

MSc. i Vand og Miljø ved Byggeri og Anlæg Sofiendalsvej 9 9000 Aalborg Telefon: 99 40 84 84 E-mail: civil@civil.aau.dk

Synopsis:

#### Titel:

Undersøgelse af vejbedes funktion over tid

#### Speciale periode:

1. september 2014 til 10. juni 2015

#### Forfatter:

Peter Overvad Jensen

Vejleder: Thomas Ruby Bentzen Asbjørn Haaning Nielsen

Antal: 4 Sider: 82 Bilag: 5

Afleveringsdato: 10. juni 2015

Dette projekt skal undersøge og belyse, hvordan infiltrationsbedes funktionsevne nedsættes over tid. Til at forudsige den sedimentbelastning, som infiltrationsbedene er udsat for er der foretaget en række opsamlingsforsøg, dermed er det muligt at forudsige hvor meget sediment der opbygges på overfladen i tørvejrsperioder. Det opsamlede sediment er opdelt i partikelfraktioner og de enkelte fraktioner er undersøgt for koncentrationer af seks velkendte tungmetaller i afstrømmet vejvand. Undersøgelsen viste en klar tendens af at de mindste partikelfraktioner havde de største koncentrationer.

Der er efterfølgende opstillet to forskellige forsøg, for at finde en relation imellem nedsættelsen af hydraulisk ledningsevne og mængden af afstrømmet sediment. Der er opstillet et forsøg, hvor vandsøjletrykket over tid er målt ved konstant vandtilførsel og dosering af sediment. Det er desuden undersøgt, hvilken effekt afdræningen har på, om hvorvidt sedimentet bliver trukket længere ned i filtermaterialet eller om det stadigvæk kun danner et klogningslag oven på filteret. Dette er undersøgt, ved at 3D-scanne intaktprøver efter endt forsøg og her viste scanninger klare indikationer på et dybere klogningslag.

Resultater fra forsøg og observationer og målinger fra et kantstensbed i Bredballe er sammenfattet i en numerisk infiltrationsmodel, der kan beskrive vandstande og infiltrationsmængder. Ud fra forsøgene med reducering af hydraulisk ledningsevne er der også indarbejdet et modul, der reducerer den hydrauliske ledningsevne på baggrund af stofbelastningen.

Da der ikke foreligger længerevarende dataserier af hydraulisk ledningsevne for kantstensbedet er der foretaget en Monte Carlo analyse, for at belyse usikkerheden i infiltrationsmodellen.

Materialet er frit tilgængeligt.

## Forord

Dette kandidatspeciale er skrevet indenfor uddannelsesretningen Vand og Miljø under studienævnet for Byggeri og Anlæg ved Aalborg Universitet. Projektet er udarbejdet i perioden fra 1. september 2014 til 10. juni 2015.

Igennem specialeperioden har der været flere dage med feltarbejde og ekskursioner, både i Aalborg og Bredballe.

- I slutningen af september, starten af oktober og sidst i november blev der foretaget sedimentopsamlingsforsøg på lokationer i Aalborg.
- $\bullet\,$  D. 04/11 2014 blev kantstensbedet i Bredballe inspiceret første gang.
- På fire dage i foråret 2015 blev der udført målinger af infiltrationsevnen og taget intaktprøver af kantstensbedet.
- $\bullet\,$  D. 19/05-2015 blev der foretaget 3D-scanninger af intakt prøver ved 3D-CT Scan i Nørresundby.

I forbindelse med specialet skal der stiles en stor tak til Gitte Bisgaard ved Vejle Spildevand A/S for at assistere med vand til infiltrationsforsøg i Bredballe, god sparring og interessante input til projektet. Desuden skal Peter Bassø Duus fra Orbicon have en tak for at udvise interesse i projektet og komme med gode ideer til projektet.

Derudover skal Niels Drustrup fra Aalborg Universitet have en tak for hjælp med diverse forsøgsopstillinger i laboratorie. Jytte Dencker skal ligeledes have en tak for hjælpen med tungmetalsanalysen af opsamlet sediment.

Tak til 3D-CT A/S for at scanne intaktprøver til visualisering af klogningsdybder.

## Abstract

This project will examine how infiltration beds level of performance decrease over time. In order to predict the substance load, which the infiltration beds are exposed to, a number of experiments have been made.

According to these experiments it will be possible to predict the build-up rate of sediments on the urban surfaces in dry weather periods. The collected sediment is divided into particle fractions and the smaller fractions are tested for concentrations of six well-known heavy metals, which often are seen in stormwater runoff. The test results show a clear tendency where the smallest particle fractions have the highest concentrations and therefore, they are the most important particles to retain in the filter. For retaining these small particles by mechanical filtration, it is necessary to use a more heterogenic filter material, which often results in lower hydraulic conductivity. This lower conductivity could potentially lead to a longer time of contact, which could increase the level of retaining of pollutants by sorption.

Furthermore, two experiments have been conducted in order to find a connection between the reduction of the hydraulic conductivity and the amount of sediment added. The first experiment examines the pressure gradient over time and is measured by having a constant flow of water and a constant dosing of sediment. The other experiment tests the effect of the drainage of the water and if the smaller particles in the sediment are pulled further into the filter or whether they still form a clogging layer on top of the filter column. This is tested by scanning intact samples after test runs and the scanning indicates a deeper layer of clogging.

The results from these experiments, together with observations and measurements from an infiltration bed in Bredballe are summarised in a numeric infiltration model, which describes water levels and infiltration quantities. Based on the experiments with reducing the conductivity, there is also incorporated a module which reduces the hydraulic conductivity based on load of substance per area of filter material. A calibrated model would be able to predict the intervals of maintenance needed to preserve a certain hydraulic conductivity.

As there are no long-term data series of the hydraulic conductivity available for the infiltration bed in Bredballe, a Monte Carlo analysis has been conducted to illustrate the uncertainty in the numerical infiltration model.

## Indhold

Kap	itel 1	Projekt introduktion	1
	1.1	Projekt lokalitet	2
	1.2	Motivation for projekt	4
Ι	Bel	astning af vejbede	5
Кар	oitel 2	Sedimentbelastning fra urbane overflader	7
	2.1	Kilder til forurening af urbane overflader	7
	2.2	Opbygningsrate af sediment på urbane overflader	7
	2.3	Partikelfraktioner i det opsamlede sediment	10
	2.4	Resultater fra opsamlingsforsøg	12
Kap	oitel 3	Tungmetalsanalyse af opsamlet sediment	15
	3.1	Undersøgelse af opsamlet sediment	15
	3.2	Tungmetallers egenskaber	16
	3.3	Resultater fra tungmetalsanalyse	17
Kap	oitel 4	Forsøg med konstant belastning af filtermateriale	19
	4.1	Opsætning af forsøg med konstant belastning af filtersand	21
	4.2	Resultater fra forsøg med måling af trykniveau	23
Kap	oitel 5	Dynamisk forsøg med dosering af opsamlet sediment	29
	5.1	Dynamisk belastning af vejbed	29
	5.2	Beregning af hydraulisk ledningsevne	30
	5.3	3D-scanning af filtermedie	36
Кар	oitel 6	Undersøgelse af kantstensbed	37
	6.1	Observationer under ekskursioner	37
	6.2	Infiltrationsevne over tid	38
	6.3	Filtermuldens egenskaber	41
II	Nu	merisk model af vejbed	45
Kap	itel 7	Design af porøst filtermedie	47
	7.1	Mekanisk filtrering	47
	7.2	Rensning ved binding	48
	7.3	Vedligeholdelse af filtermateriale	50
	7.4	Bioturbation i filtermateriale	50

Kapitel 8	8 Numerisk infiltrationsmodel	51				
8.1	Regninput til modellen	51				
8.2	Overflademodel	52				
8.3	Modelleret sedimentafstrømning fra overflade	53				
8.4	Modelopbygning	54				
8.5	Varierende tidsskridt	56				
8.6	Dimensioner af celler	56				
8.7	Beregning af hydraulisk ledningsevne	58				
8.8	Beregning af de forskellige flows i kantstensbedet	58				
8.9	Reducering af hydraulisk ledningsevne	60				
Kapitel 9	Eftervisning af reaktion på parametervariation	63				
9.1	Forventninger til parametervariation	64				
9.2	Udgangspunkt for modelkørsel	65				
9.3	Resultat af eftervisning af parametervariation	67				
Kapitel 1	0 Usikkerhedsvurdering med Monte Carlo	71				
10.1	Model følsomhedsanalyse	71				
10.2	Parameterbeskrivelse til følsomhedsanalyse	72				
10.3	Resultat af følsomhedsanalyse	73				
10.4	Afgrænsning af valgte parametre	74				
10.5	Monte Carlo simularing	74				
10.6	Resultat af Monte Carlo analyse	76				
10.7	Vurdering af resultater fra Monte Carlo analyse	77				
Kapitel 1	1 Refleksion	79				
Kapitel 1	2 Konklusion	81				
Referenc	er	83				
Bilag A	Indhold af Bilags-CD					
Bilag B	Resultater fra tungmetalsanalyse					
Bilag C	Resultater fra måling af infiltrationskapacitet					
Bilag D	Bilag D Forudsætning for brug af simpel overløbsformel					

Bilag E Resultater fra Monte Carlo analyse

## 1. Projekt introduktion

Dette kapitel har til formål at beskrive motivationen bag projektet og berettigelsen af projektet, samt beskrive projektlokaliteten.

I nyere tid er regnhændelser blevet kraftigere og mere intense. Det ses blandt andet ved flere og hyppigere oversvømmelser af kældere, viadukter og andre lavereliggende områder. Disse oversvømmelser kan være meget bekostelige for forsikringsselskaberne og ikke mindst en yderst forfærdelig situation for de berørte personer. Mange af disse oversvømmelser sker, fordi vandmasserne er større end kapaciteten i kloakrørene, specielt ved flaskehalse i kloaksystemet. De sker også som en effekt af en løbende udvikling, hvor mere og mere areal bliver totalt impermeabelt og dermed leder større mængder regnvand i kloaksystemet.

De store regnmængder giver store variationer af flow og koncentrationer i forhold til en driftssituation i tørvejr. Disse variationer gør det sværere at justere og kontrollere de forskellige processer i systemet, for eksempel på renseanlægget, hvor effektiviteten nedsættes i takt med et stigende flow til anlægget og deraf lavere koncentrationer i indløbet. Desuden er det heller ikke ønskeligt at rense regnvand på et renseanlæg, da det er et kraftigt fordyrende element, der ligeledes giver anledning til en dårligere rensning på renseanlægget. For at sikre en mere konstant vandføring til renseanlæggene har mange forsyningsselskaber valgt at omlægge kloaksystemet fra fælles-kloakering til separat-kloakering. Dette giver både et mere økonomisk og et bedre rensende spildevandsanlæg. Et yderligere positivt aspekt af omlægningen er, at det opstuvede vand i kældre og lignende ikke burde være opspædet spildevand.

Omlægningen har åbnet muligheden for, at de store regnmængder kan aflastes lokalt, uden at recipienterne er i fare for, at modtage opspædet spildevand. Den lokale aflastning af regnvand (LAR), har hovedsageligt positive effekter til følge. Der kan dog være tale om andre afledede effekter i afledningen til lokale recipienter, såsom afledning af vand fra urbane overflader, såsom vejvand og vand fra tagflader, der kan indeholde andre forureningskomponenter.

Derfor er det interessant at undersøge forskellige metoder og løsninger til håndtering af det afstrømmede regnvand. Specielt med henblik på ikke at belaste eventuelle sårbare recipienter unødigt. Det kan både være en hydraulisk overbelastning eller ophobning af miljøfremmede stoffer fra de urbane overflader.

Der findes allerede nu mange forskellige metoder til at håndtere regnvandet lokalt og der afprøves til stadighed nye metoder, som LAR i Danmark (2015) er et godt eksempel på:

- Nedsivning af regnvand igennem faskiner eller andre permeable overflader
- Udledninger længere opstrøms til lokale recipienter
- Direkte udledninger til vandløb og søer
- Forskellige udformninger og placeringer af regnvandsbassiner, der kan tilbageholde regnvandet og bevidst oversvømme visse områder

En forholdsvis ny måde at nedsive regnvandet på er via permeabelt asfalt, som NCC (2014) foreslår det. Dette alternativ vil være attraktivt ved nye anlægsprojekter, fordi funktionaliteten af den permeable vejbelægning afhænger af den underliggende stabilgrus og dennes evne til at tilbageholde og dræne regnvandet fra overfladen. I områder hvor det ikke er ønskeligt at anlægge ny vejbelægning og tilhørende stabilgrus, vil denne løsning ikke være velegnet eller attraktiv.

Som et alternativ til et separatkloakeringsprojekt har Vejle Forsyning A/S opstillet et pilotprojekt med et mindre infiltrationsbassin i en trafikchikane, hvor bassinet skal kunne håndtere det afstrømmede vejvand lokalt.

### 1.1 Projekt lokalitet

I et fælleskloakeret område i Bredballe øst for Vejle, har Vejle Forsyning A/S i samarbejde med Orbicon, et rådgivende ingeniørfirma, opstillet et pilotprojekt med to kantstensbede, der skal håndtere regnvandet fra vejene ved at lade det sive ned til grundvandet. I kantstensbedene er der indført mulighed for at udtage vandprøver, dels af indløbet og i et drænrør under filtermulden, som vandet drænes igennem. På den måde vil det være muligt at kontrollere renseeffekten af filtermulden og dermed vil det eventuelt være muligt at anvende kantstensbedene i områder, hvor der er drikkevandsinteresser, hvis renseeffekten er tilfredstillende. Placeringen af kantstensbedene kan ses på figur 1.1.



Figur 1.1. Placering af kantstensbede og LAR-grøft i Bredballe øst for Vejle.

Vejvandet er koblet fra fælleskloakken og bliver i stedet ledt ned i kantstensbedene. På grund af pladsmangel, da der 10 m væk langs vejen er en jernbane, er kantstensbedene etableret i to trafikchikaner. Kantstensbedene er den mest opstrøms del af i alt 3 anlæg til infiltration af

regnvand i området. Nedstrøms for kantstensbedene findes et større og mere traditionelt nedsivningsbassin, som kantstensbedene har nødoverløb til. Endnu længere nedstrøms er tagvandet ligeledes afkoblet kloaksystemet, og regnvandet ledes derfor ud på vejen og til en grøft i den ene vejkant. Bassinet nedstrøms for kantstensbedene har overløb til et skovområde, med stor nedsivningskapacitet. Der er generelt stor nedsivningskapacitet i den underliggende jord. Ved etableringen af vejkantsbedet er der foretaget to prøveboringer i forbindelse med udgravningen af nedsivningsbrøndene, ved hjælp af sigte<br/>analyser og empiriske formler er permeabeliteten fundet til at være i<br/>mellem 7,5 · 10<sup>-3</sup>-6,8 · 10<sup>-5</sup> m s<sup>-1</sup>. Nedsivningskapacitet<br/>er er forsøgt opretholdt ved at tilføje en kendt mængde vand og et omvendt forsøg hvor synke<br/>hastigheden er målt. Ved det sydlige bed var det ikke muligt at lede nok vand til pejlerøret til at holde et konstant vandspejl. (Orbicon, 2012)

Ifølge GEUS (2015) er der d. 4/3-2015 observeret, i forbindelse med en sløjfning af en brønd der ligger 680 m væk fra vejbedet, et grundvandsspejl i kote 2,74, hvor terrænet ligger i kote 7,84, hvilket giver 5,1 m til grundvandet. Placeringen af infiltrationsbrøndene i de to vejbede er i kote 24,48 og 25,73 og der er ikke konstateret frit vandspejl ved boringerne af de 6 m dybe infiltrationsbrønde, hvilket indikerer gode muligheder for infiltration. Det vurderes deraf at den underliggende jord har stor nedsivningskapacitet. Figur 1.2 viser de to kantstensbede i trafikchikanerne.



Figur 1.2. Placering af kantstensbed i trafikchikaner. Det bidragende areal starter fra bakketoppen, hvor der er en tydelig afgrænsning i vandskel. Bedet til venstre på billedet er navngivet det sydlige. Foto taget d. 4/11-2014.

Der er væsentlige hydrauliske aspekter i valget af område til pilotprojektet.

- Sandet undergrund, der sikrer hurtig infiltration
- Kuperet terræn
- Ingen drikkevandsinteresser
- Veldefineret oplandsareal
- Ikke mulighed for at dræne i vejgrøft på grund af jernbane
- 67% hældning på vejen

Alle de ovenstående elementer havde indflydelse på valget af lokationen for pilotprojektet.

#### 1.2 Motivation for projekt

For forsyningsselskaberne kan LAR-løsninger være en relativt hurtig, nem og nogenlunde økonomisk måde, at undgå at skulle separatkloakere et helt område på. Ved at afkoble regnvandet og håndtere dette lokalt på overfladen kan de gamle fælleskloakker forblive løsningen til at håndtere spildevandet, eventuelt ved at forbedre rørene med for eksempel en strømpeforing. En separatkloakering kan ligeledes være en bekostelig affære for boligejerne, som derfor kan være interesseret i at undgå regningen med at separere på egen grund. I visse tilfælde kan boligejerne få tilslutningsbidraget refunderet, hvis de håndterer regnvandet på egen grund.

Der er med Spildevandskomiteen (2011) udformet et skrift og opstillet et værktøj til dimensionering af nye LAR-anlæg. Skriftet fra IDA's Spildevandskomite tager udgangspunkt i det hydrauliske aspekt og anbefaler at LAR-anlæg dimensioneres som værende den eneste regnvandshåndteringsmetode i et område fremfor at det dimensioneres som et supplement til det allerede eksisterende kloaksystem. Ifølge Spildevandskomiteen (2011) giver det lidt større LAR-anlæg, men ikke væsentlig større. Som en sikkerhedsfaktor ved dimensionering af infiltrationsløsninger anbefales det ligeledes, at vælge en lav hydraulisk ledningsevne for den underliggende jord og filtermaterialet. Ved løsninger med nedgravede faskiner, hvor det æstetiske udtryk ikke har nogen reel betydning, giver dette god mening. Men i LAR-løsninger, der eventuelt skal indgå i bynære miljøer, hvor borgere nemt har visuel tilgang til anlægget, kommer kravet til æstetikken måske før kravet til funktionen. Her menes at kravet om oprensning og vedligehold skyldes æstetik og ikke bedets nedsatte funktionsevne. Dette æstetiske krav om vedligehold kan være svær at definere klart, specielt når LAR ikke nødvendigvis kun kan stå for Lokal Afledning af Regnvand men også betyde Lokal Anvendelse af Regnvand. Hvis regnvandet skal bruges rekreativt efterfølgende og ikke bare skal afledes, så stiller det anderledes krav til den måde regnvandet håndteres på. I resten af projektet skal LAR kun tænkes på som Lokal Afledning af Regnvand.

