012)

### 3.5.6 Saprobi ering

De virkningene som oppstår når en vannkilde overbelastes med organisk stoff kalles saprobi ering. Bakteriene i overvannet bryter ned ned organiske stoffet, under forbruk av oksygen. Ødegaard et al. (2012) nevner også to mulige konsekvenser av overbelastning av mikroorganismer i et vassdrag:

1. Det oppstår et rent nedbrytersamfunn med slimete og grå begroing av bakterier, sopp og dyr som kan klare seg med veldig lave oksygenkonsentrasjoner.



2. Mikroorganismene som lever på det organiske materialet forbruker oksygen, og det kan føre til oksygensvikt. Lavt oksygeninnhold kan gjøre det ulevelig for andre vannlevende organismer, og samtidig føre til råtne forhold og lukt.

### 3.6 Vannkvalitetsvolumet - VKV

Vannkvalitetsvolumet<sup>7</sup> er volumet som må til for å samle opp, og rense en andel av den årlige gjennomsnittlige nedbørshendelsen. Generelle retningslinjer fra USA har satt denne andelen til en nedbørshendelse som tilsvarende 90%, og er ofte fra 0,5–1,0 inch (1,27–2,54 cm). Dette blir ofte brukt som dimensjoneringskriteriet for regnbed i USA. Formelen for vannkvalitetsvolumet er direkte relatert til andelen impermeable flater for tilhørende nedslagsfelt, og er i USA gitt ved (Pazwash, 2011):

$$WQ_V = \frac{(P)(R_V)(A)}{12} \quad (3.7)$$

$WQ_V$	=	Vannkvalitetsvolumet (i acre-feet)
$P$	=	90% av gjennomsnittlig årlig nedbørshendelse (0,5–1,0 inch)
$R_V$	=	$0,05 + 0,009(I)$
$I$	=	Andel impermeable flater i nedslagsfeltet (%)
$A$	=	Nedslagsfeltets areal (acres)

Siden det er uhensiktsmessig å måtte regne med engelske enheter kan formelen skrives slik med SI-systemet:

$$VKV = \phi \cdot P \cdot A \quad (3.8)$$

$VKV$	=	Vannkvalitetsvolumet (i $m^3$ )
$P$	=	90% av gjennomsnittlig årlig nedbørshendelse (m)
$\phi$	=	Nedslagsfeltets avrenningskoeffisient
$A$	=	Nedslagsfeltets areal ( $m^2$ )

Alternativt kan  $R_V$  benyttes istedenfor  $\phi$ . Dette er en formel som vektet lav andel impermeable flater høyere, og høy andel impermeable flater lavere.

I Norge er det stor forskjell på hvordan nedbøren opptrer avhengig av hvor i landet man befinner seg. Kystklima er ofte preget av kaldt maritimt klima, med milde vintere og mye nedbør om høsten. Mens innlandsklima er preget av varm sommer og kald vinter, med intense nedbørshendelser om sommeren som kommer med ettermiddagsbygene. Nedbøren avtar fra vest mot øst, og fra sør mot nord. På østlandet ligger årsnedbøren

<sup>7</sup>På engelsk er betegnelsen Water Quality Volume og skrives ofte  $WQ_V$ .

på 600–800mm, men på vestlandet kan den bli 4–5 ganger større. Den maksimale døgnnedbøren for østlandet er rundt 40–60mm per døgn, mens den på vestlandet kan bli over 100mm (Lindholm et al., 2008).

Klimaforskjellene i Norge gjør det vanskelig å bruke samme vannkvalitetsvolum over hele landet. Under avsnitt 4.1 på side 28, og avsnitt 5.3 på side 55, er vannkvalitetsvolumet forsøkt beregnet for tre ulike plasser i landet.

### 3.7 Forskjellige rensemetoder for overvann

Det som er spesielt med rensing av overvann er at det kan genereres store mengder vann over en kort periode. Overvannet har ofte lave forurensningskonsentrasjoner, men ikke så lavt at det ikke har negativ effekt på miljøet. Det finnes dessuten veldig mange forurensningskomponenter i overvannet, som trenger forskjellige rensemetoder. Det er også et problem at overvann per definisjon er spredt utover, noe som begrenser muligheten for praktisk implementering av rensing. Rensemetoder for håndtering av overvann må derfor være enkle og robuste (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

Som forklart under avsnitt 3.5 akkumuleres forurensninger på alle flater over tid, og vaskes av ved neste nedbørshendelse. Det er derfor viktig å fange den første og mest forurensede delen av avrenningen (se 3.5.2 *First flush*), samt alle gjennomsnittlige nedbørshendeler (se 3.6 *Vannkvalitetsvolumet*).

Det finnes mange LOD/BMPer for å fange å rense avrenningen fra impermeable flater. Listen under nevner de viktigste, med en kort beskrivelse (fra Hvitved-Jacobsen et al. (2010)):

**Tørre og våte dammer** er dammer som ikke- eller har permanent vannspeil. De må dimensjoneres slik at oppholdstiden blir lang nok til å fjerne forurensningskomponentene.

**Konstruert våtmark** er grunne dammer på 0,1–0,3m, med tett vegetasjon. Vandybden og renseeffekten varierer med nedbørshendelsene og sesong på året.

**Infiltrasjonsgrøft** er tradisjonelt en vanlig grøft fylt med pukkmasser, slik at det blir et magasin for fordrøyning av vann. Vann perkolerer videre til omkringliggende masser, eller transportert videre med drensledning.

**Infiltrasjonsbasseng** er et basseng hvor overvannet midlertidig lagres, før det infiltrerer ned i underliggende løsmasser. Et infiltrasjonsbasseng blir typisk dimensjonert for å takle «first flush»-volumet.

**Sandfilter** er designet for å fjerne partikler. Noen filter kan ha biofilm, som bedrer fjerning av forurensning, mens andre kan ha adsorpsjonsegenskaper (f.eks. kalkstein for fosforfjerning, og olivin for jern og manganfjerning). For andre typer filter, se filterstriper og regnbed.

**Vannkvalitetsinntak** er innretninger som er mer teknologiske i forhold til de andre BMPene. Vannkvalitetsinntakene er ofte laget som et kammer, og utløpet på innretningene kan ledes videre til andre BMPer. Vannkvalitetsinntak kan være olje-/fettutskillere, sandfang og virvelkammer.

**Swales** er grunne gresskledde grøfter laget for å transportere vann. Forurensninger fjernes delvis ved sedimentering eller infiltrasjon i grøftebunn. Effektiv rensing krever at *swalen* har lite fall og er godt drenert.

**Filterstriper** er også kjent som gresskledde bufferstriper. De fungerer på mange måter som en *swale*, men er flate eller formet som en bred voll, som vannet strømmer over eller gjennom.

**Regnbed** er et terrengetilpasset infiltrasjonsanlegg som bidrar til oppsamling, fordrøyning og infiltrasjon av overvann (Ødegaard et al., 2012). Ved bruk av planter med dype røtter kan infiltrasjonsegenskapene økes. Flere prosesser som sedimentering, adsorpsjon, filtrering, fordamping, transpirasjon og nedbrytning skjer i regnbedet. En detaljert beskrivelse går frem av neste avsnitt.

**Grønne tak** er et tynt vegetasjonsdekke på tak som holder noe av nedørsvannet igjen. Taket må ikke være for bratt, og må være dimensjonert for ekstrabelastningen. Ved å se på ytelsen over et år, kan grønne tak holde tilbake halvparten av nedbøren (Ødegaard et al., 2012).

### 3.8 Beskrivelse av regnbed

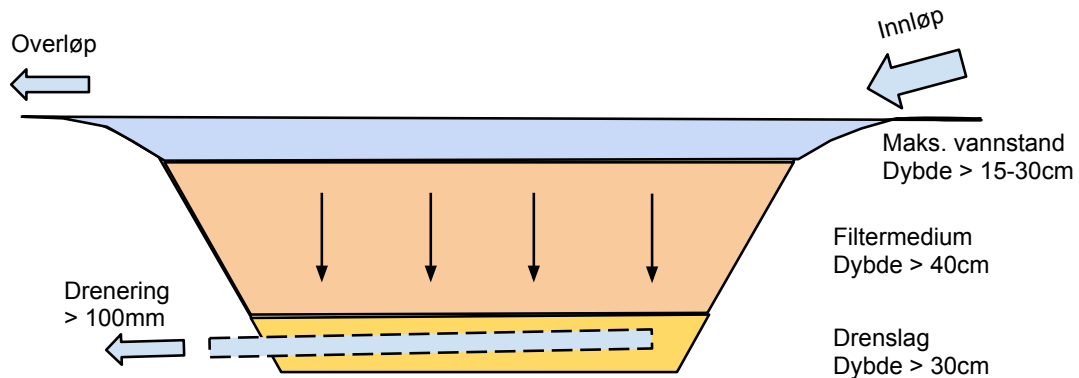
Dette avsnittet baserer seg i stor grad på Braskerud and Paus (2013), *Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold*, der annen informasjon er hentet fra referes dette til spesielt.

Regnbed er som forklart i forrige avsnitt, en forsenkning i terrenget med planter hvor vannet samles på overflaten, og infiltrerer videre i grunnen. Det er et LOD tiltak, hvor overvannet fordrøyes og renses, ved å bruke jordas og planters naturlige egenskaper. Illustrasjon av hvordan et typisk regnbed bygges opp går frem av figur 9 på side 22.

Begrepet regnbed oppstod i Prince George County i Maryland på slutten av 80-tallet i USA. I dag er det et veldig populært tiltak i USA, Canada og Australia.

#### 3.8.1 Tilhørende nedslagsfelt

Regnbed er best å bruke i små nedslagsfelt. Tilhørende nedslagsfelt bør ikke være større en 0,8 hektar. Store nedslagsfelt gjør at faren for erosjon blir stor, og stående vann over lang tid kan gi myggproblemer. Regnbed kan etableres ved parkeringsplasser, langs veier, i tettbebygde områder, i hager og ved bygg.



Figur 9: Illustrasjon av regnbed, med utskiftet filtermedium og drenering. Fritt etter Braskerud and Paus (2013)

Helningen på tilhørende nedslagsfelt bør være så slak som mulig, og ikke brattere enn 20%. Hvis helningen er for stor, er det mulig å bygge regnbedet i trinn eller etasjer. Regnbedets helning bør være relativt plant, for å utnytte hele overflatearealet.

Fra USA anbefaler generelle retningslinjer at regnbedets overflateareal bør være 5– til 10% av tilhørende nedslagsfelt. I artikkelen fra Norsk Vann ansees dette som for konservativt, og anbefaler å dimensjonere med hensyn til spesielle krav. For eksempel i forhold til treleddstrategien (se figur 6 på side 9), eller vannkvalitetsvolumet basert på lokale forhold (se resultater under avsnitt 5.4 på side 57). Metoder for dimensjonering av regnbedets overflateareal er beskrevet i avsnitt 3.9.

### 3.8.2 Innløp

Alle regnbed bør bygges opp med et innløp, hvor hastigheten må være minst mulig for å hindre erosjon. Dette kan eventuelt gjøres ved å plastre med stein, som også fungerer som energidreper. Hvis vannet faller fra et rør eller tilsvarende, ned i regnbedet, kan skiferhelle ved innløpet benyttes. Hvis regnbedet skal brukes til å håndtere vann fra impermeable flater hvor det strøes og gruses på vinteren, anbefales det å konstruere et lite sedimenteringskammer ved innløpet, fordi store partikkelmengdene kan bidra til å gjentette filtermediet over tid. Det kan også løses ved å transportere overvannet i en *swale*, eller over en filterstripe før det når innløpet.

### 3.8.3 Overløp

Det er viktig å anlegge et overløp når nedbørsvolumet blir så stort at regnbedets infiltrasjonskapasitet nås. Det er mange måter å gjøre dette på, men det viktige er at vannet

har en alternativ vei når regnbedet går fullt. Forskningsregnbedet på Risvollan har anlagt et V-overløp som sikrer at overflatevolumet kan brukes til fordrøyning, før det går i overløp. Braskerud and Paus (2013) viser også til at regnbedet kan infiltreres innenfra hvis det anlegges et stigerør fra dremsledning til overlaten, med lokk som perforeres. Hele dybden på regnbedet kan da utnyttes. Hvis utløpet på dremsledningen ikke er strupet kan stigerøret antagelig også benyttes som overløp.

### 3.8.4 Filtermediet

Hvordan filtermediet er bygd opp har mye å si for regnbedets evne til å infiltrere og rense vann. Det er to punkt som bør oppfylles for å få et mest mulig funksjonelt regnbed.

1. Infiltrasjonskapasiteten bør være høy for å håndtere overvannet
2. Høyt nok innhold av organisk materiale, for å gi gode vekstvilkår for planter og mikrobiologisk aktivitet.

Ofte er det slik at hvis infiltrasjonskapasiteten er høy, så er renseevnen lav og omvendt (Brattli, 2011). Infiltrasjonsevnen i filtermediet bør være på minst  $K_h = 0,10m/t$  i romtemperatur for norske forhold, og bør være drenert i løpet av 24–48 timer. Hvis kapasiteten er stor nok i stedegne masser kan disse benyttes, ellers må massene helt eller delvis byttes ut. Filtermediet består gjerne av 50–60% sand, 20–30% toppjord og 10–20% løvkompost (volumfraksjoner). Det blir ofte toppet med et barklag som bidrar til å binde forurensning, hindre erosjon, forsyne planter med organisk stoff og holde borte ugress (Paus, 2012).

Dybden på filtermediet anbefales til å være fra 40 til 80cm, avhengig av grunnforhold, formålet til regnbedet samt forventet dybde på røtter. Hvis stedegne masser har lav hydraulisk konduktivitet må regnbedet dreneres. Dette gjøres ved å anlegge et dremslag med dybde  $> 30cm$ , med godt drenerte masser. Dremslaget skal hindre gjentetting av dremsrøret. For å hindre transport av finstoff fra filtermediet til dremslaget kan det legges filterduk for å skille massene.

### 3.8.5 Vegetasjon

Det er flere måter å beplante et regnbed. Det vanligste er som et tradisjonelt grøntanlegg, med bruk av prydplanter og hageplanter. Dette alternativet egner seg ved etablering i private hager etc. Et annet alternativ er å bruke et naturligt vegetasjonsdesign, som tar utgangspunkt i den vegetasjonen som har tilpasset seg de lokale forholdene. Anlegget blir da nesten selvdrevent, og trenger minimalt med vedlikehold. Det er viktig å bruke planter som er robuste og tåler perioder med stående vann og tørke. Det første året etter at regnbedet er etablert må det legges til rette for at vegetasjonen får best mulig vekstvilkår, slik at overflaten dekkes så raskt som mulig. Dette innebærer vanning i tørkeperioder, og gjødsling hvis overvannet er næringsfattig.

Tabell 2: Rapporterte renseeffekter for regnbed fra (PGC, 2007)

Parameter	% Fjerning
TTS	97
Tot P	35–65
Tot N	33–66
Cu, Pb, Zn	24–99
Olje og fett	99
Bakterier (E-coli)	70 (92)

### 3.8.6 Renseeffekt

Renseeffekten for regnbed varierer med type forurensning, konsentrasjon, vannmengde, filtermedium, oppholdstid med mer. Forløpige resultater for målt ytelse er lovende, og viser at bioretensjonssystemer som regnbed har potensiale til å være en av de mest effektive BMP tiltakene for fjerning av forurensning (Davis et al., 2009). Det er vanskelig å dokumentere og innrapportere renseeffekter i praksis, fordi det er stor variasjonen i forhold rundt hver nedbørshendelse. Å oppgi en renseeffekt i prosent er også en utfordring fordi lite forurenset vann vil få en lav renseeffekt, mens veldig forurenset overvann vil få høyere renseeffekt, selv om regnbedet er det samme (Davis et al., 2009; Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Tabell 2 viser innrapporterte renseeffekter fra en rekke artikler (PGC, 2007).

Det finnes fortsatt lite data for renseeffekt av patogene bakterier gjennom regnbed, men senere forskning har vist at opp til 91,6% av kan fjernes (Davis et al., 2009). Denne er lagt til som parentes i tabellen.

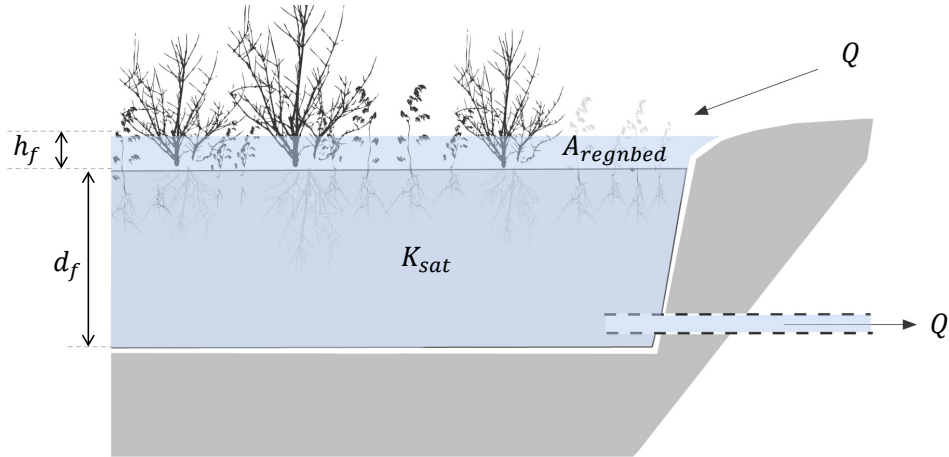
## 3.9 Metoder for hydraulisk dimensjonering av regnbed

Det finnes flere metoder for hydraulisk dimensjonering av regnbed. Dimensjoneringsmetodene kommer stort sett fra USA, hvor det er utviklet flere retninglinjer. Jeg velger å beskrive to manuelle metoder som ofte blir brukt i undervisningssammenheng i Norge, samt beregningsprogrammet RECARGA.

### 3.9.1 Alternativ 1 - Darcys lov

Denne metoden baserer seg på Darcys lov som kan benyttes for å beregne vannføring i løsmasser i grunnen. En viktig parameter i Darcys lov er den mettede hydrauliske konduktiviteten  $K_s$ .  $K_s$  er en funksjon av både væskens og det porøse mediets strømningsegenskaper (Brattli, 2011), og er gitt ved:

$$K_s = k \frac{\rho g}{\mu} \quad (3.9)$$



Figur 10: Tverrsnitt av regnbet med parametre for dimensjonering. Figur er hentet fra Paus (2012).

- $K_s$  = Mettede hydrauliske konduktivitet (m/s)
- $k$  = Jordens permeabilitet ( $m^2$ )
- $\rho$  = Tettheten til væsken ( $kg/m^3$ )
- $g$  = Tyngdeakselerasjonen ( $m/s^2$ )
- $\mu$  = Dynamisk viskositet ( $N \cdot s/m^2$ )

Darcys lov er gitt ved:

$$q = -K_s \frac{dh}{dl} \quad (3.10)$$

Hvor  $q$  er den gjennomsnittlige hastigheten til vannføringen og  $\frac{dh}{dl}$  er den hydrauliske gradienten. Substitutterer  $q$  med kontinuitetsligningen  $Q = q \cdot A$ , og løser ligningen med hensyn på overflatearealet (Paus, 2011).  $d_f$  og  $h_f$  fremgår av figur 10.

$$A_{regnbet} = \frac{Q}{K_s} \cdot \frac{d_f}{h_f + d_f} \quad (3.11)$$

Vannføringen  $Q$  kan uttrykkes som forholdet mellom dimensjonerende vannvolum for nedslagsfeltet og dimensjonerende dreneringstid  $t_f$

$$Q = \frac{V}{t_f} = \frac{A_{felt} \cdot \phi \cdot P}{t_f} \quad (3.12)$$

Setter (3.12) inn i (3.11), som gir:

$$A_{regnbet} = \frac{P \cdot A_{felt} \cdot \phi \cdot d_f}{K_s \cdot t_f \cdot (h_f + d_f)} \quad (3.13)$$

$A_{regnbed}$	=	Overflatearealet til regnbedet ( $m^2$ )
$A_{felt}$	=	Areal nedslagsfelt ( $m^2$ )
$P$	=	Dimensjonerende nedbør (som gir vannkvalitetsvolumet) (m)
$K_s$	=	Mettet hydraulisk konduktivitet i regnbedet (m/t)
$V$	=	Dimensjonerende vannvolum (vannkvalitetsvolumet)
$\phi$	=	Nedslagsfeltets avrenningskoeffisient (-)
$d_f$	=	Dybden på filtermediet (m). Settes ofte til 0,50–1,0 m
$h_f$	=	Gjennomsnittlig vannhøyde over filtermediet (m)
$t_f$	=	Maks tillatt tid med stående vann på overflaten

### 3.9.2 Alternativ 2 - SCS TR-55 metoden

Denne metoden blir brukt i North Carolina, og er beskrevet i Hunt and White (2001). Her bestemmes direkteavrenning i millimeter med NRCS-likningen ("Natural Resources Conservation Service", tidligere SCS). Fra Pazwash (2011) står det at metoden er basert på 24 timers nedbørshendelser og konsentrasjonstider som varierer fra 0,1 til 1 time. Metoden kan brukes på små til mellomstore nedslagsfelt, opp til 13km<sup>2</sup>. Metoden tar hensyn til initielle tap som gropmagasinering<sup>8</sup>, intersepsjon<sup>9</sup>, fordamping og infiltrasjon. Hvis mengden nedbør er mindre enn de initielle fratrekke genereres ingen avrenning. Beregningene gjøres som følger.

$$R = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{(P + 0,8 \cdot S)} \quad (3.14)$$

$R$	=	Avrenning (mm)
$P$	=	Nedbør (mm)
$S$	=	Potensiell fordrøyning

Den potensielle fordrøyningen  $S$  beregnes ved å finne CN kurvetallet for jordtypen i nedbørsfeltet, som kan sees av tabell 3 på side 27, og benytte dette i ligningen:

$$S = 25,4 \left( \frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (3.15)$$

Regnbedets nødvendige overflateareal kan da beregnes med ved å sette inn maksimal tillatt vanndybde  $h_f$  (mm) i ligning (3.16)

$$A_{regnbed} = \frac{R \cdot A_{felt}}{h_f} \quad (3.16)$$

<sup>8</sup>Gropmagasinering er når en del av nedbøren magasineres i groper på overflaten, og fordampes videre derfra. Dette er vann som ikke renner av som overflateavrenning, eller infiltrerer. (Ødegaard et al., 2012)

<sup>9</sup>Intersepsjon er når nedbøren går med til å bløte opp, eller henge igjen på gjenstander over bakken (f.eks trær), for videre å fordampe. (Ødegaard et al., 2012)



Tabell 3: CN kurvenummer for ulike overflater og jordgrupper. Fritt fra Paus (2011).

Overflate/arealbruk	Jordgr. A <10% leire >90% sand	Jordgr. B 10–20% leire 50-90% sand	Jordgr. C 20–40% leire <50% sand	Jordgr. D >40%leire <50% sand
100% tett P-plasser, tak, gater	98	98	98	98
Åpne områder med < 50% grønt dekke	68	79	86	89
Åpne områder med 50–75% grønt dekke	49	69	79	84
Åpne områder med > 75% grønt dekke	39	61	74	80
Områder med 100% grønt dekke/skog	36	60	73	79

### 3.9.3 Alternativ 3 - RECARGA

RECARGA er et simuleringsverktøy som er utviklet for å kunne designe og vurdere ytelsen til ulike typer «bioretention»-innretninger som regnbed, infiltrasjonsbasseng og lignende. Ved å benytte nedbør- og fordampingsdata som grensebetingelser for modellen, beregner programmet overflatelagring, vanntransport og infiltrasjon/perkolasjon gjennom jordlagene i grunnen, vannføring i overløp og drensledning med mer. RECARGA beregner i 1-D og forutsetter en skarp vannfront ved infiltrasjon (Braskerud et al., 2012).

RECARGA baserer seg på bruk av Green-Ampt infiltrasjonslikning for infiltrasjon gjennom overflatelaget. Det kan defineres tre lag i modellen, der to lag defineres for selve regnbedet, og ett lag for stedegne masser. Vannføringen gjennom lagene bestemmes av van Genuchten-forholdet, hvor perkolasjonen gjennom dem kun er styrt av gravitasjonen. (Atchison and Severson, 2004)

Programmet er et utmerket verktøy å bruke, for å se hvordan ulike parametre påvirker ytelsen til regnbedet. Det er tidkrevende å benytte RECARGA til dimensjonere regnbed, så overslagsberegninger, som i de to foregående avsnittene bør benyttes først. På den måten kan resultatet også verifiseres.

I kapittel 5 under avsnitt 5.4 og 5.5, presenteres og diskuteres forskjellene mellom manuelt beregnede og simulerte resultater.

## 4 Metode

### 4.1 Dimensjonerende nedbør og beregning av vannkvalitetsvolum

Fra avsnitt 3.6 ble det definert at vannkvalitetsvolumet er det volumet som er nødvendig for å fange opp og rense 90% av den gjennomsnittlige årlige nedbøren. I avsnittet kom det også frem at klimaet og nedbørshendelser opptrer ulikt, både i mengde og intensitet, avhengig av hvor i landet man befinner seg. For å se om vannkvalitetsvolumet er ulikt for forskjellige plasser i landet er nedbørsdata for Trondheim, Bergen og Sandefjord analysert. Disse byene representerer i denne oppgaven henholdsvis, midt-Norge, vest- og østlandet. Det er også undersøkt om vannkvalitetsvolumet endrer seg for vår, sommer og høstsesongen.

Det er benyttet 10-års sammenhengende dataserier for de tre byene. For Trondheim og Sandefjord er nedbørsdata for 2002 til 2012 analysert. For Bergen har vi sett på perioden 1994 til 2004. Grunnen til bruk av ulike perioder, er at gode sammenhengende dataserier har vært vanskelige å få tak i.

For å se på variasjonene er sesongene delt inn vår, sommer og høst. I denne oppgaven defineres sesongene som følger:

- Vår - mars, april og mai
- Sommer - juni, juli og august
- Høst - september, oktober og november.

I tillegg har vi sett på vannkvalitetsvolumet for hele året, og vår-, sommer- og høstsesongen under ett. Resultatene fremkommer av tabell 14 på side 58.

For å beregne vannkvalitetsvolumet er målsøkingsfunksjonen i Excel 2013 benyttet. Utregningen forklares best med et eksempel:

Dato	Nedbør(mm)	Maks. nedbør(mm)	Nedbør til regnbed
01.01.2002	5,5	19,7	5,5
02.01.2002	20,8	19,7	19,7
⋮	⋮	⋮	⋮
30.12.2012	11,0	19,7	11,0
31.12.2012	29,2	19,7	19,7
Totalt	18412	(-)	16580

Gjennomsnittlig årlig nedbør fanget = (Total nedbør) / (Total til regnbed) · 100

$$\frac{16560mm}{18400mm} \cdot 100 = 90\%$$

I dette eksempelet ble vannkvalitetsvolumet 19,7mm. Ved å benytte målsøking kan Excel automatisk endre cellen «Maks.nedbør» til svaret blir 90%.

Resultatene i tabell 14 på side 58 sammenlignes med hvilken returperiode disse har, hvis nedbørshendelsene har en varighet på 60 minutter. Returperiodene bestemmes ved å benytte IVF-kurver (fra eklima.no) for de samme nedbørsmålerene som nedbørsdataene hentes fra.

## 4.2 Potensial for bruk av regnbed i nedslagsfeltet for Steindalsveien

For å vurdere om et område har potensial for implementering av regnbed, er det viktig å gå frem på en systematisk måte. For best mulig beslutningsgrunnlag er god informasjon om området essensielt. I denne oppgaven har datagrunnlaget vært:

- Grunnkart med koter og eiendomsgrenser
- Ledningskart
- Satellittbilder (Google maps, Streetview, gulesider.no)
- Temakart over geologien i området
- Befaring i nedslagsfeltet

Nedslagsfeltet for Steindalsveien er cirka 61 hektar. Siden potensialet for bruk av regnbed skal modelleres, må området deles inn i mindre delnedslagsfelt. Datagrunnlaget ble gjennomgått, og området ble delt inn i 22 mindre delnedslagsfelt, hvor like områder ble forsøkt samlet (se figur 13 på side 35).

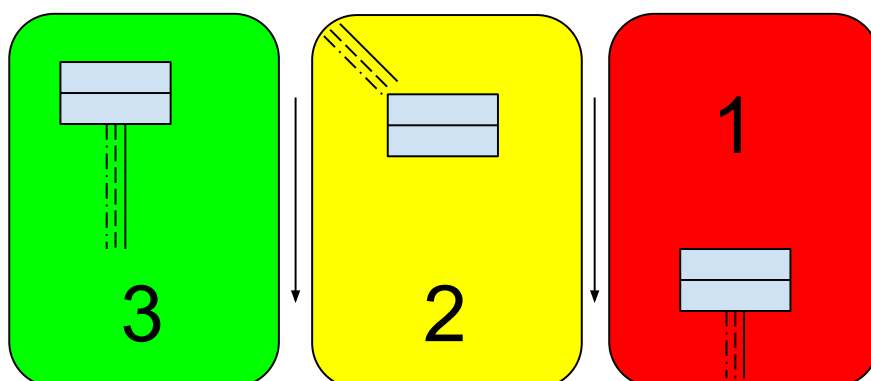
Alle delnedslagsfeltene er grundig gjennomgått og vurdert gjennom et klassifiseringssystem for potensial, utviklet for denne oppgaven. Beskrivelsen av fremgangsmåten går frem av avsnitt 4.2.1 til 4.4.3.

### 4.2.1 Potensial for hus og private eiendommer

For å klassifisere de private eiendommene for potensiell bruk av regnbed, er det utarbeidet et klassifiseringssystem for å dokumentere det som er gjort, og kunne skille eiendommene fra hverandre på en systematisk måte. Klassifiseringssystemet er bygd opp rundt et poengsystem, hvor hver eiendom maksimalt kan få 3 poeng. Ett poeng oppnås for hvert oppfylte kriterie i punktlisten nedenfor:

- Mye tilgjengelig areal for etablering av regnbed
- Stikkledninger på samme side som tilgjengelig areal
- Tilgjengelig areal ligger nedstrøms bygning

På figur 11 går det frem hvordan poengsystemet brukes i praksis. Illustrasjonen til venstre blir klassifisert som en eiendom med høyt potensiale, og får 3 poeng. Eiendommen har mye tilgjengelig areal, stikkledningene og tilgjengelig areal ligger nedstrøms.



Figur 11: Illustrasjon over klassifisering av eiendommer

Illustrasjonen i midten er klassifisert med 2 poeng fordi eiendommen har mye tilgjengelig areal, arealet ligger nedstrøms, men stikkledningene har en annen retning. Dette vanskeliggjør tilknytning av drensledning fra regnbed til stikkledning.

Illustrasjonen til høyre har mye tilgjengelig areal, men det er komplisert å utnytte for det tilgjengelige areal ligger på baksiden av bygningen.

Alle de 264 husene/eiendommene i de 22 delnedslagsfeltene for Steindalsveien er klassifisert med dette systemet. Tabell 4 viser hvor mange hus og hvordan de er klassifisert. I de digitale vedleggene er det utarbeidet detaljert oversikt over antall klassifiserte eiendommer, innenfor hvert delnedslagsfelt.

Tabell 4: Klassifisering av eiendommer

Klassifisering	Antall hus	Areal tak (ha)	% av Totalt
3	42	1,43	20
2	62	1,71	23
1	83	2,23	31
0	77	1,92	26
Totalt	264	7,30	100

For å beregne hvor mange prosent tak innenfor hvert delnedslagsfelt som er klassifisert, forutsettes det at hvert hus har lik størrelse. Dette er en forenkling, men da husene har omtrent samme størrelse innenfor hvert delnedslagsfelt, er det gjort på denne måten.

#### 4.2.2 Potensial for offentlige og private veiarealer

Det er ikke like enkelt å bruke samme systematiske fremgangsmåte for å klassifisere offentlige og private veiarealer, med tanke på frakobling. I denne oppgaven måtte regnbedene plasseres fysisk på kartet for å se hvilke veiarealer som var mulig å lede til. Hvert

av de 22 delfeltene er grundig gjennomgått ved bruk av satellittbilder (Google Earth) og grunnkart m/høydekoter.

Først er alle offentlige grøntarealer kartlagt. Det er noe usikkerhet om hva som er offentlig og hva som er privat grunn, da gjennomgangen kun har vært basert på eiendomsgrenser i grunnkartet. Offentlige grøntarealer har et meget høyt potensiale for frakobling, da kommunen eier grunnen selv. Disse arealene er klassifisert med 4 poeng.

Deretter er alle andre store grøntareal gjennomgått. Arealer med høyt potensiale er typisk grøntarealer ved butikker, institusjoner og blokk-/rekkehusbebyggelse. Andre store lett tilgjengelige arealer på privat grunn er også vurdert. Alle disse arealene blir klassifisert med 2 poeng.

Tabell 5 viser mengde veiarealer og hvordan de er klassifisert. I digitale vedlegg er det utarbeidet detaljerte tabeller over hvordan veiarealer innenfor hvert delnedslagsfelt er klassifisert.

Tabell 5: Klassifisering av veiarealer

Klassifisering	Areal vei (ha)	% av Totalt
4	2,24	33
2	2,44	35
0	2,20	32
Totalt	6,88	100

### 4.3 Tre scenarioer

På bakgrunn av resultatene fra klassifiseringen, er det utarbeidet tre scenarioer for å se hvilken effekt disse utgjør i nedslagsfeltet. Scenarioene er laget med hensyn på hvor realistisk gjennomførbare de er.

**Scenario 1 (S1)** består av alle impermeable flater som er klassifisert med 4 poeng.

Dette er offentlige veiarealer som har høyt potensial for frakobling. I dette scenarioet vil Trondheim kunne sette i gang planleggingen umiddelbart, siden det ikke er behov for ytterligere grunnerverv.

**Scenario 2 (S2)** består av impermeable flater klassifisert med 3 og 4 poeng. Dette innebefatter alle arealer fra scenario 1, samt eiendommer med meget høyt potensial for implementering av regnbed. Som beskrevet i avsnitt 4.2.1 er dette eiendommer med store tilgjengelige arealer, hvor alt ligger til rette etablering og tilknytning av regnbed.

**Scenario 3 (S3)** består av alle impermeable flater klassifisert med 2, 3 og 4 poeng.

Dette innebefatter alle arealer fra scenario 1 og 2, samt alle arealer som er mulig å frakoble og tilknytte regnbed. Dette scenarioet er gjennomførbart, men krever stor politisk og kommunal vilje.

Tabell 6: Arealberegning scenarioer

Scenario	Poengklasse	Areal vei (ha)	Areal tak (ha)	Totalareal (ha)
1	4	2,24	–	2,24
2	4 + 3	2,24	1,43	3,67
3	4 + 3 + 2	4,68	3,14	7,82

Figur 12 på side 33 og tabell 6, viser arealene som tilknyttes regnbed i de ulike scenarioene. Som forklart ovenfor inkluderer de ulike scenarioene foregående scenario.

#### 4.4 Modellering i Mike Urban

I oppgavebeskrivelsen for denne masteroppgaven skulle det brukes en ekisterende MU-modell for simuleringene. Det er mottatt to modeller fra DHI, én detaljert og én mindre detaljert. Den detaljerte modellen er fra 2004, og består av mange små delnedslagsfelt. Den mindre detaljerte består av sammeslåtte delnedslagsfelt fra den detaljerte modellen, til større samle-nedslagsfelt.

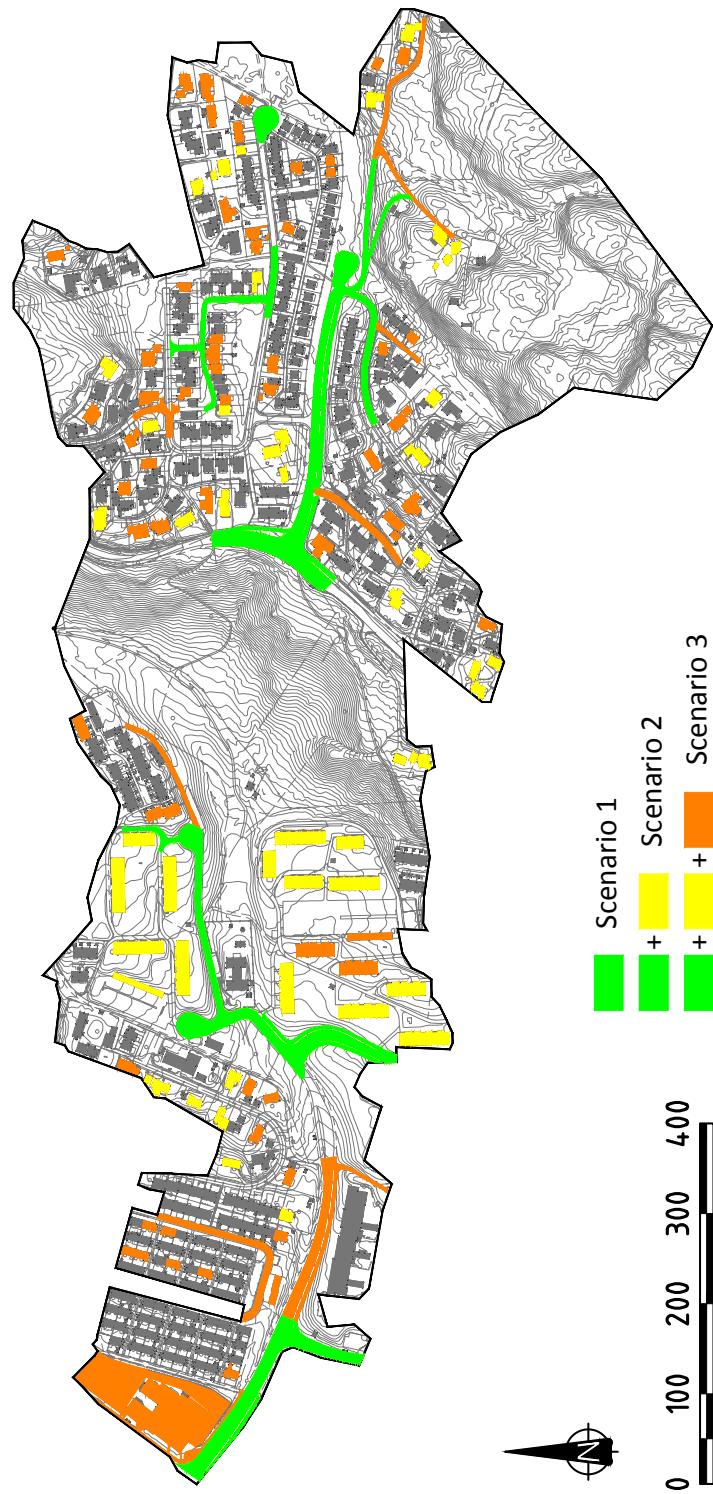
I rapporten til den detaljerte modellen (Sætern, 2004) står det at modellen ble etablert med tanke på å beregne dimensjonerende vannmengde til nye avskjærende hovedledninger i Fredlybekkenfeltet. Målet var å gjøre en kapasitetsanalyse av planlagt avløpssystem, og optimalisere det planlagte systemet med tanke på forurensningsutslipp, kapasitet og kostnader. Modellen er kalibrert i kum 12096 ved Sunnland skole. Vannføringsmålingene ble gjort fra 20. august - 22 oktober 2003. Det er i tillegg brukt pumpe- og overløpsdata fra Fredlybekken pumpestasjon. Konsentrasjonstiden er automatisk beregnet med MU basert på form- og størrelse. Parametrene er justert for å samstemme avrenningstoppene mellom målinger og simuleringer. (König, 2013)

Den forenklede modellen ble utarbeidet med tanke på forurensningsanalyse, og etablering av åpen bekk. Her er den detaljerte modellen brukt som utgangspunkt, og forenklet ved å kutte deler av ledningssystemet og sette flere nedslagsfelt sammen. Konsentrasjonstiden ble økt tilsvarende for å representere ledningssystemet oppstrøms, som ble tatt bort. I tillegg ble modellen utvidet med områdene Stubban og Sluppen, som er ukalibrert da det ikke er gjort vannføringsmålinger for disse områdene. (König, 2013; DHI, 2008)

Ved nærmere gjennomgang er modellene kalibrert/justert ved å fjerne delområder som drenerer inn i feltet. Vannføringen blir riktig i kalibreringspunktet, men trolig upresis ved å se på delnedslagsfeltene hver for seg.

##### 4.4.1 Oppbygging av modell i Mike Urban

På grunn av begrensingene med mottatte modeller, ble det nødvendig å bygge en ny modell over området. Som forklart tidligere ble nedslagsfeltet for Steindalsveien valgt



Figur 12: Oversiktskart over scenario 1, 2, og 3

fordi det gir et sammeligningsgrunnlag med vannkvalitetsmålingene som ble utført høsten 2012 i (Bakken, 2012). Modellen bygges opp med 22 mindre delnedslagsfelter basert på arbeidet som ble gjort ved karlegging av potensialet for implementering av regnbed. Inndelingen i delnedslagsfelter går frem av figur 13 på side 35, hvor hus og områdetyper med tilsvarende bebyggelse er forsøkt gruppert. Fargene i kartet er kun for å skille nedslagsfeltene fra hverandre.

Kum- og ledningsnett i modellen er bearbeidet fra den detaljerte DHI modellen. Kumhøyder er hentet fra en terrengmodell, som er generert fra høydekurver. Videre har DHI antatt at bunn kum ligger 2,5 meter under terrengoverflaten. Alle ledninger som ikke har vært nødvendige for simuleringene er fjernet. Dette for å gjøre modellen rask, enkel og oversiktlig.

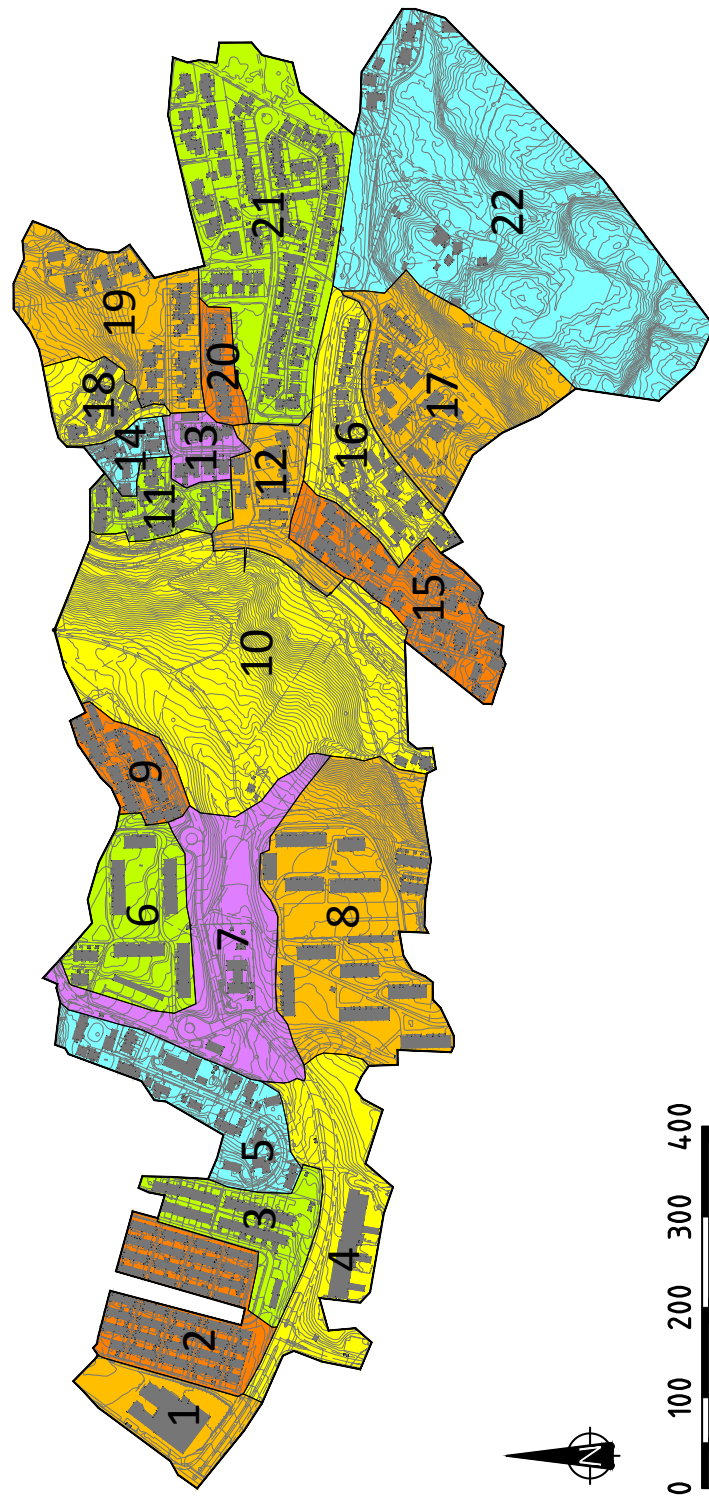
De 22 delnedslagsfeltene legges inn i modellen som kvadrater. Kvadratene har samme areal som nedslagsfeltene tegnet med AutoCad® 2013, se avsnitt 4.4.3 på side 38. Anbefalingen fra DHI (DHI (f), 2012) er å tegne inn nedslagsfeltene med sitt fysiske areal. Det ble besluttet å legge dem inn som kvadrater likevel, fordi arbeidet med arealberegning allerede var gjort. Vi sikrer derfor at nedslagsfeltenes areal samsvarer med beregning av potensialet. Det gjør det også enklere når arealene skal justeres ved etablering av én ny modell per scenario. Feilpotensialet blir mindre, for man har full kontroll på arealregnskapet i tabeller mellom de ulike scenarioene (se elektroniske vedlegg).

For å kunne analysere forskjellen de ulike scenarioene utgjør på feltet, deles hvert delnedslagsfelt opp i tre deler.

1. Et hovednedslagsfelt som representerer alle flater som ikke skal routes gjennom ett regnbed
2. Taknedslagsfelt. Dette representerer alle takflater som skal ledes til regnbed.
3. Veinedslagsfelt. Dette representerer alle veiflatter som skal ledes til regnbed.

Ved oppbygging av et scenario blir alle tak og veiflatter som skal routes gjennom regnbed subtrahert fra hovednedslagsfeltet, og andel impermeable flater blir justert ut fra hvor stor andel som trekkes fra. De impermeable flatene regnes som 100% impermeable, men det legges til en reduksjonsfaktor på 0,8 på alle asfaltflater, og 0,85 på alle takflater. Dette for å ta høyde for at ikke alle impermeable flater blir fanget opp av sluk og andre inntak. De ulike scenarioene, inklusiv førsituasjon, består da av 169 delnedslagsfelter, som går frem av tabell 7 på side 36.





Figur 13: Oversiktskart over delnedslagsfeltene for Steindalsveien

Tabell 7: Oppbygging av delnedslagsfelt for ulike scenarier

Scenario	Antall nedslagsfelt			
	Hoved	Vei	Tak	Totalt
Før	22	–	–	22
1	22	14	–	36
2	22	14	14	50
3	22	19	20	61
Totalt	88	47	34	169

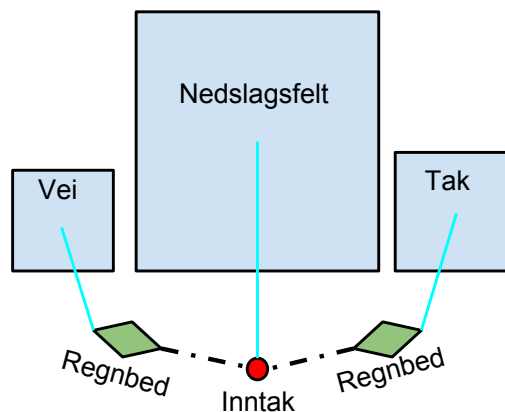
Det forutsettes at alle tak- og veiflater innenfor et delnedslagsfelt kan summeres opp og ledes til et stort regnbed, som plasseres i utløpet av feltet. Simuleringer for alle scenarier forutsetter at det implementeres regnbed tilsvarende 5% av tilknyttet nedslagsfelt. For et delområde på 2,0 hektar, der 0,4 hektar er veiareal og 0,2 hektar er takareal, blir regnbedarealene henholdsvis:

$$\text{Regnbed vei: } \left(0,4 \text{ ha} \cdot \frac{5\%}{100}\right) \cdot 10000 \frac{\text{m}^2}{\text{ha}} = 200 \text{ m}^2$$

$$\text{Regnbed tak: } \left(0,2 \text{ ha} \cdot \frac{5\%}{100}\right) \cdot 10000 \frac{\text{m}^2}{\text{ha}} = 100 \text{ m}^2$$

Tid-Areal metoden + RDI modulen benyttes for simuleringer i MU. Tid-Arealmetoden simulerer overflateavrenningen, og RDI modulen (hydrologisk modell) simulerer vannføringen under jordoverflaten. Kombinasjonen av disse gjør det mulig å se på forskjeller i avrenning, avhengig av om jorda er vannmettet eller ikke.

Parametrene i RDI-modellen er de samme som er brukt i den detaljerte modellen fra DHI. Verdiene går frem av vedlegg 5. Parametrene for tid-areal modellen er satt opp med initialverdiene som kommer med programmet, bortsett fra reduksjonsfaktoren og konsentrasjonstiden, som forklart ovenfor og under avsnitt 4.4.4 på side 39.



Figur 14: Illustrasjon over oppbygging av nedslagsfelt i Mike Urban. Figuren viser et delnedslagsfelt som er delt i tre. To felt føres til regnbed.

#### 4.4.2 Oppbygging av regnbed i Mike Urban

MU har i dag ingen ferdige verktøy for å simulere bruk av LOD. For å simulere påvirkningen etablering av regnbed har i et nedslagsfelt, må dette gjøres ved å etterligne de hydrologiske prosessene som skjer i regnbedet. For å se på storskalaimplementering av regnbed i denne masteroppgaven er det gjort en grov forenkling, hvor lagringsvolumet i regnbedet kun er bestemt ut fra overflatearealet og dybden på overflaten.

Alle regnbed utstyres med drensledning i bunn. Det er infiltrasjonsegenskapene til de stedlige massene som avgjør om man bør bruke drensledning eller ikke. Geoteknisk rapport (Trondheim-kommune, 2012) viser at majoriteten av området består av leirholdige masser. Det forutsettes derfor bruk av drensledning. Infiltrasjonen etterlignes ved å legge inn et utløp som gir samme vannføring som den mettede hydrauliske konduktiviteten  $K_s$  i filtermediet, avhengig av overflatearealet.

Som beskrevet i avsnitt 3.8 *Beskrivelse av regnbed*, så er anbefalingen at regnbedets overflateareal bør være 5-10% av tilhørende nedslagsfelt (MPCA, 2008; Braskerud and Paus (2013)). I USA er kravet til infiltrasjonskapasitet ofte 0,025m/t (ved romtemperatur). I følge Braskerud and Paus (2013) er dette kravet for lavt for norske forhold fordi hydraulisk konduktivitet reduseres ved synkende temperatur. For å forhindre at temperaturen ikke er begrensende for infiltrasjonskapasiteten i regnbedet anbefales det at  $K_h$  i filtermediet er minimum 0,10 m/t, som følger anbefalte verdier fra Australia (FAWB, 2009). I samme artikkel er det nevnt at målinger gjort på regnbedet på Risvollan viser at temperaturer i toppen av filtermassen i september-oktober har ligget på mindre enn 10°C to tredjedeler av tiden, og lavere enn 5°C en femtedel av tiden.

Ved å benytte formel (3.9) kan den hydrauliske konduktiviteten beregnes for 5°C hvis vi forutsetter at den skal være 0,1m/t ved 10°C.

Beregner jordas permeabilitetskonstant først:

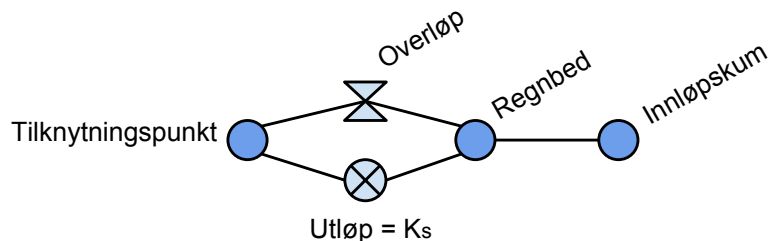
$$K_s = k \frac{\rho g}{\mu} \Rightarrow k = \frac{K_s \mu}{\rho g} = \frac{2,78 * 10^{-5} m/s * 0,001 Ns/m^2}{998,2 kg/m^3 * 9,81 m/s^2} = 2,84 * 10^{-12} m^2$$

Den mettede hydrauliske konduktiviteten blir følgende:

$$K_s = k \frac{\rho g}{\mu} = 2,84 * 10^{-12} m^2 * \frac{1000 kg/m^3 * 9,81 m/s^2}{0,0015 Ns/m^2} = 1,86 * 10^{-5} m/s = 0,067 m/t$$

Den mettede hydrauliske konduktiviteten reduseres med 33% ved en temperaturreduksjon på 15°C. For videre beregninger og simuleringer benyttes en mettet hydraulisk konduktivitet på 0,05m/t. Dette for å ta høyde for ytterligere temperaturreduksjon, og eventuell gjentetting av filtermediet over tid.

Det er også lagt inn et overløp som trer i kraft ved en oppstuvning på 15 cm over regnbedets overflate. Skjematisk opptegning av hvordan regnbedene ser ut i MU går frem av figur 15 på side 38.



Figur 15: Skjematisk illustrasjon på oppbygging av regnbed i Mike Urban

På grunn av begrensninger i programvaren er hvert regnbed utstyrt med en innløpskum. Grunnen til dette er fordi en «node» ikke kan stå alene uten å ha en ledning (link) knyttet til seg. Overløpet (weir i MU) og utløpsåpningen (orifice i MU) blir ikke betraktet som en ledning av programmet. Ledningen mellom innløpskummen og regnbedet er lagt inn med en diameter på 1,0 meter, og et fall større en 100‰, for å forhindre oppstuvning. Dette gjør at vann kun lagres i regnbedet, og ikke i innløpskum og ledning.

Regnbedet er lagt inn som en kum med diameter lik overflatearealet på regnbedet og dybde 20 centimeter. Utforming av regnbed i MU lar seg lettes forklare med et eksempel:

Et nødvendig regnbedareal på  $132m^2$  og  $K_s = 0,05m/t$  gir et regnbed med følgende parametre i MU:

Diameter	$\approx 13m^2$
Vannføring $v$ /terskel	$\approx 1,8l/s$
Åpning utløp	$\approx 38mm$

For å få riktig vannføringen har alle utløpsåpninger en koeffisient på 1,76. Overløpstorskene er satt til å være rektangulære, med en bredde på 1,0m, og overløpskoeffisient på 0,66 (initialverdi).

Det er meget tidkrevende å konstruere regnbedene. For hvert nytt scenario justeres tilhørende nedslagsfelt. Dette innebærer at diametre på regnbed og utløpsstørrelse må kalkuleres og legges inn på nytt, avhengig av størrelse på tilhørende nedslagsfelt. Som forklart i forrige avsnitt må i tillegg alle impermeable flater beregnes på nytt for hvert scenario. I denne masteroppgaven er det derfor besluttet å bare kjøre simuleringer for regnbed som tilsvarer 5% av tilhørende nedslagsfelt.

#### 4.4.3 Arealberegning av nedslagsfelt

Kartutarbeidelse og arealberegning er gjort på samme måte som i fordypningsprosjektet (Bakken, 2012), ved å benytte AutoCad® 2013 og Novapoint 18.30. Nedslagsfeltene er manuelt tegnet opp ved å ta hensyn til kotelinjene, og ledningsnett for avløp. Arealberegning av flater i nedslagsfeltene ble gjort ved å bruke takflater og kommunale veier som ligger i kartgrunnlaget, sammen med manuelt tegnede asfaltflater for private veier

og parkeringsplasser. På grunn av at opptegning og beregning av nedslagsfelt stort sett er gjort på bakgrunn av motatte kartdata, er det usikkert hvor mye av nedslagsfeltene som faktisk blir fanget opp av inntak og sluk. Noe av usikkerheten blir tatt hensyn til ved bruk av reduksjonsfaktorer.

#### 4.4.4 Beregning av konsentrasjonstider

Konsentrasjonstid er definert som den lengste reisetiden overflateavrenning vil ha i et nedslagsfeltet. Konsentrasjonstiden i et nedslagsfelt blir derfor summen av avrenning på overflaten og reisetid i ledningsnett, til utløpet/betraktningpunktet i nedslagsfeltet. Det finnes mange formler for å beregne denne, avhengig av hvilken litteratur man leser. I Pazwash (2011) er de fire mest populære formlene beskrevet.

For beregning av konsentrasjonstider til bruk i MU er Kirby likningen fra 1959 i hovedsak blitt brukt. Denne samsvarer bra med nomogrammer fra Bøyum and Thorolfsson (2002) og overvannsnorm fra Bergen kommune. Kirbylikningen er gitt ved:

$$T_c = 1,44 \cdot \left( \frac{L \cdot r}{\sqrt{S}} \right)^{0,467} \quad (4.1)$$

- $T_c$  = Konsentrasjonstid (minutter)
- $L$  = avrenningslengde (m)
- $r$  = dempende ruhetskoeffisient, se tabell 3.8 i (Pazwash, 2011) s.67
- $S$  = Nedslagsfeltets helning (m/m)

Som vist på figur 14 på side 36, blir hvert nedslagsfelt delt inn i tre deler. Konsentrasjonstiden blir kun beregnet for hovednedslagsfeltet, fordi disse er relativt store og er en kombinasjon av permeable og impermeable flater. For vei- og taknedslagsfeltene som skal ledes til regnbed, antas det en konsentrasjonstid på 5 minutter.

Beregnete konsentrasjonstider for alle 22 delnedslagsfelter går frem av digitalt vedlegg.

#### 4.4.5 Konstruksjon av symmetriske nedbørshyetogram

Fremgangsmåten for konstruksjon av symmetriske nedbørshyetogram er hentet fra vedlegg 6 i Lindholm et al. (2008). Verdiene er hentet fra Risvollan, og er basert på nedbørshendelser med 60 minutters varighet, med returperioder på 20-, 50, og 100-år (se tabell 8 på side 40. Hvis man skal dimensjonere et avløpssystem, og finne flaskehalser i nettet, bør det simuleres for ulike varigheter. I denne masteroppgaven skal bare effekten av implementering av regnbed analyseres, og da vil det være tilstrekkelig å simulere for en varighet.