I tilfælde hvor infiltrationsbede skal fungere som den afløbstekniske løsning kan der derfor eventuelt anvendes andre parameterkombinationer til dimensionering end dem foreskrevet i Spildevandskomiteen (2011). Dette skyldes det faktum, at infiltrationsevnen over tid forringes. Hvis regnbedets størrelse er dimensioneret ud fra den forringede infiltrationsevne, så vil regnbedet i begyndelsen af driftsperioden være dimensioneret for stort. Ved at kende hastigheden for nedsættelsen af funktionsevnen vil det være muligt at gøre LAR-løsningerne mindre. Hvis det er muligt at estimere, hvor hurtigt infiltrationsevnen nedsættes, kan der ligeledes gives et estimat på hvornår et regnbed som minimum skal vedligeholdes og rengøres, for at opretholde det funktionsniveau, som regnbedet er dimensioneret til.

Forsyningsselskaberne eller hvem drift og vedligehold er allokeret ud til er ikke interesseret i, at skulle vedligeholde sådanne anlæg mere end højst nødvendigt. Og det hydrauliske aspekt bør derfor være det, der vægtes højest i dimensioneringen af en LAR-løsning.

## Del I

## Belastning af vejbede

For at kunne undersøge hvordan kantstensbedes infiltrationsevne over tid påvirkes, er det nødvendigt at undersøge de belastninger, som bedene er udsat for. Derfor undersøges mængden af opbygget sediment og fordelingen af partikler, da det potentielt afstrømmes og aflejres i kantstensbedet. Desuden undersøges de forskellige partikelfraktioners indhold af tungmetaller. Partiklerne i sedimentet og deres påvirkning af filtermaterialets hydrauliske ledningsevne er ligeledes undersøgt på to måder.

## 2. Sedimentbelastning fra urbane overflader

Dette kapitel har til formål at beskrive den belastning af partikler, som et kantstensbed er udsat for. Det være både mængden af ophobet sediment på overfladerne, men også hvilke partikelfraktioner der potentielt kunne være i det afstrømmede regnvand.

Under almindelige forhold, vil kantstensbedene være skiftevis udsat for regn og tørvejr. Kantstensbedene har deres primære funktion under regnvejr, hvor de skal infiltrere regnvandet ned til grundvandet. I perioder med tørvejr, har kantstensbedene ikke en decideret funktion udover det æstetiske, men det er i denne periode, at deres evne til infiltration potentielt svækkes. Når det regner, afvaskes forskellige ophobede partikler og stoffer fra oplandsarealet. Disse partikler føres med regnvandet og ender i kantstensbedet, hvor de kan have en negativ effekt på kantstensbedets infiltrationsevne ved den næste regnhændelse.

#### 2.1 Kilder til forurening af urbane overflader

Der er mange forskellige kilder til forurening af vejoverflader. De fleste er koblet til den trafikbelastning, som den pågældende vejstrækning er udsat for. Der gør både hastighed og trafiksammensætning sig mest gældende, men også vejens udformning og forløb. Hvis der måles på en lige strækning, såsom en motorvej, vil der være et andet forureningsmønster end ved et trafikknudepunkt med mange accelerationer og opbremsninger. Kilderne til forureningen kan stamme fra følgende elementer.

- Dæk
- Bremser
- Udstødningsgasser
- Spild fra motorer
- Slitage af vej
- Drift og vedligeholdelse af vej
- Uheld

#### 2.2 Opbygningsrate af sediment på urbane overflader

Til at bestemme den stofmæssige belastning, som LAR-løsninger med afstrømning fra urbane overflader kan udsættes for, er der foretaget et antal sedimentopsamlingsforsøg med støvsuger på to udvalgte lokationer. Ved at anvende støvsuger istedet for at feje opsamles alt materiale, der ligger på overfladen. Det kan være stof fra atmosfærisk deposition eller introduceret fra trafikbelastningen. Både regnhændelser og kraftig vind har indflydelse på, hvilke fraktioner, der bliver tilbage på overfladen. Kraftig vind vil kunne fjerne større partikler end mildere vinde. Det samme gør sig gældende for regnhændelser, hvor regnhændelser med høj intensitet har større mulighed for at påvirke større partikler på overfladen end regnhændelser med lav intensitet. Dog kræves en vis vandmængde til at skylle partiklerne helt væk fra overfladen. Derfor vil den største mængde sediment på en urban overflade findes efter en tør og vindstille periode og deraf er den forudgående tørvejsperiode interessant.

Ved at foretage støvsuge-opsamlinger elimineres aspektet omkring regnhændelsernes intensitet, da hele overfladen vurderes til at være ren efter forsøget. Det er ikke muligt at fjerne aspektet for vindens varierende påvirkning. Efter den første og indledende opsamling, hvor det forventes at markante store partikler er fjernet fra overfladen, vil disse ikke introducere en unødvendig usikkerhed. På grund af vindens påvirkning, vil der opstå et maksimalt niveau af sediment på overfladen, da det ikke formodes at være realistisk med for eksempel 5 cm sediment på en overflade. Dog kan der ophobes store mængder sediment i områder, hvor vandet ikke har den samme evne til at skylle sedimentet væk fra overfladen. Figur 2.1 er et eksempel på, hvor store mængder sediment der kan ophobes på overfladen og som udgør en belastning af kloakkerne. Den samme type belastning må forventes at kunne påvirke kantstensbede. Det forventes at partikelstørrelsen på de fjernede partikler ved afstrømning er proportionelle med regnhændelsens og vindens intensitet. (Calabrò, 2010) (Bentzen, 2008)



Figur 2.1. Eksempel på ophobet sediment på overfladen ved kloak. Foto taget i Aalborg d.08/05-2015.

De to lokationer er valgt på baggrund af deres placering og trafikbelastning, se figur 2.2. På parkeringspladsen på Eternit-grunden har Aalborg Universitet et Ph.d-projekt igang, hvor der i den forbindelse er opstillet ni regnmålere, to flowmålere og et disdrometer. (Aalborg Universitet, 2014) Den gode målekampagne gør det muligt at fastlægge hvornår det har regnet sidst og dermed bestemme den tørvejrsperiode, der ligger forud for stofopsamlingen. Parkeringspladsen ligger højt, er meget regulær i sin udformning og inddelt i parkeringsbåse, hvorved arealet der opsamles sediment på er veldefineret. Det er desuden valgt at opsamle sediment i den vestlige del af parkeringspladsen, hvor der ikke ophobes partikler fra vinden, da den primære vindretning er vest. Desuden er det vurderet til at være den ende af parkeringsarealet, der bliver benyttet mest og derfor må give den bedste indikation af belastningen, både med hensyn til sediment og forurening. Væggene imod vest er ydermere et åbent rækværk, så området er ikke udsat for en øget mængde sediment grundet læ. Parkeringspladsen er forbeholdt enkelte erhverv i en



Figur 2.2. Lokationer i Aalborg for stofopsamlingsforsøg.

nærliggende kontorbygning og samtidig med at være stærkt tidsbegrænset for andre gør det at parkeringspladsens kapacitet er udnyttet minimalt. Det maksimale antal af biler observeret på parkeringspladsen er 25 ud af 155 mulige. Derfor vurderes det ikke at parkeringspladsen er udsat for en væsentlig trafikbelastning og deraf menes opbygningen af sediment herfra ligeledes at fungere, som et godt mål for den atmosfæriske baggrunds deposition. Lokationen ved Sohngårdsholmsvej er valgt fordi der er en mere varieret trafikbelastning, som minder om trafikbelastningen i Bredballe, der både inkluderer almindelige personbiler og tung trafik. Ved Sohngårdsholmsvej er trafikken mest præget af "hente og bringe"-trafik til tre skoler med spidsbelastning om morgenen og om eftermiddagen. I Bredballe er der en busforbindelse der kun kører i sommerhalvåret, da den servicerer badegæster til Tirsbæk Strand, men ellers er der renovationskørsel som ved Sohngårdsholdmsvej, som på den måde introducerer en vis mængde af tung trafik på de to vejstrækninger.

#### Forundersøgelse af stofprøver

Ved at anvende en støvsuger til at opsamle stof, er der stor risiko for at opsamle materiale, som ikke udgør den samme fare for vejbedet, som sandpartikler. Der er derfor udført en pre-sigtning for at fjerne disse partikler fra prøven. Der er anvendt en sigte med en maskestørrelse på 8 mm. Derved er de største sten, cigaretskodder, træskruer og lignende fjernet fra prøverne. Denne grovsortering er berettiget at udføre, da der på kantstensbedet i Bredballe er monteret en riste fra ACO-drain med en maskestørrelse på 12 mm, der som det fremgår af figur 2.3 fungerer som en grovsigte. (Orbicon, 2012) (ACO, 2010) Derved vil større partikler end 12 mm ikke kunne påvirke kantstensbedet. Valget af 8 mm var dog foretaget før maskestørrelsen på 12 mm blev kendt. Sedimentet på figur 2.3 må forventes at stamme fra en opstrøms rabat som bussen har forårsaget og dermed ikke det generelle billede af stofopbygningen på vejstrækningen.



Figur 2.3. Ophobning af sediment ved kantstensbed i Bredballe, hvor det er tydeligt at se, at ikke al sediment ender i kantstensbedet. Det røde rektangel illustrerer et sekundært indløb til celle 3.

#### 2.3 Partikelfraktioner i det opsamlede sediment

Det opsamlede sediment fra de syv stofopsamlingsforsøg er derefter sigtet, for at bestemme fordelingskurver. Herved vil det være muligt, at udtage enkelte prøver til videre undersøgelse for tungmetaller, se kapitel 3, ligesom det også vil være muligt, at se hvilke partikelfraktioner der er mest dominerende på urbane overflader. I design øjemed vil dette ligeledes være en vigtig parameter at kende, da kendskab til partikelstørrelser vil kunne gøre vedligehold og drift af kantstensbedet billigere og mere effektivt, hvis kantstensbedet er dimensioneret med dette element in mente. Hvis de afstrømmede partikler kun ligger på overfladen af filtermaterialet, vil det være muligt, kun at skrabe det øverste lag af og påfylde nyt filtermateriale, fremfor at skulle udskifte hele filtermaterialet.

Som det fremgår af figur 2.4, så udgør fraktioner imellem 75  $\mu$ m og 250  $\mu$ m de mest hyppige fra parkeringsarealet på Eternitten, som var vurderet til at være mål for den atmosfæriske deposition. Fordelingen er anderledes ved de tre sigtninger af sediment fra Sohngårdsholmsvej, hvor større partikler end 1,0 mm udgør en markant andel sammen med fraktioner imellem 75  $\mu$ m og 125  $\mu$ m. Partikelfordelingerne fundet på overfladen stemmer godt overens med partikelfordelingerne fra forsinkelsesbassiner fundet i Bentzen & Larsen (2009).



Figur 2.4. Fordelingskurver fra syv opsamlingsforsøg. Ved kornstørrelser over 1 mm er enheden illustreret i [mm].

Dog viser sedimentopsamlingen med støvsuger en markant større andel af partikler over 1 mm. Dette indikerer at partikler med væsentlige sedimentationshastigheder ikke fremkommer i samme omfang i sedimentet i regnvandsbassiner, som de ellers er fundet på overfladen. Det kræver regnhændelser med kraftige intensiter for, at skylle disse større partikler af overfladen og videre i bedet. Dette vurderes ligeledes at gøre sig gældende for kantstensbede.

#### Organisk indhold i opsamlet sediment

I de opsamlede prøver var der en del mindre blade og andet materiale, der formodes at være organisk. Om end det er en langsommelig proces, så vil blade og andet organisk materiale forrådne og forsvinde fra kantstensbedet. Dette gør sig ikke gældende for det uorganiske materiale, der derfor over lang tid vil påvirke infiltrationsevnen af kantstensbedet. For kantstensbedet i Bredballe er der konstateret store mængder blade under løvfald, der ikke var forsvundet af vinden. Et højt organisk indhold i bedet, vil kunne bidrage positivt til tilbageholdelsen af visse tungmetaller via sorption.

#### 2.4 Resultater fra opsamlingsforsøg

På baggrund af opsamlingsforsøgene er det muligt at finde et niveau for den belastning, som kantstensbedet løbende er udsat for.



Figur 2.5. Opbygningsrate af sediment for parkeringspladsen ved Eternitten og vejstrækningen ved Sohngårdsholmsvej. Datapunkter med ring om er resultater fra første gang opsamlingen er udført.

Der ses en tydelig reduktion i opbygningsraten af det opsamlede sediment på Sohngårdsholmsvej fra første opsamlingsgang til de efterfølgende gange. Op imod en reducering til en tredjedel af den første opsamlingsgang. Den samme reduktion gør sig ikke gældende for parkeringspladsen på Eternit-grunden, der derimod beskriver et mere konstant opbygningsniveau og dermed også indikerer en mere konstant belastning fra atmosfæren. Belastningen fra atmosfæren er vurderet til at være den største og vigtigste på Eternitten og trafikbelastningen er vurderet til at være den primære for Sohngårdsholmsvej.

Af figur 2.6 ses en lineær opbygning, der er afhængig af den forudgående tørvejrsperiode for parkeringspladsen ved Eternit-grunden, hvor det forventede maksimum af sediment på overfladen ikke er nået. For Sohngårdsholmsvej ses ligeledes en stigning af opsamlet sediment. Det skal dog bemærkes, at antallet af opsamlinger er relativt få og derfor afspejler en vis usikkerhed til modellen og at der derfor ikke kan sluttes noget endeligt om størrelsen på opbygningsraten.



Figur 2.6. Mængde sediment opsamlet på parkeringspladsen ved Eternitten og vejstrækningen ved Sohngårdsholmsvej. Datapunkter med ring om er resultater fra første gang opsamlingen er udført.

Ifølge Lars Poulsen fra NCC, så har NCC en tommelfinger-regel for tilbudsgivning, der siger 1 ton materiale (km kantsten)<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Når der ifølge DMI er 120 nedbørsdage i gennemsnit om året og bredden på fejebladet er 1 m, så giver det en opbygningsrate på 0,17 g m<sup>-2</sup> tørvejrstime<sup>-1</sup>. Det er i god overensstemmelse med de resultater som er vist på figur 2.5, hvor resultatet med den udelukkende atmosfæriske deposition er mindre end tommelfinger-reglen og resultaterne fra en vejstrækning, der ikke normalvis er udsat for fejning, er væsentlig højere.

Tilsvarende viser Calabrò (2010) en opbygningsrate på  $0.1 \text{ g m}^{-2} \text{ time}^{-1}$ . Her er der anvendt den samme tilgang til bestemmelse af stofraten, som i dette projekt. Nemlig, hvor en vejstrækning er brugt til stofopsamlingen og et nærliggende areal, uden trafikbelastning bruges til at bestemme det atmosfæriske bidrag.

I Mike Urban, findes et modul der kan beskrive sedimentopbygningen på overfladen. Dette modul hedder MOUSE TRAP og her er default værdien for opbygningsraten på 50 kg ha<sup>-1</sup> dag<sup>-1</sup> hvilket svarer til  $0,21 \text{ gm}^{-2}$  tørvejrstime<sup>-1</sup>. Dette ligger i samme område, som raterne fundet her i projekt ved stofopsamlingerne. I Bentzen & Thorndahl (2004) er opbygningsraten derimod kalibreret til at være en faktor 10 mindre end default værdien. Kalibreringen af opbygningsraten er foretaget på baggrund af målinger af suspenderet stof i det afstrømmede overfladevand og nødvendigvis den totale opbygning på overfladen. Dette indikerer også en vis usikkerhed omkring størrelsesordnen af opbygningsraten.

Opbygningsraten af sediment på urbane overflader vurderes til at være imellem 0 og 0,5 g m<sup>-2</sup> tørvejrstime<sup>-1</sup>. Dette er valgt for den generelle vejstrækning med kantsten, der normalt ville være udsat for en større trafikbelastning end Sohngårdsholmsvej og derfor også kantstensfejning. Viklander (1998) beskriver at kantsten langs vejen betyder en større samlet mængde end hvis der ikke var kantsten. Kantsten betyder måske derfor mere for opbygningen end selve trafikbelastningen, og i forhold til de fine partikler, så er andelen af små partikler i sedimentet højere, end hvis der ikke er en kantsten.

# 3. Tungmetalsanalyse af opsamlet sediment

Dette kapitel har til formål at undersøge, hvilke partikelfraktioner i det opsamlede sediment, der indeholder de fleste tungmetaller og derfor burde opsamles i filtermediet inden regnvandet ledes videre til grundvandet.

Der er to processer der er væsentlige for rensning af overfladevand ved infiltration. Den ene er mekanisk filtrering, der tilbageholder partiklerne rent fysisk, den anden proces er sorption, hvor de forskellige stoffer bindes til filtermaterialet. I det følgende vurderes udelukkende på den mekaniske filtrering, da dette afhænger meget af kornstørrelsesfordelingen og dermed porerummene i filtermaterialet. Det er velkendt, at et filtermedie med et højt uensformighedstal giver den bedste mekaniske filtrering. (Vollertsen, 2015) Det skyldes at porerummene i en sådan jord er små, fordi jorden kan pakke sig mere og tættere. Dermed tillader jorden ikke små partikler fra overfladevandet at trænge igennem i samme grad, som ved et filtermateriale med en mere ensartet kornstørrelsesfordeling. Et filtermateriale med en mere ensartet kornfordeling kan ikke pakkes lige så tæt, det efterlader et større porerum, som små partikler kan trænge igennem. I forhold til at designe en filterjord, som kun skal sørge for en god mekanisk filtrering, vil det dermed være muligt kun at skulle fjerne et meget beskedent toplag, når filterjorden skal vedligeholdes.

Eftersom sorption i filtermaterialet er en renseproces der ikke totalt kan undlades, undersøges dette nærmere i kapitel 7.

I Kjeldsen & Christensen (1996) er det beskrevet at der sjældent er tungmetalsforurening i grundvandsmagasiner, da tungmetaller tilbageholdes i stor grad i overjorden og generelt ikke er særligt mobile i opløst tilstand. Denne tilbageholdelse må ligeledes være tilstede i infiltrationsbede.