Tabell 8: Verdier fra IVF-kurve for 20-, 50- og 100-års gjentaksintervall med 60 minutters varighet

Nedbørsvarighet (min)	Intensitet for retur- perioder (l/(s · ha))		
	20 år	50 år	100 år
10 min	179,4	198,8	218,1
20 min	115,5	127,7	139,9
30 min	93,9	104,7	115,5
40 min	78,9	88,1	97,2
50 min	66,1	73,7	81,2
60 min	55,4	61,5	67,5

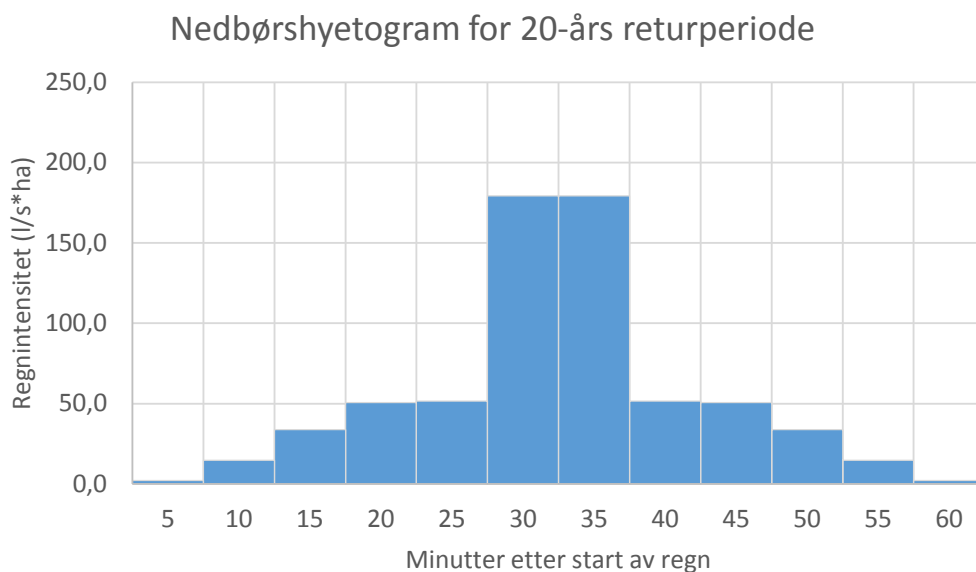
For simuleringene i MU tar jeg utgangspunkt i beregningssteg på 5 minutter. Utrekningen for 20-års returperiode blir følgende:

$$\begin{aligned}
 I_{10} &= 179,4 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)} \\
 I_{20} - I_{10} &= (115 \cdot 20 - 179,4 \cdot 10)/10 = 51,6 \\
 I_{30} - I_{20} &= (93,9 \cdot 30 - 115,5 \cdot 20)/10 = 50,7 \\
 I_{40} - I_{30} &= (78,9 \cdot 40 - 93,9 \cdot 30)/10 = 33,9 \\
 I_{50} - I_{40} &= (66,1 \cdot 50 - 78,9 \cdot 40)/10 = 14,7 \\
 I_{60} - I_{50} &= (55,4 \cdot 60 - 66,1 \cdot 50)/10 = 2,1
 \end{aligned}$$

Verdiene for utregningen av hyetogrammer for 20-, 50- og 100-år går frem av tabell 9. Hyetogrammet for 20-års gjentaksintervall går frem av figur 16 på side 41. Hyetogrammer for 50-, og 100-års gjentaksintervall kan sees av vedlegg 4.

Tabell 9: Resultat fra beregnet nedbørshyetogram for returperioder på 20-, 50- og 100-år

	Intensitet for retur- perioder (l/(s · ha))		
	20 år	50 år	100 år
$I_{10}$	179,4	198,8	218,1
$I_{20} - I_{10}$	51,6	56,6	61,7
$I_{30} - I_{20}$	50,7	58,7	66,7
$I_{40} - I_{30}$	33,9	38,3	42,4
$I_{50} - I_{40}$	14,7	16,1	16,0
$I_{60} - I_{50}$	2,1	0,5	0



Figur 16: Symmetrisk nedbørshyetogram med 20 års gjentaksintervall

#### 4.5 Simuleringer med RECARGA

På grunn av forenklingene som blir gjort ved å «imitere» de hydrologiske prosessene i MU, er det valgt å bruke RECARGA til å simulere lange tidsserier, for å analysere hva som skjer med regnbedet for virkelige nedbørshendelser.

Oppbyggingen av regnbedene er basert på anbefalinger i Braskerud and Paus (2013), hvor det siste innen forskning på dimensjonering og utforming av regnbed er tatt med. I denne oppaven er det brukt et standard regnbed (se figur 9 på side 22) med følgende parametre:

Overflatedybde:	0,15m
Filtermedium (tykkelse):	0,50m
Drenslag (tykkelse):	0,30m
Drensledning (diameter):	0,10m
Infiltrasjonsrate $K_h$ filtermedium:	0,05m/t
Infiltrasjonsrate $K_h$ drenslag:	0,30m/t
Infiltrasjonsrate $K_h$ stedegne masser:	0,0018m/t

RECARGA bruker nedbørs- og fordampingsdata med én times intervall i en .txt-fil, for å simulere. Det er fremskaffet data for Trondheim og Bergen. Data fra eklima.no for Sandefjord er forsøkt bearbeidet, men på grunn av formatet dataene er presentert på og den store mengden, har det vært for vanskelig å få det over i et format RECARGA kan bruke.

For Trondheim er det gjort simuleringer over tre år, fra 2010 til 2012, for vår-, sommer- og høstsesongen. For Bergen er det gjort simuleringer for 2001 til 2003, for de samme sesongene. Dette er år med lite «hull» i nedbørsdataene. I motsetning til dataene for døg- nedbør, er manglende data (typisk -9999) satt til 0. Vintersesongen (desember–februar) er klippet bort, da det antas at nedbøren forekommer som snø i denne perioden. Simu- leringer lengere enn 3 år gir veldig lange simuleringstider så derfor er 3 år valgt som simuleringsperiode.

Det er simulert for regnbed med 1% og 5% av tilhørende nedslagsfelt. Til slutt er regnbe- dene også dimensjonert ved å gjøre mange simuleringer, slik at de klarer å ta imot 90% av nedbørsvolumet i perioden. Dette for å sammenlikne med resultater for overslagsbere- gninger for dimensjonering av regnbed gjort i tabell 15 side 59. Resultater og presentasjon av disse går frem av avsnitt 5.5 på side 59.

## 4.6 Prøvetaking

I denne oppgaven er det besluttet å ta prøver direkte fra overflateavrenningen. På grunn av utfordringene med å ta prøver alene, ble prøvetakingspunktene valgt ut med hensyn på kort reisevei, samt at de skulle gi et representativt bilde av overflateavrenningen fra de impermeable flatene i området. Forutsetningen var likevel at prøvene skulle tas innenfor nedslagsfeltet for Steindalsveien, siden resultatene fra Bakken (2012) kan sammelignes med disse.

Det ble foretatt en befaring i området, hvor kummer og sandfang fra Steindalsveien og parkeringsplassen på Nardosenteret ble åpnet. Sandfangene er bygd på en måte som vanskeliggjør prøvetaking i kum. Kart med oversikt over prøvetakingspunkter går frem av figur 4 på side 6.

Prøvetakingen ble gjort ved å samle opp overvannet i avsagde 1,5 liters plastflasker. For hver prøve må 3 stk. 0,5 liters flasker og 1 stk. 50mL flaske fylles opp. På grunn av vinkelen 1,5 liters flasken holdes i når overvannet samles, krever det omtrent 6–8 fyllinger før en 0,5L flaske er full. Antall fyllinger avhenger av vinkel med overflate og vannføring. 1 stk. 0,5L flaske for analyse av TKB. 2 stk. 0,5L flasker for analyse av TTS, SS, FTS, pH og konduktiviteten, og 1 stk. 50mL flaske for analyse av løst og totalt fosfor.

Det ble umiddelbart målt pH, ledningsevne og temperatur med et bærbart multimeter; PC 5000 H – pHenomenal™. Dette ble gjort i begge prøvetakingspunktene. Multimete- ret ble kalibrert før første prøvetaking, og trenger ikke kalibreres for hver gang det skal tas prøver. Prøvene for TKB ble levert til Analysesenteret samme dag, for konservering og analysering. Resterende prøveflasker ble konserverert i kjøleskap på vannkjemilabora- torium på NTNU, og fryseskap for fosforprøver.

På grunn av lang vinter, med snø liggende til medio april, ble det besluttet å ta prøver i perioden 22.april til 8. mai (17 dager). Det er tatt prøver fra tre forskjellige nedbørshen- delser. Fra første nedbørshendelse er det tatt to stk. prøver fra begge prøvepunkt. Dette



var første nedbørshendelse etter snøsmelting, så partikkelinnholdet var meget høyt. Nedbørshendelsen var preget av en kort skur hvor avrenning var ferdig i prøvepunkt P, men det ble tatt én prøve fra prøvepunkt S. De to første nedbørshendelsene kan karakteriseres som «first flush»-hendelser, da prøvene ble tatt innen første 30 minutter etter nedbørshendelsen startet. Mer nedbør kom det ikke i planlagt prøvetakingsperiode, men siden prøveantallet var så lite ble døren holdt åpen for å ta prøver ved gode nedbørshendelser etter 8.mai også. Tredje og siste nedbørshendelse kom 22.05 og prøver ble tatt etter seks timer med nedbør på natten. Prøvene er derfor tatt langt ut i avrenningsforløpet, med omtrent én times intervall mellom hver prøve, i begge prøvepunkt.

Ellers er det forsøkt å ta prøver fra tre nedbørshendelser til, uten å lykkes. Nedbøren i Trondheim er ofte preget av korte, lokale skurer som ikke alltid gir avrenning. Ved prøvetakning i små nedslagsfelt er det nødvendig å være i felt når nedbøren kommer, noe som kan være en utfordring.

## 4.7 Analysering

Prøvene er analysert for følgende parametre:

### Termotolerante koliforme bakterier – TKB

Prøveflaskene er levert Trondheim kommune - Analysesenteret så fort som mulig etter prøvetaking. Grunnen er at inaktivering av TKB skjer hurtig, avhengig av temperatur og sollys, så de bør konserveres og analyseres innen 12 timer. Prøvene er analysert etter NS4714:1990 *Koliforme bakterier, termotolerante koliforme bakterier og presumptiv E.Coli - MPN-rørmetode* og 4792:1990 *Termotolerante koliforme bakterier og presumptiv E.Coli - Membranfiltermetode*. På grunn av meget høyt partikkelinnhold etter snøsmelting er de tre første prøvene tatt 30.04 og 02.05 analysert etter NS4714. De tre siste prøvene fra 22.05, er analysert etter NS4792 da partikkelinnholdet var mindre. Resultatene fremgår av figur 25 på side 63.

### Totalt- og løst fosfor

Analyser av fosfor ble gjort på samme måte som i Bakken (2012). Konsentrasjonen av fosfor blir bestemt ved å bruke standarden «Bestemmelse av totalfosfor, oppslutning med peroksoedisulfat» NS 4725, 3.utgave fra februar 1984. Dette ble gjort fordi det bare er nødvendig med 25mL prøveløsning. Etter standarden blir fosforinnholdet bestemt etter filtrerte og ufiltrerte prøver. Av ufiltrerte prøver bestemmes totalt fosforinnhold, og av filtrerte bestemmes løst fosfor.

## **Totalt tørrstoff – TTS**

TTS er et mål på total mengde partikler i overvannet. Dette inkluderer suspendert stoff og oppløst materiale. TTS blir bestemt ved å fylle aluminiumsskåler med vann, og dampet inn ved  $105^{\circ}\text{C}$  i et døgn. Skålene veies før og etter inndamping, og overskuddsmaterialet er TTS. Resultatene går frem av figur 30 på side 66.

## **Suspendert stoff – SS**

SS er et mål på partikler over en viss størrelse. Overvannet blir filtrert gjennom et filter med  $0,45\mu\text{m}$  lysåpning. Partikler som blir holdt tilbake i filteret er store nok til å kunne løpe sammen og eventuelt sedimenterer (kan føre til tilslamming), mens det motsatte er tilfelle for partiklene som går gjennom (kolloider). Som for TTS, dampes filtrene inn ved  $105^{\circ}\text{C}$  i et døgn. Filtrene veies før og etter inndamping, og overskuddsmaterialet er SS. Resultatet fra analysen går frem av figur 31 på side 67. Ved å sammenligne resultatene for TTS og SS, kan man se hvor stor partikkelgjennomgangen i filteret er.

## **Flyktig tørrstoff – FTS**

I Bakken (2012) ble følgende skrevet om FTS. For å finne ut hvor stor andel av partiklene som foreligger som organisk stoff kan man forbrenne den tørkede TTS prøven ved  $590^{\circ}\text{C}$  og veie gløderesten. Gløderesten (asken) representerer det uorganiske stoffet, og ved å trekke asken fra TTS finner man den organiske delen av tørrstoffet (Ødegaard et al., 2012).

## **Ledningsevne**

Ledningsevne er et mål på saltinnholdet i prøven, og måles i  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Analysen er gjort direkte i felt, med det bærbare multimeteret PC 5000 H – pHenomenal™. Resultatene går frem av figur 34 på side 69.

## **pH**

pH er et mål på surhetsgraden i vannet. I naturlig overflatevann ligger pH i området 6–8. Hvis pH blir for lav  $< 6$ , vil det ha en negativ innvirkning på det biologiske mangfoldet i en åpen bekkeløsning (Vannforskriften, 2006). Som for ledningsevne er pH målt med samme bærbare multimeter i felt. Resultatene går frem av figur 33 på side 68.

## 5 Resultater og diskusjon

I dette kapitlet presenteres resultatene fra beregninger, simuleringer og vannkvalitetsmålinger. Resultatene blir kommentert og diskutert underveis. Generelle betraktninger rundt resultatene blir oppsummert i tre avsnitt, ett for hvert av hovedpunktene under:

- Simuleringer i Mike Urban.
- Vannkvalitetsvolum, regnbedstørrelse og simuleringer i RECARGA.
- Resultater fra vannkvalitetsmålinger.

### 5.1 Resultater fra simuleringer i Mike Urban

Det er gjort 24 simuleringer i MU med bruk av RDI modulen, som dekker førsituasjon og tre scenarioer med implementering av regnbed. Simuleringene er gjort for 20-, 50- og 100-års gjentaksintervall med én times varighet. 12 simuleringer er gjort med 2-ukers forregn med 3 mm om dagen, og 12 er gjort med 2-ukers tørrværsperiode. Resultatene fra simuleringene går frem av diagrammene og tabellene under, samt vedlegg bak i rapporten. Det er brukt samme simuleringsinnstillinger for alle scenarioer.

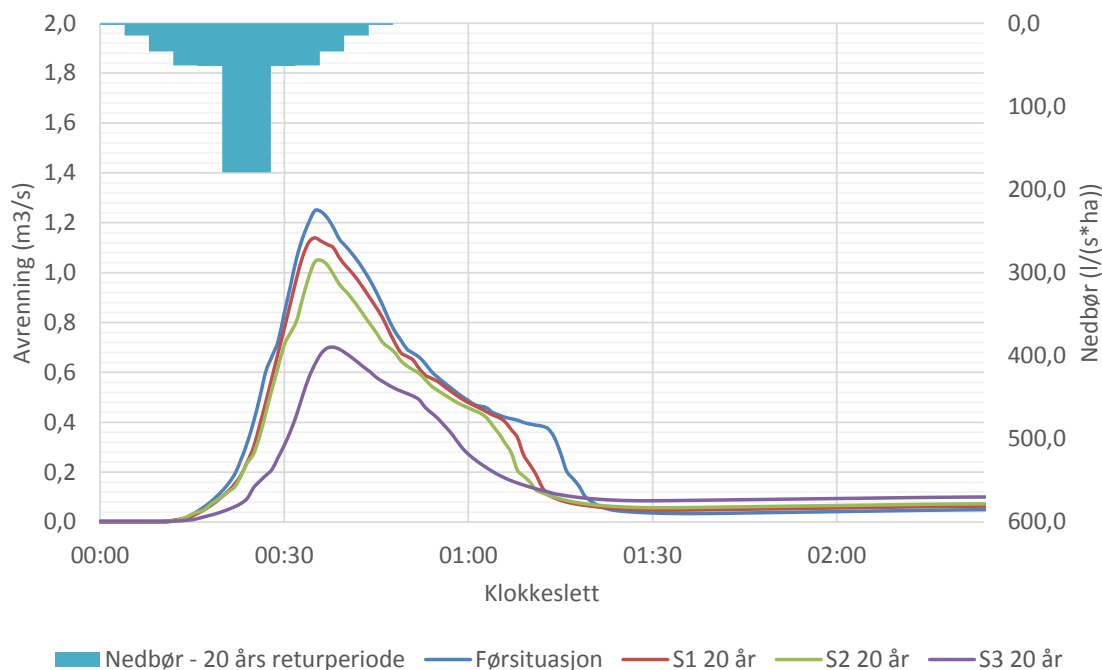
Betraktningepunktet for alle hydrografene er overvannsledningen i krysset Steindalsveien/Utleirveien (mellom kum 24644 og 24967), og tar for seg alle delnedslagsfeltene for Steindalsveien som vist i figur 13 på side 35. Tabell 10 på side 48 viser oversikt over vannvolum for de første 1,5 timene av nedbørshendelsen, spissavrenningen, og %-reduksjon i forhold til førsituasjonen. Antall overløp i drift ved de ulike returperiodene for scenarioene går frem av tabell 11 på side 49.

For presentasjon av resultatene er hovedvekten på 20-års gjentaksintervall. 20 år er ofte dimensjonerende gjentaksintervall i bystrøk, og følger anbefalingene i Lindholm et al. (2008). Det begrenser også tekstmengden i rapporten, da forskjellen for 50- og 100-års gjentaksintervall er relativt liten. Simuleringene er likevel presentert i vedlegg bak i rapporten.

#### 5.1.1 Vannføring etter lang tørrværsperiode

Figur 17 på side 46 viser vannføringen i betraktningepunktet for 20-års gjentaksintervall etter lang tørrværsperiode.

I **scenario 1** implementeres ca.  $1120m^2$  regnbed, som tilsvarer 0,18% av hele nedslagsfeltet for Steindalsveien. Som nevnt under avsnitt 4.2 på side 29, er dette kun arealer fra offentlige veier og plasser. Fra tabell 10 ser vi en reduksjon i totalt vannvolum på 11,4% og reduksjon i spissavrenningen på 8,7%. Ingen av de 14 regnbedene som er lagt



Figur 17: Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20 års returperiode, etter lang tørrværsperiode

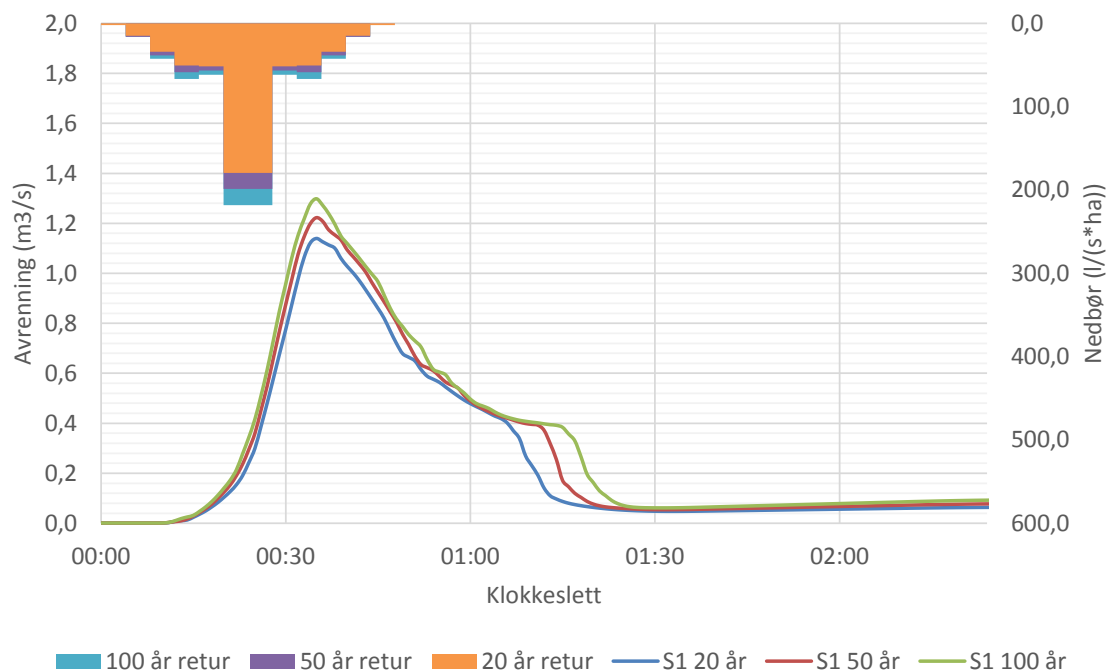
inn i MU går i overløp. En mettet hydraulisk konduktivitet på 5cm/t i regnbedene, vil i starten gi en økt «baseflow»<sup>10</sup> på ca. 15 l/s.

I **scenario 2** implementeres ca. 1830m<sup>2</sup> regnbed, som tilsvarer 0,30% av hele nedslagsfeltet. Dette scenarioet har samme andel offentlige arealer som scenario 1, men har i tillegg takflater med meget høyt potensiale for etablering av regnbed. I forhold til førsituasjonen er det en reduksjon i totalt vannvolum på 19,5%, og spissavrenningsreduksjon på 15,9%. 4 av 28 regnbed som er lagt inn i MU går i overløp. En mettet hydraulisk konduktivitet på 5cm/t, vil i starten gi en økt «baseflow» på ca. 25 l/s.

I **scenario 3** implementeres totalt ca. 3915m<sup>2</sup> regnbed, som tilsvarer 0,64% av totalt nedslagsfelt. Som beskrevet under avsnitt 4.2 består scenarioene av veier og plasser, samt takflater med gode muligheter for implementering av regnbed. I forhold til førsituasjonen ser vi en reduksjon i vannvolum på 44,7%, og spissavrenningsreduksjon på 43,8%. 4 av 39 regnbed som er lagt inn i MU går i overløp. En mettet hydraulisk konduktivitet på 5cm/t i regnbedene, vil i starten gi en økt «baseflow» på ca. 54 l/s.

Ved å studere flomtoppen kan man se at det er veldig liten endring i konsentrasjonstiden (lite forskyvning av flomtoppen) for de tre scenarioene. Det skiller kun tre minutter fra scenario 1 til scenario 3.

<sup>10</sup>Baseflow er vannføring under overflaten, og ikke direkte fra vannet som renner av på overflaten



Figur 18: Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, etter lang tørrværsperiode.

Hydrografene for 50-, og 100-års returperiode går frem av vedlegg 1, men fra tabell 10 ser vi at den relative reduksjonen i forhold til førsituasjonen endrer seg lite. I praksis vil reduksjonen bli større for alle scenarioer, for regnbedene tar ikke hensyn til porevolumet/lagringskapasiteten i filtermediet, kun overflatevolumet.

Figur 18 viser sammenstilling av hydrografene for 20-, 50- og 100-år, for scenario 1. Som vi kan se av figuren er det marginal forskjell på 20- og 100-års hendelsen. Spissavrenningen for 20-års hendelsen er 12,2% lavere, og vannvolumet (1,5 timer) er 17,5% lavere, enn for 100-års hendelsen. Vannføringen i røret for den avsluttende delen av avrenningen er omtrent 8 minutter forskjøvet for de to hendelsene.

I vedlegg 2 er i tillegg hydrografer med sammenstilling for førsituasjonen, S2 og S3 tatt med.

### 5.1.2 Vannføring etter våt periode med 2 uker nedbør

RDI modulen i MU ble benyttet for å kunne se hvilken effekt tidligere nedbørshendelser har på avrenningsforløpet for de ulike scenarioene. Resultatene fra simuleringene går frem av figur 19 og 20, tabell 10 og 11, samt vedlegg 1.

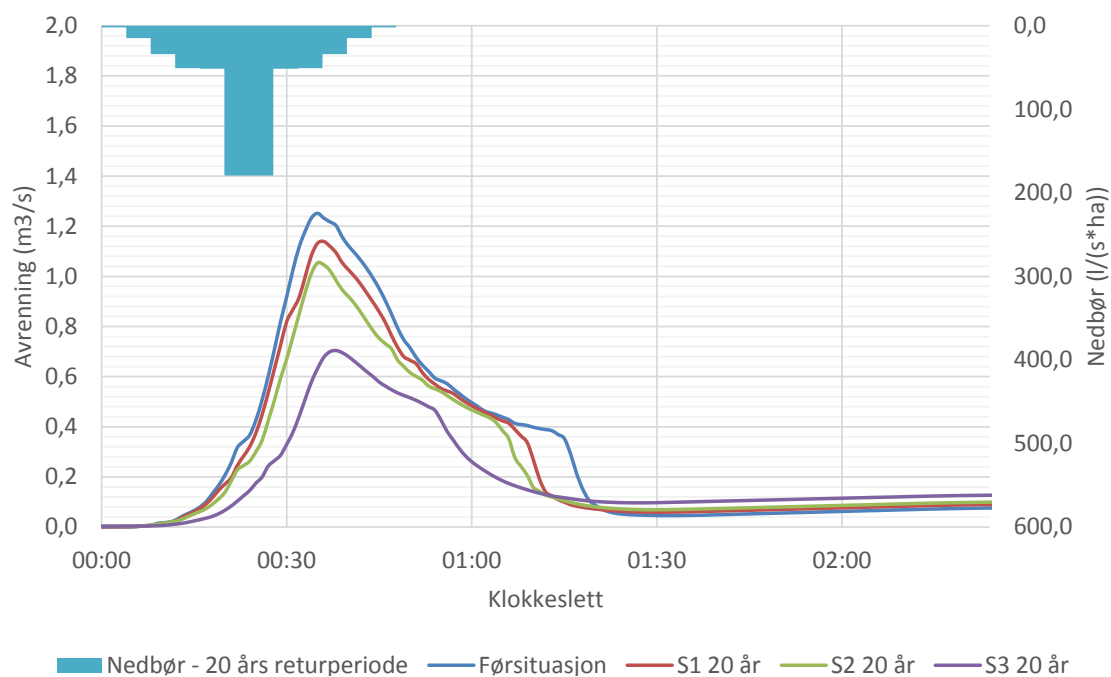
Figur 19, på side 49, viser sammenstilling av hydrografer for førsituasjonen, S1, S2 og S3

Tabell 10: Sammenstilling av resultater for førsituasjon, og scenarioene 1,2 og 3. Simuleringer for 20-, 50- og 100års gjentaksintervall med og uten forregn. Totalvolum baserer seg på 1,5 timer etter nedbørshendelsen startet. Tabell viser også %-reduksjon ift. førsituasjon, og %-forskjell mellom tørr og våt volumavrenning.

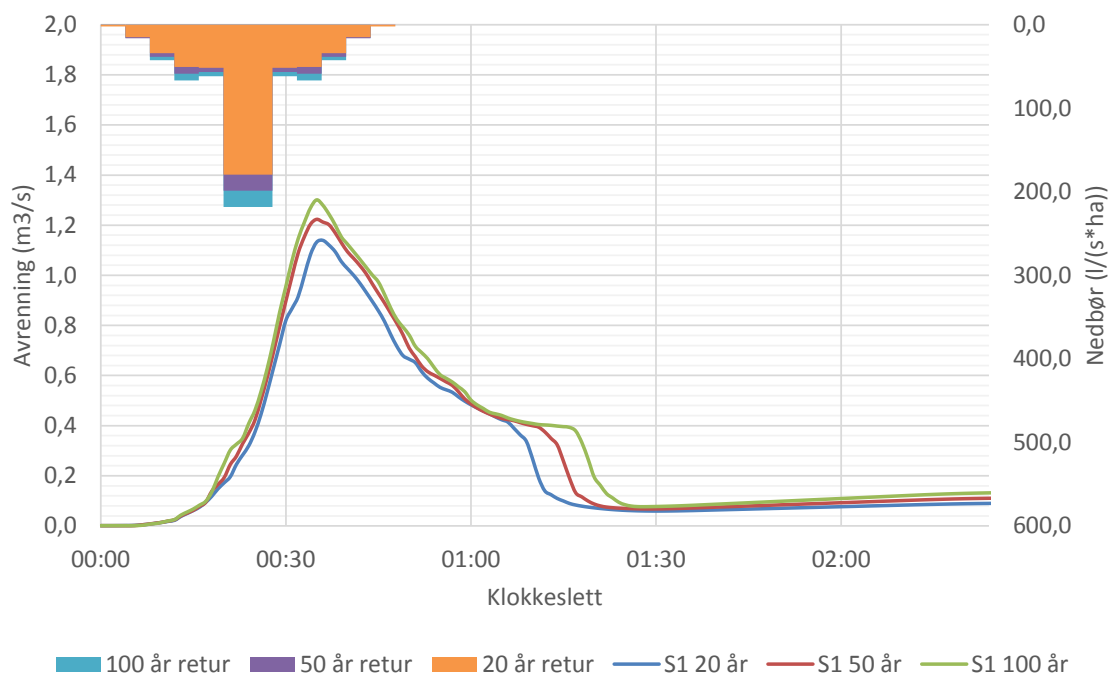
Returp.	Scenario	Totalvolum				Maks. vammføring				
		Tørr (m3)	% red.	Våt (m3)	% red.	% Tørr/våt	Tørr (m3/s)	% red	Våt (m3/s)	% red
20 år	Før	2310,7	—	2429,6	—	4,9	1,249	—	1,252	—
	S1	2047,0	11,4	2123,9	12,6	3,6	1,139	8,7	1,139	9,0
	S2	1860,9	19,5	1915,1	21,2	2,8	1,050	15,9	1,054	15,8
	S3	1278,8	44,7	1321,8	45,6	3,3	0,701	43,8	0,704	43,7
50 år	Før	2613,8	—	2662,3	—	1,8	1,338	—	1,342	—
	S1	2286,2	12,5	2379,5	10,6	3,9	1,223	8,6	1,223	8,8
	S2	2060,4	21,2	2148,9	19,3	4,1	1,130	15,5	1,131	15,8
	S3	1410,5	46,0	1472,5	44,7	4,2	0,747	44,1	0,750	44,1
100 år	Før	2882,4	—	2939,5	—	1,9	1,430	—	1,430	—
	S1	2480,9	13,9	2573,4	12,5	3,6	1,298	9,2	1,301	9,0
	S2	2287,8	20,6	2349,9	20,1	2,6	1,204	15,7	1,207	15,6
	S3	1561,2	45,8	1650,3	43,9	5,4	0,789	44,8	0,792	44,6

Tabell 11: Oversikt over antall regnbedoverløp konstruert i Mike Urban, som er i drift for scenario 1,2 og 3, med og uten forregn

Gjentaksintervall	Scenario	Ant. overløp i drift	
		Tørr (drift/totalt)	Våt (drift/totalt)
20 år	S1	0 / 14	1 / 14
	S2	4 / 28	6 / 28
	S3	4 / 39	6 / 39
50 år	S1	1 / 14	1 / 14
	S2	5 / 28	6 / 28
	S3	5 / 39	6 / 39
100 år	S1	4 / 14	8 / 14
	S2	18 / 28	22 / 28
	S3	27 / 39	33 / 39



Figur 19: Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20 års returperiode, og forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet.