#### 3.1 Undersøgelse af opsamlet sediment

Det opsamlede sediment har været udsat for en sigtning for at bestemme kornstørrelsesfordelingen for sedimentet, se afsnit 2.3. Ved sigtningerne af de fem første opsamlingsforsøg er der udtaget delprøver af de fem mindste partikelfraktioner samt af bunden. Disse delprøver er efterfølgende undersøgt for tungmetaller i en ICP-OES. Valget af de mindste partikelfraktioner sker fordi flere studier har vist at det er de mindre partikelfraktioner, der har de højeste koncentrationer af tungmetaller. (German & Svensson, 2002), (Calabrò, 2010) De forhøjede koncentrationer er koblet til overfladearealet på partiklerne, der er forholdsvist større ved små partikler end store partikler, hvis overfladearealet ses i forhold til vægt. Det er ligeledes disse partikelfraktioner, der forventes at være de mest mobile grundet deres lave sedimentationshastigheder og lavere densitet. På grund af partikelstørrelsen er det også disse partikler, der forventes at kunne trænge længst ned i filtermulden og dermed udgør de også den største risiko, hvis der kun fokuseres på mekanisk filtrering og hvis der designes med en meget ensartet filterjord.

Ved undersøgelsen er der testet for følgende seks tungmetaller, der er velkendt ved overfladeforurening; zink, bly, kobber, chrom, nikkel og cadmium. De seks tungmetaller er velkendte i industrialiserede samfund og miljøer, da de ofte stammer fra atmosfærisk deposition fra afbrænding af fossile brændstoffer, udlægning af gødning eller lignende. For de fleste af de seks gælder det, at metallerne ikke udgør en sundhedsrisiko ved lave koncentrationer og lave optag, men kun ved høje optagsmængder eller høje koncentrationer. Dertil kommer at den menneskelige krop har brug for tungmetallerne, dog i stærkt moderate mængder, og at de fleste mennesker har et gennemsnitligt dagligt optag af disse tungmetaller. (Kjeldsen & Christensen, 1996)

#### 3.2 Tungmetallers egenskaber

Eftersom der i det følgende udelukkende fokuseres på den mekaniske filtrering, er det nødvendigt at se på hvilken kombination af tungmetal og partikelstørrelse der ønskes fjernet. Tungmetallerne kan vurderes på deres villighed til at opløses i vand fremfor at blive siddende på partiklerne. Tungmetaller, som ikke er særligt villige til at opløse sig, men i større grad forbliver på partikulær form er derfor de tungmetaller, som er nemmest at tilbageholde med et mekanisk filter. Her er det kun nødvendigt, at designe filtermaterialet så porerummene er mindre end den partikelstørrelse, som ønskes tilbageholdt. For at sammenligne de forskellige tungmetaller kan der vurderes på, om tungmetallet findes i høje koncentrationer, hvor farligt det enkelte tungmetal er og hvor mobilt det så måtte være.

Tungmetal	Koncentration	Grundvand	Uforurenet jord	Forurenet jord TM specifikt
Zink	$[\mu g L^{-1}]$ el. $[mg kg^{-1}]$	15	30	500
Bly	$[\mu g L^{-1}]$ el. $[mg kg^{-1}]$	1	20	300
Kobber	$[\mu g L^{-1}]$ el. $[mg kg^{-1}]$	1	10	1500
Chrom	$[\mu g L^{-1}]$ el. $[mg kg^{-1}]$	0,4	15	300
Nikkel	$[\mu \text{g L}^{-1}]$ el. $[\text{mg kg}^{-1}]$	1	7	200
Cadmiun	$[\mu g L^{-1}]$ el. $[mg kg^{-1}]$	$0,\!1$	$0,\!2$	2

Af tabel 3.1 ses de seks tungmetallers typiske koncentrationer i både grundvand, uforurenet jord og i jord der er forurenet jord af det pågældende tungmetal.

Tabel 3.1. Typiske litteraturværdier for tungmetaller i grundvand, uforurenet jord og tungmetalsspecifikt forurenet jord (TM). (Kjeldsen & Christensen, 1996)

Som det fremgår af tabel 3.1 er der ikke stor forskel på koncentrationen i uforurenet og forurenet jord for cadmium. Derimod er der stor forskel imellem uforurenet jord og forurenet jord for de resterende seks tungmetaller. Derfor vurderes det følgende primært på cadmium koncentrationerne.

#### 3.3 Resultater fra tungmetalsanalyse

Resultaterne af tungmetalsanalysen viser den samme tendens, som vist i German & Svensson (2002), Bentzen & Larsen (2009) og Calabrò (2010). Navnlig, at de mindste partikelfraktioner har de højeste koncentrationer. Det ses af figur 3.1, at de mindste partikelstørrelser generelt viser de højeste koncentrationer af cadmium. Generelt viser analysen et højere koncentrationsniveau i prøverne taget på parkeringspladsen. Det kan eventuelt skyldes, at der i opsamlingsperioden i området var stor byggeaktivitet og derfor større atmosfærisk deponering.

Resultaterne indikerer ikke, at de første opsamlinger skulle have højere koncentrationsniveauer end de efterfølgende opsamlingsgange. Derimod har opsamlingerne fra Eternitgrunden d. 29/9-2014 og d. 06/10-2014 generelt højere koncentrationer for alle de målte tungmetaller. Dette kan ikke forklares med sikkerhed.

I forhold til resultaterne der er præsenteret i Viklander (1998) er koncentrationerne for cadmium cirka 100 gange lavere i det opsamlede sediment. De markant lavere koncentrationsniveauer gælder ligeledes for de resterende tungmetaller der er undersøgt for. Figurer for de resterende tungmetaller er vist i bilag B.



Figur 3.1. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for cadmium.

I Viklander (1998) er det vist, at partikelfraktioner  $<75\,\mu\text{m}$  har den højeste koncentration af tungmetaller, hvilket stemmer godt overens med forsøgsresultaterne på figur 3.1 og i bilag B.

Ifølge Duus (2015) er det vist, at hvis et filtermateriale dimensioneres til at tilbageholde partikler med sedimentationshastigheder over  $0,28 \text{ cm s}^{-1}$ , hvilket med Stoke's Lov svarer til en partikelstørrelse på 55  $\mu$ m, så opnås der en markant tilbageholdelse af de fleste tungmetaller.

I design øjemed er det ikke nødvendigvis koncentrationerne for enkelte fraktioner, som er interessante at kende, men derimod den samlede mængde af det enkelte tungmetal fordelt på partikelfraktion. Dette skyldes, at det af praktiske grunde, alligevel ikke vil være muligt at designe et filtermateriale med en høj nok infiltrationsevne, hvis porerummene samtidig skal være så minimale, at de helt fine partikler skal tilbageholdes. Tungmetaller akkumuleres og ophobes over tid. Det er således, at tungmetaller bliver uhensigtsmæssige ved rensning af regnvand. Derfor er koncentrationen sammenholdt med hvor stor en andel af det opsamlede sediment, som den enkelte fraktion udgør. På figur 3.2 er koncentrationen af cadmium sammenholdt med hvor stor en andel af det opsamlede vejsediment den enkelte partiklefraktion udgør.



Figur 3.2. Vægtkorrigeret resultat af tungmetalsanalyse for cadmium.

På baggrund af en pragmatisk vurdering er det ikke længere de helt små og fine partikler, der bliver dimensiongivende. Det bliver til en afvejning imellem hvilken størrelse af partikler som bør tilbageholdes og den infiltrationsevne som bedet skal dimensioneres efter. De mindste partikler er derfor ikke nødvendigvis længere bestemmende for designet af filtermaterialet til vejbedet. Da et meget fint filtermateriale vil have nogle meget små porerum, så vil filtermaterialet også få en lavere hydraulisk ledningsevne. Med en lavere hydraulisk ledningsevne vil vejbedet også få en dårligere infiltrationskapacitet, medmindre der kompenseres for den dårligere ledningsevne ved at gøre kantstensbedet tilsvarende større.

## 4. Forsøg med konstant belastning af filtermateriale

Dette kapitel har til formål at undersøge og om muligt beskrive sammenhængen imellem kantstensbedets reducerede infiltrationsevne og sedimentbelastningen, som kantstensbedet udsættes for.

Det sediment der skylles med det afstrømmede regnvand kan potentielt ende i kantstensbedet. Tidligere studier har vist, at der er en sammenhæng imellem tilførslen af sediment, dettes sammensætning og den reducerede permeabilitet i permeable overflader. (Tan et al., 2003)

For at kunne efterligne sedimentbelastningen, som et infiltrationsanlæg såsom et kantstensbed er udsat for, er der opstillet en forsøgsopstilling, hvor det er muligt at måle trykniveauer og samtidig holde en konstant sedimentbelastning over tid.



Figur 4.1. Opbygning af klogningslag i et filtermateriale.

Hele forsøget bygger på forudsætningen om at det afstrømmede sediment ender i kantstensbedet, hvor de fine partikler forringer infiltrationsevnen i den øverste del af filtermaterialet. De fine partikler opbygger et såkaldt klogningslag, der har en markant dårligere ledningsevne end resten af filtermediet, som vist på figur 4.1. Ved at kende hastigheden for opbygning af dette klogningslag er det muligt at sige noget om, hvor ofte filtermaterialet bør skiftes ud for at bibeholde en acceptabel infiltrationsevne af kantstensbedet.

Til at undersøge denne opbygning er der opstillet et forsøg med et konstant flow igennem en filterkolonne og en konstant dosering af fint baskarpsand. En konceptuel skitse af forsøgsopstillingen er vist på figur 4.2. Der er opstillet to forsøgskolonner, for på den måde at lave en dobbeltbestemmelse af forskellige parameteropsætninger.



Figur 4.2. Konceptuel skitse af forsøgsopstillingen, med dosering af sand, konstant flow og fastholdt udløbsniveau. Målepunkt B eller D er i et stigrør monteret i filtermaterialet. Målepunkt A eller C er placeret i doseringsrøret. Kolonnerne hører sammen henholdsvis A & B og C & D.

Ved at følge udviklingen i trykniveauet i de to kolonner vil det være muligt at bestemme ændringen af den hydrauliske ledningsevne for filtermaterialet, og koble ændringen til den tilhørende mængde doserede sand. Det er valgt at måle trykniveau tre steder i opstillingen, en måling af trykket i sanddoseringsrøret (A eller C) giver vandtrykket i vandfasen, en måling i øverste del af filtermaterialet med et stigrør (B eller D), da det er forskellen imellem denne måler og den første måler, der beskriver den trykændring der forventes at opstå på grund af klogningslaget, samt et mål for udløbsniveauet, der holdes konstant. Derved fås et direkte resultat af den ændring i trykniveau, som systemet kræver for at opretholde det samme flow. Ved at benytte stempelpumper, som kan give det samme flow uanset hvilket modtryk der er i systemet, vil det være muligt at bestemme en hydraulisk ledningsevne ud fra Darcys Lov, ligning (4.1).

$$Q = -K_s \cdot A \cdot \frac{\Delta h}{\Delta L} \tag{4.1}$$

hvor

QFlow  $[m^3 s^{-1}]$  $K_s$ Mættet hydraulisk ledningsevne  $[m \ s^{-1}]$ 

- Tværsnitsareal  $[m^2]$
- A
- $\Delta h$ Trykforskel [m]
- $\Delta L$ Længde af filter [m]

#### 4.1 Opsætning af forsøg med konstant belastning af filtersand

Til forsøget med måling af ændring i trykniveau ved dosering af sand er kombinationen af filtersand og det doserede sand af væsentlig betydning. Til forsøget er det valgt at bruge filtersand nr. 2 fra Dansand som filtermateriale og til at simulere sedimentbelastningen er der anvendt baskarpsand nr. 15. Da det ifølge Hamamoto et al. (2011) er vist at størrelsen på porerummet kan være 15-40 % af middeldiameteren. Middeldiameteren for filtersandet, der dermed er styrende for porerummet i filtermaterialet er for filtersand nr. 2 1000  $\mu$ m. Procentsatsen afhænger af, hvor løst jorden er pakket.

Porestørrelse = 
$$30\% * 1000 \,\mu\text{m} = 300 \,\mu\text{m}$$
 (4.2)

De to sandtyper har kornkurver, som vist på figur 4.3. Det ses af figuren, at de to sandtyper er velsorterede i forhold til den sandtype der er hovedbestanddelen, (83%), i filtermulden som er anvendt i kantstensbedet i Bredballe, der ligeledes fremgår af figuren. Af figuren fremgår desuden at hovedparten af baskarpsandet har en kornstørrelse mindre end de 300  $\mu$ m, dette burde sikre en god blanding af de to medier.



Figur 4.3. Kornkurver af fattig filler sand 0-4 mm fra Colas Molger, der er anvendt i kantstensbedet i Bredballe, samt Dansand filtersand nr. 2 0,71-1,25 mm og baskarpsand nr. 15, der er anvendt i forsøget. Enheden for kornstørrelser mindre end 1 mm er opgivet i  $[\mu m]$ . Fordelingskurverne er taget fra litteratur og datablade, derfor er kornstørrelserne ikke inddelt i klare intervaller.

Valget af baskarpsand nr. 15 er grundet den meget velsorterede kornkurve, samt det aspekt at sandet afspejler det opsamlede vejsediments kornkurve tilfredsstillende, se figur 2.4.

Det er valgt at bruge en løs lejring af filtermaterialet, med en gennemsnitlig densitet på  $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ . Dette er gjort for at undgå at introducere fejl ved at skulle pakke filtermaterialet efter en bestemt densitet. Samt at opretholde så stort et porevolumen som muligt, hvilket vil være den værste situation for filtermaterialet med hensyn til dybden af klogningen. Desuden står der i Ovesen et al. (2009) at den hydrauliske ledningsevne først og fremmest afhænger af kornstørrelsefordelingen og derimod ikke så meget af lejringstætheden, hvilket retfærdiggør den løse lejring.

#### Hydraulisk ledningsevne af filtermateriale

En hurtig måde at estimere den hydrauliske ledningsevne kunne være beskrevet ud fra  $d_{10}$ , som er 10% fraktilen af kornstørrelserne i [mm], fundet i Ovesen et al. (2009).

$$K_s = 0.01 \cdot d_{10}^2 \tag{4.3}$$

Denne metode kan dog være ret usikker, da den ikke tager højde for jordartens forskellighed, men kun én fraktion. Den hydrauliske ledningsevne er derfor ligeledes bestemt empirisk med Kozeny (1953) formlen. (Rosas et al., 2014)

$$K_s = \beta \frac{g}{\nu} \frac{\phi^3}{(1-\phi)^2} d_{10}^2 \tag{4.4}$$

hvor

 $\beta$  | Konstant med værdien  $8,3\cdot 10^{-4}$ 

g Tyngdeacceleration [m s<sup>-2</sup>]

 $\nu$  Kinematisk viskositet [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]

 $\phi$  | Porøsitet [cm<sup>3</sup> luft cm<sup>-3</sup> jord]

Porøsiteten kan findes ved ligning (4.5). (Odong, 2008)

$$\phi = 0,255 \cdot (1+0,83^{\mathrm{U}}) \tag{4.5}$$

hvor

U | Uensformighedstal [d<sub>60</sub>/d<sub>10</sub>]

Den hydrauliske ledningsevne af filtersandet er ligeledes fundet ved at måle den trykstigning der fremkommer ved at starte pumperne uden sanddosering og ligning (4.1) for en kendt opsætning. Filtersandets hydrauliske ledningsevne ved forskellige densiteter er ligeledes testet ved hjælp af et Darcy forsøg med konstant trykniveau. Her er den hydrauliske ledningsevne fundet til  $8,91 \cdot 10^{-5}$  m s<sup>-1</sup> og  $7,52 \cdot 10^{-5}$  m s<sup>-1</sup> ved henholdsvis 1,36 g cm<sup>-3</sup> og 1,55 g cm<sup>-3</sup>. (Nielsen, 2015a) Til sammenligning kan resultaterne fra de tre bestemmelsesmetoder ses i tabel 4.1.

Metode efter ligning	(4.3)	(4.4)	Forsøgsopstilling	
Hydraulisk ledningsevne	$[m s^{-1}]$	$6{,}53\cdot10^{-3}$	$1,71 \cdot 10^{-3}$	$2,89 \cdot 10^{-3}$

Tabel 4.1. Hydraulisk ledningsevne af filtersand fundet med tre forskellige metoder.

Den store forskel i resultaterne opnået ved det konstante trykniveau og de andre metoder skyldes modstand i systemet snarere end den hydrauliske ledningsevne for filtersandet. De tre metoder til bestemmelse af hydraulisk ledningsevne giver generelt det samme billede, da det oftest kun er dekadestørrelsen der er væsentlig.

#### Skalering af forsøgsopstilling

Ved at undersøge dimensionsforudsætningerne for kantstensbedet i Bredballe er det fundet, at forholdet imellem infiltrationsareal og det bidragende areal for det sydlige kantstensbed er 1:30. (Orbicon, 2012) Dette forhold er vigtigt at kende, for at bestemme hvilke mængder baskarpsand det er muligt og realistisk at dosere, samt hvor stor en mængde vand, der kræves at sende igennem filteret. Ud fra opbygningsraterne fundet i afsnit 2.4, arealet af PVC-røret og antallet af tørvejrsdage per år fra DMI (2015) kan mængden af baskarpsand findes.

For at skabe et overblik over de forskellige forsøg med måling af trykniveau er der i tabel 4.2 listet hvilke opsætninger forsøgene er udført med.

Forsøgsnr.		1	2	3
Flow	$[1 time^{-1}]$	$^{2,1}$	$2,\!1$	$^{2,1}$
Filterhøjde	[m]	$0,\!63$	$0,\!63$	0,44
Tid	[time]	65	65	65
Opmålt sand	[g]	441	514	367
Opbygningsrate	$[g m^{-2} time^{-1}]$	0,3 & 0,3	0,35 & 0,35	0,25 & 0,25

Tabel 4.2. Oversigt over forsøg med måling af trykniveau. Opbygningsraten er baseret på antal tørvejrstimer.

Sanddosering er forsøgt udført ved hjælp af en kontinuerlig tilførsel af sand henover 65 timer, se figur 4.2. De 65 timer er bestemt ud fra årsmiddelnedbøren og det flow, som stempelpumperne er begrænset til at kunne yde. Grundet fordampning af vandet og efterfølgende fortætning på stigrøret og det faktum at stigrøret ikke har været placeret 100 % i lod, har gjort at baskarpsandet har kunnet klumpe sig sammen i sanddoseringsrøret. Derfor har sanddoseringen muligvis foregået i små klumper. Baskarpsandet har dog den egenskab, at være meget udfældende, så de enkelte sandkorn ved klumpedannelse nemt vil fordeles i vandfasen. Denne egenskab er testet inden opstart af forsøg.

#### 4.2 Resultater fra forsøg med måling af trykniveau

Af figur 4.4 og 4.5 ses udviklingen i trykforskel for de to målinger i den overliggende vandfase i PVC-røret for hver af forsøgsopstillingerne. Der ses en klar tendens til at trykniveauet stiger over tid.