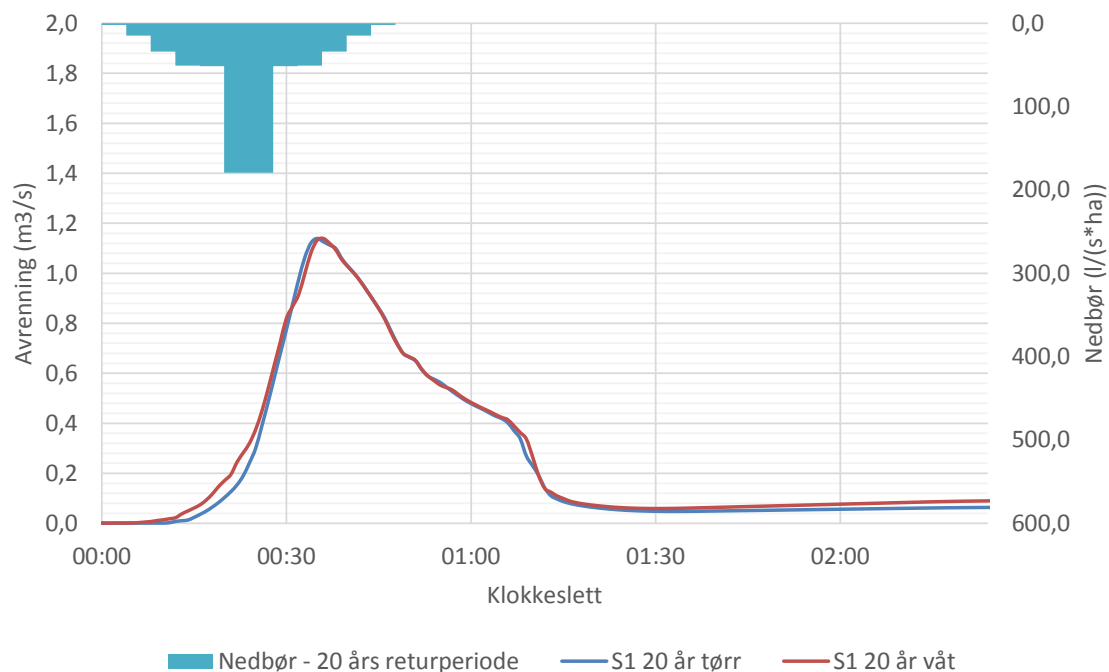
Figur 20: Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, og forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet.

for en nedbørshendelse med 20-års varighet. Det eneste som er forskjellig fra simuleringene med tørrvær er at det er lagt til en 2 ukers nedbørshendelse med konstant nedbør på 3 mm i døgnet. Avrenningsforløpet er meget likt. Fra tabell 10 på side 48 ser vi at det relative avrenningsvolumet for scenarioene i forhold til førsituasjonen er tilsvarende som for hendelsen med forutgående tørrværsperiode. Det samme gjelder for endring i flomtopp.

Fra tabell 11 ser vi at antall regnbed som går i overløp øker noe fra hendelsene uten forregn. Ved 100-års hendelsen ser vi at for S1 er 8/14 (57%) av overløpene i drift, og for S3 er 33/39 (85%) i drift. Man vil kunne forvente at alle overløp er i drift ved en 100 års hendelse, så det er undersøkt under hvilke omstendigheter overløpene trer i kraft. Det viser seg at de minste overløpene trer i kraft først, og de største trer aldri i kraft. Måten regnbedene er konstruert på i MU (prosentandel av tilhørende nedslagsfelt), tilsier at alle burde tre i kraft omtrent samtidig. Dette er interessant da forenklingen med å slå sammen regnbed ikke gir et tilfredstillende resultat (flere kommentarer rundt dette under oppsummeringsavsnitt 5.1.4 på side 52).

Figur 20 viser sammenstilling av hydrografene for 20-, 50-, og 100-år, for S1. Her er det også liten forskjell på 20- og 100-års hendelsen, og følger stort sett resultatet fra hendelsen med forutgående tørrværsperiode. Spissavrenningen er 12,5% lavere, og vannvolumet 17,5% lavere for 20- enn for 100-års hendelsen. I den avsluttende delen av avrenningen





Figur 21: Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-års returperiode for S1, med og uten forregn i 2 uker, med 3 millimeter nedbør i døgnet.

er vannføringen forskjøvet med omtrent 9 minutter fra minste til største gjentaksintervall.

I vedlegg 2 er sammenstillingen for førssituasjonen, S2 og S3 også tatt med for de tre gjentaksintervallene.

### 5.1.3 Sammenlikning med og uten forregn

Figur 21 viser en direkte sammelkning av S1 med 20-års nedbørshendelse, for tørr og våt forperiode. Det kan observeres en marginalt tidligere start i avrenningsforløpet for våt forperiode, enn for tørr (2–4 minutter). Denne effekten kan trolig tilskrives «initial loss» parameteren.

Fra tabell 10 ser vi at det er fra 2,8% til 4,9% forskjell på totalvolumet for første 1,5 time, mens det er marginal forskjell i flomtoppen. For 50- og 100-års gjentaksintervall er den relative forskjellen omtrent det samme. Grunnen til at flomtoppen for tørr og våt forperiode er tilnærmet like, er trolig fordi det er simulert for store nedbørsmengder. Så lenge de permeable flatene blir eksponert for så mye vann at det genereres avrenning, er det i praksis ingen forskjell om det har vært våt eller tørr forperiode. Det har derfor stor betydning hvilken innstillinger RDI-modellen er satt opp med. Hvis infiltrasjonskapasiteten er liten, vil ikke permeable flater kunne håndtere like mye vann, som ved stor infiltrasjonskapasitet. Hvis nedbørshendelsen er mindre slik at permeable flater klarer å

infiltrere vannet, vil vi imidlertid kunne forvente en større forskjell.

Ulikheten er imidlertid størst i avrenningsforløpet etter 1,5 timer. For tørrværsavrenningen ser vi ca. 30% mindre vannføring, enn med forutgående våt periode. Ved å sammenligne avrenningsforløpet i halen for alle scenarioer er forskjellen ca. 35% for tørr/våtførsituasjon og 25% for tørr/våt-S3 (for alle retuperioder). Vannføringen ett døgn etter en hendelse med 100-års gjentaksintervall, gir en vannføring på 4 l/s for førsituasjonen og omtrent 8 l/s for S3 (100% økning).

For kun å undersøke effekten fra regnbed, er det gjort en simulering uten RDI-modell og bare tid-arealmetoden, for å observere forskjellen. Avrenningsforløpet etter 1,5 timer vil kun være basert på det som er lagret i regnbedene. Det ble gjort simulering for S1 med 100-års gjentaksintervall, for å sikre at alle regnbed gikk så godt som fulle. Resultatet går frem av tabell 12, og viser avrenningsforløpet etter 1,5 timer, og at det tar nesten 15 timer før «basflow» når 1 l/s.

Tabell 12: Tørrværsavrenning for scenario 1, ved 100-års gjentaksintervall. Startidspunkt er 1,5 time etter start nedbørshendelse.

Tid (tt:mm)	00:00	00:04	00:17	01:25	02:29	03:28	04:22	05:13	05:50
Vannføring(l/s)	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Tid (tt:mm)	06:25	07:04	07:36	08:09	08:49	09:37	10:53	14:53	
Vannføring(l/s)	8	7	6	5	4	3	2	1	

Resultatet viser at vi får en bra fordrøynings-effekt allerede for S1, som vil bidra til økt «baseflow» i et åpent bekkeløp.

#### 5.1.4 Oppsummering av resultater for simuleringer i Mike Urban

Simuleringer for de ulike scenarione viser at vi får en stor reduksjon i volum- og spissavrenning ved implementering av regnbed. «Baseflow» blir større for hvert scenario, noe som gir et positivt bidrag til vannføring i åpent bekkeløp. Det blir mindre stillestående vann, og vannkvaliteten blir bedre på grunn av rensed overvann, og fortykningseffekt.

Storskalaimplementering av regnbed viser seg å ha liten effekt på konsentrasjonstiden i feltet, da flomtappen forskyver seg lite. Ved sammenligning av hydrografer med og uten forutgående tørrværsperiode, er det liten prosentvis forskjell i de første 1,5 timene av nedbørshendelsen. Grunnen er trolig fordi nedbøren er så stor, at permeable flater vil gi avrenning, uavhengig om det er tørr eller våt forperiode. Forskjellen vil sannsynligvis bli større ved mindre nedbørshendelser. Det er også liten forskjell i starten av avrenningsforløpet noe som antagelig skyldes parameteren «initial loss». Permeable flater har ofte større gropmagasineringskapasitet, så parameteren bør trolig endres på, for delnedslagsfelt med stor andel permeable flater.

Å konstruere og simulere regnbed med de forenklinger som er gjort, vil ikke gi korrekt resultat. Ved å slå sammen flere regnbed til ett stort, og legge inn utløpsrør for å simulere mettet hydraulisk konduktivitet, vil regnbedene gå i overløp ved forskjellig tidspunkt. Resultatet gir et bilde på hva som kan forventes av vannmengder, og prosentvis reduksjon, men kan ikke brukes direkte. Samtidig er det meget tidkrevende å konstruere regnbed i MU, med mange instillinger og parametre som må holdes styr på. Dette øker sannsynligheten for menneskelige feil, som kan føre til galt resultat.

De ulike scenarioene inneholder mange delnedslagsfelt, og enda flere instillinger og omregninger mellom dem. Selv om innleggingen av data er kvalitetssikret kan det forekomme feil, da alle inndata legges inn manuelt. Dette kan være en stor feilkilde.

Resultatene viser uansett en merkbar effekt i volum- og spissavrenning allerede i scenario 1, ved implementering av omtrent  $1200m^2$  regnbed. Dette er tiltak som kommunene allerede nå kan sette i gang planleggingsarbeider på. Ved kommunal og politisk vilje, vil det ved maksimal implementering av regnbed være mulig å oppnå opp til 45% reduksjon i avrenning. Dette er også et konservativt anslag, da regnbedene ikke tar hensyn til porevolumet/lagringskapasiteten i filtermediet.

## 5.2 Kontroll av beregninger med rasjonell metode

For å verifisere resultatene fra beregningene gjort med MU, er det utført kontrollregning ved bruk av den rasjonelle metode (se ligning 3.1 på side 10). Beregningen er gjort for alle scenarioer, inkludert førsituasjonen, for simuleringer med tørrværsperiode. Dette er gjort for å eliminere grove feil i simuleringene. Verdiene som er brukt på arealer og avrenningskoeffisienter er de samme som er brukt i MU, bortsett fra de permeable flatene. I MU benyttes RDI modulen, mens i beregningene med rasjonell metode benyttes  $\phi = 0, 2$ .

For å kunne sammenligne resultatene med simuleringer fra MU, er det valgt en varighet på 60 minutter og 20-års returperiode. De symmetriske hyetogrammene som benyttes som grunnlag for beregningene i MU, er som forklart i avsnitt 3.4.1 *Konstruksjon av designregn*, basert på IVF kurver med 60-minutters varighet. Resultatet vil trolig ikke gi maksimal spissavrenning ut av feltet. For å få til det må beregningene og simuleringen gjøres ved å bruke ulike varigheter, til maksimal vannføring oppnås.

Det forutsettes at de impermeable flatene som føres til regnbedene oppfattes som permeable flater. Hvis regnbedene dimensjoneres med en størrelse på 5% av tilhørende nedslagsfelt kan vi gjøre denne forenklingen, da det aller meste av vannet føres gjennom regnbedet. Av simuleringer gjort med RECARGA i avsnitt 5.5, kan vi se at 98,9% av all nedbør fra 2010-2012 blir håndtert av regnbedene, uten å gå i overløp.

### Før implementering av regnbed

Overflate	Areal (ha)	$\phi$	$A_{red}(ha)$
Permeabel	46,8	0,20	9,4
Tak	7,3	0,85	6,2
Asfalt	6,9	0,80	5,5
Totalt	61,0	0,35	21,1

Beregning med rasjonell metode gir en spissavrenning ut av feltet på:

$$Q_{dim} = A_{red} \cdot I_{60} = 21,1ha \cdot 53,5l/(s \cdot ha) = 1129l/s$$

### Scenario 1

Overflate	Areal (ha)	$\phi$	$A_{red}(ha)$
Permeabel	49,0	0,20	9,8
Tak	7,3	0,85	6,2
Asfalt	4,7	0,80	3,7
Totalt	61,0	0,32	19,7

Beregning med rasjonell metode gir en spissavrenning ut av feltet på:

$$Q_{spiss} = A_{red} \cdot I_{60} = 19,7ha \cdot 53,5l/(s \cdot ha) = 1054l/s$$

### Scenario 2

Overflate	Areal (ha)	$\phi$	$A_{red}(ha)$
Permeabel	50,4	0,20	10,1
Tak	5,9	0,85	5,0
Asfalt	4,7	0,80	3,8
Totalt	61	0,31	18,9

Beregning med rasjonell metode gir en spissavrenning ut av feltet på:

$$Q_{dim} = A_{red} \cdot I_{60} = 18,9ha \cdot 53,5l/(s \cdot ha) = 1011l/s$$

### Scenario 3

Overflate	Areal (ha)	$\phi$	$A_{red}(ha)$
Permeabel	54,6	0,20	10,9
Tak	4,2	0,85	3,6
Asfalt	2,2	0,80	1,8
Totalt	61	0,27	16,3

Beregning med rasjonell metode gir en spissavrenning ut av feltet på:

$$Q_{dim} = A_{red} \cdot I_{60} = 16,3ha \cdot 53,5l/(s \cdot ha) = 872l/s$$

Tabell 13: Sammeligning av spissavrenning med Mike Urban og rasjonell metode

Situasjon	Mike Urban (1/s)	Rasjonell metode (1/s)	Avvik $\pm(1/s)(\%)$
Før	1249	1129	-120 (-9,6%)
Scenario 1	1139	1054	-85 (-7,5%)
Scenario 2	1050	1011	-39 (-3,7%)
Scenario 3	701	872	+171 (+24,4%)

Som vi ser av tabell 13 stemmer verdiene meget bra overens for scenario 1 og 2, og bra for førsituasjonen. Avviket er størst for scenario 3. Dette kan ha sammenheng med den konstante avrenningsfaktoren i rasjonell metode, i motsetningen til bruk av RDI modell i MU. Permeabel flateandel øker fra 77% til 88%, fra førsituasjon til scenario 3.

### 5.3 Vannkvalitetsvolumet

Figur 22 til 24 viser eksempel på hvordan nedbøren for vannkvalitetsvolumet er beregnet for vår, sommer og høstsesongen over 10 år. Nedbøren som ligger under den røde streken er 90% av den gjennomsnittlige nedbøren på døgnbasis. Figurene er tatt med for å vise nedbørskarakteristikken for de tre områdene. Skalaene på y-aksen er like, for å gjøre det enklere å sammenligne dem med hverandre. Figurer med beregnet vannkvalitetsvolum for vår, sommer, høst (hver for seg) og hele året er tatt med i vedlegg 4. Sammenstilling for alle sesonger går frem av tabell 14.

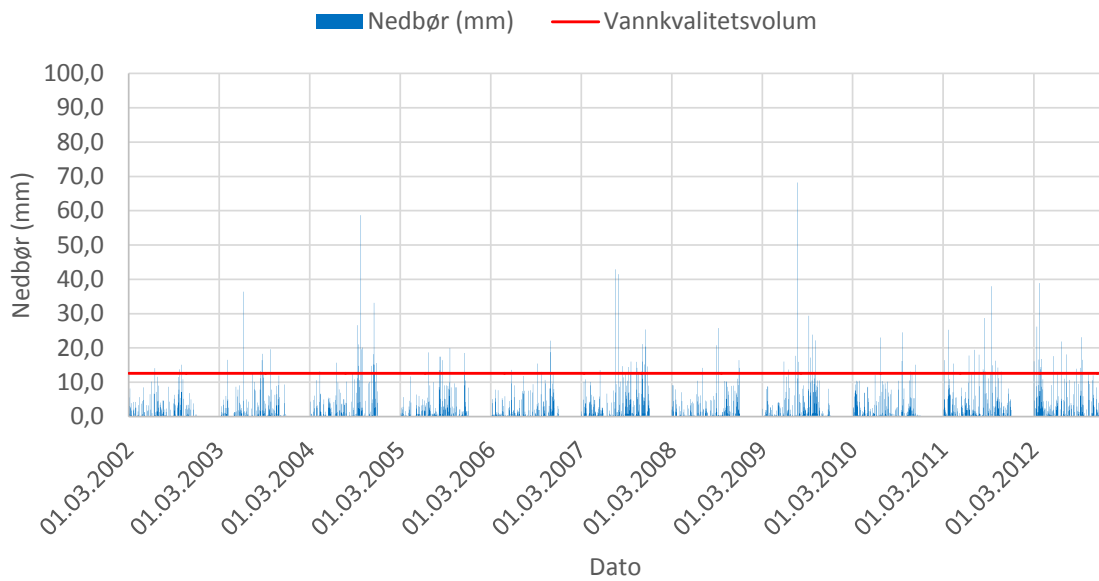
Beskrivelse av klimaforhold for Trondheim gikk frem av avsnitt 2.2 på side 4. Figur 22 viser nedbøren for Trondheim fra mars. 2002 til november 2012. Som vi ser av figuren er det relativt lite nedbørsvolum, men nedbøren kommer tett. Det er heller ikke mange intensive nedbørshendelser. Tyngdepunktet for nedbøren ligger til høyre i sesongen, noe som tilsier at mesteparten av nedbøren kommer på sommer-/høstsesongen.

Figur 23 på side 56 viser nedbøren for Sandefjord fra mars. 2002 til november 2012. Sandefjord har et typisk østlandsklima med varm sommer og kald vinter. Sommer og tidlig høst kan gi intense ettermiddagsbyger, som også går frem av tabell 14 (høyt vannkvalitesvolum og høy returperiode for sommersesongen). Tyngdepunktet for nedbøren ligger også her til høyre i sesongen, noe som tilsier at mesteparten av nedbøren kommer på sommer/høst.

Figur 24 på side 57 viser nedbøren for Bergen for mars 1994 til november 2004. Bergen er preget av et typisk kystklima med milde vintere, og mye nedbør om høsten. Som figuren viser er nedørsvolumet stort for hele sesongen, men med størst tyngdepunkt på sommer/høst. Intensiteten er imidlertid litt lavere enn for Sandefjord, noe som gir seg utslag i et lavere vannkvalitetsvolum.

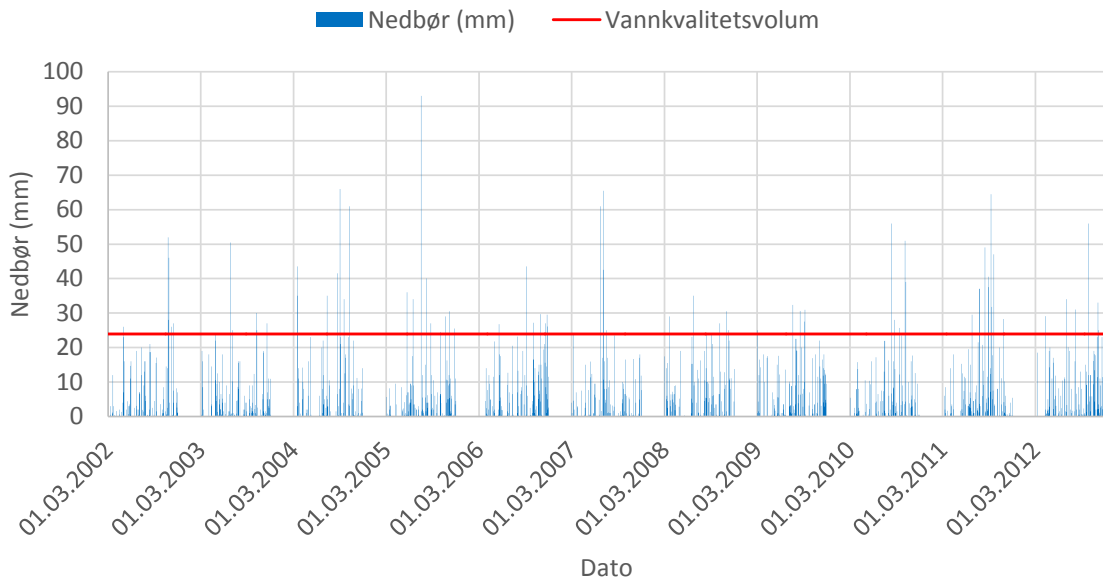
Av tabell 14 ser vi forskjellen i vannkvalitetsvolumet tydelig. For Trondheim og Sande-

## Vannkvalitetsvolum for Trondheim - Vår, sommer, høst



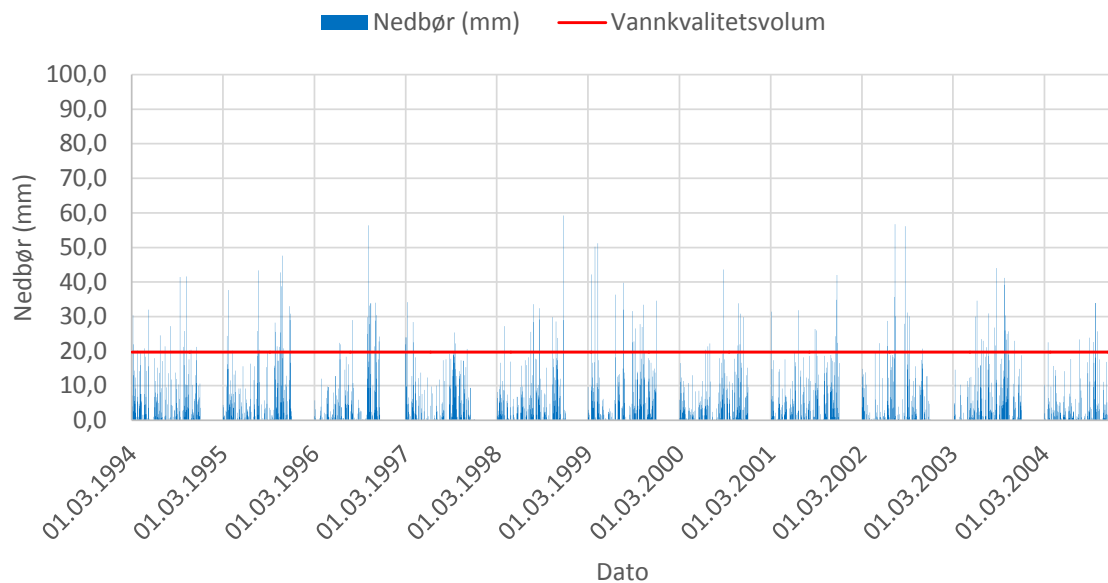
Figur 22: Vannkvalitetsvolumet for Trondheim for vår-, sommer- og høstsesongen er 12,6 mm (2002–2012).

## Vannkvalitetsvolum for Sandefjord - Vår, sommer, høst



Figur 23: Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for vår-, sommer- og høstsesongen er 23,9 mm (2002–2012).

## Vannkvalitetsvolum for Bergen - Vår, sommer, høst



Figur 24: Vannkvalitetsvolumet for Bergen for vår-, sommer- og høstsesongen er 19,7 mm (1994–2004).

fjord er nedbøren for vannkvalitetsvolumet størst om sommeren, og for Bergen om høsten. Vannets viskositet øker med synkende temperatur. Hastigheten på vannet gjennom jordmassene er derfor lavere på høsten enn for sommeren. På grunn av at temperaturen varierer mye fra år til år, for ulike plasser i landet, bør dimensjonerende vannkvalitetsvolum være en kombinasjon av sommer og høstsesong.

Nedbøren for vannkvalitetsvolumet for Trondheim, Sandefjord og Bergen blir da:

$$\begin{aligned} \text{Trondheim} &= \frac{(13,9+13,6)}{2} = 13,8\text{mm} \rightarrow \text{Returperiode} = 4,2 \text{ år} \\ \text{Sandefjord} &= \frac{(29,8+24,0)}{2} = 26,9\text{mm} \rightarrow \text{Returperiode} = 22,5 \text{ år} \\ \text{Bergen} &= \frac{(20,4+20,9)}{2} = 20,7\text{mm} \rightarrow \text{Returperiode} = 26,7 \text{ år} \end{aligned}$$

Returperiodene viser hvor ofte nedbørshendelsen kan forventes for 60 minutters varighet. For Trondheim vil vannkvalitetsvolumet forventes å opptre hvert 4,2 år, mens for Sandefjord og Bergen, henholdsvis hvert 22,5 og 26,7 år. Det vil si at varigheten for nedbøren ofte er lenger for Sandefjord og Bergen, enn for Trondheim.

### 5.4 Dimensjonerende størrelse for regnbed

Siden vannkvalitetsvolumet er forskjellig i midt-, vest og øst-Norge, er det interessant å undersøke hvilken størrelse regnbedene må ha for å håndtere overvannet. Ved å benytte

Tabell 14: Beregnet vannkvalitetsvolum for Trondheim, Sandefjord og Bergen for 90% av årlig nedbørsvolum. Beregnet returperiode vises for 60 minutters varighet

Sesong	Trondheim		Sandefjord		Bergen	
	Nedbør (mm)	Returp. (år)	Nedbør (mm)	Returp. (år)	Nedbør (mm)	Returp. (år)
Hele året	12,5	3,1	22,4	8,4	19,7	17,5
Vår (mars–mai)	8,7	< 2	16,1	2,3	15,8	3,8
Sommer (jun–aug.)	<b>13,9</b>	4,3	<b>29,8</b>	45,7	20,4	23
Høst (sep–nov)	13,6	4,1	24,0	12,0	<b>20,9</b>	30
V,S,H (mar–nov)	12,6	3,2	23,9	11,7	19,7	17,5

formel (3.13) fra side 25 kan man gjøre raske overslagsberegninger. Resultatene fra tabell 14 kan brukes til å finne dimensjonerende størrelse ved følgende forutsetninger:

$$\begin{aligned}
 A_{red} &= 4000 \text{ m}^2 \\
 P &= \text{Vannkvalitetsvolumet (m)} \\
 K &= 0,05 \text{ m/t} \\
 d_f &= 0,5 \text{ m} \\
 h_f &= 0,075 \text{ m. Settes ofte lik halvparten av tillat vannivå.} \\
 t_f &= 24\text{t}
 \end{aligned}$$

Eksemplet under viser beregning av regnbedstørrelsen basert på Trondheims vannkvalitetsvolum for sommer og høstsesongen (13,9):

$$A_{regnbed} = \frac{P \cdot A_{red} \cdot d_f}{K \cdot t_f \cdot (h_f + d_f)} = \frac{0,0138\text{m} \cdot 4000\text{m}^2 \cdot 0,5\text{m}}{0,05\text{m/t} \cdot 24\text{t} \cdot (0,075\text{m} + 0,5\text{m})} = 40,0\text{m}^2$$

Prosentandelen regnbed av tilknyttet nedslagsfelt:

$$\frac{40,0\text{m}^2}{4000\text{m}^2} = 1,0\%$$

Dimensjoner for alle sesonger for Trondheim, Bergen og Sandefjord fremgår av tabell 15 på side 59. Resultatene må kunne sees på som en overslagsberegning, da den for eksempel ikke tar hensyn til jordfuktigheten i regnbedet siden forrige nedbørshendelse. Av tabellen går det frem at det er klare forskjeller mellom Trondheim, Bergen og Sandefjord. Den viser også at beregnet regnbedstørrelse er mye mindre enn anbefalt størrelse på 5–10% av tilhørende nedslagsfelt. Ved å bruke samme beregningsmetode, men løse ligningen med hensyn på nedbør, kan vi finne vannkvalitetsvolumet for et regnbed med overflateareal på 5%.

$$A_{regnbed} = \frac{P \cdot A_{red} \cdot d_f}{K \cdot t_f \cdot (h_f + d_f)} \Rightarrow$$



Tabell 15: Beregnet størrelse på regnbed i % av tilknyttet nedslagsfelt, ved bruk av formel 3.13–«Darcys lov», på side 25.