Figur 4.4. Udvikling i trykforskelle i stigrøret for målepunkt A. Målingerne beskriver den faktiske trykændring fra start til slut af forsøget.



Figur 4.5. Udvikling i trykforskelle i stigrøret for målepunkt C. Målingerne beskriver den faktiske trykændring fra start til slut af forsøget.

Ved de forskellige forsøgkørslers afslutning er det ikke nødvendigvis 100% af baskarpsandet der er doseret. Derfor er det resterende sand vejet og den reelle opbygningsrate er derefter fundet. De reelle opbygningsrater og tilhørende trykstigninger ses af tabel 4.3.

Forsøgsnr.		1	2	3
Opmålt sand	[g]	441	514	367
Resterende sand	$[\mathbf{g}]$	46,2 & 14,4	$41{,}9\ \&\ 28{,}5$	53,0 & 26,9
Doseret sand	$[\mathbf{g}]$	394,8 & 426,6	$472{,}1\ \&\ 485{,}5$	314,0 & 340,1
Opbygningsrate	$[g m^{-2} time^{-1}]$	0,27 & 0,29	0,32 & 0,33	0,22 & 0,23
Trykændring	[cmVs]	2,0 & 1,65	$1,\!45 \& 1,\!8$	0,75 & 1,65

Tabel 4.3. Oversigt over resultater fra forsøg med måling af trykniveau.

Trykændringen i tabel 4.3 beskriver den relative trykudvikling imellem trykhøjden i starten af forsøget og den trykhøjde der er ved forsøgets afslutning. Som det ses af figur 4.6 er der ikke en klar sammenhæng imellem opbygningsrate og den trykændring der er fremkommet ved forsøget. Denne manglende sammenhæng kan skyldes elementer beskrevet i afsnit 4.2.2.



Figur 4.6. Opnåede opbygningsrater og den efterfølgende relative trykændring.

#### 4.2.1 Påvirkning af hydraulisk ledningsevne

På baggrund af de målte trykniveauer i de installerede stigrørsslanger er det muligt, at bestemme den primære placering af en eventuel reducering af hydraulisk ledningsevne. Ved at måle vandsøjletrykket i et punkt henholdsvis oven for filteret og i et punkt et stykke nede i filteret, vil det være muligt, at se om den eventuelle reduktion af hydraulisk ledningevne skyldes et opbyggende klogningslag eller om der er tale om en generel reducering. Hvis det er en generel reducering vil det betyde, at filteret stoppes til i en større dybde end bare overfladen. Ved at anvende ligning (4.6) er det muligt, at bestemme hvor stor en reduktion af den samlede hydrauliske ledningsevne baskarpsandet har introduceret. (Spitz & Moreno, 1996) Det kræver dog, at filterlængden korrigeres med den ekstra tykkelse, som baskarpsandet vil udgøre. Den ekstra længde kan ses på figur 4.7.

$$K_{eff} = \frac{z_1 + z_2}{\frac{z_1}{K_1} + \frac{z_2}{K_2}}$$
(4.6)

hvor

 $\begin{array}{l|l} K_{eff} & \text{Effektiv hydraulisk ledningsevne } [\mathrm{m \ s^{-1}}] \\ z_1 & \mathrm{Tykkelse \ af \ filtersand } [\mathrm{m}] \\ z_2 & \mathrm{Tykkelse \ af \ baskarpsand } [\mathrm{m}] \\ K_1 & \mathrm{Hydraulisk \ ledningsevne \ af \ filtersand } [\mathrm{m \ s^{-1}}] \\ K_2 & \mathrm{Hydraulisk \ ledningsevne \ af \ baskarpsand } [\mathrm{m \ s^{-1}}] \end{array}$ 

Den hydrauliske ledningsevne for filtersandet er fundet ved at måle den trykstigning, der er fremkommet efter opstart af forsøget, hvor der endnu ikke er tilføjet baskarpsand. Der er så regnet baglæns efter at have målt tykkelsen, som baskarpsandet har efter endt forsøg.



Figur 4.7. Konceptuel skitse til beregning af den hydrauliske ledningsevne efter tilførsel af baskarpsand.

Forsøgsnr.		1A	$1\mathrm{C}$	2A	$2\mathrm{C}$	3A	3C
$\mathbf{K}_{start}$ $\mathbf{K}_{slut}$	$[10^{-3}\mathrm{m~s^{-1}}] \\ [10^{-3}\mathrm{m~s^{-1}}]$	2,52 1,21	$3,79 \\ 1,64$	$2,67 \\ 1,47$	$3,49 \\ 1,51$	$2,05 \\ 1,41$	$2,95 \\ 1,22$
Forsøgsnr.		1	В	2	B	3B	3D
$\begin{array}{ll} {\rm K}_{start} & [10^{-3}{\rm m~s^{-1}}] \\ {\rm K}_{slut} & [10^{-3}{\rm m~s^{-1}}] \end{array}$		3, 1,	01 89	1,80 2,29		$2,59 \\ 2,16$	$4,04 \\ 3,50$

Tabel 4.4. Hydraulisk ledningsevne af filtersandet ved de forskellige målepunkter i de tre forsøg ved start og slut.

Af nederste halvdel af tabel 4.4 ses det, at der ikke er en væsentlig generel reducering af hydraulisk ledningsevne i filteret. Af den øverste del af tabellen ses en generel reducering af hydraulisk ledningsevne til et niveau på  $1,41 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ , når filterlængden er korrigeret for den ekstra mængde sand, som er blevet tilføjet. Ved at have beregnet den effektive hydrauliske ledningsevne for den samlede filterkolonne er det muligt at bestemme den hydrauliske ledningsevne for baskarpsandet,  $K_2$ . Størrelsen på den hydrauliske ledningsevne for baskarpsandet stemmer meget godt overens med den hydrauliske ledningsevne, der er målt i Hermansen (2015) på  $1,3 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  ved et såkaldt "Falling Head"-forsøg.

#### 4.2.2 Observation efter endt trykforsøg

Efter endt forsøg med måling af trykniveau, er der observeret at det doserede sand ligger som et meget kompakt sandlag ovenpå filtersandet. Et eksempel på sandlaget ses på figur 4.8, hvor baskarpsandet ligger i bunden på billedet. Hvis denne observation overføres til kantstensbedet, så udgør sandlaget udgør klogningslaget og det aspekt, at laget ligger sig direkte ovenpå filterlaget i stedet for at trænge langt ned i filtersandet, gør det væsentligt nemmere at fjerne igen når
kantstensbedet skal vedligeholdes. Hvis de fine partikler fra overfladen derimod trængte langt ned i filtermaterialet, så ville det kræve en fjernelse af en vis mængde filtermateriale. Dette forhold må forventes kun at gøre sig gældende under de meget kontrollerede forhold i laboratoriet og med denne sammensætning af filtermateriale og sedimentbelastning. Det har ikke været muligt at efterligne den fyldnings- og dræningsdynamik som et rigtigt vejbed er udsat for med denne type forsøgsopstilling.





Figur 4.8. Eksempel på klogningslag efter endt forsøg. Laget er udtaget ved at vende PVC-røret hurtigt og lade indholdet glide ud.



Det fremgår af figur 4.8 og 4.9 at laget ikke er jævnt fordelt på overfladen af filtermaterialet. Derved opnås ikke den samme relative effekt imellem trykstigning og mængde sand, der er doseret. Denne ujævne fordeling er underbygget af målinger af afstande fra toppen af PVC-røret efter endt forsøg, som det fremgår af figur 4.9. Hvor værdien "0" ikke er et udtryk for at der ikke ligger baskarpsand, men derimod som et minimum af baskarpsand, og at der de 3 andre steder i PVC-røret er 2 cm mere baskarpsand.

Doseringen af sand foregik i et klart PVC-rør med indvendig diameter på 20 mm, dette primært for at undgå at det doserede sand stoppede til under doseringen på grund af fugt. Størrelsen på doseringsrøret gjorde desværre, at det ikke var muligt at placere røret midt for, men derimod lidt til den ene side. Ud fra figur 4.9 ville det være nærliggende at tro, at doseringen foregik i højre side, men den var placeret i venstre side. Der kan ikke gives en forklaring på denne omvendte fordeling.

Efter udtagning af klogningslaget fra PVC-røret er klogningslaget tørret, vejet og sigtet for at finde mængden af baskarpsand i det udtagede sandlag, for på den måde at kunne sige noget om, hvor stor en del af baskarpsandet der befinder sig i klogningslaget efter forsøget. Der må dog tilskrives nogen usikkerhed til denne metode, da der sikkert er gået en del af baskarpsandet tabt ved prøveudtagningen. Som det fremgår af figur 4.3 vil en sigtning med 0,5 mm opdele baskarpsandet fra filtersandet. Resultatet af sigtning er vist i tabel 4.5.

Forsøgsnr.		1	2	3
Doseret sand Genfundet sand Procent	[g] [g] [%]	$\begin{array}{c} 394,8 \ \& \ 426,6 \\ 367,4 \ \& \ 398,9 \\ 93,1 \ \& \ 93,5 \end{array}$	$\begin{array}{c} 472,8 \ \& \ 485,5 \\ 437,1 \ \& \ 456,8 \\ 92,6 \ \& \ 94,1 \end{array}$	314,0 & 340,1 305,7 & 333,9 97,3 & 98,2

Tabel 4.5. Genfundet baskarpsand efter forsøg i klogningslaget.

Den relativt store andel af baskarpsandet der genfindes indikerer at baskarpsandet ligger som et klogningslag oven på filtermaterialet, selvom størrelsen på porerummene er angivet som 30% af den mindste partikelstørrelse i filtermaterialet og at de to medier derfor burde være blandet mere sammen.

Eftersom 90 % af baskarpsandet har en mindre partikelstørrelse end de 300  $\mu$ m burde dette føre til en blanding af de to medier. Det faktum, at det har været muligt at genfinde i gennemsnit 94,8 % af det doserede baskarpsand i den øverste lagdeling, indikerer ikke nogen dybdegående opblanding af de to medier.

Det ringe flow igennem filtermaterialet har tilsyneladende ikke været nok til at trække baskarpsandet ned i filtersandet.

På baggrund af dette forsøg har det ikke været muligt, at sammenhold sedimentbelastningen med reduceringen af hydraulisk ledningsevne.

Derfor undersøges det, hvordan et markant finere klogningsmedie påvirker filtermaterialet og hvis muligt, hvad der sker hvis de to medier blandes fremfor lagdeles.

Af forsøgsresultaterne vurderes det ligeledes, at dynamikken fra en opfyldning og efterfølgende afdræning af vandet, eventuelt har en stor indvirkning på om de to medier blandes eller lagdeles. Dette undersøges derfor i kapitel 5.

# 5. Dynamisk forsøg med dosering af opsamlet sediment

Dette kapitel har til formål at undersøge om en mere dynamisk sedimentbelastning kan få sedimentet til at trænge længere ned i filtermaterialet og på den led påvirke den hydrauliske ledningsevne for en større del af filtermaterialet. Og eventuelt opnå en god beskrivelse af relationen imellem afstrømmet sediment og reducering i ledningsevne.

Som nævnt til slut i kapitel 4, så vurderes det at afdræningen af filtermaterialet kan have en stor indvirkning på den potentielle blanding af de to medier. Derfor udføres der et dynamisk forsøg, med både opfyldning og efterfølgende afdræning. Derved fremkommer den dynamik, som et virkeligt infiltrationsbed er udsat for, hvor vandets strømning igennem filtermaterialet kan trække de små partikler længere ned i filteret. Ved at måle vandstanden i vandsøjlen, vil det være muligt at få dræningskurverne fra hver gang der fyldes vand på systemet.

For at kunne efterligne en mere virkelig situation er det valgt, at anvende det opsamlede sediment som klogningsmedie, da det er muligt at frasigte de større partikler og kun benytte de fineste partikelfraktioner. For at forstærke chancerne for en blanding af det fine sediment og filtermaterialet, vælges det kun at tilføre partikelfraktioner der er en fjerdedel mindre end porestørrelsen som klogningsmedie, navnlig partikler der er 75  $\mu$ m eller mindre.

### 5.1 Dynamisk belastning af vejbed

Til at efterligne den stofbelastning som et infiltrationsbed er udsat for, er der opstillet et forsøg, hvor der ligeledes indgår et "first flush"-fænomen. Til forsøget er der anvendt henholdvis 129 g og 148 g sediment, hvor de større partikler er frasorteret. Sedimentet holdes opslemmet med en magnetomrører i en vandbeholder, hvorfra der i udgangspunkt tages 2x250 ml beskidt vand ud og doseres som det første til opstillingen, hvorefter der efterfyldes med ca. 10 L postevand til opstillingen og 2x250 ml til det opslemmede vand. Mængden af beskidt vand skal simulere et "first flush", som i Saget et al. (1996) er defineret til at være minimum 80 % af stoffet der skal komme i de første 30 % af hændelsen. I dette tilfælde er det derimod 100 % af stoffet der kommer indenfor de første 5-10 % af vandmængden. Dog forventes de to vandmasser at opblandes til fulde og afdrænes samtidigt.

Det er ikke muligt, at dosere det fine vejsediment med den samme koncentration i hver hændelse henover hele forsøget, da der som nævnt efter hver hændelse genopfyldes med rent vand i det opslemmede vand og at sedimentet ikke var fuldt opblandet, se figur 5.1.



Figur 5.1. Opslemmet vejsediment, hvor der ses en forskel i niveauet for opblandingen. De største partikler ligger i bunden og tilsættes derfor ikke som det første.

Grundet den manglende fuldstændige opblanding er den reelle koncentration højst sandsynligt ikke lig den teoretisk bestemte koncentration. Det vurderes at denne fejl er acceptabel, hvis den totale stofmængde er kendt. Mængden af tilføjet beskidt vand er løbende opjusteret med tilsvarende faldende koncentration i opblandingen for at sikre en vis effekt.

Til det dynamiske forsøg er der anvendt de samme skaleringer, som i det foregående forsøg med måling af øget trykniveau, i forhold til infiltrationsareal i vejbedet og det bidragende areal. De 10 L vand der fyldes op med i forsøget svarer til en regnhændelse på 39 mm. Det skal dog nævnes, at der i kantstensbedet i Bredballe selvfølgelig ikke er mulighed for at opbygge 1 mVs over filtermulden, da det vil betyde nogle meget dybe celler. Men i større forsinkelsesbassiner er 1 mVs ikke urealistisk eller utænkeligt.

Ved opslemning og senere dosering af sedimentet er det fundet, at sedimentet var meget hydrofobt og svært at opslemme i vandet, selv med en kraftig magnetomrører. Ved at udtage det beskidte vand fra toppen af målebægeret, vil det derfor også være de mindste partikler, der er doseret først og derfor har størst mulighed for at trænge ned i filtersandet. De mindste partikler hænger i vandoverfladen på grund af overfladespændingen og sætter sig derfor på alle våde overflader, i stedet for at blive opblandet i vandet. De trækkes højst sandsynligt derfor også ned i filtermaterialet, sammen med overfladevandet og udfældes ikke, som større partikler.

# 5.2 Beregning af hydraulisk ledningsevne

Ved at have målt den faldende vandstand i hver hændelse med en datalogger er det muligt, at se om det doserede sediment har påvirket dræningskurven og dermed også den hydrauliske ledningsevne. Der er udført 31 dræninger fordelt på 2 forsøgsgange og 3 sedimentdoseringer. Dataserien for de målte trykniveauer er illustreret af figur 5.2.



Figur 5.2. Tidsserie for den sjette til niende dræning i det første af de to dræningsforsøg.

Ved det andet forsøg var det ikke muligt at opslemme alt det resterende sediment på én gang, derfor blev det efterfølgende tilføjet til opblandingen efter der var taget tilstrækkeligt ud under forsøget. På figur 5.3 ses henholdsvis den første og sidste dræningskurve for forsøget, samt den 17. dræningskurve, denne er medtaget, da de to forsøgsgange var adskilt her.



Figur 5.3. Individuelle dræningskurver for henholdsvis 1., 17. og 31. afdræning. Hvor den enkelte kurve er startet i ved tiden t = 0.

Da dataloggeren af mærket  $HOBO^{\textcircled{R}}$  U20L-04, har et præcist måleområde på 0,1 % af måleskalaen på 4 m. Den måler det absolutte tryk og da det atmosfæriske tryk kan ændre sig henover hele forsøget, er der før hver afdræning fundet det nye atmosfæretryk. Dette atmosfæretryk er fratrukket de andre resultater i det pågældende dræningsforsøg. Derefter er vandstanden fremkommet ved at omregne fra kPa til cmVs. Der er anvendt en lineær regressions linje for de første 17 afdræningskurver for at finde den hydrauliske ledningsevne. Dette er vurderet at være tilfredsstillende retvisende, når dræningskurvernes retlinjethed fra figur 5.3 tages i betragtning. For de efterfølgende 14 afdræninger er princippet fra Nielsen (2015b) anvendt. Af ligning (5.1) kan en retlinjet afbildning opnås, hvis de to udtryk på højre side af ligningen plottes op imod hinanden som på figur 5.4, hvor hældningen på den bedste rette linje er den hydrauliske ledningsevne. Regressionen er valgt for de første 90% af trykændringen.

$$K_s = \frac{a \cdot L}{A \cdot t} \ln\left(\frac{h_0}{h_t}\right) \tag{5.1}$$

hvor

 $K_s$ Mættet hydraulisk ledningsevne [m s<sup>-1</sup>]a og ATværsnitsareal [m<sup>2</sup>]LLængde af filter [m]tTiden [s] $h_0$ Trykhøjde start [m] $h_t$ Trykhøjde til tiden t [m]

I dette forsøgstilfælde, hvor vandstanden er målt i røret med samme diameter, så er arealerne a og A ens og derfor kan de udgå af udtrykket. Rent principelt er det underordnet, hvilken enhed som vandstanden måles og regnes i, da den er enhedsløs. For at opnå hydraulisk ledningsevne i  $[m \ s^{-1}]$  skal filterlængden ind i [m] og tiden i [s].



Figur 5.4. Figur af den retlinjede kurve for afdræningskurve 31. Hydraulisk ledningsevne er fundet af de første 90% af vandsstandsændringen.