Sesong	Trondheim		Sandefjord		Bergen	
	Nedbør (mm)	Regnbed (%)	Nedbør (mm)	Regnbed (%)	Nedbør (mm)	Regnbed (%)
Hele året	12,5	0,9	22,4	1,6	19,7	1,4
Vår (mars–mai)	8,7	0,6	16,1	1,2	15,8	1,1
Sommer (jun–aug.)	13,9	1,0	29,8	2,2	20,4	1,5
Høst (sep–nov)	13,6	1,0	24,0	1,7	20,9	1,5
V,S,H (mar–nov)	12,6	0,9	23,9	1,7	19,7	1,4

$$P = \frac{A_{\text{regnbed}} \cdot K \cdot t_f \cdot (h_f + d_f)}{A_{\text{red}} \cdot d_f} = \frac{200\text{m}^2 \cdot 0,05\text{m}/\text{t} \cdot 24\text{t} \cdot (0,075\text{m} + 0,5\text{m})}{1000 \cdot 4000\text{m}^2 \cdot 0,5\text{m}} = 69\text{mm}$$

Et regnbed på 5% av tilhørende nedslagsfelt kan håndtere et vannkvalitetsvolum på 69mm på 24 timer. For Trondheim, Sandefjord og Bergen tilsvarer dette følgende gjentakingsintervall for 24 timers varighet:

Trondheim	=	11,0 år
Sandefjord	=	182,9 år
Bergen	=	9,7 år

## 5.5 Resultater fra simuleringer med RECARGA

Resultatet fra simuleringene går frem av tabell 16 på side 60. Tabellen viser mengde vann som går inn i regnbed, i overløp, og ut av drensledning. Til slutt er forholdet mellom det som går i overløp og det som blir håndtert av regnbedet beregnet, som er gitt ved: % håndtert = (Overløp (mm)) / (Regnbed (mm)).

Av beregning med manuell metode i forrige avsnitt kom det frem at for Trondheim vil 1% av tilhørende nedslagsfelt være tilstrekkelig for å håndtere vannkvalitetsvolumet, og for Bergen ca. 2%. Fra simuleringer med RECARGA vil regnbedene bli underdimensjonert basert på simuleringer over 3-års perioden. Midterste kolonne viser at det er nødvendig med henholdsvis 2,3- og 3,6% av tilhørende nedslagsfelt.

På grunn av den store forskjellen, beregnes nedbøren for vannkvalitetsvolumet for den samme tidsperioden som det er simulert for. Dette for å kontrollere at simuleringssperioden ikke avviker mye i forhold til resten av 10-års perioden (10-års periode for samme sesong i parantes).

VKV for Trondheim (2010–12) for vår, sommer, høst	=	12,6 mm (mot 12,6mm)
VKV for Bergen (2001–03) for vår, sommer, høst	=	20,2 mm (mot 19,7mm)

Tabell 16: Langtidssimulering for Bergen og Trondheim med RECARGA, med regnbed i % av tilhørende nedslagsfelt.

Vannmengde i	Trondheim			Bergen		
	1,0 %	<b>2,3 %</b>	5,0 %	1,0 %	<b>3,6 %</b>	5,0 %
Regnbed (mm)	1566	1566	1566	2514	2514	2514
Overløp (mm)	570	152	17	1256	253	114
I drenslednings (mm)	839	1088	932	1074	1685	1633
Antall ganger i overløp	93	33	3	128	36	16
Timer med overflatevann	57	24,3	10,8	34,5	29	16,3
% håndtert	63,6	90,3	98,9	50,0	90,0	95,5

Grunnen til den store forskjellen er forutsetningen i de manuelle beregningene at det ikke skal være stående vann etter 24 timer. Det er avgjørende å ta hensyn til hvor ofte en nedbørshendelse kommer, og jordfuktigheten. En annen grunn til forskjellen er at RECARGA bruker nedbørsdata med én times oppløsning. Små regnbed takler høy intensitet dårlig på grunn av det reduserte fordrøyningsvolumet i motsetning til større regnbed. Dette har også vært endel av kritikken til regnbed i USA. Langtidsnedbøren og vannkvalitetsvolumet takles bra, men korttidsnedbør av en viss størrelse går i overløp (Muthanna, 2013).

Beregner manuelt hvilken dreneringstid som trengs for Trondheim og Bergen, ved å bruke samme metode som i avsnitt 5.3. Løser med hensyn på  $t_f$  – stående vann for vannkvalitetsvolumet (sommer/høst) med henholdsvis 2,3%- og 3,6% regnbed. For Trondheim blir dreneringstiden 10,4 timer og Bergen 10 timer. Som vi ser er  $t_f$  en meget viktig parameter. For dimensjonering av regnbed andre plasser i landet med manuelle metoder er det viktig at dreneringstiden bestemmes for plassen regnbedet skal etableres på.

Som belyst under avsnitt 3.8 *Beskrivelse av Regnbed*, bør det ikke være stående vann etter 24-48 timer etter siste nedørshendelse, for å forhindre ødelagt vegetasjon og problemer med myggutvikling. Som vi kan se av tabell 16, gir de minste regnbedene på 1% av tilhørende nedslagsfelt, opp til 57 timer med stående vann. For å unngå problemer bør dette være et av dimensjoneringskriteriene.

## 5.6 Oppsummering av vannkvalitetsvolum, regnbedstørrelse og simuleringer med RECARGA

Ved bestemmelse av vannkvalitetsvolumet er det viktig å se på forskjellen mellom sesonger og regioner. Ved å analysere nedbøren for Trondheim, Sandefjord og Bergen, kommer den mest intensive nedbøren og det største volumet for sommer og høstsesongen. Vannkvalitetsvolumet kan gjerne være en kombinasjon av disse, da vanntemperatur har mye å si for infiltrasjonskapasiteten i jorda. Av regionale forskjeller er det opp til 100% forskjell på vannkvalitetsvolumene mellom Trondheim og Sandefjord. Ved dimensjone-

ring av regnbed er det viktig at vannkvalitetsvolumet bestemmes der regnbedet skal etableres.

Ved bruk av manuell metode for beregning av størrelse på regnbed, er dreneringstiden  $t_f$  en avgjørende parameter. Av simuleringer gjort med RECARGA ser vi at det er nødvendig med større overflateareal, enn manuelle beregninger med dreneringstid på 24 timer. Dette fordi RECARGA simulerer med nedbørsdata med én times intervall, og tar hensyn til jordfuktigheten i jorda fra forrige nedbørshendelse. For å bruke manulle beregningsmetoder er det avgjørende at dreneringstiden bestemmes for området regnbedet skal etableres i.

## 5.7 Presentasjon av resultater fra vannkvalitetsmålingene

For å kunne åpne Fredlybekken er det viktig med god vannkvalitet, siden bekken skal være en del av et rekreasjonsområde for gående og syklende. Trondheim kommune har satt seg lokale miljømål for elver og bekker og disse blir vurdert på nivået av TKB og fosfor. Målet er at alle bynære og landbruksbekker skal ha et TKB innhold som er lavere enn 1000 per 100mL, og en total fosforkonsentrasjon lavere enn 50µg/L (Nøst, 2011). Folkehelseinstituttets vannkvalitetsnorm for friluftsbad krever også at TKB innholdet skal være mindre enn 1000 per 100mL (Folkehelseinstituttet, 1994). Avsnitt hentet fra Bakken (2012).

Som beskrevet under avsnitt 4.6 på side 42, ble det tatt prøver fra tilsammen tre nedbørshendelser. De to første, den 30.04.2013 ble tatt direkte etter en lang snøsmeltingsperiode og tre natthlige nedbørshendelser på tilsammen 4,2mm (som alle genererte avrenning). Regnværet startet kl 09.40, og første prøve ble tatt kl.1000. Prøve nummer to ble tatt samme dag kl.1245 etter 0,5mm nedbør.

Prøve nummer tre ble tatt den 02.05.2013 (to dager etterpå), hvor det regnet tilsammen 1,3mm siden 30.04.2013 (uten avrenning). Feiebiler har børstet impermeable flater i området, så prøveresultatene kan være påvirket av dette. Det ble kun tatt prøve i punkt S, da avrenning var ferdig i prøvepunkt P.

De tre siste prøvene ble tatt 22.05.2013. Fra 02.05–22.05 var det to nedbørshendelser på kveld og natt, på tilsammen 1,4mm, som begge genererte avrenning. Regnhendelsen 22.05 var en stor hendelse og startet 21.05 kl.2320, hvor det tilsammen falt 8,6mm frem til prøvetakingstidspunkt. Prøvene ble tatt med én times intervall, siden det var så langt ut i nedbørshendelsen. Et kortere intervall ville trolig gjort det vanskelig å skille prøveresultatene fra hverandre.

Resultatene fra analyserte vannkvalitetsparametre går frem av tabell 17, og figurene 25–34 på side 63–69. Nedbøren som er lagt inn i diagrammene viser akkumulert nedbør for nedbørshendelsen, frem til prøvetakingstidspunkt.

Tabell 17: Maksimal-, minimal-, og gjennomsnittsverdier for prøvetakingspunktene

	TKB /100mL	Tot.P mg/L	Løst P mg/L	TTS mg/L	SS mg/L	FTS mg/L	Ledn. µS/cm	pH
Punkt P								
Maksi.	900	1,91	0,48	926	712	200	345	8,2
Min.	10	0,07	0,02	225	26	68	36	7,9
Snitt	234	0,53	0,12	530	242	122	164	8,0
Punkt S								
Maksi.	900	1,73	0,07	1052	798	202	352	8,2
Min.	30	0,09	0,01	267	39	68	59	7,8
Snitt	375	0,63	0,03	678	398	134	191	8,0
Totalt S, P								
Maksi.	900	1,91	0,48	1052	798	202	352	8,2
Min.	10	0,07	0,01	225	26	68	36	7,8
Snitt	311	0,59	0,07	611	327	129	179	8,0

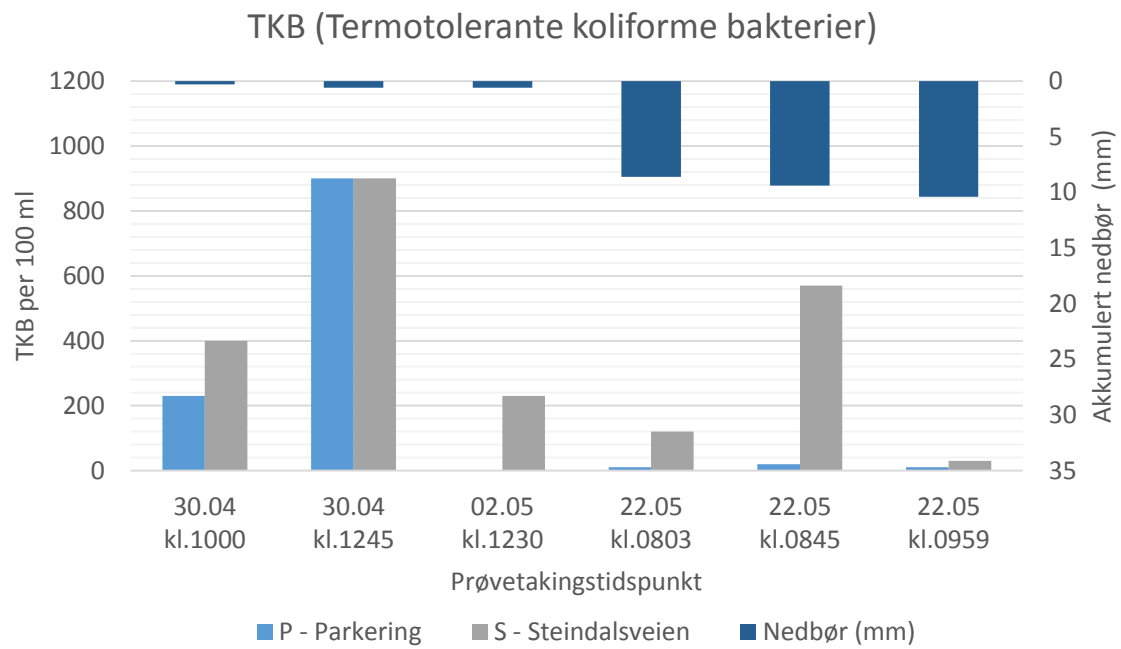
### 5.7.1 Overvannets TKB innhold

Resultatene fra TKB analysen viser at det er en sammenheng mellom nedbørsvolum og TKB-konsentrasjoner. Fra figur 25 på side 63, ser vi at den generelle trenden er høyere TKB konsentrasjoner tidlig i en nedbørshendelse, enn for prøvene tatt lenger ut i hendelsen.

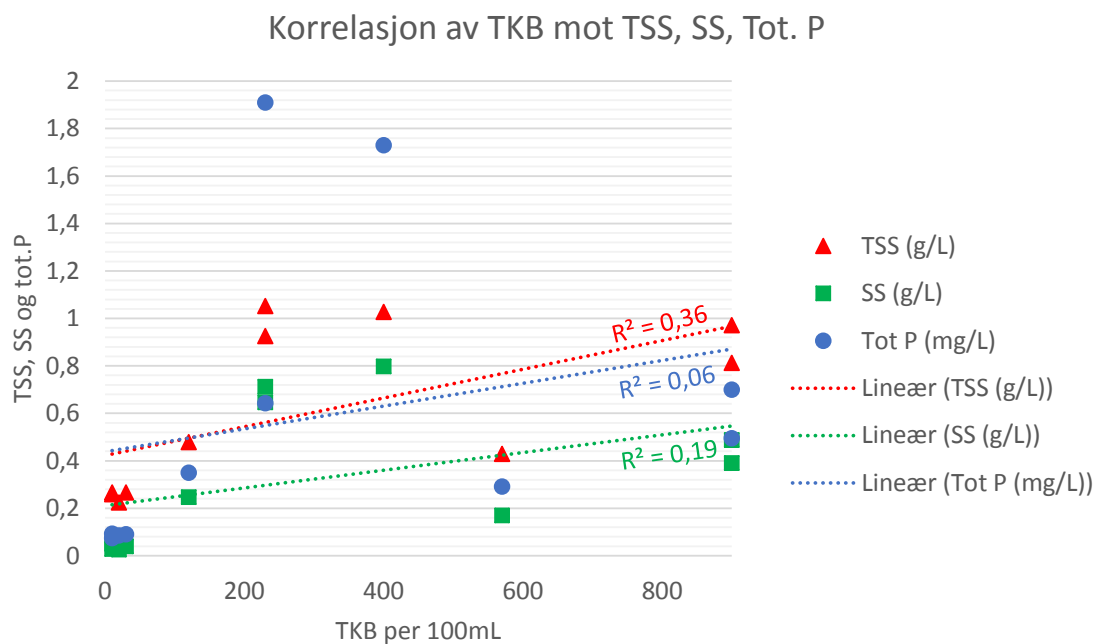
Prøvene tatt 30.04 kl.1245 og 22.05 kl.0845 skiller seg ut fra de andre, med en økning i konsentrasjon. Dette kan ha sammenheng med at prøvene tas fra impermeable flater med ferdsel av kjøretøy, mennesker og dyr, hvor urenheter kan påvirke resultatene. Figur 26 på side 63 viser sammenhengen mellom TKB konsentrasjonen og TSS, SS og totalt fosfor. Analysen viser at det er en moderat korrelasjon mellom TKB og TSS/SS, mens den er en lav for TKB og totalt fosfor. Datagrunnlaget er for tynt til å si om det egentlig er større korrelasjon mellom vannkvalitesparametrene. Store enkeltverdier vil påvirke korrelasjonen mye, som kan illustreres med et eksempel.

Grad av korrelasjon mellom TKB og tot.P er 0,24 ( $R^2 = 0,06 \Rightarrow R = 0,24$ ). Ved å fjerne prøven fra P og S den 30.04 kl.1000 oppnår vi en korrelasjonskoeffisient på 0,74 ( $R^2 = 0,55 \Rightarrow R = 0,74$ ), som er høy grad av korrelasjon.

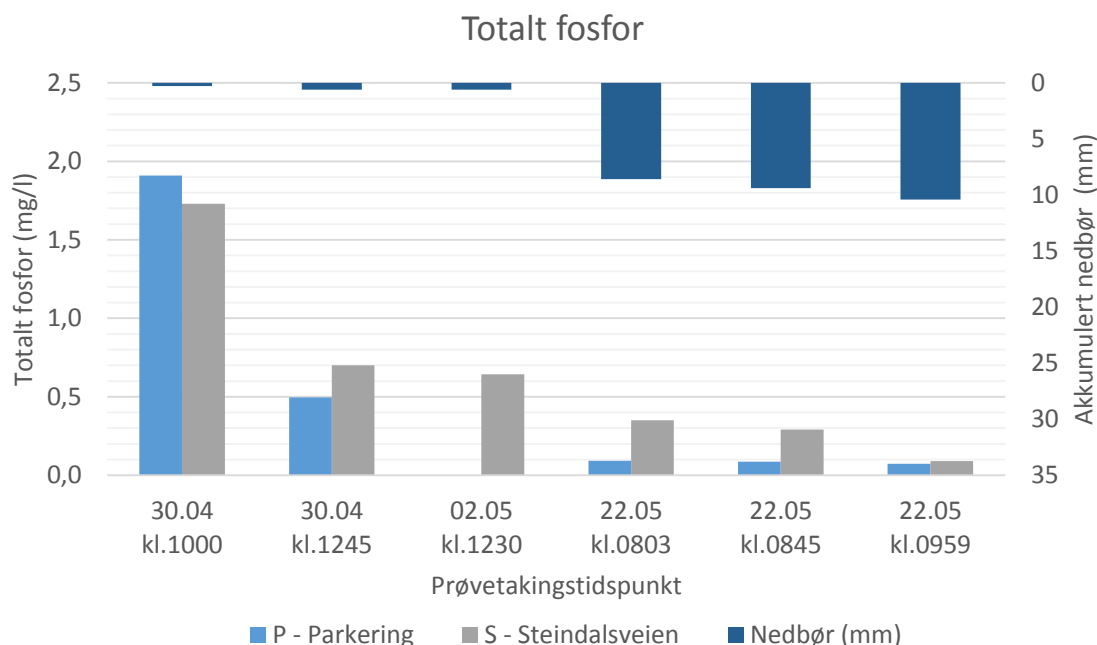
Prøveresultatene er uansett representative for hvilken vannkvalitet som kan forventes i et åpent bekkeløp. Prøvene tilfredstiller lokalt miljømål for Trondheim, med TKB innhold lavere enn 1000 per 100mL. I forhold til EUs badevannsdirektiv tilfredstiller bare 36% av prøvene kravet om god badevannskvalitet (under 100 per 100mL). Uten rens tiltak vil dette kunne sette restriksjoner for bruk av vannet.



Figur 25: Målte TKB-konsentrasjoner i overvannet



Figur 26: Korrelasjon av TKB mot TTS, SS og Tot. P



Figur 27: Målt totalfosfor i overvannet

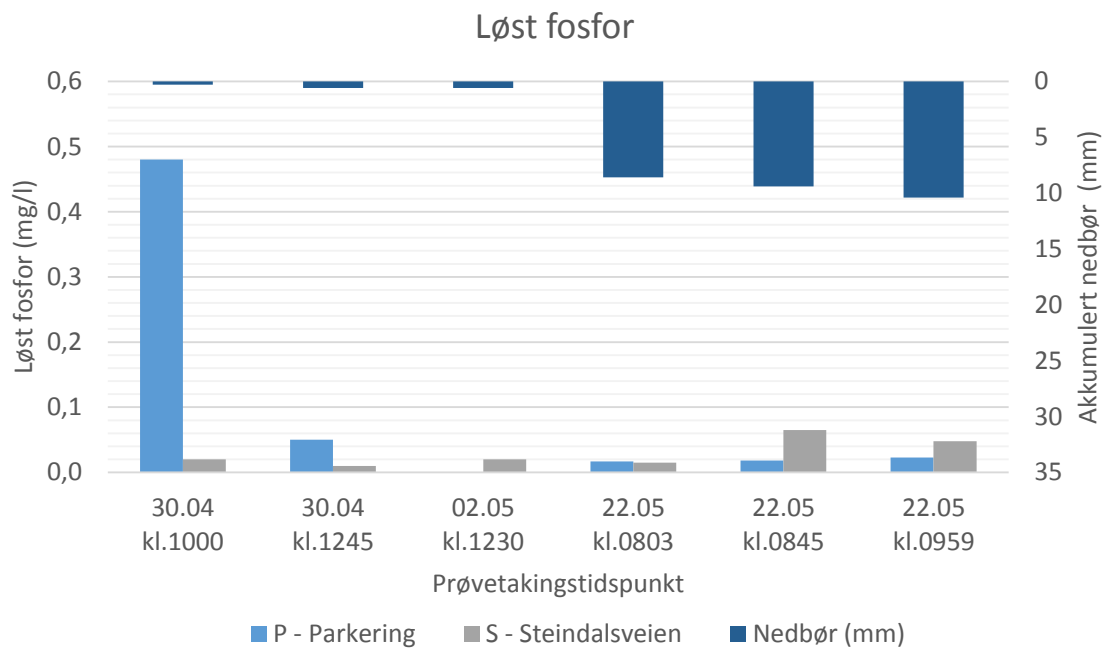
### 5.7.2 Overvannets fosforinnhold

Figur 27 viser analyseresultatene for totalt fosfor-innhold i overvannet. Man kan tydelig se en fortyningseffekt med økende nedbørsvolum. Fosforinnholdet er meget høyt i de første prøvene, og synker med økende nedbør. Dette har trolig sammenheng med høyt partikkelinnhold rett etter snøsmelting, og at det er mye leire i Trondheim.

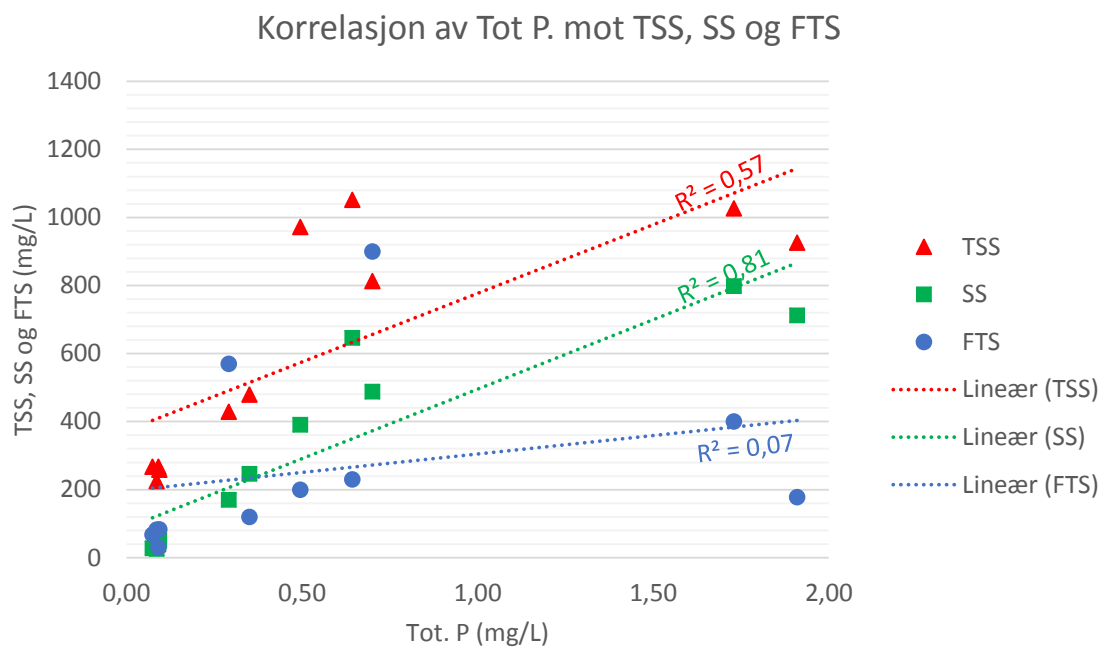
Av tabell 1 på side 18 ser vi at typiske EMC verdier for tot. P fra trafikkerte flater er mellom 0,23–0,34mg/L. Prøvene kan ikke sammenlignes direkte med EMC-verdien, men gir en pekepinn på vannkvaliteten i området. Fra tabell 17 på side 62 ser vi at verdiene varierer mellom 1,91–0,07mg/L, med et gjennomsnitt på 0,59mg/L. Fjernes de ekstreme verdiene fra første prøve, blir gjennomsnittet 0,34mg/L, som er innenfor forventede verdier (Bakken, 2012).

For overvann foreligger 60%-80% av fosforinnholdet på partikulær form, i motsetning til avløpsvann der majoriteten finnes på løst form (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Analyse av løst fosforinnhold går frem av figur 28 på side 65. Ved å se på forholdet mellom totalt og løst fosfor, varierer forholdet mellom 47–99% med et gjennomsnitt på 83%, noe som også er forventet. Partikulært bundet fosfor er ofte lite biotilgjengelig, så det er ikke sikkert total-fosforkonsentrasjoner gir store algevekstproblemer. For løst fosfor ser vi av tabell 17 at konsentrasjonen varierer mellom 0,01–0,48mg/L, med et gjennomsnitt på 0,07mg/L. Ved fjerning av ekstremverdien i første prøve blir gjennomsnittet 0,03mg/L.

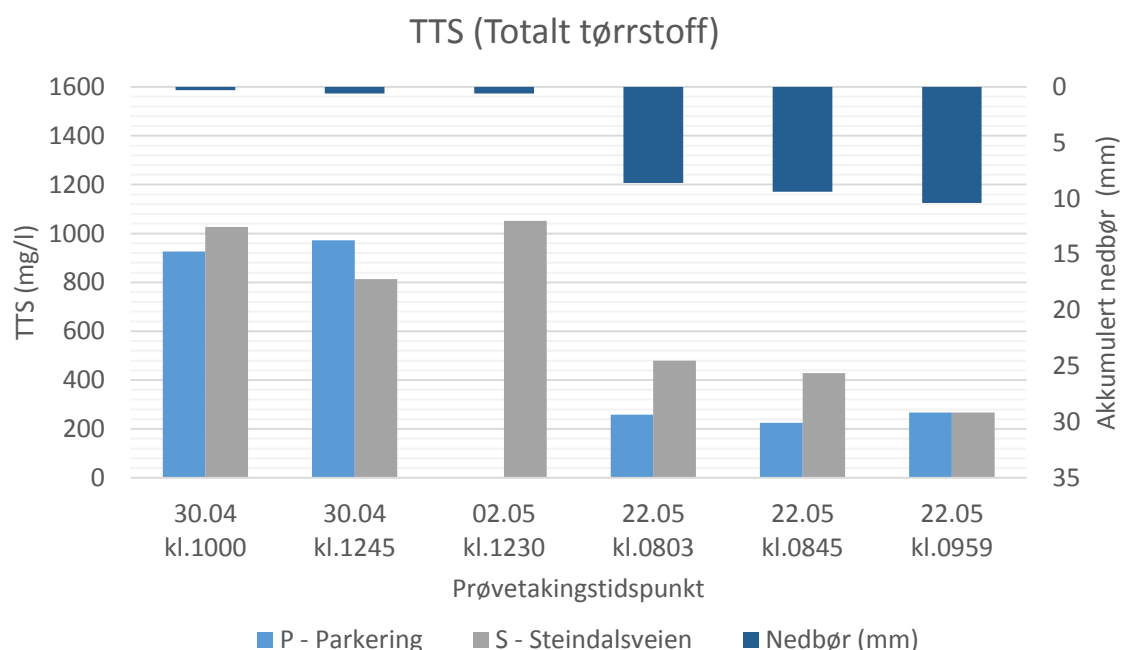
For å bekrefte at sammenhengen mellom partikler og totalt fosfor, er det utført en regre-



Figur 28: Målt løst fosforinnhold i overannet



Figur 29: Korrelasjon av Tot. P mot TTS, SS og FTS



Figur 30: Målt totalt tørrstoff i overvannet

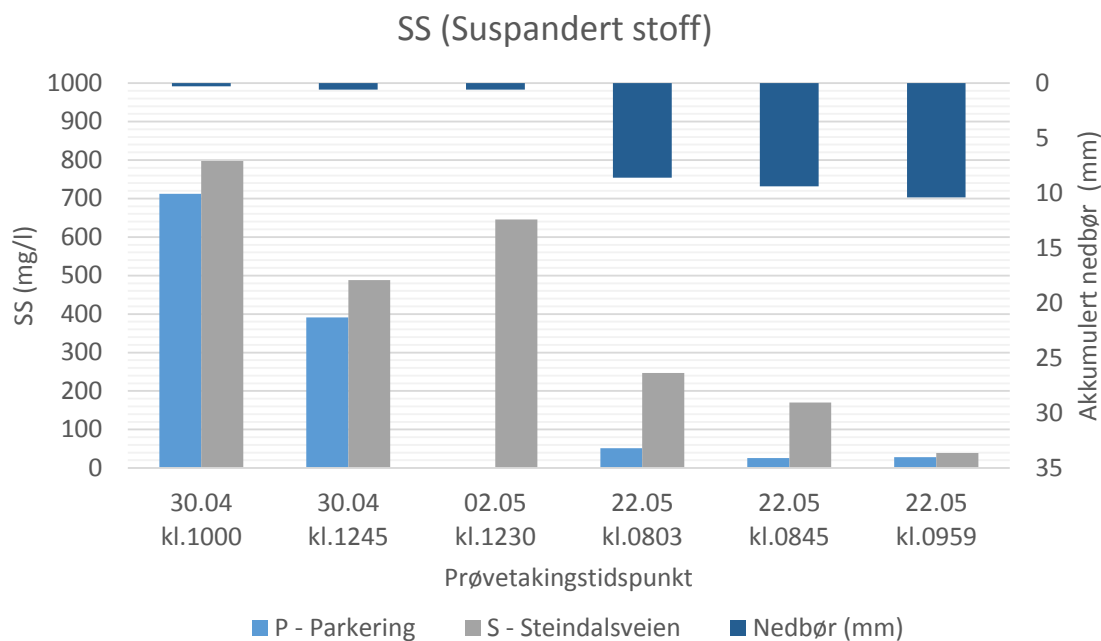
sjonanalyse som går frem av figur 29. Denne viser en høy grad av korrelasjon mellom tot. P og TSS, og meget høy korrelasjon mellom tot. P og SS, noe som bekrefter teorien.