På baggrund af den mængde sediment der er anvendt vil det være muligt at beskrive den reduktion, som infiltrationsevnen er udsat. På figur 5.5 ses reduktionen af hydraulisk ledningsevne af filtermaterialet og den mængde sediment, der er doseret i det såkaldte "first flush". Der er opnået hydrauliske ledningsevner på  $4,6 \cdot 10^{-3}$  m s<sup>-1</sup> faldende til  $8,9 \cdot 10^{-4}$  m s<sup>-1</sup>. Hvilket er en reducering på en halv dekadestørrelse. Dette antyder, at der ville ske en yderligere reducering ved tilføjelse af mere sediment. På baggrund af de opnåede reduceringer er det ikke muligt, at estimere hvornår den hydrauliske ledningsevne er reduceret til et uacceptabelt niveau, der i kantstensbedet vil føre til flere aflastninger til infiltrationsbrønd eller nødoverløb til vejen.



Figur 5.5. Udvikling i hydraulisk ledningsevne holdt op imod den mængde af sediment der er doseret.

Det ses af figur 5.5, at der kræves en vis mængde afstrømmet sediment før der ses en reduktion i hydraulisk ledningsevne. Hvis reduktionen overføres direkte til kantstensbedet indikerer dette, at der i kantstensbedet kræves en forholdsvis stor belastning før den hydrauliske ledningsevne reduceres til et uacceptabelt niveau.

#### 5.2.1 Reducering af hydraulisk ledningsevne

Af figur 5.5 ses en sammenhæng imellem den mængde sediment som bliver doseret og den reduktion i hydraulisk ledningsevne der observeres. Eftersom det ikke giver fysisk mening at den hydrauliske ledningevne påvirkes ligeligt af den samme hændelsesbaserede belastning, er reduceringen af ledningsevnen holdt op imod den akkumulerede sedimentbelastning fordelt på overfladearealet af filteret. I forsøget er anvendt et Ø110 mm PVC-rør, hvilket giver et overfladeareal på 0,0079 m<sup>2</sup>. Sammenhængen ses på figur 5.6, hvor der ligeledes er fittet et eksponentielt aftagende udtryk for reduktionen af hydraulisk ledningsevne relateret til den samlede sedimentbelastning og filterarealet.



Figur 5.6. Udvikling i hydraulisk ledningsevne holdt op imod den mængde af sediment der er doseret per  $m^2$  filterareal.

Den relativt store mængde tilledt sediment er fremkommet fordi overfladearealet af det anvendte PVC-rør har så lille en størrelse. Hvis et tilsvarende klogningslag på 1-4 cm skulle være tilstede på hele overfladearealet i de enkelte celler i vejbedet, ville det give meget stor mængde tilledt stof og rent æstetisk ville det kræve en oprensning og fjernelse af sediment. Dette æstetiske argument er en af grundene, hvorfor det er valgt at inddrage celle 1 til sandfang og skjule sedimentet med en riste, som beskrevet i Bisgaard (2014).

Ved at måle højden fra filtermaterialet op til overkanten på PVC-røret er det fundet, at afstanden startede med at være 115 cm og ved slut er den samme afstand målt til at være 110-114 cm alt efter hvor der måles. Dette kunne indikere, som i forsøget i kapitel 4, at sedimentet ikke er ensformigt fordelt og filtermaterialet derfor heller ikke er belastet ens. Dette ses ligeledes af den store mængde sediment, der på figur 5.9, ligger ovenpå filteret. Forskellen i målt afstand må tilskrives den måde, som det rene vand er tilføjet PVC-røret oppefra med en fri stråle og efterfølgende mulig resuspension af sedimentet. Fra undersøgelsen med 3D-scanning af filterkolonnen efter endt forsøg, se afsnit 5.3, er der ligeledes påvist en vis opblanding af de to filtermedier. Det er vurderet at denne opblanding er mere betydende for den samlede hydrauliske ledningsevne end det materiale, som er sedimenteret på overfladen og som kan resuspenderes. Forskellen fra forsøget med den konstante belastning i kapitel 4 og dette forsøg ligger i, at baskarpsandet ikke blev resuspenderet, men det gjorde vejsedimentet derimod.

Der er ligeledes under de respektive afdræningsforsøg observeret en markant hurtigere afdræning i stigrøret end i selve filterkolonnen. Dette indikerer en vis lagdeling, som 3D-scanningen i afsnit 5.3 kan eftervise.

#### 5.2.2 Infiltrationsniveau uden underliggende umættet zone

De foregående afdræningsforsøg er foretaget med et stigrør monteret i siden af PVC-røret placeret i filtersandet. Derved vil det være muligt for filtersandet at danne en umættet zone under klogningslaget. Vandet i filtersandet i denne umættede zone har vist sig at afdræne markant hurtigere under forsøgene end vandstanden ovenfor klogningslaget. Der er efterfølgende foretaget et ekstra afdræningsforsøg, hvor stigrøret er afmonteret og filtersandet dermed ikke har mulighed for at danne en umættet zone. Her observeres en markant længere afdræningstid, se figur 5.7.



Figur 5.7. Dræningskurve (32) uden underliggende umættet zone samt en efterfølgende afdræning (33) med påmonteret stigrør. Der er ikke tilføjet sediment eller anden belastning til forsøget. Den 31. afdræningskurve er desuden vist for sammenlighedens skyld.

Den længere afdræningstid for afdræningen uden umættet zone (32), medfører en dårligere ledningsevne, der er beregnet til  $1,31 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ . Der er gået en mellemliggende periode på 18 dage fra det sidste forsøg (31) til afdræningen uden en underliggende umættet zone. Hvilket også har påvirket den hydrauliske ledningsevne fundet i den efterfølgende afdræning (33), hvor der igen er monteret et stigrør. Den hydrauliske ledningsevne er her beregnet til  $3,47 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  der skal sammenlignes med  $8,88 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  for den sidste afdræning i forsøgsrækken (31).

De hurtigere afdræninger for afdræningerne med en umættet zone, kan skyldes den trykforskel som vandsøjlen introducerer er begrænset til at virke henover klogningslaget og ned til indgangen af stigrøret i PVC-røret og ikke hele filterlængden, som i den afdræning uden umættet zone. Dette forklarer dog ikke, hvorfor den efterfølgende afdræning (33) ikke opnår den samme afdræningskurve som afdræning (31). En delforklaring må derfor også ligge i den mellemliggende periode på godt 18 dage, hvor filtersandet og klogningslaget er tørret ud og klogningslaget har haft mulighed for at komprimere sig.

Dette kan ligeledes være en vigtig faktor i nedsættelsen af funktionsevnen i et kantstensbed, hvor udtørring fra sol og varme er en naturlig ting. Hvis den mellemliggende tørvejrsperiode i sig selv har en yderligere effekt på reduceringen af den hydrauliske ledningsevne på grund af udtørring og komprimering, end bare som en periode hvor der opbygges sediment på overfladen.

# 5.3 Undersøgelse af filtersand ved hjælp af 3D-scanning

For at undersøge om opfyldningen og afdræningen har en effekt på blandingen af de to medier, er der efter den sidste afdræning i det dynamiske forsøg udtaget to intaktprøver fra forsøgsopstillingen, se figur 5.9. Prøverne er udtaget i et Ø12 mm polyamid rør, for at opnå så høj en opløsning i scanningen som muligt, da både størrelsen af prøven og densiteten af prøvens hylster har indflydelse på kvaliteten og opløsningen af scanningen. Densiteten af materialet i prøven skal være højere end hylsteret, da det ellers er umuligt at scanne den. Af figur 5.8 ses klogningen, da det sorte er et udtryk for sandpartiker og det grålige er det doserede sediment.



Figur 5.9. Udtagelse af to intaktprøver fra den dynamiske forsøgsopstilling til 3D-scanning. Som det fremgår af figuren blev prøven forstyrret under udtagelsen, men det vurderes stadigvæk at være repræsentativt for forsøget.



Det er tydeligt af figur 5.9, at der var en del sediment der var aflejret oven på filtersandet. Dette var ventet, eftersom den målte afstand fra overkanten af PVC-røret til filteret var mindsket, på grund af det doserede sediment, som beskrevet i afsnit 5.2.1.

Figur 5.8. Resultat af 3D-scanning.

Scanningsresultatet af den ene af to udtagne prøver ses af figur 5.8. Her ses, at en relativ dyb blanding af de to medier er opstået. Af scanningsbilledet ses det, at der er små partikler i ca. 30-35 mm's dybde i filtersandet, til cirka den røde stregmarkering. For den anden intaktprøve er der små partikler ned i cirka 40-45 mm's dybde. Denne opblanding indikerer, at det er filtersandets hydrauliske ledningsevne der kan være reduceret ved forsøget og at den opnåede reducering ikke kun er relateret til det lag af fint sediment, der ligger ovenpå filtersandet, men et tykkere klogningslag.

3D-scanningen er et yderst hurtigt og effektivt værktøj til at bestemme dybden af klogningslaget. Det kan dermed også være et supplerende værktøj, der kan bruges til at risikovurdere et sedimentationslag i, for eksempel regnvandsbassiner med høje koncentrationer af tungmetaller. Dermed kan det tydeliggøres, hvor tykt et lag der skal fjernes og deponeres.

# 6. Undersøgelse af kantstensbed

For at supplere resultaterne af reduceringen af hydraulisk ledningsevne fra de to foregående forsøgsopstillinger, er der foretaget forskellige undersøgelser af kantstensbedet i Bredballe. Disse undersøgelser kan virke som indikator for den forringelse af infiltrationsevnen, der forventes at ske over tid i et mere ukontrollerbart miljø.

For at teste om resultaterne fra de to foregående forsøgsopstillinger har nogen hold i virkeligheden, er der foretaget et antal ekskursionerne til kantstensbedet i Bredballe. I projektperioden er der foretaget fire ekskursioner til Bredballe for at undersøge kantstensbedets infiltrationsevne og dennes aftagende evne. Der er endvidere foretaget visse indledende undersøgelser, som kan bruges i den numeriske model, der er beskrevet i kapitel 8.

#### 6.1 Observationer under ekskursioner

Eftersom ekskursionerne er foretaget i både vinter- og forårsmåneder, så har der været forskellige indtryk af kantstensbedet. Da kantstensbedet blev inspiceret første gang d. 4/11-2014, var det i løvfaldsperioden og bedene bar meget stor præg af en stor mængde blade, men også vejarealet udenfor køresporene ved bedene var fyldt med nedfaldne blade, se evt. figur 1.2. Intet indikerer ved de efterfølgende ekskursioner, at disse blade er blevet fjernet fra bedene. Dette kunne eventuelt være med til at give begge bede et mere grønt udseende.

Ved ekskursionen d. 23/02-2015 var lufttemperaturen under frysepunktet. Hvis jorden ligeledes var under frysepunktet kunne dette potentielt have en indvirkning på kantstensbedenes evne til at infiltrere regnvandet. Ud fra resultaterne lader dette dog ikke til at være tilfældet.

Ved ekskursionen d. 11/5-2015 var der derimod sket en opblomstring af grønt i det nordlige bed, men ikke i det sydlige. Dette må tilskrives at det sydlige bed ligger i skygge i store dele af dagen, hvorimod det nordlige er i sollys og denne forskel i lysmængde påvirker plantevæksten. Der var desuden tydelige tegn på, at der har været overløb fra celle 2 til celle 3 i det sydlige bed, da der var opstået en lille "rede" efter overløbsvandet i celle 3, dette var kun synligt grundet de mange blade i kantstensbedet. I det nordlige bed var det muligt, at se et fuldtudviklet klogningslag i celle 1, et begyndende klogninglag i celle 2, men intet endnu i celle 3, se figur 6.1.

Ved måling af vandstande i det nordlige beds celle 2, var vandet ved flere lejligheder grumset af fint sediment, der var resuspenderet af vandet. Dette kunne være en observation af det samme som i det dynamiske forsøg, beskrevet sidst i afsnit 5.1. Generelt for alle målinger blev der konstateret et markant antal af bobler omkring planter og i siderne op imod betonkanten ved tilførsel af vand.



Figur 6.1. Observationer af niveau af klogning i det nordlige bed fra d. 13/04-2015 og d. 11/05-2015. Celle 1 fungerer nu udelukkende som sandfang. Billedet til venstre er taget d. 13/04-2015 og er af celle 1, midterste er celle 2 og billedet til højre er celle 3, begge billeder taget d. 11/05-2015.

Ved den sidste ekskursion d. 11/05-2015 blev der observeret en markant mængde ophobet sediment imellem de to indløb ved det nordlige bed, se figur 2.3. Sedimentet bestod primært af større sten og grus, som formodes at stamme fra grøftekanten ved vejen ud for det sydlige bed. Dette tilskrives, at busforbindelsen til Tirsbæk Strand var begyndt at køre siden den tredje ekskursion og at bussen har svært ved at manøvrere igennem de to chikaner uden at ramme grøftekanten. Denne ekstra sedimentbelastning vil kunne påvirke kantstensbedets infiltrationsevne i højere grad end under mere normale forhold. Belastningen vil forholdsvist nemt kunne fjernes ved at etablere et bredere stykke asfalt. For at undgå at hæve hastigheden på vejen, kunne belægningen vælges med en permeabel overflade i fliser, i stedet for mere asfalt og en kantsten, der som tidligere nævnt øger sedimentbelastningen.

### 6.2 Infiltrationsevne over tid

Ved de fire ekskursioner er der foretaget et infiltrationsforsøg i udvalgte celler i vejkantsbedene. Forsøgets princip er, at bestemme tiden for hvor hurtigt filtermulden kan nedsive en vis mængde vand. Dette gøres ved at notere vandstanden over tid. Infiltrationsevnen fra de efterfølgende ekskursioner kan derefter sammenholdes med resultatet fra den første ekskursion. Derved er det muligt, at se om der er sket en forringelse af infiltrationsevnen og dermed funktionen af kantstensbedet.

Infiltrationsevnen fra dette projekt er sammenlignet med resultater fra tilsvarende undersøgelser i 2013. Derved kan en længere måleperiode opnås, dog skal det nævnes at der i den mellemliggende periode har været foretaget væsentlige ændringer i vejbedet. Der er blandt andet fyldt 20 cm mere filtermuld i cellerne i april 2014 efter at det allerede tilkloggede filtermuld er fjernet fra cellerne. Desuden og meget væsentligt er celle 1 i begge bede inddraget og omdannet til sandfang og dækket til med en riste. I den forbindelse er der desuden lavet en gennemboring imellem celle 1 og 2, for at undgå at lade vandet stuve op til risten på celle 1 før overløb til celle 2. (Bisgaard, 2014)

Inden forsøgets start er de undersøgte celler først renset for blade, for derved at sikre at de ikke har indflydelse på den målte infiltrationsevne. Dog beskriver Nielsen & Winther (2013) at løvfald ikke har nogen reel effekt på infiltrationsevnen, men det er i nærværende projekt ikke eftervist igen da bladene konsekvent er fjernet ved udførsel af forsøgene. Hvis det ved forsøgets

start er vurderet at filtermulden var tør, er der først tilført 100 L vand for dernæst at tilføje 100 L vand til selve forsøget. På den måde sikres det at filtermulden er vandmættet, men vandet tilføres ligeledes for at opnå så høj en vanddybde som muligt, for at få en så lang måleserie som muligt. Det har ved alle ekskursioner været nødvendigt at tilføje 2x100 L, da filtermulden vurderes til at være tør.

På figur 6.2 ses de målte vandstande for celle nr. 2 i det nordlige bed fra d. 23/2-2015. Som det ses infilterer bedet vandet relativt hurtigt og effektivt på 20 min. Ved måling i celle 2 er der alle fire gange tilført vand igennem celle 1. Derfor stemmer vandvoluminet ikke overens med de 2x100 L. Vandstanden er målt ved overløbskanten til den næste celle da filtermulden er udlagt med et fald der følger vejens hældning på  $67^{0}/_{00}$ .



Figur 6.2. Målt vandstand i celle nr. 2 d. 23/2-2015. Udtrykket for Darcy hastigheden er fittet som [cmVs s<sup>-1</sup>].

Til sammenligning er der på figur 6.3 foretaget et tilsvarende infiltrationsforsøg i celle nr. 5 i det samme kantstensbed. Her ses en tydelig forskel i infiltrationsevne da cellen blev afdrænet på under 5 min med nogenlunde samme vandstand.



Figur 6.3. Målt vandstand i celle nr. 5 d. 23/2-2015. Udtrykket for Darcy hastigheden er fittet som [cmVs s<sup>-1</sup>].

Forskellen tilskrives at første celle er hårdere belastet af afstrømmet sediment end de efterfølgende celler. Denne forskel og fordeling må forventes at være mere udtalt for celler længere nede i kantstensbedet. Den samme tendens ses i Nielsen & Winther (2013), hvor deres løbende målinger viste klare reduktioner af infiltrationsevnen i de første celler og mere moderate reduceringer i de celler længere nede i kantstensbedet.

Ved de fire feltundersøgelser er der undersøgt tre delceller. De tre celler er valgt på baggrund af deres placering i de respektive bede. Det ville have været ønskeligt at måle på alle celler, specielt celler længere oppe i bedet, men gennemboringer og ekstra tilløb gjorde det umuligt, at opnå en tilstrækkelig og målbar vandstandsstigning i bedet. Og mængden af tilgængelig vand begrænsede antallet af målinger. De resterende figurer for de målte infiltrationsforsøg kan ses i bilag C.

Dato		Celle 2 (Nord)	Celle 5 (Nord)	Celle 4 (Syd)
23/02-2015	$[{\rm m~s^{-1}}]$	$7,905 \cdot 10^{-5}$	$3{,}747\cdot10^{-4}$	$1,896 \cdot 10^{-4}$
16/03-2015	$[{\rm m~s^{-1}}]$	$9,203 \cdot 10^{-5}$	$2{,}199\cdot10^{-4}$	$1,\!894\cdot 10^{-4}$
13/04-2015	$[{\rm m~s^{-1}}]$	$5,885 \cdot 10^{-5}$	$2,794 \cdot 10^{-4}$	$9,889 \cdot 10^{-5}$
11/05-2015	$[{\rm m~s^{-1}}]$	$1,724 \cdot 10^{-4}$	$1{,}528\cdot10^{-4}$	$1,346 \cdot 10^{-4}$

Tabel 6.1. Målt hydraulisk ledningsevne i kantstensbedene på forskellige datoer. Gennemsnit for målinger er  $1,701 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  med en varianskoefficient på 0,53.

De hydrauliske ledningsevner viser ikke den forventede nedsættelse for alle målte celler. Der kan ikke gives konkrete svar på, hvorfor den hydrauliske ledningsevne for celle 2 er forbedret i måleperioden. De to andre celler er udsat for en reduktion af ledningsevnen, set over hele måleperioden. Men fælles for alle tre celler er, at de er udsat for en forbedring, der er uden sammenhæng med hinanden.