### 5.7.3 Overvannets innhold av TTS, SS og FTS

Fra figur 30 og 31 ser vi at partikkelinnholdet synker (som forventet) med økende nedbørsvolum. Partikkelinnholdet fra de tre første prøvene er meget høye, og en stor del er sannsynligvis avsatt fra snøsmelting. Forventede EMC verdier fra tabell 1 på side 18 er mellom 66-937mg/L for TTS. Fra tabell ser vi at målt TTS konsentrasjon varier mellom 225-1052mg/L med et snitt på 611 (verdiene ikke er direkte sammelignbare). Selv om konsentrasjonen ligger innfor det forventede, er verdiene fortsatt meget høye. Verdier målt høsten 2012 i (Bakken, 2012), hadde gjennomsnittsverdier på 331- og 56mg/L, for henholdsvis TSS og SS. Høye partikkelverdier kan føre til et potensielt tilslammingsproblem. Dødsraten for fekale organismer i overflatevann er relativt rask (1-2 døgn), men med mye sedimenter er overlevelsesraten forlenget til uker eller måneder (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

Ved å sammenligne TSS og SS kan vi studere partikkelgjennomgangen gjennom 0,45µm filteret. For de tre første prøvene er den gjennomsnittlige partikkelgjennomgangen 37%, og de tre siste 76%. Mengden partikler som slipper gjennom er relativt konstant, med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 264 mg/L. Høy partikkelgjennomgang viser at det er mye små partikler som ikke vil sedimentere. Det er større sannsynlighet for at flere





Figur 31: Målt suspendert stoff i overvannet

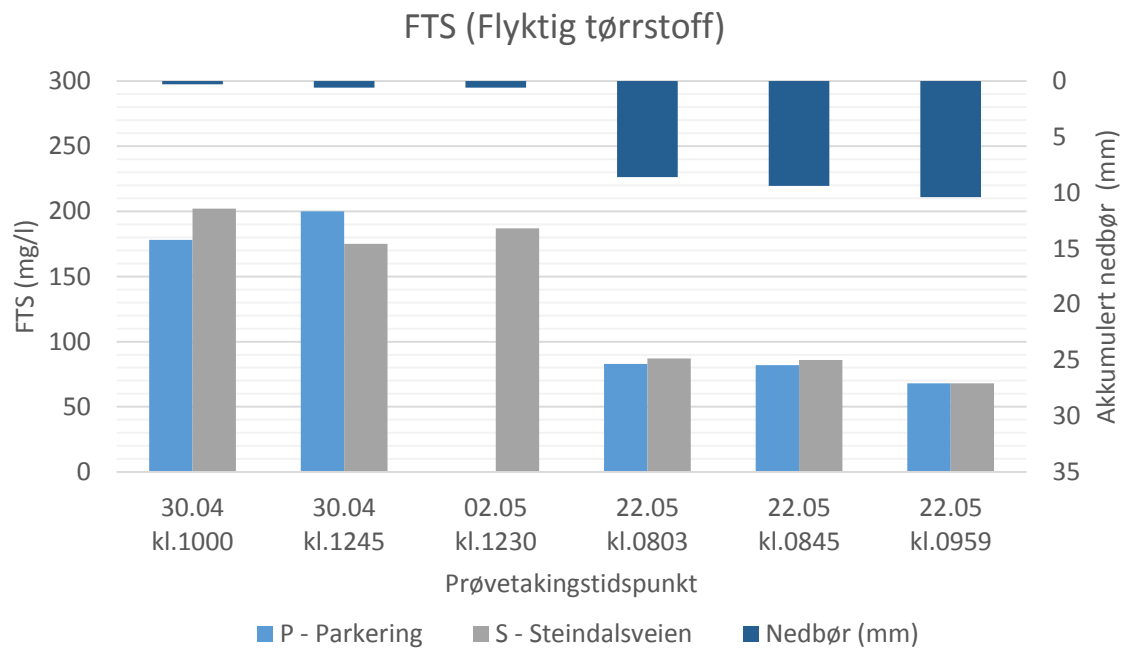
partikler vil sedimentere for de første tre prøvene, enn for de tre siste. Det er nødvendig å analysere prøvene med hensyn på kornfordeling for å si mer om sedimenteringsegenskapene.

Det er også gjort en analyse av FTS, som viser det organiske innholdet i prøvene. For de tre første prøvene er den organiske andelen av TSS 20%, og for de tre siste 23%. Dette virker naturlig, da man trolig kan forvente større andel uorganisk stoff fra smeltevann enn fra regnvann resten av året. Av Göbel et al. (2007) går det frem at omtrent 30% av TSS i overvann består av organisk stoff, så resultatene ligger i riktig område. Stor tilførsel av organisk stoff kan gi et sappingeringsproblem (se avsnitt 3.5.6 *Sappingering*).

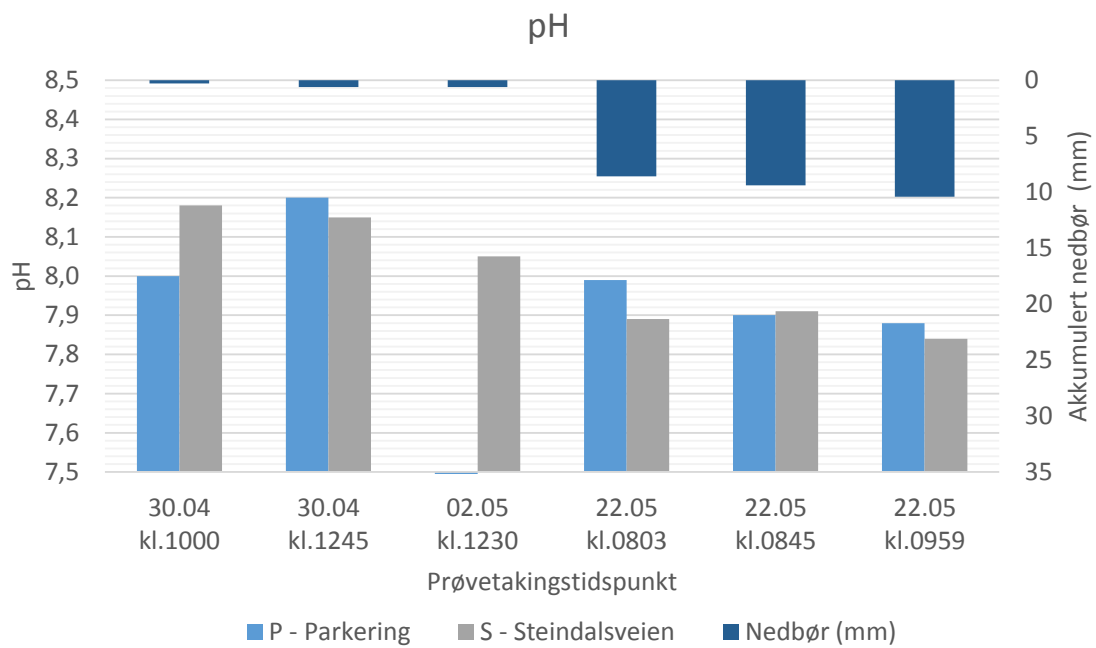
#### 5.7.4 Overvannets pH og ledningsevne

pH og ledningsevne (som fremgår av figur 33 og 34) blir også påvirket av nedbørsvolum, som i de andre analysene. For en nedbørshendelse er det typiske forløpet at pH verdien øker for de 2 første millimetrene, så synker den asymptotisk. Ledningsevne representerer den totale mengden løste ioner, og oppfører seg på samme måte. Elektrisk konduktivitet korrelerer også med nedbørsintensiteten ((Bakken, 2012) referert fra (Göbel et al., 2007)).

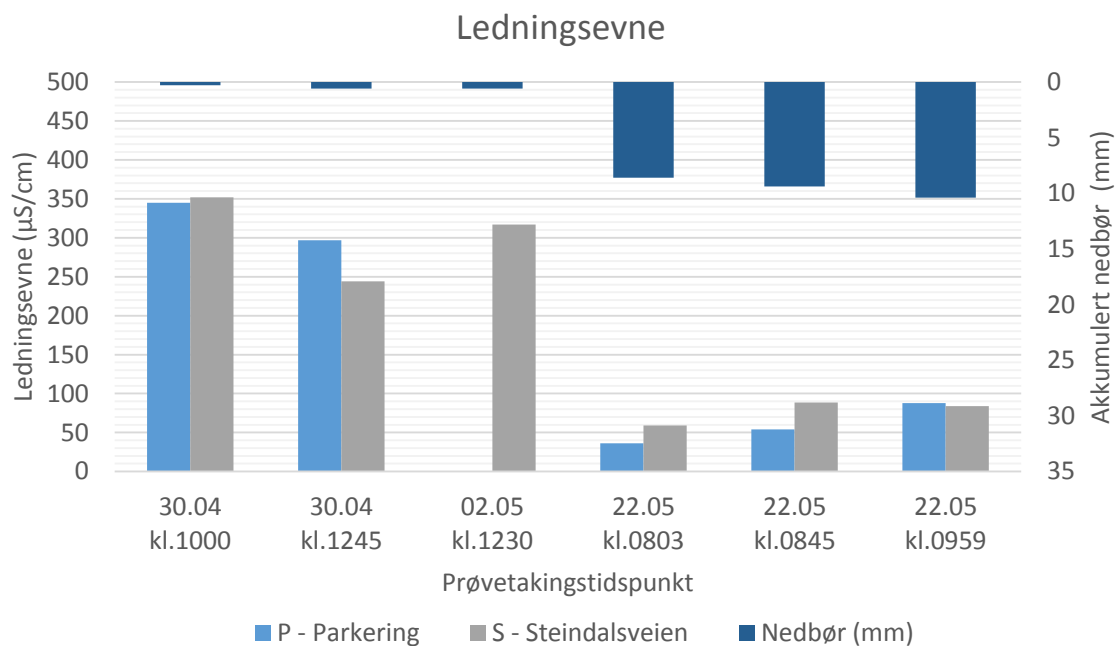
Hadde det blitt tatt flere prøver innenfor hver nedbørshendelse kunne vi kanskje observerte det typiske forløpet, men vi ser den generelle trenden med synkende verdier for økende nedbørsvolum. Fra tabell 1 på side 18 kan vi forvente verdier for ledningsevne rundt 108-2436 $\mu$ S/cm, med et gjennomsnitt på 470  $\mu$ S/cm. Analysene i denne master-



Figur 32: Målt flyktig tørrstoff i overvannet



Figur 33: Målt pH i overvannet



Figur 34: Målt ledningsevne i overvannet

oppgaven viser verdier rundt 36-352  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , med et gjennomsnitt på 179  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , noe som samsvarer bra med forventede verdier. Lave verdier kan forventes for avrenning fra tak, og høye verdier for områder med mye trafikk (Göbel et al., 2007).

I tabell 1 på side 18 varierer pH rundt 6,4–7,9, med et gjennomsnitt på 7,4. Fra analysene i denne oppgaven varierer pH mellom 7,8–8,2, med et gjennomsnitt på 8,0. Dette er noe høyt i forhold til forventede verdier, men som for ledningsevne kan vi forvente de høyeste verdiene i områder med mye trafikk og tette flater. I denne oppgaven er resultatene fra de første prøvene påvirket av avsatt forurensning fra snøsmelting, så vi kan forvente høye verdier.

### 5.7.5 Oppsummering av resultater fra vannkvalitetsmålinger

Resultatene fra analysene viser at det er stor sammenheng mellom forurensningskonsentrasjoner og nedbørsvolum. Som forklart under avsnitt 3.5.2 *First flush*, er det typisk for «first flush» hendelser at 80% av forurensningen kommer i løpet av de første 30% av avrenningsvolumet. Vi kan ikke se dette direkte av resultatene i denne oppgave, men trenden er høye forurensningskonsentrasjoner tidlig i en hendelse.

Prøver som ble tatt fra overvannsrørene høsten 2012 (Bakken, 2012), viste mindre grad av sammenheng mellom nedbørsvolum og forurensningskonsentrasjoner. Dette er også en indikasjon på forurensning med avløpsvann. Gjennomsnittsverdiene for alle forurens-

ningskomponenter bortsett fra TKB er veldig like, og viser at dette er overvannskvalitet vi kan forvente i et åpent bekkeløp, uten tiltak.

På grunn av høye partikkelkonsentrasjoner, og sterk korrelasjon mellom partikler og forurensning, vil regnbed være et utmerket rensealternativ for overvann. På grunn av at partikler blir fjernet mekanisk i filtermediet, og ikke avhengig av oppholdstid (Muthanna, 2013), vil renseeffekten være på opptil 97% for TTS fra tabell 2 (PGC, 2007). Analyse av partikkelgjennomgang gjennom 0,45µm viser at vi kan få et tilslammingsproblem i åpent bekkeløp, uten rensetiltak.

Trondheim kommunes lokale miljømål for TKB konsentrasjon vil være mulig å oppnå, basert på analysene fra prøvetakingen i denne rapporten. Hvis det i tillegg blir ryddet opp i eventuelle feilkoblinger og lekkasjer av spillvann til overvannsledning, vil trolig kravet oppnås for alt overvann. Kravene til «god økologisk tilstand» i henhold til vanddirektivet, og miljømålet om 50µm for totalt fosfor, vil sannsynligvis bli vanskelig å oppnå uten rensetiltak. Men igjen vil regnbed være et godt forebyggende tiltak for å fjerne partikulært bundet fosfor. Lave konsentrasjoner av løst fosfor indikerer at det trolig vil bli lite problemer med eutrofiering i åpent bekkeløp. Det bør tas vannkvalitetprøver fra flere sesonger for å verifisere resultatene, da vårsesongen ofte kan være preget av mye partikler avsatt fra snøsmelting.

## 6 Konklusjon

I dette prosjektet har hovedformålet vært å kartlegge potensialet for implementering av regnbed, samt å vurdere overvannskvaliteten i nedslagsfeltet for Fredlybekken. Vannkvalitetsvolumet som dimensjoneringskriterie for regnbed, har også blitt bestemt for tre byer i Norge.

Simuleringer i Mike Urban med tre scenarioer for etablering av regnbed, viser god effekt for volum- og spissavrenning, men liten effekt på endring i konsentrasjonstid. Ved å etablere regnbed på lett tilgjengelige offentlige arealer (scenario 1), kan vi få en spissavrenningsreduksjon på omtrent 9%. Fullskalaimplementering for både private og offentlige arealer, vil kunne føre til en flomtoppsreduksjon på opp til 45% (scenario 3). Det vil også bidra til forbedret overvannskvalitet, samt øke tørrværsavrenningen slik at høyere vannføring oppnås når det ikke regner. Det er det mulig å starte planleggingsarbeider for scenario 1 umiddelbart for Trondheim kommune, da dette ikke krever ytterligere grunneieravtaler eller grunnerverv. Potensialet for etablering av regnbed er stort, så ved kommunal og politisk vilje er scenario 3 også gjennomførbart.

Det er store forskjeller på vannkvalitetsvolumet for ulike plasser i landet. For Trondheim, Sandefjord og Bergen er vannkvalitetsvolumet beregnet til henholdsvis 13,8mm, 26,9mm og 20,7mm. Det er også store sesongvariasjoner, med størst intensitet og nedbørsvolum for sommer-/høstsesong. Temperaturen for overvannet har også mye å si for infiltrasjonskapasiteten i grunnen. Hvis vannkvalitetsvolumet skal brukes som et dimensjoneringskriterie for regnbed, bør det beregnes med hensyn på sommer-/høstsesongen for det spesifikke området.

Ved bruk av manuelle beregningsmetoder er det avgjørende å ta hensyn til dreneringstiden i regnbedet. Dette fordi det er forskjell på hvor ofte nedbøren kommer for ulike plasser i landet og dermed også jordfuktigheten i regnbedet. Med dreneringstid på 24 timer, som er basis for utregning av vannkvalitetsvolumet blir nødvendig regnbedareal for Trondheim 1,0% og Bergen 1,5% for tilhørende nedslagsfelt. Simuleringer i RECAR-GA gir nødvendig regnbedareal på 2,3% og 3,6%, for henholdsvis Trondheim og Bergen. Dette tilsvarer dreneringstider på 10,4 og 10 timer.

For vannkvalitetsmålingene er det stor sammenheng mellom nedbørsvolum og forureningskonsentrasjoner. Det er også sterk korrelasjon mellom partikler og forurenning. Dette gjør regnbed til en bra renseløsning, da det er påvist opp til 97% fjerning av TSS.

Det er tatt 11 vannkvalitetsprøver av overvann i nedslagsfeltet for Steindalsveien. TKB konsentrasjonen varierer mellom 10–900 per 100mL, med et gjennomsnitt på 311. 64% (7 / 11) av prøvene har «mindre god kvalitet» etter EUs badevannsdirektiv (mellom 100–1000 TKB / 100mL), noe som uten rensing vil sette restriksjoner for bruken av vannet. Alle verdiene er imidlertid innefor Trondheim kommunes lokale miljømål på 1000 TKB per 100mL. Det er også målt meget høye totalt fosforkonsentrasjoner, med maksimalverdi på 1,91 mg/L og gjennomsnitt på 0,53 mg/L. Analyse viser at det er høy korrelasjon

mellom totalt fosfor og partikler. De høye fosforkonsentrasjonene er derfor trolig lite biotilgjengelige. Løst fosfor har imidlertid lave konsentrasjoner, med et gjennomsnitt på 0,07mg/L. Prøvene er tatt like etter en snøsmeltingsperiode, noe som gjør at vi kan forvente lavere verdier ved senere nedbørshendelser.

Ved opprydding i feilkoblinger og lekkasjer på ledningsnettet for overvann, vil Trondheim kommune trolig oppnå lokale miljømål <1000 TKB per 100mL. Med de resultater som er fremkommet ved prøvetaking høsten 2012 (Bakken, 2012) og i dette prosjektet, må overvannet trolig renses hvis lokale miljømål om <50µg/L totalt fosfor skal oppnås. Dette bør også gjøres med tanke på høye partikkelkonsentrasjoner som kan føre til tilslamming av et åpent bekkeløp. Eutrofiering trenger nødvendigvis ikke bli et problem da total fosfor i stor grad er partikulært bundet.

## 7 Forslag til videre arbeid

Med bakgrunn i arbeidet som er gjort i denne rapporten foreslås følgende tiltak for oppfølging:

- Prøvegrunlaget for evaluering av overvannskvaliteten er noe tynt. Tidlig vårse-  
song kan også være preget av mye partikler avsatt fra snøsmelting, som trolig  
vil påvirke forurensningsnivået i prøvene. Det anbefales derfor å ta representative  
direkteavrenningsprøver fra andre sesonger, for å verifisere resultatene.
- På grunn av de store forskjellene i vannkvalitetsvolum for Trondheim, Bergen og  
Sandefjord, anbefales det å lage en oversikt for andre byer og plasser. Lett tilgjen-  
gelig data for vannkvalitetsvolum vil gjøre det lettere for rådgivere/planleggere å  
bruke dette som dimensjoneringskriterie for regnbed (og eventuelt andre grønne  
løsninger).
- Det bør legges ned arbeid i å standardisere manuelle beregningsmetoder for dimen-  
sjonering av regnbed i Norge. Dette vil gjøre terskelen lavere for å benytte regnbed  
som overvannstiltak istedenfor tradisjonelle løsninger.
- Med bakgrunn i prøveresultatene hadde det vært interessant å modellert forventet  
vannkvalitet i åpent bekkeløp.
- Verktøy for LOD-tiltak bør implementeres i MOUSE motoren, i Mike Urban. På  
den måten kan man evaluere den samlede effekten av ulike typer grønne tiltak  
(regnbed, swales, grønne tak osv.), kvantitet og kvalitetsmessig på en enkel måte.

## Referanser

- Atchison, D. and Severson, L. (2004), *RECARGA User's Manual*, University of Wisconsin - Madison.
- Bakken, Ø. (2012), *Feltstudie av overvannskvalitet i nedslagsfeltet for Fredlybekken*.
- Beven, K. J. (2012), *Rainfall-runoff modelling the primer.*, second edn, Wiley-Blackwell.
- Braskerud, B. C., Dalen, T., Paus, K. H. and Thorolfsson, S. T. (2012), 'Målt og modellert hydrologisk ytelse til regnbed i trondheim', *VANN - Norsk Vannforening*.
- Braskerud, B. C. and Paus, K. H. (2013), 'Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold', *VANN - Norsk Vannforening*.
- Bratberg, T. T. V. (2008), *Trondheim byleksikon*, Kunnskapsforlaget.
- Brattli, B. (2011), *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*, 3 edn, NTNU, Institutt for geologi og bergteknikk.
- Butler, D. and Davies, J. W. (2009), *Urban Drainage*, Spon Text, 3rd edn, Taylor & Francis Group.
- Bøyum, Å. and Thorolfsson, S. T. (2002), 'Va-teknikk del 2. avløp', Tapir Kompendieforlaget, Trondheim.
- Davis, A., Hunt, W., Traver, R. and Clar, M. (2009), 'Bioretention technology: Overview of current practice and future needs', *Journal of Environmental Engineering* **135**(3), 109–117.
- degaard et al.
- Ødegaard, H., Sæggrov, S., Østerhus, S., Thorolfsson, S., Lindholm, O., Heistad, A. and Mosevoll, G. (2012), *Vann- og avløpsteknikk*, Norsk Vann.
- DHI (2008), Åpning av fredlybekken, Technical report, DHI Trondheim.
- DHI(a) (2012), 'Software catalogue 2012–2013; software for water environments'.  
**URL:** <http://www.mikebydhi.com/media/mikebydhi2012/index.html>
- DHI(b) (2012), *MOUSE Pipe Flow – Reference Manual*, MIKE by DHI.
- DHI(c) (2012), *MOUSE Runoff – Reference Manual*, MIKE by DHI.
- DHI(d) (2012), *MOUSE Rainfall Dependent Inflow and Infiltration – Reference Manual*, MIKE by DHI.
- DHI(e) (2012), *MIKE URBAN MODEL MANAGER – User Guide*, Mike by DHI.
- DHI(f) (2012), *MIKE URBAN COLLECTION SYSTEM*, Mike by DHI.
- DHI(g) (2012), *MIKE URBAN WATER DISTRIBUTION*, Mike by DHI.
- Dingman, L. S. (2002), *Physical Hydrology*, second edn, Waveland Press, Inc.

- Elliott, A. and Trowsdale, S. (2007), 'A review of models for low impact urban stormwater drainage', *Environmental Modelling & Software* **22**(3), 394 – 405.
- (FAWB) (2009), *Stormwater Bioinfiltration Systems. Adsorption Guidelines*, Melbourne, Australia.
- Folkehelseinstituttet (1994), 'Vannkvalitetsnormer for friluftsbad'.
- Folkehelseinstituttet (1999), 'Bakteriologiske drikkevannsanalyser - hva forteller de?'.
- Göbel, P., Dierkes, C. and Coldewey, W. (2007), 'Storm water runoff concentration matrix for urban areas', *Journal of Contaminant Hydrology* **91**, 26 – 42.
- Hunt, W. and White, N. (2001), Designing rain gardens (bio-retention areas), Technical Report AG-588-3, North Carolina Cooperative Extension Service.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. and Nielsen, A. (2010), *Urban and Highway Stormwater Pollution : concepts and engineering*, Taylor & Francis Group.
- König, A. (2013), 'Epost korrespondanse'.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. and Aaby, L. (2008), Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering, Technical report, Norsk Vann.
- Malmquist, P.-A. (1978), 'Atmospheric fallout and street cleaning-effects og urban storm water and snow.', *Progress in Water Technology* **10**(5-6), 495–505.
- Marsalek, J. b. and Rochfort, Q. (2004), 'Urban wet-weather flows: Sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources', *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* **67**(20-22), 1765–1777.
- Mays, L. W. (2001), *Stormwater collection systems design handbook*, McGraw-Hill.
- (MET), M. i. (2009), 'Meteorologileksikon'.  
**URL:** <http://metlex.met.no/wiki/>
- (MPCA) (2008), *Minnesota Stormwater Manual*, St. Paul, Minnesota, USA.
- Multiconsult (2009), 'Forstudie for åpning av fredlybekken'.
- Multiconsult (2012), Forprosjekt, beskrivelse. forelØpig!, Technical report.
- Muthanna, T. (2013), 'Personlig meddelelse'.
- Nøst, T. (2011), Vannovervåking i trondheim, resultater og vurderinger, Technical report, Trondheim kommune, miljøenheten. ISBN 9788277271255.
- Olsen, N. (2011), *Numerical Modelling and Hydraulics*, Department of Hydraulic and Environmental Engineering. NTNU.
- Paus, K. H. (2011), *Forelesningsnotater TVM4130 Urbane vannsystemer – Principle of stormwater management*, NTNU.



- Paus, K. H. (2012), *Forelesningsnotater VM6002 Overvanns- og ledningsteknologi – Regnbed og infiltrasjon*, NTNU.
- Pazwash, H. (2011), *Urban Storm Water Management*, CRC Press.
- (PGC), P. G. C. (2007), *Bioretention Manual*, Environmental Service Division. Department of Environmental Resources, Maryland, USA.
- Stahre, P. (2006), *Sustainability in urban storm drainage*, Svensk Vatten.
- Sætern, A. I. (2004), Fredlybekken avløpsfelt, modellberegninger, Technical report, DHI Trondheim.
- Thorolfsson, S. T. (2012), ‘Overvannsteknologi - kompendium’, NTNU.
- Trondheim-kommune (2012), Grunnundersøkelser fredlybekken, Technical report.
- Vannforskriften (2006), ‘Forskrift om rammer om vannforvaltning’, Miljøverndepartementet.