#### Sammenligning af målte resultater med tidligere målinger

Når resultaterne sammenholdes med dem fundet i Nielsen & Winther (2013) er ledningsevnerne forbedret. Dette vil ikke være den forventelige udvikling, men skyldes sandsynligvis den genop-fyldning af filtermuld der er foretaget i april 2014, og det at bedet sandsynligvis ikke har nået et tilsvarende belastningsniveau som i 2013. Opfyldning af filtermuld i kantstensbedene er sket til et markant højere niveau. Dette er sket fordi resultaterne fra Nielsen & Winther (2013) ligger grundlaget for Bisgaard (2014), som beskriver at bedene ubevidst er dimensioneret med 40%'s overkapacitet, hvis de vedligeholdes hvert 3.-4. år. For at opnå et mere æstetisk udseende på kantstensbedet er der fyldt filtermuld på, så der er cirka 20 cm fra kanten til filtermulden, se opmåling i tabel 8.1.

Ledningsevnen for celle 5 er generelt forbedret, men er næsten tilbage på niveauet fra tidligere, hvilket ses af figur 6.4. Her er ledningsevnerne vist for de to celler i det nordlige bed. Som ventet er der et generelt billede af, at celle 2 har en dårligere ledningsevne end celle 5. Det forventes, da celle 2 er mere belastet end celle 5 af det afstrømmede sediment fra overfladen.



Figur 6.4. Oversigt over de målte ledningsevner i celle 2 og celle 5 i det nordlige kantstensbed. Resultater fra før juli 2013 er fundet i Nielsen & Winther (2013). I april 2014 er der som beskrevet tidligere udført en genopfyldning af filtermuld. Tidspunktet for genopfyldningen er illustreret med gråt på figuren.

På baggrund af figur 6.4 er det ikke muligt, at se om det kun er overfladebelastningen, som har en effekt på reduktionen af infiltrationsevnen i cellerne. Den relativt korte måleperiode og de små variationer der ses i målingerne kan skyldes måleusikkerhed eller for eksempel være årstidsbestemt. I celle 5 kan der på baggrund af begge måleserier antydes en reduktion i vintermånederne og det tidlige forår. Men intet der kan indikere tendenser af en reduktion eller forbedring.

### 6.3 Filtermuldens egenskaber

Efter endt infiltrationsforsøg d. 23/02-2015 er der udtaget 2 intaktprøver i det nordlige bed i celle 5 og 2 prøver i det sydlige bed i celle 4. Placeringen af de 4 intaktprøver er vist på figur 6.5. For at opnå så repræsentative intaktprøver for hele cellen, som muligt er det valgt, at tage intaktprøverne forskudt i forhold til den direkte indstrømningslinje. For at undgå enhver form for erosion i hver enkelt celle forårsaget af overløbet fra den forrige celle er der udlagt nogle store sten som erosionsbeskyttelse ved indløbet. De er ligeledes illustreret på figur 6.5, men kan også ses på det midterste billede på figur 6.1.



Figur 6.5. Placering af hvor intaktprøverne er taget, samt erosionsbeskyttelsen i cellen.

Prøverne er udtaget med 50 mm prøverør i toplaget. Intaktprøverne er udtaget 1 time efter endt infiltrationsforsøg, derfor vil et resultat for vandindholdet være et resultat for det vandindhold, hvor filtermulden hurtigt kan drænes til ved naturlig atmosfæretryk. Dette niveau kaldes også for den effektive porøsitet, som ville kunne findes ved at anbringe prøverne i en retentionsboks indstillet med 100 cmVs undertryk. Den effektive porøsitet er i Loll & Møldrup (2000) defineret som forskellen imellem total porøsiteten og vandindholdet ved naturligt afdræning ved atmosfærisk tryk. Dette svarer til at porerum større end <30 µm bliver drænet. For også at finde totalporøsiteten er prøverne efter en indledende vejning placeret i et vandbad, vejet og derefter tørret ved 105 °C og vejet på ny. De fundne porøsiteter kan ses i tabel 6.2. For sandede jorde ses det ofte at den effektive porøsitet og den totale porøsitet er tæt på hinanden, hvilket ligger grundlaget for den hurtige dræning i sandede jorde.

		Celle 5 (Nord)	Celle 4 (Syd)
Effektiv porøsitet	$[\mathrm{cm}^3 \mathrm{~luft~cm}^{-3} \mathrm{~jord}]$	0,40	$0,\!38$
Total porøsitet	$[\mathrm{cm}^3 \mathrm{~luft~cm}^{-3} \mathrm{~jord}]$	$0,\!54$	$0,\!51$

Tabel 6.2. Gennemsnitlig målt porøsitet af de fire intaktprøver taget d. 23/02-2015.

De fundne porøsiteter ligger i den høje ende, til trods for at filtermaterialet blev vurderet til at være meget løst ved udtagelsen af prøverne. Det skal desuden bemærkes at intaktprøverne er taget i topjorden og derfor ikke er påvirket af den komprimering som en jordprøve dybere vil være udsat for.

#### Bioturbation

Under måling af infiltrationsevne i kantstensbedene er der observeret et stort antal smådyr i de enkelte celler. På relativ kort tid, blev der observeret en del regnorme, skovsnegle, bænkebidere og biller, se eksempel på bille på figur 6.6. Disse smådyr kan påvirke det øverste sedimentlag markant. Især regnorme, der graver vertikale gange i jorden.



Figur 6.6. Observation af en ca.  $3 \,\mathrm{cm}$  lang bille i celle 5 d. 11/5-2015.

Ved undersøgelsen af porøsiteten blev der observeret en regnorm og plantevækst i to forskellige intaktprøver, på trods af at prøverne blev opbevaret i køleskab ved 5 °C i over 14 dage, se figur 6.7. Efter tørring ved 105 °C, blev der ligeledes observeret to huller efter bænkebidere, der havde opholdt sig i en af intaktprøverne. Regnormens gange og plantens rodnet i filtermulden kan fungere som korridorer, der kan lede vandet hurtigere igennem filtermulden eller bryde det øverste af klogningslaget og på den måde forlænge levetiden af filtermaterialet. Planternes rodnet kan "løfte" filtermulden så porøsiteten bliver højere end hvis de ikke var til stede. (AAU, DTU, TI og Orbicon, 2015) Dette stemmer godt overens med de målte porøsiteter i tabel 6.2 Der er ved alle ekskursioner konstateret ved tilførsel af de første 100 L vand en ret stor "boble"-effekt omkring planter. Denne effekt tilskrives planternes rodnet og dermed planternes evne til at påvirke filtermuldens hydrauliske ledningsevne.



Figur 6.7. Observationer af regnorm, plantevækst og bænkebider i intaktprøver.

# Opsummering af forsøg med reducering af ledningsevnen

Der er udført to forskellige typer af belastningsforsøg for at påvirke den hydrauliske ledningsevne af filtermaterialet og der er desuden foretaget målinger af infiltrationsevnen i kantstensbedet i Bredballe. I den første forsøgsopstilling er det forsøgt, at reducere den hydrauliske ledningsevne med konstant tilførsel af belastning og konstant flow igennem prøven. I den anden forsøgsopstilling er der anvendt en mere dynamisk tilgang, hvor først en mængde sediment er tilført filterkolonnen for efterfølgende at blive fyldt op med rent vand, for derefter at afdræne vandet.

Ved begge forsøgstyper er det lykkedes, at reducere den hydrauliske ledningsevne. Med første forsøgsopstilling er det dog en smule uvist, om reduceringen er sket for filtersandets samlede hydrauliske ledningsevne eller om det kun er lykkedes at opbygge et klogningslag oven på filtersandet, der har en markant dårligere ledningsevne. Ved det andet forsøg er det ved hjælp af 3D-scanning tydeliggjort, at der er sket en blanding af de to medier. Dermed er det mere sandsynligt, at reduktionen af hydraulisk ledningsevne er sket på baggrund af blandingen af de to medier end det klogningslag, som der ligeledes blev opbygget ved forsøget. Ved det dynamiske forsøg er det lykkedes, at finde en relation imellem mængden af det doserede vejsediment og den reducering af hydraulisk ledningsevne der observeres. Det forventes dog, at relationen kun er gældende for den anvendte kombination af vejsediment og filtermateriale, da relationen afhænger af fordelingen af porerummet i filtermaterialet og partikelstørrelsefordelingen på sedimentet.

Hvis opblandingen, som 3D-scanningerne indikerer ligeledes finder sted i kantstensbedene, kan 3D-scanningerne bruges til at bestemme, hvor meget af filtermulden det er nødvendigt at fjerne, når infiltrationskapaciteten er forringet til et uacceptabelt niveau, her udelukkende set ud fra et hydraulisk perspektiv.

Ved undersøgelserne i Bredballe er der i den relativt korte måleperiode ikke observeret nogen reel reducering af ledningsevne, der utvivlsomt kan tilskrives tilklogning. Der er derimod målt et meget konstant niveau for den hydrauliske ledningsevne, som også er udsat for visse forbedringer af ledningsevnen. Ud fra de enkelte målinger er det ikke muligt, at forudsige hvornår infiltrationsevnen i kantstensbedet er forringet i sådan en grad, at det kræver oprensning. Det skyldes den store variation og usikkerhed der ligger i målingerne.

Der er observeret et rigt dyreliv i de enkelte celler, selv i de celler med en vis tilklogning allerede. Dette dyreliv kan sammen med visse plantetyper holde reduceringen af hydraulisk ledningsevne i skak eller måske endda forbedre ledningsevnen. Hvilket eventuelt er det, der har forårsaget forbedringerne i de enkelte målinger. Det kan dog ikke afvises, at årstiden har en vigtig indflydelse på om den hydrauliske ledningsevne forringes eller forbedres, på grund af plantevækst.

# Del II

# Numerisk model af vejbed

For at kunne give et estimat på kantstensbedets levetid er der opstillet en numerisk model til at beskrive de elementer som har indflydelse på infiltrationsevnen i kantstensbedet. Eftersom kantstensbedet er opbygget af et antal delceller, der forventes at blive belastet forskelligt af sediment er dette ligeledes indarbejdet. Dermed er det muligt at medtage alle de belastningskilder fra tidligere, som bedet potentielt er udsat for og beskrive de enkelte cellers infiltrationsniveau individuelt.

# 7. Design af porøst filtermedie

Når et infiltrationsbed dimensioneres er der forskellige begreber der bør tages i betragtning. Navnlig den hydrauliske ledningsevne og den ønskelige renseeffekt, der kan opnås igennem filtermulden. Disse to elementer har modstridende kriterier ved dimensionering af en infiltrationsløsning.

Når et infiltrationsbed skal dimensioneres er der foruden behovet for en infiltrationsløsning og muligheden for at anlægge et infiltrationsbed flere væsentlige elementer der bør tages i betragtning. Et af de vigtige bør være, hvilket filtermateriale der ønskes anvendt og hvilke egenskaber det skal have. Filtermaterialets egnethed i den pågældende situation er primært bestemt af to faktorer. Den hydrauliske ledningsevne, samt den renseeffekt, som filtermediet om muligt introducerer. Der er to primære måder, som regnvandet kan renses på ved infiltration:

- Mekanisk filtrering
- Binding til jordpartikler

De to processer påvirker hinanden i hver sin retning ved dimensioneringen af infiltrationsbedet. Men de kan også påvirke hinanden i løbet af driftsperioden.

### 7.1 Mekanisk filtrering

Ved at rense vandet med mekanisk filtrering er det kun muligt, at tilbageholde en vis partikelstørrelse i filtermediet, navnlig de partikler som er større end porerummene i filteret, se figur 7.1.



Figur 7.1. Skitsering af rensning med mekanisk filtrering af partikler i filtermaterialet. Hvor store partikler tilbageholdes på overfladen og de mindre partikler først tilbageholdes længere nede i filtermaterialet.

Derved tillader filtermaterialet de helt små partikler at gennemstrømme til grundvandet. For at tilbageholde flest mulige partikler, kan en mere uensformig jordtype vælges, da porerummene således mindskes. (Vollertsen, 2015) Som konsekvens af mindre porerum reduceres den hydrauliske ledningsevne ligeledes.

For at dræne det afstrømmede regnvand hurtigt til grundvandet er det muligt, at anvende grovkornet sand eller decideret grus. Disse to filtermaterialer har dog ikke en ret stor effekt i forhold til at rense det afstrømmede regnvand. Hverken ved mekanisk filtrering, da porerummene er for store til at tilbageholde de små partikler eller ved sorption, da kontakttiden imellem vandet og jorden er for lille til, at der kan nå at ske bindinger.

For at designe et filtermateriale, hvor porøsiteten er en væsentlig del af designkriteriet er det af stor interesse at vide, hvornår porøsiteten af filtermaterialet er opbrugt. Det er af interesse da filteret dermed er klogget til og ikke kan lede vandet tilstrækkeligt hurtigt væk. I Coustumer et al. (2012) er en række filterkolonners hydrauliske ledningsevne undersøgt i 72 uger. Undersøgelsen resulterede i markante reduceringer i hydraulisk ledningsevne på grund af klogning, helt ned til 27% af det oprindelige niveau, navnlig fra  $5,17 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$  til  $1,42 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ , hvor de største reduktioner, som forventet, fandt sted i de filterkolonner, der var hårdest belastet. Denne forholdsvist ukendte størrelse af reduceringen af ledningsevne bør tages ind i overvejelserne når der udvælges filtermateriale til en infiltrationsløsning.

# 7.2 Rensning ved binding

Ved at rense regnvandet ved hjælp af binding til jordpartikler er det muligt, at rense forureningskomponenter, som er opløst i regnvandet. De opløste stoffer kan opdeles i tre større grupper:

- Ladet sediment
- Uladet polært sediment
- Uladet upolært sediment

For at fjerne det ladede sediment, som oftest er metaller, har jordens pH-værdi en meget stor betydning. Det skyldes, at en høj pH-værdi giver en mere negativt ladet jord, der er bedre til at tiltrække de oftest positivt ladede metaller. (Vollertsen, 2015)

Det er muligt, at fjerne det uladede sediment ved at have et højt organisk indhold i filteret. Det er muligt, da de uladede forbindelser tiltrækkes af andre stoffer der ligner dem selv. (Vollertsen, 2015)

For at optimere denne renseproces er det nødvendigt, at vandet har en vis kontakttid med jordpartiklerne, for at bindingen kan nå at ske. Renseprocessen afhænger derfor markant af porevandshastigheden i filteret, som kan findes med ligning (7.1).

$$u = \frac{v}{\theta_{eff}}$$

$$u = \frac{-K \cdot \Delta H}{\theta_{eff} \cdot L} \quad \Rightarrow t = \frac{L}{u} \tag{7.1}$$

hvor

Et filtermateriale der renser vandet ved hjælp af bindinger vil have en kapacitetsgrænse, se figur 7.2. Når kapaciteten er opbrugt, løber vandet og dermed også de opløste forureningskomponenter igennem filtermaterialet. Der er dog visse forurenings komponenter der er biologisk nedbrydelige, hvor der kun er den begrænsning, at forureningen ikke må komme i for store doser af gangen. Ved sådanne nedbrydelige forbindelser har et filter reelt uendelig kapacitet.



Figur 7.2. Skitsering af problemstilling ved manglende sorptionskapacitet over tid, da forureningen bare gennemstrømmer filtermaterialet og ikke tilbageholdes. Værdien af de påskrevne tidsskridt skal ikke tillægges nogen værdi.

Ved design af et filtermateriale er det ikke muligt på forhånd at forudsige, hvilken af de to foregående begreber, der er styrende for, hvornår et filtermateriale bør udskiftes.

Under infiltrationsløsningens levetid forventes der, at ske et skifte i forholdet imellem ledningsevne og tilbageholdelse. Ved en lavere ledningsevne igennem filtermaterialet, opstår der ligeledes en længere kontakttid i filtermaterialet og dermed også potentiale for større tilbageholdelse ved binding. Bindingskapaciteten forbedres også løbende med det indkommende organiske materiale fra det afstrømmende regnvand. Det skal dog nævnes, at hvis klogningslaget er så kraftigt, at vandet ikke kommer i kontakt med filtermaterialet, så forbedres bindingskapaciteten ikke.

# 7.3 Vedligeholdelse af filtermateriale

I dimensioneringen af et infiltrationsbed er det ønskeligt, at have løsninger, som er robuste overfor vejr og vind og desuden ikke kræver monitorering eller jævnligt opsyn. Sideløbende med disse elementer kunne et andet aspekt også være, hvordan infiltrationsbedet skal vedligeholdes, så det ikke bliver en opgave, der kræver mere end højst nødvendigt. I værste fald, bliver vedligeholdelsen slet ikke gjort og infiltrationsløsningen lever efter et stykke tid ikke længere op til det forventede funktionskrav.

Som beskrevet i afsnit 1.2 kan det hydrauliske aspekt være det, der vægtes højest i dimensionering og etableringen af LAR-løsninger med infiltration. Men der kan være andre væsentlige argumenter til stede, for bevidst at vælge en filtermuld med lavere ledningsevne. Dette skyldes behovet eller ønsket om at rense vandet bedre og ikke bare det hydrauliske aspekt, for at aflede regnvandet hurtigt væk. Denne lavere ledningsevne kan der eventuelt kompenseres for ved, at anlægge infiltrationsløsningen med visse plantetyper.

# 7.4 Bioturbation i filtermateriale

Ved at anvende en kombination af sand med en høj ledningsevne og en jordtype, såsom muld hvor der kan gro planter forbedres renseeffekten af regnvandet inden det ledes til grundvandet. (Coustumer et al., 2012) Dette skyldes til dels indholdet af organisk materiale i mulden med også bioturbation fra planterne. I Coustumer et al. (2012) er det undersøgt, hvilken effekt visse plantearter kan have på den hydrauliske ledningsevne. For planter med tykke og lange rødder er det vist, at disse planter reelt kan øge den hydrauliske ledningsevne markant. Planter med tætte og korte rodnet har ikke den samme effekt. Det må dog forventes, at dette medfører en kortere kontakttid og dermed også dårligere rensning ved sorption. I Paus et al. (2013) er det beskrevet, hvordan visse naturlige processer der øger ledningsevnen kan overvinde den forventelige reducering af den hydrauliske ledningsevne på grund af klogning. Der pointeres ligeledes at plantevækst, frost og tøbruds cyklusser og generel reducering af filtermaterialets densitet er med til, at øge den hydrauliske ledningsevne.

I Nogaro & Blondin (2009) beskrives det, at den hydrauliske ledningsevne blev forbedret med 2,5 gang i forhold til en kontrolprøve, ved bioturbation med børsteorme (*Tubifex tubifex*). Effekten fra bioturbation afhænger markant af sammensætningen af sedimentet og dettes partikel fordeling. En partikelfordeling med hovedvægt i den meget fine ende indgyder ikke i samme grad til bioturbation fra dyrelivet, da smådyr ikke kan penetrere det kompakte klogningslag af fine partikler.

# 8. Numerisk infiltrationsmodel

Dette kapitel har til formål at opstille en numerisk model, der kan bruges som et værktøj til at undersøge hvornår infiltrationsevnen i kantstensbedet er forringet i sådan en grad, at kantstensbedet skal vedligeholdes.

For at undersøge hvor store mængder regnvand der nedsives i kantstensbedets forskellige celler, er der udarbejdet en volumen model. Modellen er sammensat af flere forskellige elementer, som det ses på figur 8.1. Modellen kan vise, hvordan regnvandet vil fordele sig og nedsive i de forskellige rum. Ved at indsætte en reducering af den hydrauliske ledningsevne på baggrund af den overflade belastning, som bedet er udsat for, vil fordelingen af regnvand ændre sig over tid. Modellens opbygning kan findes i .pdf format i bilag A.5.



Figur 8.1. Opbygning af infiltrationsmodel.

#### 8.1 Regninput til modellen

Til modellen er der anvendt regndata fra én af SVK-målere som ses på figur 8.2. Modellen er kun i stand til at håndtere regndata fra én kilde, da håndtering og interpolering af regndata ikke er modellens primære formål. Da der maksimalt er 8 km til alle regnmålerne vurderes de alle at kunne danne et godt datagrundlag som regninput. Den regnmåler, som hedder "Vejle Centralrenseanlæg" har målt i 30 år, dog med afbrydelse i fire år, siden 1979 og kan derfor også virke som et godt statistisk grundlag. Regnbedet blev indviet i 2013, derfor anvendes SVK-måleren i Bredballe som udgangspunkt i det følgende, da den har målt siden 2010, og er placeret tættest på regnbedet, kun 2,5 km væk.



Figur 8.2. Placering af SVK-regnmålere omkring Vejle. Måleren ved Vejle Centralrenseanlæg har flyttet og derfor ude af drift i 4 år. Måleren i Bredballe anvendes i det følgende, grundet den tættere placering i forhold til kantstensbedet.

# 8.2 Overflademodel

For at bestemme indløbsmængder til modellen antages det, at regne direkte i kantstensbedet, se ligning (8.1), dette er kun korrekt så længe oplandet er af minimal størrelse og kompleksitet.

$$Q = \varphi \cdot A_{tot} \cdot \frac{i_r}{1000} \tag{8.1}$$

hvor

 $\begin{array}{c|c} Q & \text{Indløbsflow } [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}] \\ \varphi & \text{Afløbskoefficient } [-] \\ A_{tot} & \text{Totalt areal } [\text{m}^2] \\ i_r & \text{Regnintensitet } [\text{mm s}^{-1}] \end{array}$ 

Det er valgt at opstille modellen for det sydlige bed, med de dimensioner og størrelser der hører dertil. Modellens totale areal er fundet i Orbicon (2012) til  $425 \text{ m}^2$  og afløbsmodellen er derefter opstillet med en afløbskoefficient på 0,95, som ikke er helt efter anbefaling på 1 i Winther et al. (2011), da det er impermeable overflader af asfalt. Ved at sætte afløbskoefficienten til 0,95 fremfor 1 opstår der en lille reduktionsfaktor af det totale areal. Dette er vurderet til at stemme godt overens med virkeligheden, da noget af vandet eventuelt kan afstrømme til en grøftekant.

### 8.3 Modelleret sedimentafstrømning fra overflade

For at give modellen en mere sandfærdig sediment afstrømning er der i overflademodellen indbygget et modul, der beskriver afstrømningen på baggrund af den valgte regnseries regnintensitet, se ligning (8.2). Opbygningsraterne fundet i afsnit 2.4 fungerer som grundlag for den mængde sediment, som kantstensbedet er udsat for. Dermed vil regnhændelser med små intensiteter give anledning til en lille sedimentafstrømning og kraftige regnhændelser vil give store sedimentafstrømninger. Dette vurderes til at give et mere realistisk og nuanceret billede af belastningen på kantstensbedet.

$$V_{sr} = D_r \cdot \left(\frac{i_r}{i_k}\right)^p \cdot A \cdot (1 - \varepsilon) \cdot A_s \tag{8.2}$$

hvor

 $V_{sr}$ Afstrømmet mængde sediment  $[m^3 time^{-1}]$  $D_r$ Fjernelseskoefficient  $[m time^{-1}]$  $i_r$ Regnintensitet  $[mm h^{-1}]$  $i_d$ Regnintensitetskonstant  $[(25,4 mm time^{-1})]$ pPotens [-]AOplandsareal  $[m^2]$  $\varepsilon$ Porøsitet af sediment  $[m^3 luft m^{-3} jord]$ 

 $A_s$  Andel af oplandet med sediment = Afløbskoeffcient [-]

I nærværende projekt er værdierne for  $D_r$ , p og  $\varepsilon$  hentet fra Bentzen & Thorndahl (2004) anvendt, da det ikke har været muligt at opnå måledata fra kantstensbedet i Bredballe. Værdierne fra Bentzen & Thorndahl (2004) er opnået ved måling af stoftilførslen til et forsinkelsesbassin der hører til en motorvej, hvor opbygningen og dermed også afstrømningen kan være anderledes end i bynære miljøer. Fjernelseskoefficienten er sat til  $1 \cdot 10^{-5}$  m time<sup>-1</sup>, grundet muligheden for afstrømning til grøftekant. Potensen, p, er sat til 1,9 og porøsiteten,  $\varepsilon$ , af sedimentet er  $0,35 \text{ m}^3$  luft m<sup>-3</sup> jord.

Ved at anvende ligning (8.2) til at beskrive sedimentafstrømningen, er det muligt at simulere mængden af sediment, som kantstensbedet er udsat for per regnhændelse og gøre den mere virkelighedstro, da den baserer sig på regnintensiteten og ikke bare den forudgående tørvejrsperiode.

Eftersom det er forsøgt, at koble den numeriske infiltrationsmodel sammen med det dynamiske forsøg fra kapitel 5, så er opbygningsraten af sediment justeret, så den kun beskriver opbygningen af partikler under 75  $\mu$ m. Dette er gjort ud fra den betragtning, at reduceringen af hydraulisk ledningsevne i afsnit 8.9 er relateret til partikelstørrelsen på sedimentet, både i forsøget og i kantstensbedet. Derfor er opbygningsraten for modellen justeret til 0,02 g m<sup>-2</sup> time<sup>-1</sup>, som svarer til 10 % af den samlede opbygningsrate fra kapitel 2 og den partikelstørrelse, som vejsedimentet der er doseret i kapitel 5 har.

Der kan dog, grundet det ovenstående, argumenteres for at fjernelseskoefficienten burde være sat højere, da opbygningsraten kun beskriver de fine partikler, som må forventes at blive transporteret nemmere på overfladen, end større partikler. Værdien fra Bentzen & Thorndahl (2004) fastholdes dog, da der ikke er foretaget målinger eller kalibreringer, der retfærdiggører brug af en anden værdi.

# 8.4 Modelopbygning

Den numeriske infiltrationsmodel består af flere elementer, der beregnes for hvert tidsskridt i hver celle på baggrund af det indløb, der er til regnbedet fra overflademodellen. Eftersom der sker flere mindre ting i modellen, er der med figur 8.4 skitseret, hvordan tankegangen bag selve infiltrationsmodellen er. Beregningen sker i nedenstående rækkefølge:

- Først undersøges om det regner i det pågældende tidsskridt eller har regnet i 2 timer forinden.
- Dernæst beregnes vandindholdet i filtermulden på baggrund af indløbsmængden.
- Dernæst den hydrauliske ledningsevne baseret på vandindholdet.
- Hvis vandindholdet er lig med totalporøsiteten beregnes en vandstand i cellen.
- Hvis vandstanden er høj nok, så beregnes en højde over overløbskanten.
- Med de to højder bestemt, så beregnes et infiltrationsflow og et overløbsflow fra den enkelte celle for det pågældende tidsskridt.
- Desuden undersøges om vandstanden er over et vist kriterie, for derved at undersøge om der er uhensigtmæssige overløb, altså risiko for vand på kørebanen.
- Inden næste løkke undersøges det om der i næste tidsskridt starter en ny regnhændelse; hvis ja så fordeles sedimentbelastningen i de respektive celler og hydraulisk ledningsevne reduceres.

Modellen gennemgås i det følgende, i den rækkefølge som beregningsgangen på figur 8.4 følger. Overflademodellen og afstrømningsmodellen fungerer som input til volumenmodellen. Volumenmodellen tager udgangspunkt i en massebalance for et specifikt volumen af vand, der aflastes til kantstensbedet, se ligning (8.3).

Det overordnede indløb af regnvand ender i celle 1, overløbsflowet fra celle 1 virker som indløbsflowet til celle 2 etc.. Fra celle (i) kan vandet kun forsvinde, hvis vandstanden i cellen er tilstrækkelig høj, så der er overløb til celle (i+1) eller ved at infiltrere ned igennem filtermulden i cellen, se figur 8.3.



Figur 8.3. Konceptuel skitse af det simple kantstensbed. Hvor "H3" indikerer den vandstand, som styrer om vandet kun infiltrerer igennem filtermulden eller om der er overløb til næste celle. "H1" og "H2" relaterer sig til begreber i tabel 8.1.



Figur 8.4. Konceptuel skitse af beregningsgangen i den numeriske infiltrationsmodel. Den gule ruder er startpunkt, hvide firkanter repræsenterer beregningsgange, hvor specielt dem der omhandler hydraulisk ledningsevne er markeret med blå farve. De grønne sekskanter er markante felter i modellen, der afgører hvordan modellen skal regne videre.

Volumenbalancen for hver enkelt celle, (i) til hvert tidsskridt, (t), er skitseret med udtryk (8.3).

$$H3_{(i,t)} = H3_{(i,t-1)} + \left(\frac{Q_{(Indl \ b,t)} - Q_{(Overl \ b,t)} - Q_{(Infiltration,t)}}{A_i}\right) \cdot dt$$
(8.3)

hvor

 $\begin{array}{ll} H3_{(i,t)} & \text{Beregnet vandstand [m]} \\ Q & \text{Flows } [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}] \\ A_i & \text{Areal af cellen } [\text{m}^2] \\ d_t & \text{Tidsskridt } [\text{s}] \end{array}$ 

Der regnes dermed ikke med fordampning, både fordi vandet forventes at infiltrere hurtigt og fordi overfladearealet er relativt beskedent.

#### 8.5 Varierende tidsskridt

Det er ikke kun interessant at beregne vandstandene under regnhændelser, men ligeledes afdræningen af filtermulden i den mellemliggende tørvejrsperiode. Hvis vandet ikke kan nå at afdræne i én celle, så giver det anledning til et tidligere overløb fra cellen til den næste i rækken ved en ny regnhændelse.

Da indløbsflowet og afdræningen er af meget forskellige størrelsesordner kan det være meget beregningstungt, hvis det er indløbsflowet der bestemmer det mindste tidsskridt for modellen. Omvendt er modellen ikke numerisk stabil, hvis det er afdræningsflowet der er styrende. Hvis mængden af vand i et indløb på et tidsskridt er større end det volumen der reelt kan være i den pågældende celle, så vil en numerisk fejl udvikles i modellen.

Det er derfor valgt, at opstille den numeriske model med varierende tidsskridt. Når det regner og der er indløb til celle 1, så beregnes der med et tidsskridt på 3 sek eller 1,5 sek ved høje indløbsflow, ellers er tidsskridtet på 10 min. For at sikre en stabil model er det valgt, at beregne med 3 sek's tidsskridt i en periode på 2 timer efter det er stoppet med at regne. Derved opstår der ikke numeriske fejl ved overløbsmængderne i de celler, som er længst nede i bedet, samtidig med at minimere lange perioder, hvor der anvendes små tidsskridt. Ved at benytte varierende tidsskridt opnås en mere dynamisk model med væsentlig kortere beregningstid til følge.

#### 8.6 Dimensioner af celler

Eftersom volumenbetragtningen afhænger meget af de enkelte cellers fysiske størrelser, såsom længde, bredde og dybde er disse vigtige at fastlægge da de har stor betydning for overløb og infiltrationsmængde. Dimensionerne for de forskellige celler er fundet i Orbicon (2012). Da bedene efterfølgende har været udsat for en genfyldning af filtermuld er dimensionerne opmålt d. 23/03-2015 og resultatet ses i tabel 8.1. Det er disse opmålinger, der danner grundlag for opstuvningsniveauet og tykkelsen af filtermuld i de enkelte celler i den numeriske model. I celle

	Længde x Bredde [m]	Opstuvningsniveau [H2] [m]	Filtertykkelse [H1] [m]
Celle 1	$1,7 \ge 1,1$	$0,\!25$	$0,\!63$
Celle 2		$0,\!185$	$0,\!695$
Celle 3		$0,\!18$	0,70
Celle 4		$0,\!19$	$0,\!69$
Celle $5$	1,0 X 1,1	$0,\!17$	0,71
Celle 6		$0,\!18$	0,70
Celle $7$		$0,\!18$	0,70
Celle 8	$1,7 \ge 1,1$	0,95	0,715

8 er opstuvningsniveauet målt til den kuppelriste, som aflaster til infiltrationsbrønden og i celle 1 er højderne skønnet, da celle 1 er dækket til med en riste og derfor utilgængelig for opmåling.

Tabel 8.1. Dimensioner brugt i den numeriske model. Opstuvningsniveauet, (H2), er målt fra filtermulden til overkanten af cellens betonelement og tykkelsen af filtermulden (H1) er derefter beregnet ud fra dette niveau. Mål for længde og bredde er fundet i Orbicon (2012).

Overløbskantens placering er 5 cm under overkanten af betonelementet. På kantstensbedene i Bredballe er siderne af primært æsetiske grunde udført med en lidt højere kant på sidevæggene for at følge vejens hældning. I modellen er denne kant indlagt og fungerer som en lille ekstra sikkerhedsforanstaltning imod uhensigtsmæssige overløb. Sidevæggene er derfor forhøjet med 3 cm i forhold til siderne med overløbskanten. Filtermulden er desuden udlagt med en smule fald og forskellige filtertykkelser til følge, hvilket ikke er indarbejdet i modellen.

#### Modelsimplificering

Der er visse elementer i modelopbygningen, som ikke er medtaget i infiltrationsmodellen. Der er et ekstra indløb til celle nummer 3, der er tænkt at skulle træde i kraft ved ekstremhændelser. For at dette derimod ikke fører til tilbagestuvning op på kørebanen er der lavet en gennemboring fra celle 3 til 4, hvilke medfører et lavere niveau for overløb fra celle 3 til celle 4. Ved et enkelt tilfælde af målingen af infiltrationsevne er der hældt ca. 400 L vand ud på kørebanen i løbet af 5-7 min. Dette medførte ikke til at det ekstra indløb kom i brug. Derfor vurderes det at være acceptabelt at udelade dette ekstra indløb, da det ellers ville introducere en ekstra usikkerhed i form af den fordeling, som regnvandet ville have til de to forskellige indløb.

Som beskrevet i afsnit 1.1 er det antaget af den underliggende jord til alle tidspunkter har den påkrævede infiltrationskapacitet. Dermed er vand der er filtreret igennem den enkelte celle antaget at være væk og kan derfor ikke påvirke infiltrationen i modellen. Jorden under den individuelle celle kan potentielt påvirkes af de andre celler. Men de forholdsvise høje hydrauliske ledningsevner og afstanden til grundvandsspejlet gør at der ses bort fra denne påvirkning.

#### 8.7 Beregning af hydraulisk ledningsevne

Det er valgt at bestemme den hydrauliske ledningsevne ved hjælp af formel (8.4), derved kommer den hydrauliske ledningsevne til at afhænge af det aktuelle vandindhold i filtermaterialet. (Campbell, 1974) Hvis vandindholdet når filtermaterialets totalporøsitet vil filtermaterialet have den maksimale ledningsevne, ved et lavere vandindhold dermed også en lavere ledningevne. Kurven for ledningsevnen som funktion af vandindholdet afhænger dermed af Campbell B, som relaterer sig til hvilken jordtype der regnes på.

$$K_{\Theta,t} = K_{(s,t)} \cdot \left(\frac{\operatorname{vand}_{(i,t)}}{\Theta_s}\right)^{(2 \cdot B + 3)}$$
(8.4)

hvor

$K_{\Theta,t}$	Umættet hydraulisk ledningsevne [m s <sup><math>-1</math></sup> ]
$K_{(s,t)}$	Mættet hydraulisk ledningsevne til tiden (t)[m s <sup>-1</sup> ]
$\operatorname{vand}_{(i,t)}$	Be regnet vandindhold til tiden (t) $[m^3 \text{ vand } m^{-3} \text{ jord}]$
$\Theta_s$	Totalpor $\phi$ sitet [m <sup>3</sup> vand m <sup>-3</sup> jord]
В	Campbell B [-]

I afsnit 8.9 er det  $K_{(s,t)}$  der reduceres på baggrund af mængden af afstrømmet sediment.

#### 8.8 Beregning af de forskellige flows i kantstensbedet

I alle cellerne beregnes der i hvert tidsskridt et infiltrationsflow, dette gøres på baggrund af Darcy's Lov, som omskrevet til kantstensbedet er som formel (8.5). Mængden af infiltreret vand afhænger så af størrelsen på tidsskridtet.

$$Q_{(Infiltration,i)} = K_i \cdot A_i \cdot \frac{\Delta H}{L}$$

$$Q_{(Infiltration,i,t)} = K_{(\text{reduceret},i)} \cdot A_{(\text{celle},i)} \cdot \frac{\text{H3}_{(i,t)} + \text{H1}_{(i,t)}^x}{\text{H1}_{(i)}}$$
(8.5)

hvor

$$\begin{array}{ll} Q_{(Infiltration,i,t)} & \text{Infiltrationsflow i tidsskridt (t) } [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}] \\ K_{(\text{reduceret,i})} & \text{Reduceret hydraulisk ledningsevne til tiden (t) } [\text{m} \text{ s}^{-1}] \\ A_{(\text{celle,i})} & \text{Overfladeareal af filter } [\text{m}^2] \\ \text{H3}_{(i,t)} & \text{Vandstand til tiden (t) } [\text{m}] \\ \text{H1}_{(i)} & \text{Dybde af filtermuld } [\text{m}] \end{array}$$

Der er i modellen indlagt et kriterie for infiltrationsflowet, så hvis vandindholdet er under 10 %, så sker der ingen afdræningen. Dermed er det forsøgt, at efterligne en realistisk effektiv porøsitet i filtermulden. Kriteriet er indlagt, for at sikre et mere naturligt vandindhold og for ikke at have urealistisk høje infiltrationsmængder fra celler langt nede i kantstensbedet. Dog vurderes

kriteriet ikke til at være begrænsende for infiltrationsflowet, da den hydrauliske ledningsevne reduceres tilsvarende med det faldende vandindhold.