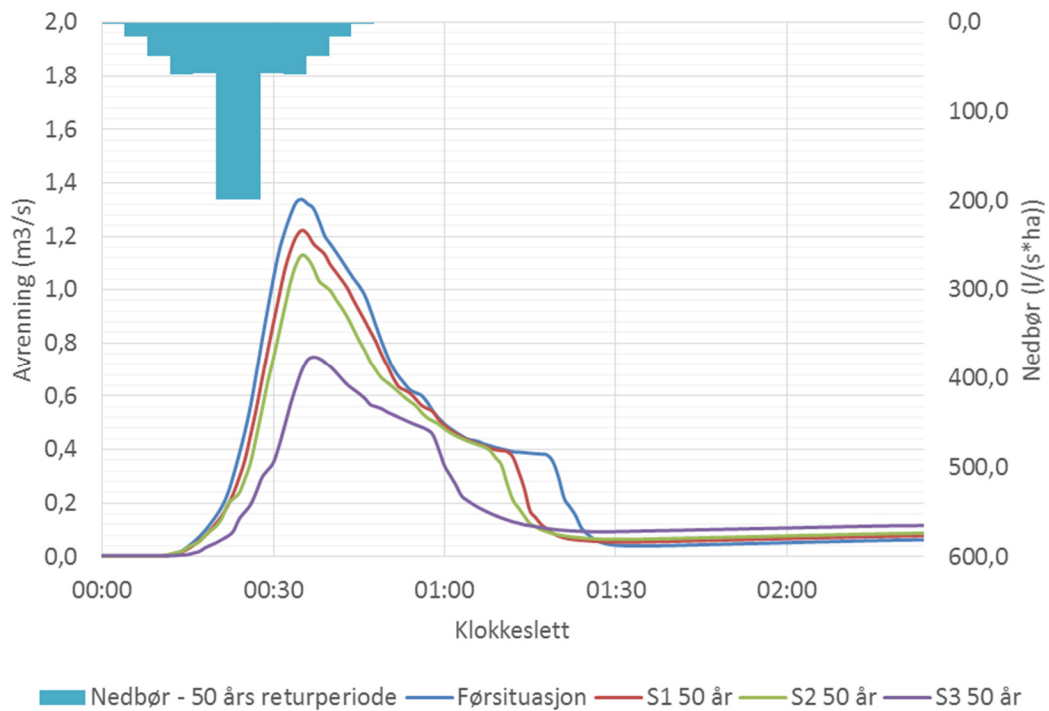


# VEDLEGG

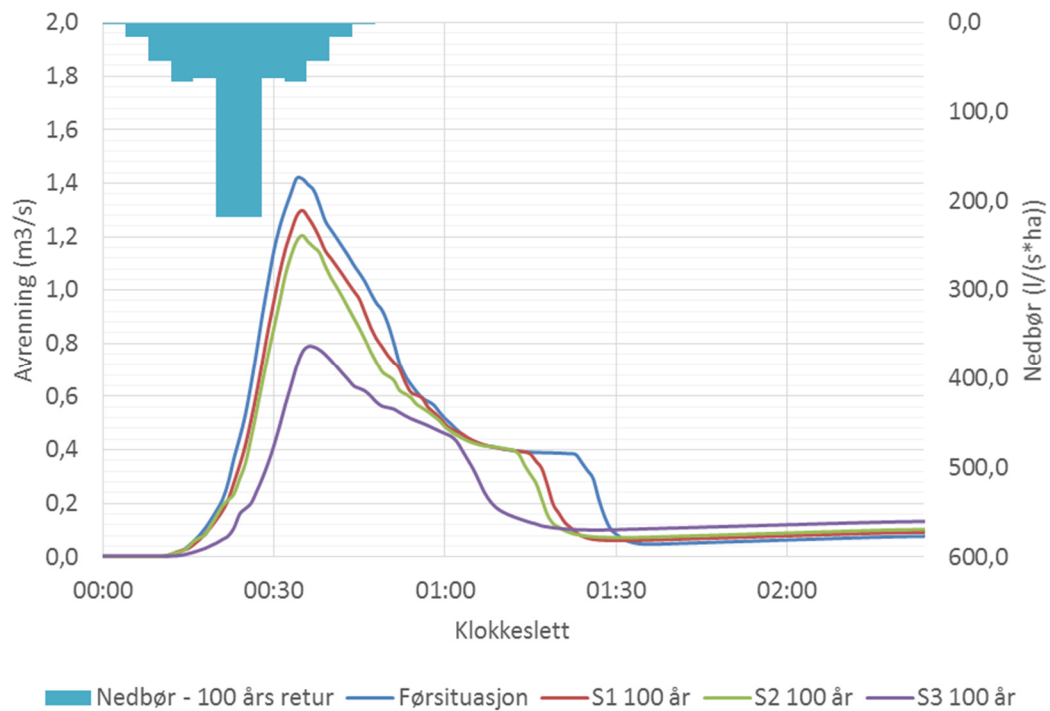
---



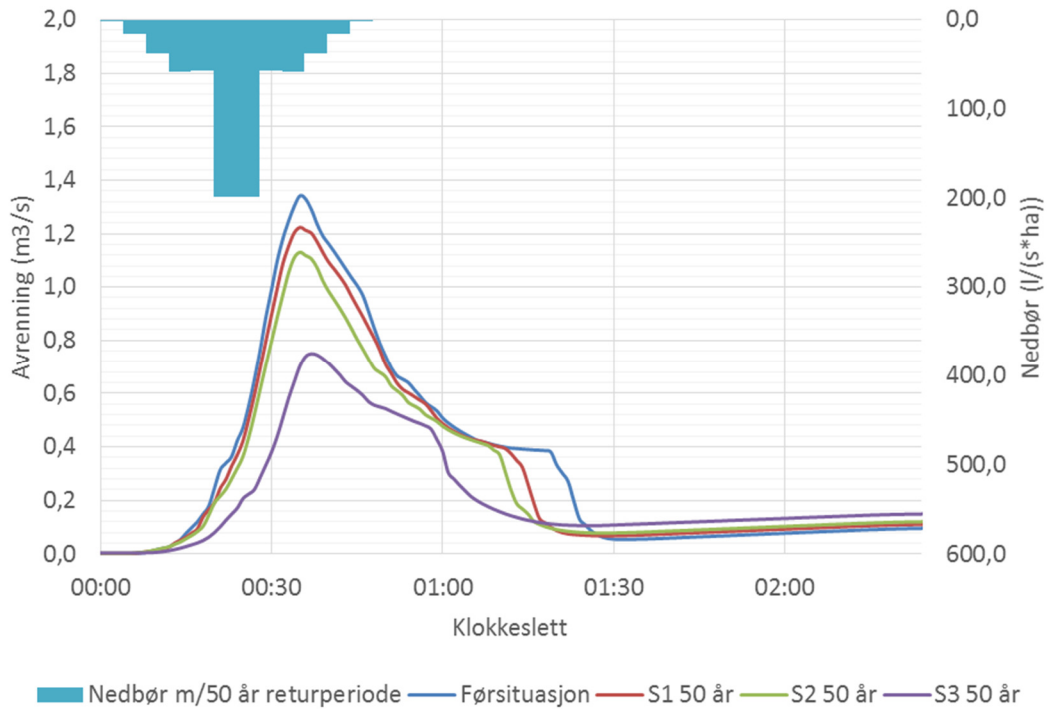
## Vedlegg 1



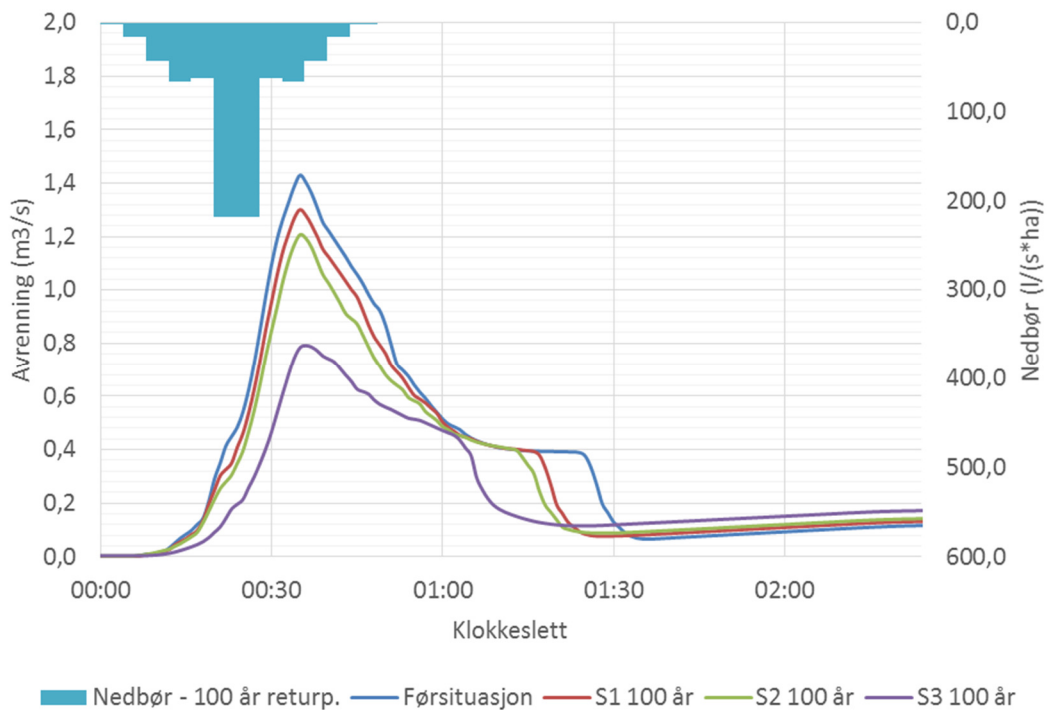
Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 50 års returperiode, etter lang tørrværsperiode



Sammelikning av hydrograf for nedbørshendelse med 100 års returperiode, etter lang tørrværsperiode

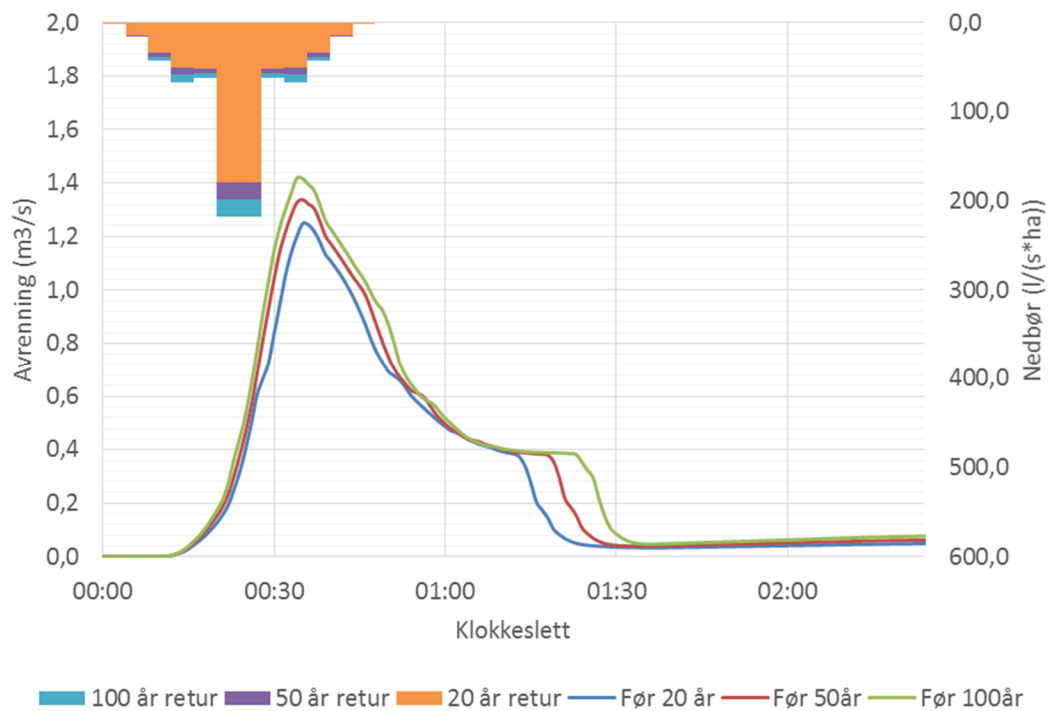


Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 50 års returperiode, og forregn i 2 uker med 3 millimeter nedbør i døgnet.

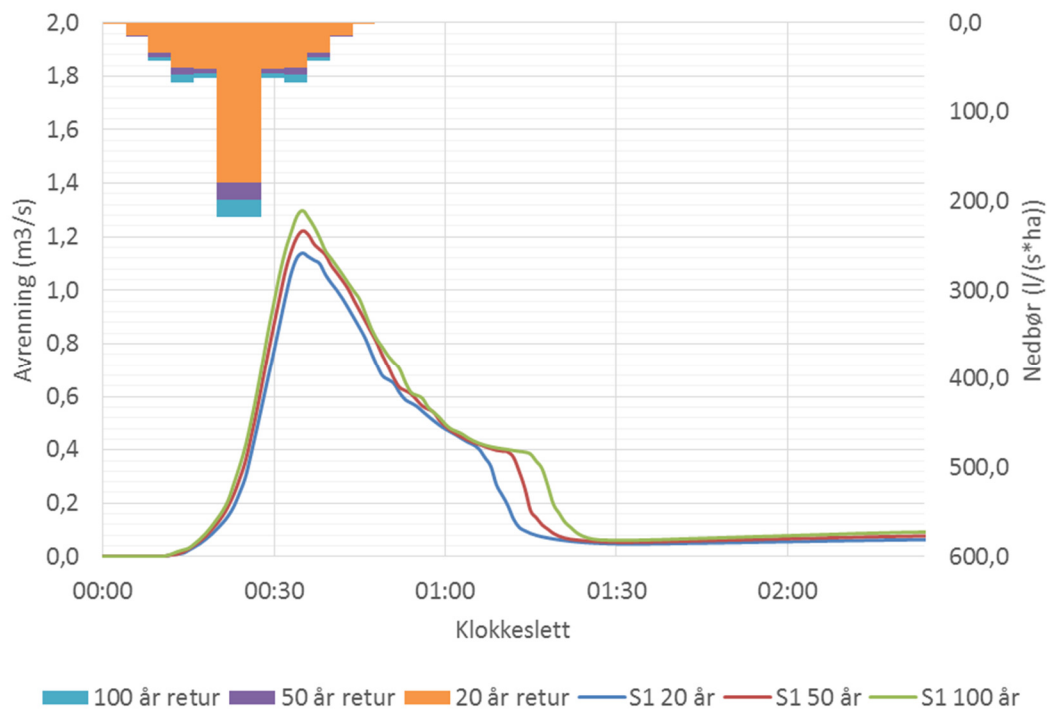


Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 100 års returperiode, og forregn i 2 uker med 3 millimeter nedbør i døgnet.

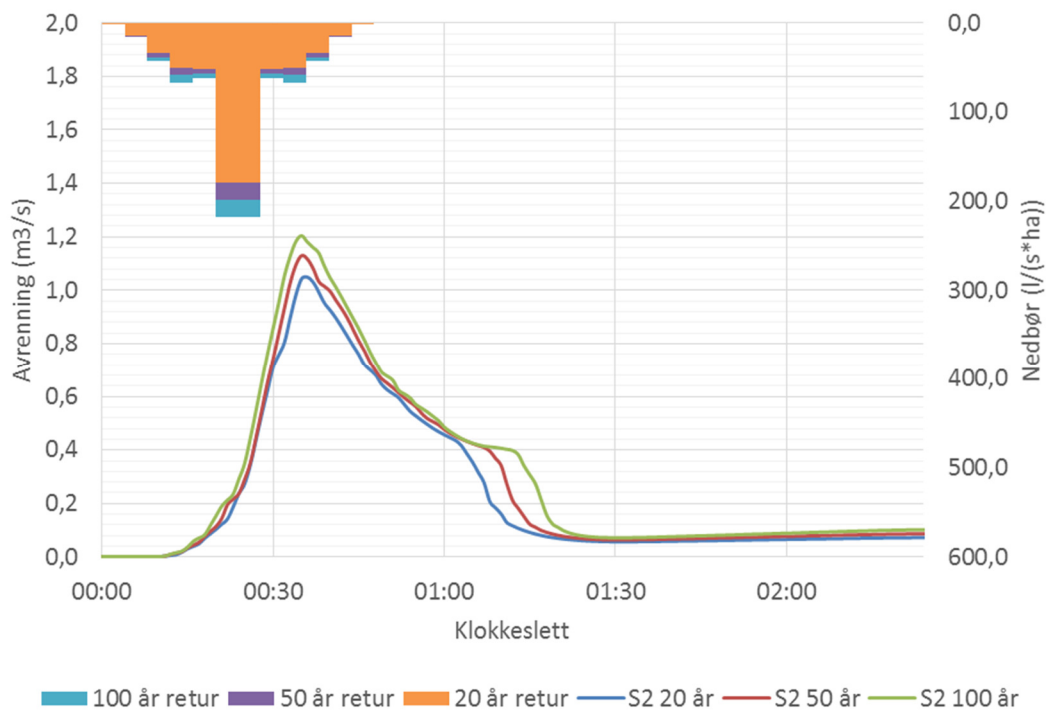
## Vedlegg 2



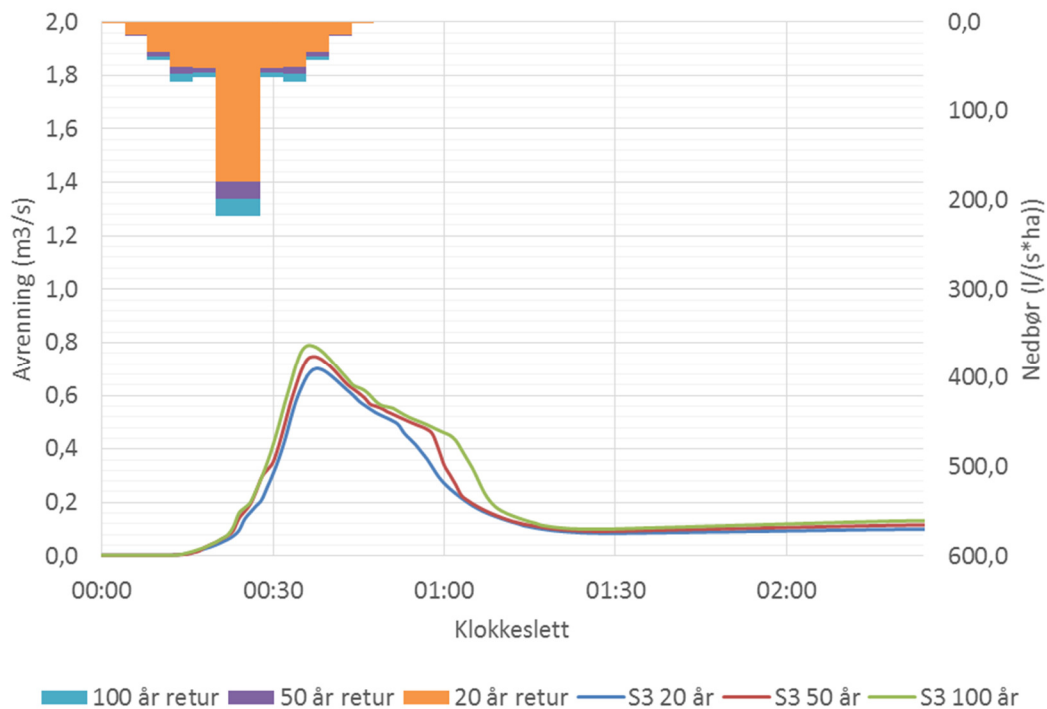
Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for førsituasjon, etter lang tørrværsperiode.



Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, etter lang tørrværsperiode.

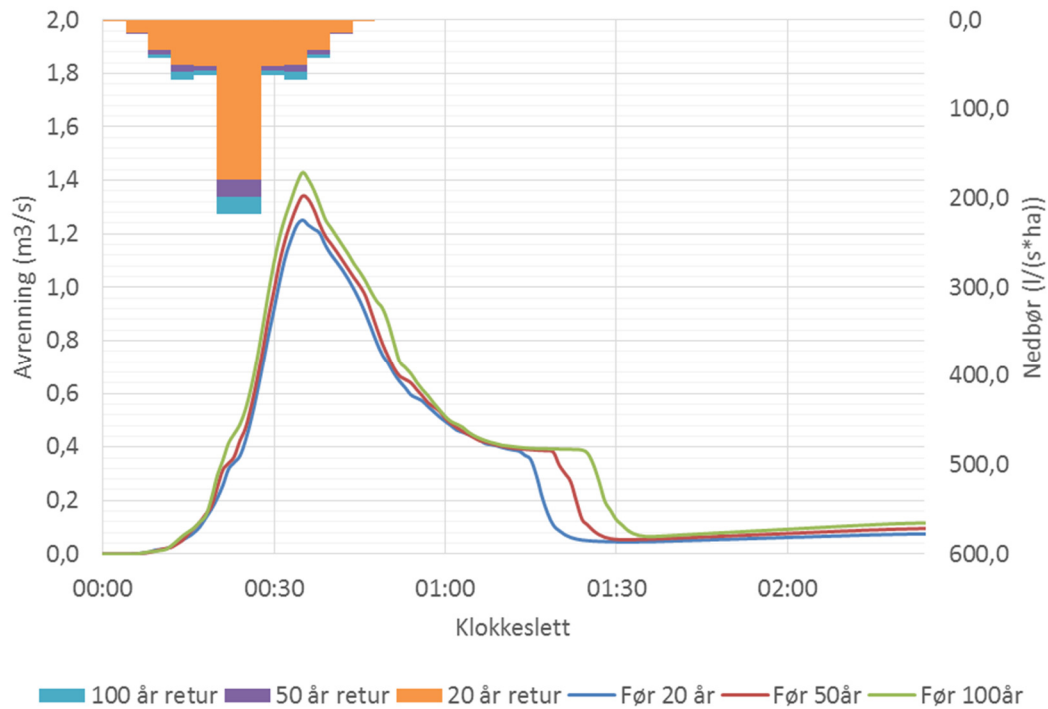


Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 2, etter lang tørrværsperiode.

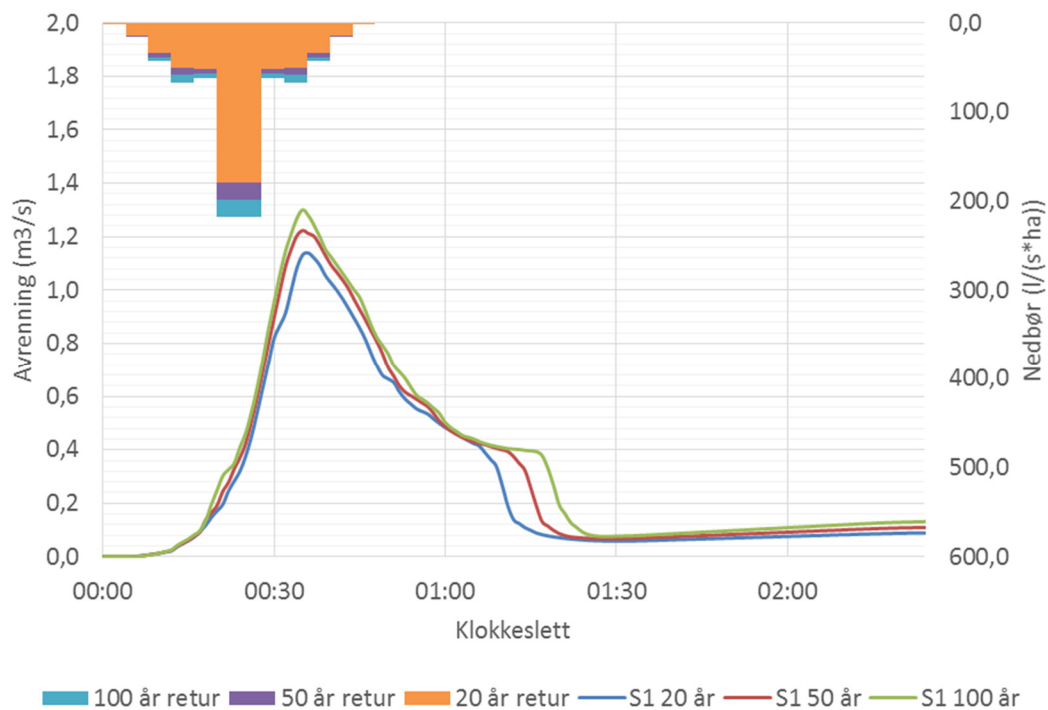


Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 3, etter lang tørrværsperiode.

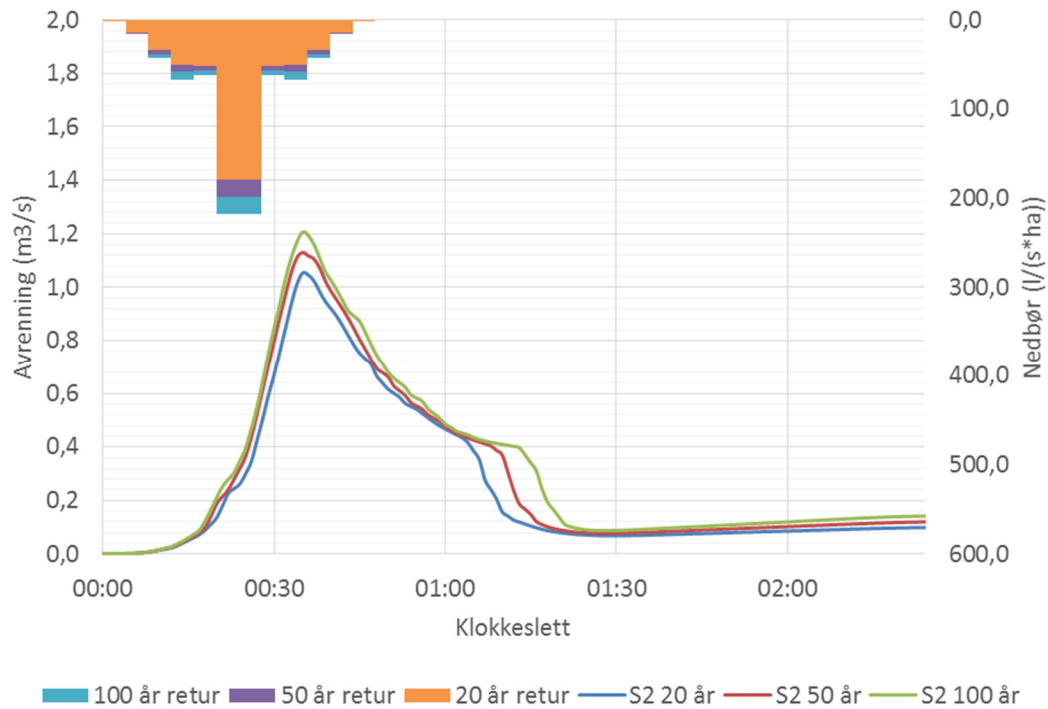




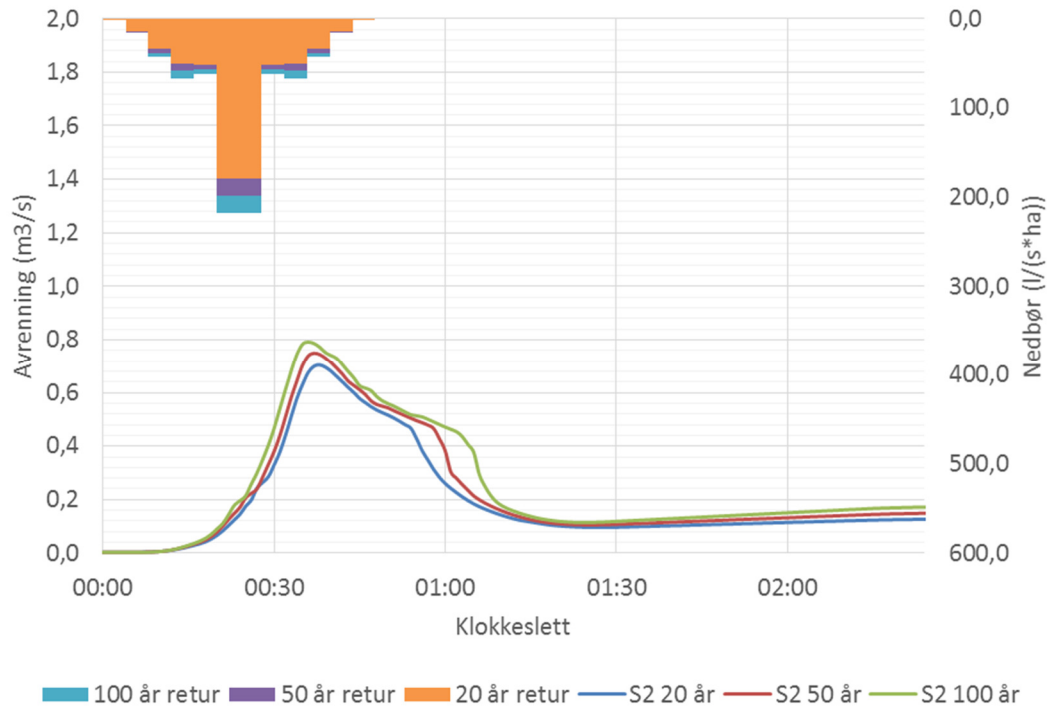
Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for førsituasjon, og forregn i 2 uker med 3 millimeter i døgnet.



Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 1, og forregn i 2 uker med 3 millimeter i døgnet.



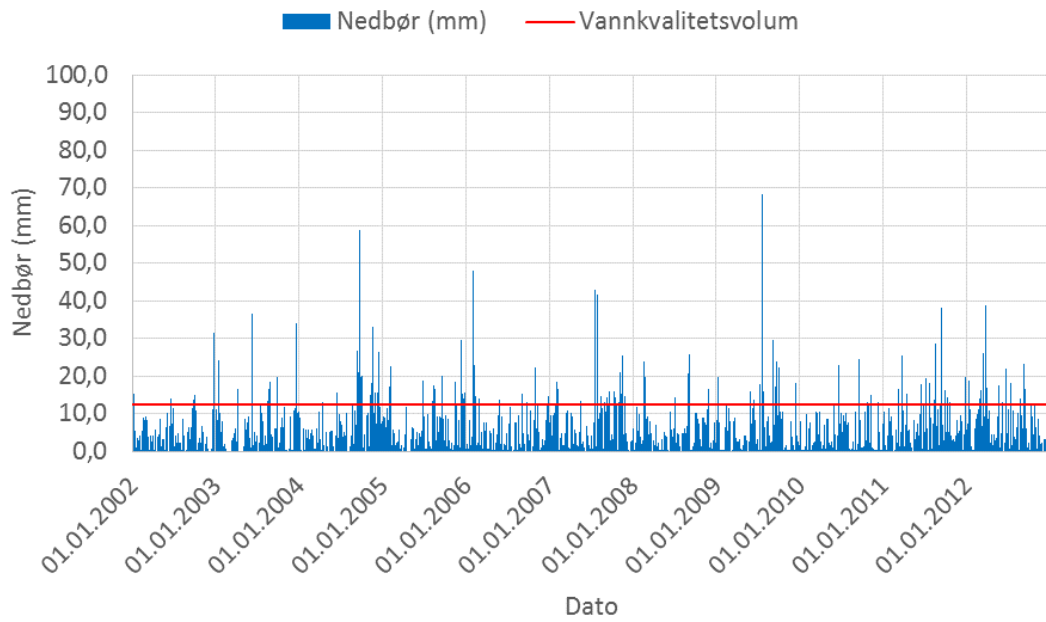
Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 2, og forregn i 2 uker med 3 millimeter i døgnet.



Sammenlikning av hydrograf for nedbørshendelse med 20-, 50- og 100-års returperiode for scenario 3, og forregn i 2 uker med 3 millimeter i døgnet.

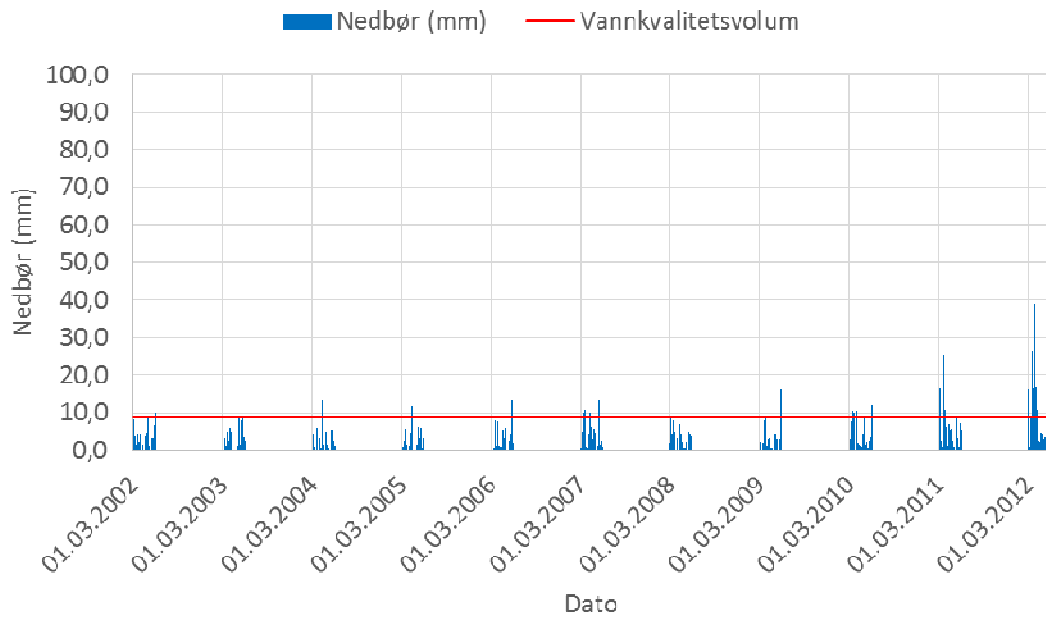
### Vedlegg 3

#### Vannkvalitetsvolum for Trondheim - Helt år



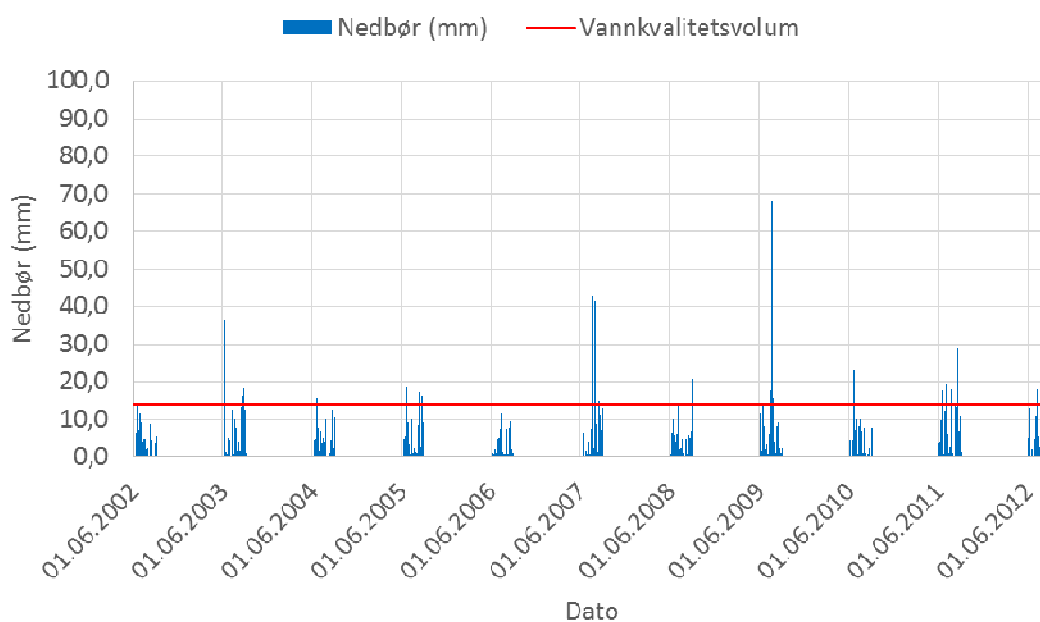
Vannkvalitetsvolumet for Trondheim for et helt år er 12,5 mm (2002-2012)

#### Vannkvalitetsvolum for Trondheim - Vår



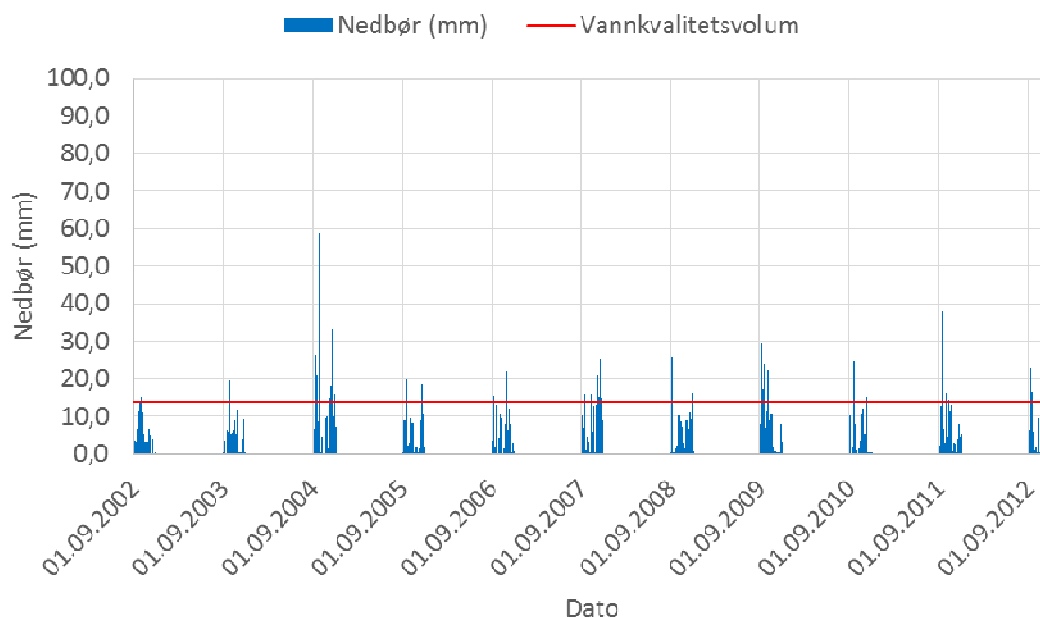
Vannkvalitetsvolum for Trondheim for våren er 8,7 mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum for Trondheim - Sommer



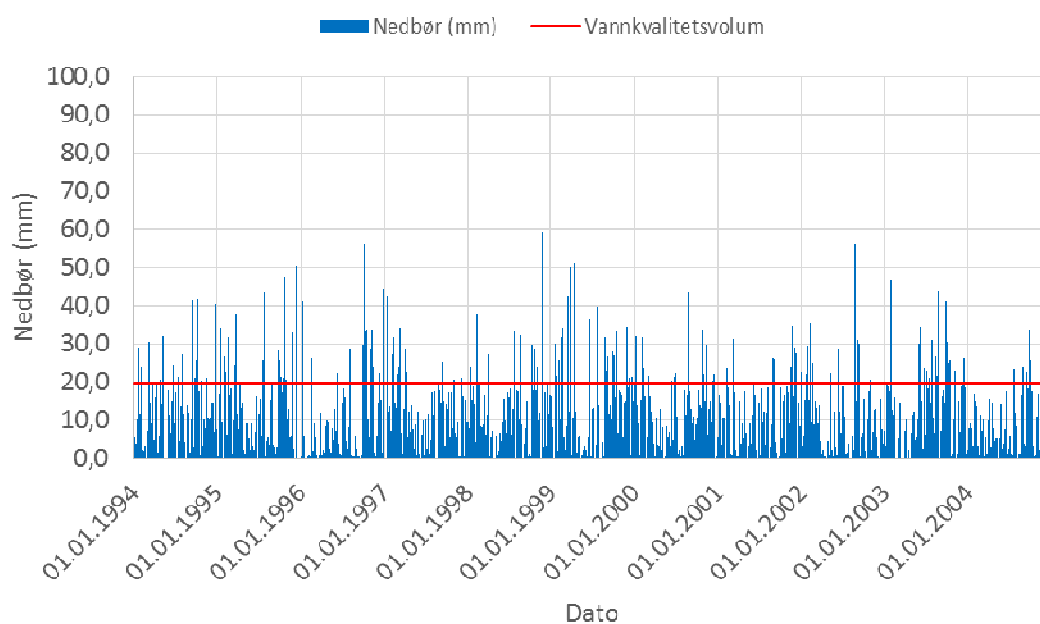
Vannkvalitetsvolum for Trondheim for sommeren er 13,9 mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum for Trondheim - Høst



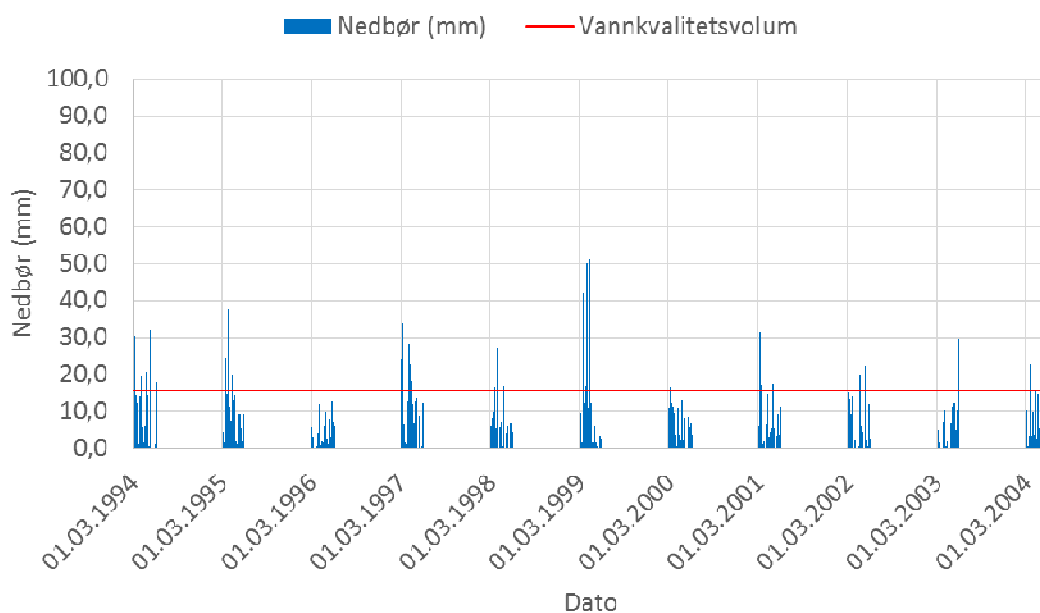
Vannkvalitetsvolumet for Trondheim for høsten er 13,6mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum Bergen - Helt år



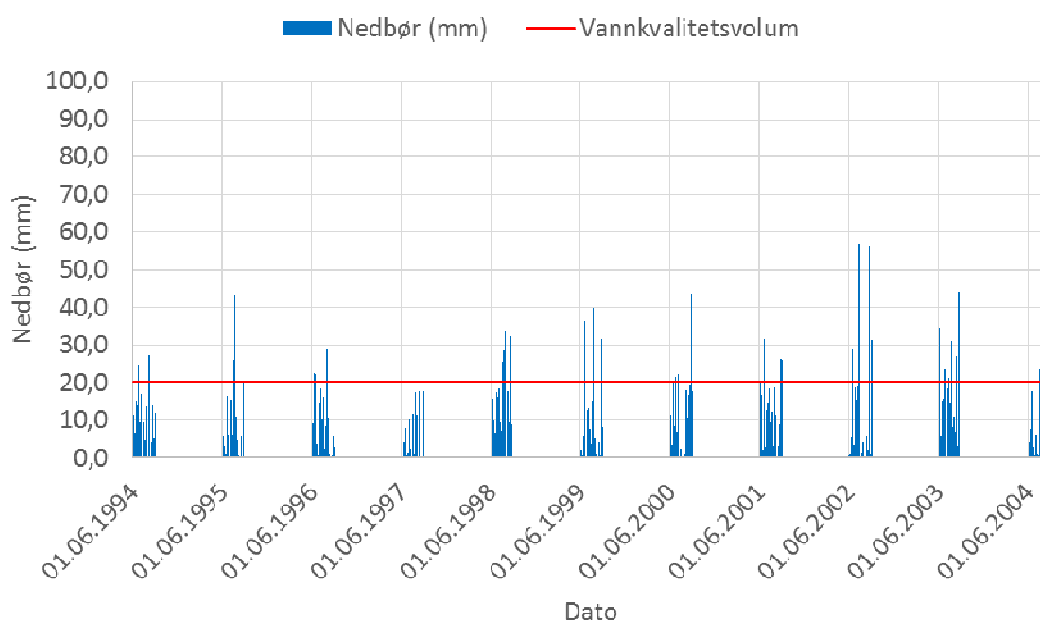
Vannkvalitetsvolumet for Bergen for et helt år er 15,8 mm (1994-2004).

## Vannkvalitetsvolum for Bergen - Vår



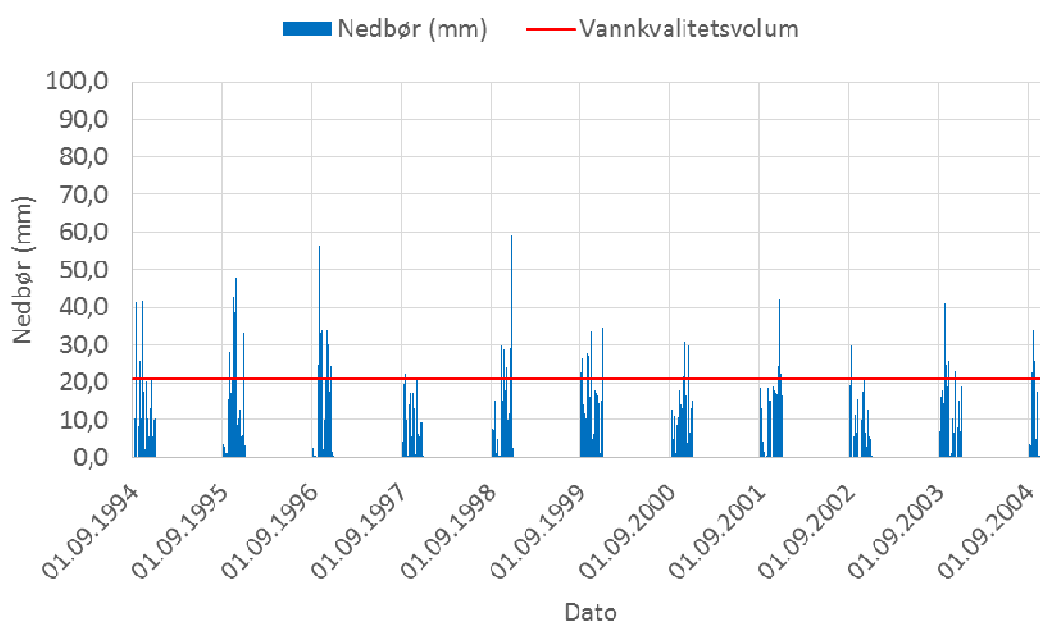
Vannkvalitetsvolumet for Bergen for våren er 15,8 (1994-2004)

## Vannkvalitetsvolum for Bergen - Sommer



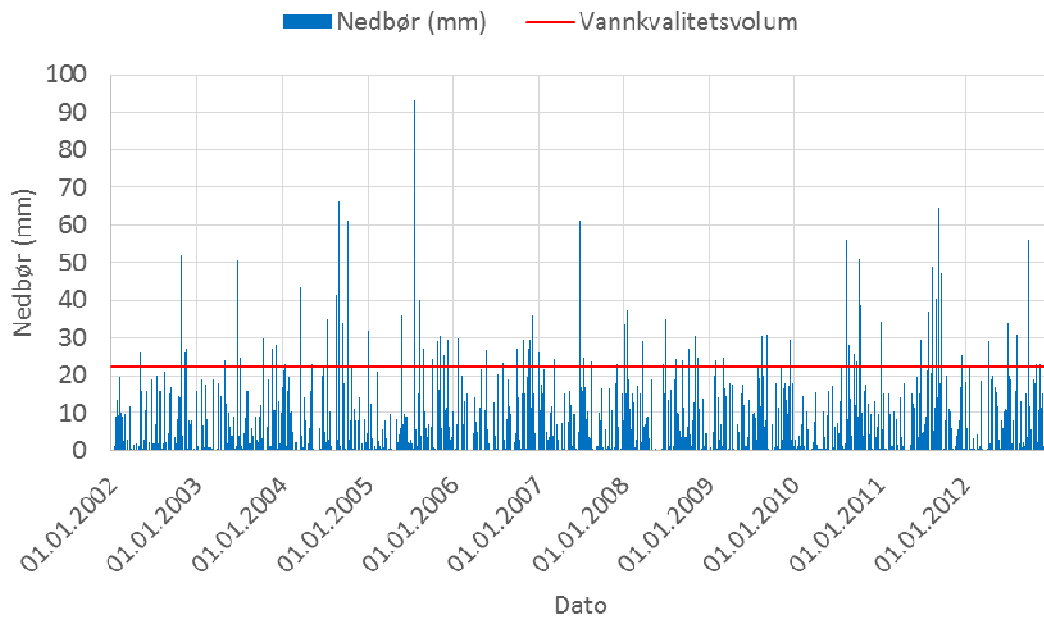
Vannkvalitetsvolumet for Bergen for sommeren er 20,4 (1994-2004)

## Vannkvalitetsvolum for Bergen - Høst



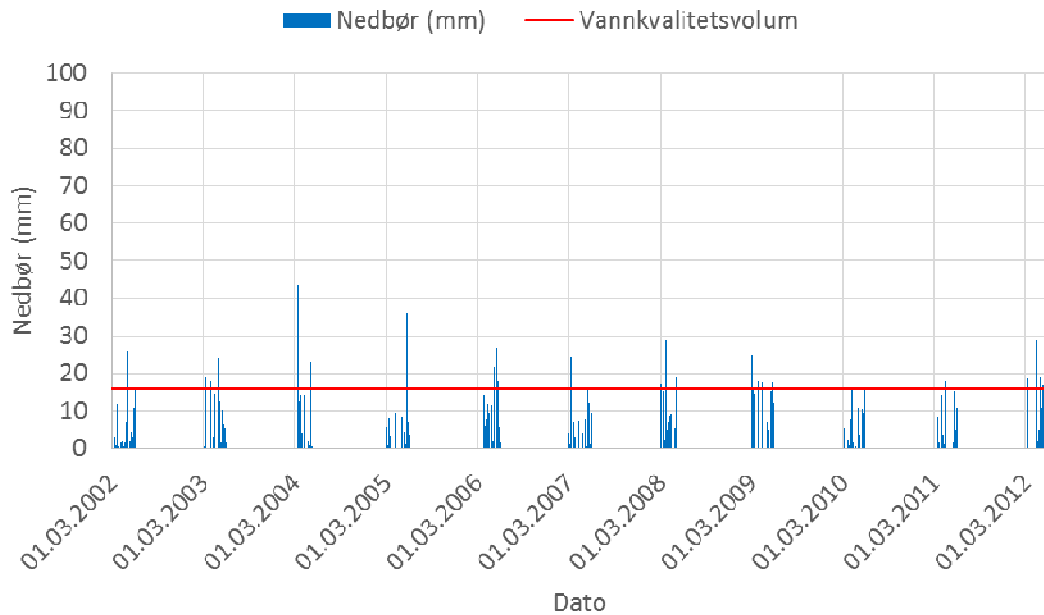
Vannkvalitetsvolumet for Bergen for høsten er 20,9 (1994-2004)

## Vannkvalitetsvolum for Sandefjord - Helt år



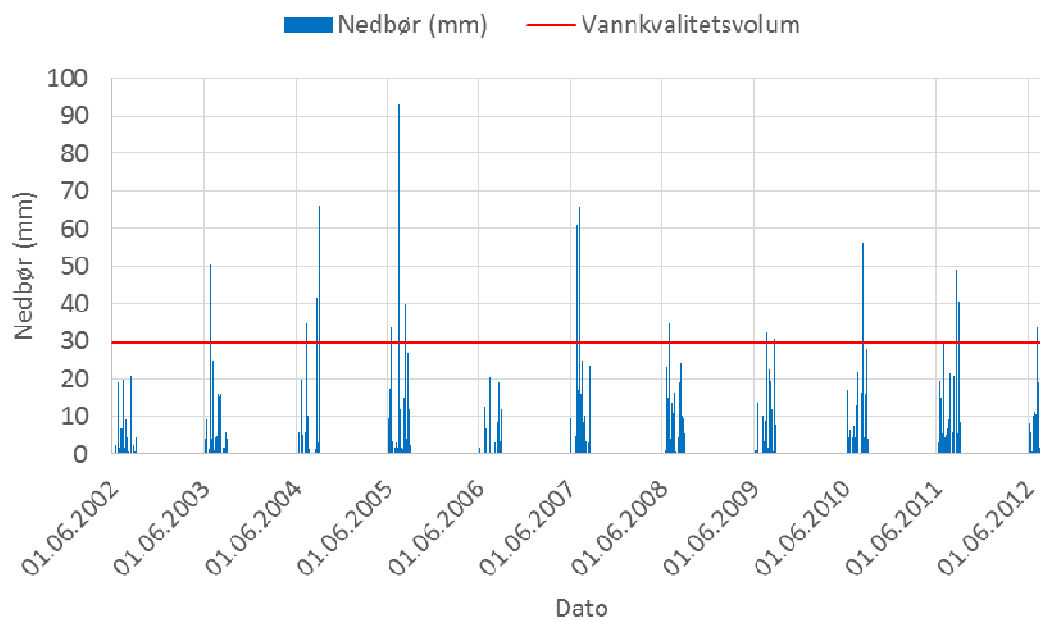
Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for et helt år er 22,4mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum for Sandefjord - Vår



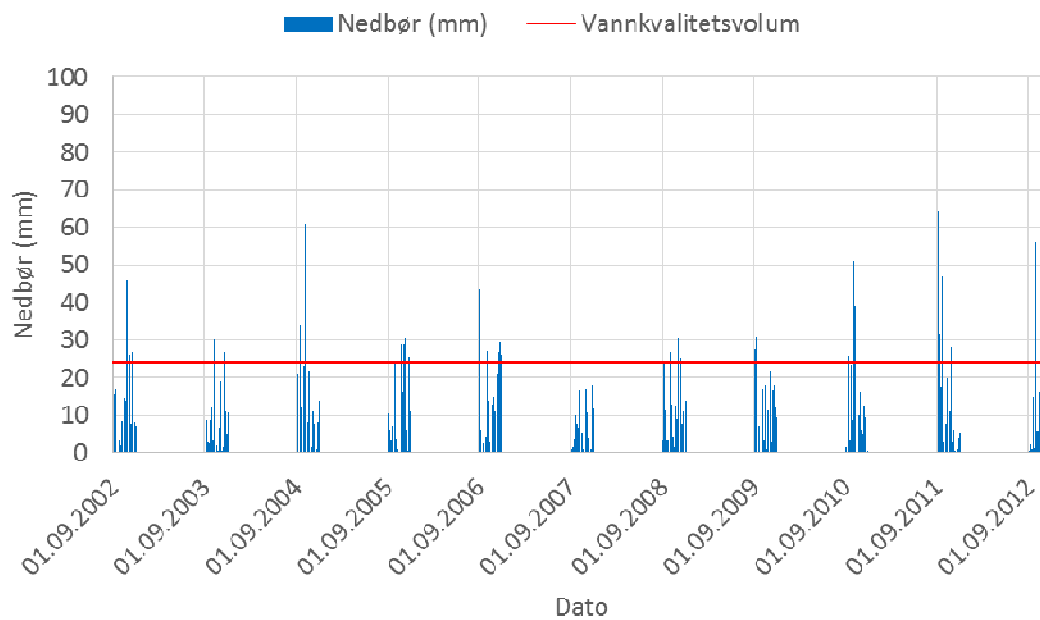
Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for et våren er 16,1 mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum for Sandefjord - Sommer



Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for et sommeren er 29,8 mm (2002-2012)

## Vannkvalitetsvolum for Sandefjord - Høst

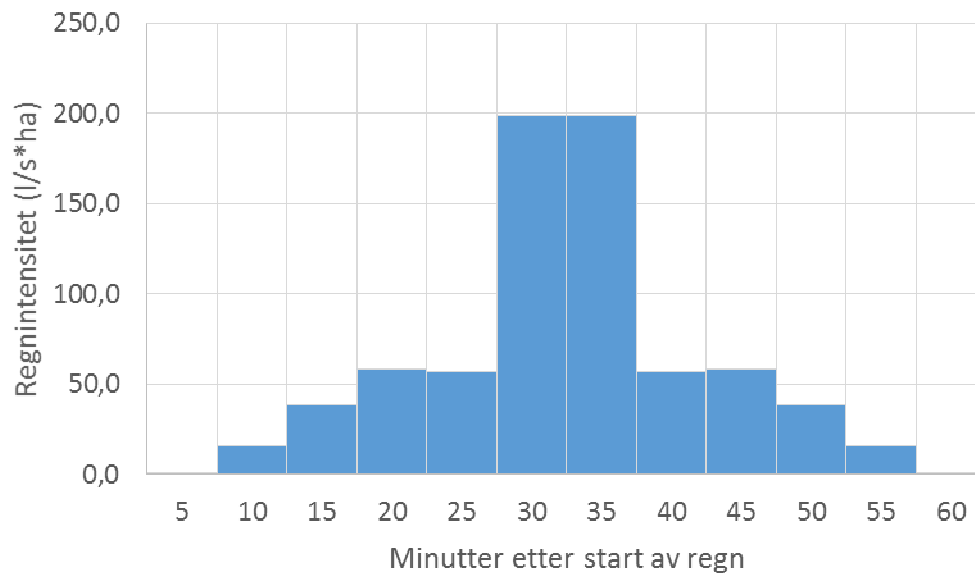


Vannkvalitetsvolumet for Sandefjord for et sommeren er 24,0 mm (2002-2012)



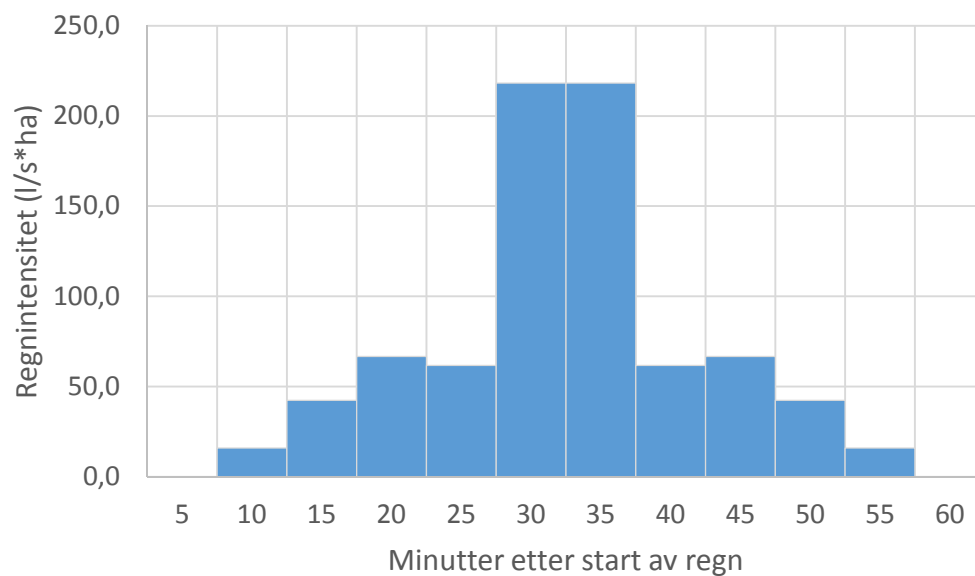
## Vedlegg 4

Nedbørshyetogram for 50-års returperiode



Symmetrisk nedbørshyetogram med 50-års gjentaksintervall, basert på IVF-kurve fra Risvollan i Trondheim.

Nedbørshyetogram for 100-års returperiode



Symmetrisk nedbørshyetogram med 100-års gjentaksintervall, basert på IVF-kurve fra Risvollan i Trondheim.



## Vedlegg 5

Parameter set ID:	Fredly 2		
<b>Main parameters</b>			
Surface storage (Umax):	6,000	TC overland flow (CK):	4,000
Root zone storage (Lmax):	150,000	TC interflow (CKf):	250,000
Overland coefficient (CQof):	0,600	TC baseflow (BF):	2000,000
Groundwater coefficient (Carea):	1,00	<input checked="" type="checkbox"/> Snowmelt:	1,000
<b>Threshold parameters</b>			
Overland(Tof):	0,000	Interflow(Tif):	0,000
		Groundwater(Tg):	0,000
<b>Groundwater parameters</b>			
Specific yield (Sy):	0,10	Max. GW depth causing baseflow (GWLbf0):	10,000
Min. GW depth (GWLmin):	0,000	GW Depth for Unit Capillary Flux (GWLf1):	0,000
<b>Initial conditions</b>			
Surface storage (U):	6,000	Overland flow (OF):	0,000
Root zone moisture (L):	110,000	Interflow (IF):	0,000
Groundwater depth (GWL):	10,000		

Parameterinnstillinger for RDI-modell i Mike Urban.