Det er ved projektets afslutning fundet, at metoden til beregning af infiltrationsflowet, formel (8.5), kan give urealistisk høje infiltrationsmængder, specielt ved høje hydrauliske ledningsevner. Det er vurderet til at skyldes den trykgradient på 1, som fremkommer når der ikke længere er en vandstand i bedet. Her burde  $H1^x_{(i,t)}$  korrigeres med vandindholdet i filtermaterialet i forhold til totalporøsiteten, se udtryk (8.6). Dermed vil både trykgradienten og den hydrauliske ledningsevne falde med tilsvarende faldende vandindhold.

$$\mathrm{H1}_{(i,t)}^{x} = \mathrm{H1}_{(i)} \cdot \frac{\mathrm{vand}_{(i,t)}}{\Theta_{s}}$$

$$(8.6)$$

Ovenstående betragtning er ikke indført i de følgende beregninger og betragtninger, da det ved opdagelse af problemstillingen er forsøgt at implementere korrektionen. Og det har ikke givet væsentlige ændringer i infiltrationsmængderne.

Ved vandstande over overløbskanten beregnes der desuden et flow igennem overløbskanten ved hjælp af formel (8.7). Det antages, at overløbskanten følger princippet bag et bredkronet overløb, dog korrigeres overløbsmængden med en ekstra reduktion. Denne mere simple og hurtigere beregning af overløbsflowet er muligt, efter der er beregnet en placering af vandspejlet i cellen fratrukket højden til overløbskanten, derved opnås et udtryk højden for det gennemstrømmende areal i det specifikke tidsskridt,  $H4_{(t)}$ . Derved vil det ikke være nødvendigt, at skulle iterere overløbsflowet frem i hvert tidsskridt.

$$Q_{(Overløb,i,t)} = C_{korr.} \cdot B_{(overløbskant,i)} \cdot H4_{(i,t)} \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H4_{(i,t)}}$$
(8.7)

hvor

$$\begin{array}{l|ll} Q_{(Overløb,i,t)} & {\rm Overløbsflow \ i \ tidsskridt \ (t) \ [m^3 \ s^{-1}]} \\ C_{korr.} & {\rm Korrektionsfaktor \ [-]} \\ B_{(\rm overløbskant,i)} & {\rm Bredde \ af \ overløbskant \ [m]} \\ g & {\rm Tyngdeacceleration \ [m \ s^{-2}]} \\ {\rm H4}_{(i,t)} & {\rm Overløbshøjde \ til \ tiden \ (t) \ [m]} \end{array}$$

Korrektionsfaktoren til beregning af overløbsflow er bestemt i bilag D.

#### 8.9 Reducering af hydraulisk ledningsevne

Ud fra den modellerede sedimentopbygning og afstrømning i afsnit 8.3 er det væsentlig at undersøge, hvordan det afstrømmede sediment fordeles i de enkelte celler. Det er ikke valgt, at skulle modellere forskelligheden i partikelfraktioner, som vil opstå imellem de enkelte celler. Det er derimod valgt at anvende en betragtning, om at den totale mængde afstrømmede sediment og regnmængden danner en middelkoncentration for hændelsen, en såkaldt "Event Mean Concentration" (EMC). På baggrund af denne koncentration og overløbsmængderne internt imellem de enkelte celler vil det være muligt at differentiere sedimentbelastningen efter, hvor det afstrømmede vand ender.

Andel af sedimentbelastning = 
$$\frac{V_{(Indløb,i)} - V_{(Overløb,i)}}{V_{(Handelse,n)}}$$
(8.8)

hvor

V | Vandvolumen [m<sup>3</sup>]

Ved en lille hændelse, hvor vandet kun påvirker til den første celle, vil det derfor også kun være den første celle der belastes med den mængde sediment, der afstrømmes under hændelsen. Over tid vil de forskellige celler derfor påvirkes forskelligt og derfor også have forskellige belastningsniveauer.

Ud fra reduceringsudtrykket (8.9), som er fundet i afsnit 5.2.1 er det dermed muligt at reducere den hydrauliske ledningsevne dynamisk ved at summere den samlede mængde sediment, som hver enkelt celle er belastet af. Eftersom overfladearealet på de enkelte celler indgår i udtrykket, så vil den samme mængde sediment i to forskellige celler ikke nødvendigvis give den samme reducering, hvis overfladearealerne ikke er ens.

$$K_{s,x} = K_{s,0} \cdot exp^{\left(-4,893 \cdot 10^{-2} \cdot \frac{X}{A}\right)}$$
(8.9)

hvor

 $K_{s,x}$  | Reduceret hydraulisk ledningsevne [m s<sup>-1</sup>]  $K_{s,0}$  | Hydraulisk ledningsevne ved start [m s<sup>-1</sup>]

X Akkumuleret mængde sediment [kg]

A Overfladeareal af filter  $[m^2]$ 

I modellen bliver den maksimale hydrauliske ledningevne reduceret, på baggrund af hvor meget sediment der er afstrømmet i den seneste hændelse og den fordeling, som seneste hændelse gav anledning til. Dette gøres i tidsskridtet inden næste regnhændelse starter, som det fremgår af figur 8.4. I det rigtige kantstensbed, der vil en sådan forsimpling med en middelkoncentration af sediment i vandet ikke være repræsentativ, da de forskellige partikler har forskellige sedimentationshastigheder. Derfor vil de større partikler højst sandsynligt ikke føres med i overløbsvandet imellem cellerne, specielt ikke hvis cellerne er store nok til, at sedimentet kan bundfælde. Den akkumulerede mængde sediment i celle 1 kan dermed godt være stor, men det vil være store partikler, som ikke nødvendigvis udgør den samme fare for nedsættelsen af den hydrauliske ledningsevne.

Eftersom udtrykket for reduceringen er taget fra det dynamiske forsøg er det ikke sikkert, at den samme reducering af hydraulisk ledningsevne gør sig gældende for alle typer af filtermateriale. Kombinationen af filtermateriale og sediment kan have indflydelse på konstanterne i den fittede reducering fra afsnit 5.2.1. Et mere kompakt filtermateriale vil eventuelt ikke påvirkes i samme grad, som det filtersand der er anvendt i forsøget. Hvis porerummene i filtersandet ikke muliggør, at de små partikler kan trænge ned i filtermaterialet, så vil den hydrauliske ledningsevne for hele kolonnen af filtersand ikke påvirkes og derfor ikke reduceres i samme grad. Dette indikerer, at reduceringsudtrykket bør reguleres, alt efter hvilken type filtermateriale der anvendes.

I stedet for at reducere den hydrauliske ledningsevne på baggrund af det samlede mængde afstrømmet sediment, ville det være en mulighed at reducere ledningsevnen på baggrund af en porøsitets beregning. Filtermaterialets porøsitet ville kunne beskrives på baggrund af en kornkurvefordeling for filtermaterialet og sedimentet kunne beskrives af partikelfordelingerne på figur 2.4 Dermed ville det eventuelt være muligt, at beskrive reduceringen for et bredere spektrum af filtermateriale. Dette kræver dog, en formodning eller antagelse om opblanding af sediment og filtermateriale. Dette er ikke vurderet til at gøre sig gældende i alle tilfælde, derfor anvendes denne fremgangsmåde ikke videre.
# 9. Eftervisning af modellens reaktion på parametervariation

Dette kapitel har til formål, at eftervise infiltrationsmodellens evne til, at reagere logisk og fysisk korrekt på ændringer af visse parametre. Denne eftervisning udføres, da det ikke er muligt at kalibrere modellen grundet manglende måledata.

Eftersom der i projektet ikke er en sammenhængende dataserie med målinger af hydraulisk ledningsevne, er det ikke muligt at kalibrere modellen. De målte hydrauliske ledningsevner i tabel 6.1 vil kun kunne fungere, som punktmålinger og dermed ikke nødvendigvis hjælpe til at give et kalibreret udtryk. Hvis udgangspunktet for hydraulisk ledningsevne vælges for højt, så vil modellen med et givent parametersæt kunne reducere ledningsevnen til de målte niveauer. Dette gør sig ligeledes gældende, hvis udgangspunktet for den hydrauliske ledningsevne vælges for lavt, så vil et andet parametersæt kunne reducere ledningsevnen til de målte niveauer. Fælles for disse parametersæt vil være deres manglende evne til at fremskrive en virkelighedstro reducering af ledningsevnen, og de kan dermed ikke bruges til, for eksempel at forudsige vedligeholdelsesintervaller. Problemstillingen ved manglende kalibrering er skitseret på figur 9.1.



Figur 9.1. Skitse af problemstillingen ved kalibrering med forkert udgangspunkt for hydraulisk ledningsevne fra april 2014.

Der er ikke foretaget målinger af den hydrauliske ledningsevne i kantstensbedet umiddelbart i forlængelse med udskiftningen af filtermulden i april 2014. Det er heller ikke den samme blanding af filtermuld, som tidligere er anvendt, hvilket gør det umuligt at opnå en startværdi for hydraulisk ledningsevne med sikkerhed. Ved hjælp af de empiriske formler (4.3) og (4.4) er det muligt, at beregne en teoretisk hydraulisk ledningsevne ud fra kornstørrelsesfordelingerne for sandet, der er anvendt i filtermulden. Med formlerne opnås hydrauliske ledningsevner på henholdsvis  $4,00 \cdot 10^{-4}$  m s<sup>-1</sup> og  $5,40 \cdot 10^{-5}$  m s<sup>-1</sup>, hvilket for det sidste resultat er lavere end de ledningsevner målt i kantstensbedet i projektperioden. Men dertil kommer den mængde, 16%, af muld og organisk materiale, der ligeledes er tilføjet filtermulden. Udgangspunktet for hydraulisk ledningsevne er derfor ukendt.

### 9.1 Forventninger til parametervariation

Eftersom det ikke er muligt, at kalibrere modellen imod målinger vælges det, at eftervise om modellen følger de rette fysiske love og principper for dermed at have de rette betingelser, til en senere kalibrering og efterfølgende implementering af modellens resultat. Derfor opstilles en række parametervariationer og den forventede reaktion fra modellen på baggrund af parametervariationen. Dette gøres for henholdsvis overflademodellen og selve infiltrationsmodellen.

#### Forventede resultater fra overflademodel

- Afløbskoefficient: Ved at ændre på afløbskoefficienten forventes det, at der enten kommer mere eller mindre afstrømmet regnvand til modellen. Da overflademodellen er direkte relateret til det reducerede areal, vil der være en direkte konsekvens af en større eller mindre afløbskoefficient. Ved at øge afløbskoefficienten forventes det, at der kommer mere vand til kantstensbedet. Dette vil medføre en anden fordeling af afstrømmet sediment, da sedimentet forudsættes at følge vandet. Grundet den ændrede fordeling af sediment, forventes det ligeledes at reduceringen af den hydrauliske ledningsevne også påvirkes. Det er forudsat, at overflademodellens afløbskoefficient og sedimentmodellens procentvise areal der er dækket af sediment er ens, hvilket også forventes at påvirke mængden af sediment. Som konsekvens af et større volumen afstrømmet regnvand til kantstensbedet forventes der også, at være flere interne overløb. Der er ikke et entydig forventet resultat af om et større eller mindre befæstet areal giver en anden fordeling af reduceringen af den hydrauliske ledningsevne, da en ændring i fordeling af sediment kræver, at kapaciteten i de enkelte celler overskrides og der opstår interne overløb.
- **Opbygningsrate**: Ved at øge opbygningsraten i overflademodellen forventes der en større mængde sediment på overfladen. Hvis fjernelsen af sediment modsvarer eller er mindre end opbygningsraten, så vil det ikke give mere afstrømmet sediment til kantstensbedet, hvis fjernelsen derimod er højere end opbygningen vil der oftere være perioder, hvor regnen har skyllet sedimentet af overflademodellen. En større opbygningsrate kan ændre i reduceringen af hydraulisk ledningsevne, hvis der i udgangspunktet ikke er perioder, hvor regnen ikke har maksimal effekt. Altså afhænger modellen mere af fjernelseskoefficienten end selve opbygningsraten, forudsat at der er en kontinuerlig opbygning af sediment, som overstiger fjernelsen.
- Fjernelseskoefficient: Ved at øge fjernelseskoefficienten afstrømmes der mere sediment fra overflademodellen. Her forudsættes det, at opbygningsraten ikke sætter nogen begrænsninger for mængden af fjernet sediment. Ved at der afstrømmer mere sediment i den samme mængde regnvand medfører det en højere middelkoncentration, som dermed forventes at reducere de hydrauliske ledningsevner i de første celler hurtigere. Dermed vil ændringen i

reduceringen på sigt give flere interne overløb, da de første celler er udsat for en hurtigere klogning. Ved at de enkelte celler er udsat for en større klogning vil der tidligere være behov for, at udskifte filtermulden i kantstensbedet.

#### Forventede resultater fra infiltrationsmodel

- Hydraulisk ledningsevne: Ved at ændre på filtermaterialets hydrauliske ledningsevne forventes det, at infiltrationshastighederne og dermed også mængderne i de individuelle celler ændres. Hvis den hydrauliske ledningsevne sænkes kan det ligeledes føre til flere interne overløb, da den mængde af vand, som før kunne infiltreres nu ikke infiltreres og det medfører en forhøjet vandstand, der kan give flere interne overløb. Ved at der enten opstår flere eller færre interne overløb, så forventes det også, at påvirke fordelingen af sediment og dermed også reduceringen af hydraulisk ledningsevne. På lang sigt forventes den hydrauliske ledningsevne i alle celler, at nå det samme niveau, dette eftervises dog ikke i det følgende.
- **Porøsitet**: Ændring af filtermaterialets porøsitet forventes, at kunne ændre på voluminerne i de interne overløb, da filtermaterialet kan indeholde et større eller mindre volumen af vand. Hvis voluminerne ændres, så påvirkes fordelingen af sediment ligeledes og derved opstår der en tilsvarende ændring i reducering af hydraulisk ledningsevne. Der forventes ligeledes, at infiltrationsmængderne i de respektive celler ændres, grundet de ændrede overløbsmængder.
- Dimensioner af celler: Ved at ændre på cellernes fysiske dimensioner, for eksempel at gøre celle 1 10% længere opnås et større magasineringsvolumen, der dermed kan påvirke størrelsen af overløb og resultere i en anden fordeling af sediment. Denne parametervariation har en større kompleksitet end fokus på dette projekt rummer.

# 9.2 Udgangspunkt for modelkørsel

For at kunne eftervise de opstillede forventninger til infiltrationmodellens evne til at beskrive de fysiske begreber, er der opstillet et udgangspunkt for modellen. Det er fra dette udgangspunkt, at modellens evne evalueres. Parametrene varieres med både en højere og lavere værdi i forhold til udgangspunktet.

Den hydrauliske ledningsevne er taget som gennemsnittet af de undersøgelser, som er foretaget på ekskursionerne til Bredballe. Porøsiteten og Campbell B, er fundet i Loll & Møldrup (2000) for sandede jorde. Stofopbygningsraten er valgt på baggrund af det dynamiske forsøgs opbygning, hvor der kun er anvendt partikler mindre end <75  $\mu$ m, og ud fra andelen, som denne partikelfraktion udgør i opbygningsraterne i kapitel 2. Fjernelseskoefficienten er valgt på baggrunden af argumentationen i afsnit 8.3.

Parameter			Oprindelse
			-
Oplandsareal	$[m^2]$	425	(Orbicon, 2012)
Afløbskoefficient	[-]	$0,\!95$	
Opbygningsrate	$[g m^{-2} time^{-1}]$	$0,\!02$	Rater kapitel 2
Fjernelseskoefficient	$[m time^{-1}]$	$1 \cdot 10^{-5}$	Afsnit 8.3
Hydraulisk ledningsevne	$[{\rm m~s^{-1}}]$	$1,701 \cdot 10^{-4}$	Målinger kapitel 6
Porøsitet	$[m^3 luft m^{-3} jord]$	$0,\!35$	(Loll & Møldrup, 2000)
Campbell B	[-]	5	(Loll & Møldrup, 2000)
Starttidspunkt		21/09-2012 kl. 03:05	
Beregningstid	[dage]	120	

Tabel 9.1. Oversigt over parametre for primær modelkørsel, der danner grundlag for eftervisningen af infiltrationsmodellen.

På baggrund af modelopsætningen i tabel 9.1 er det med figur 9.2 vist, hvordan modellen fungerer under en regnhændelse i celle 1. Af figuren ses, at vandindholdet og værdien af hydraulisk ledningsevne følger indløbet af regnvand. Det ses ligeledes, at der kun bliver opbygget en vandstand i cellen, når filtermaterialet er fuldt vandmættet. Det ses ligeledes, hvordan vandindholdet efter endt regnhændelse aftager på grund af afdræningen.



Figur 9.2. Eksempel på regnhændelser fra d. 24/09 2012 og d. 25/09-2012. Her ses hvordan modellens beregnede parametre afhænger af hinanden. Regnhændelsen medfører kun overløb fra celle 1 til celle 2 efter kl. 19:12.

For at kunne sammenligne reduceringen af den hydrauliske ledningsevne i de respektive celler er der i perioden på de 120 dage udtrukket en værdi for den mættede hydrauliske ledningsevne for hver 10. dag. Reduceringen af hydraulisk ledningsevne for udgangspunktet ses på figur 9.3. Af figuren ses, at celle 1 er mest belastet af sediment.



Figur 9.3. Reducering af hydraulisk ledningsevne med opsætning af model fra tabel 9.1. Her ses at ledningsevnen i celle 1 efter 120 dage er faldet til 0,84 % af startværdien til  $1,42 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ .

Den relativt korte simuleringsperiode medførte kun afstrømning til de tre første celler i modellen. Men det er vurderet til, at være retvisende for modellens evne til at reagere som forventet på parametervariationerne.

### 9.3 Resultat af eftervisning af parametervariation

For at undersøge om modellen beregner og reagerer, som forventet er der for overflademodellen kørt en række modelkørsler, hvor en enkelt parameter er varieret og resultatet af kørslen er derefter sammenlignet med resultatet for udgangspunkt for modellen, som er beskrevet i tabel 9.1 og resultaterne på figur 9.2 og 9.3. For overblikket skyld er resultaterne af eftervisningen samlet i tabel 9.2 på side 70.

• Afløbskoefficient: Ved at ændre afløbskoefficienten til 1 kom der som forventet mere vand til kantstensbedet. Dette medførte en lille ændring i reduceringen af hydraulisk ledningsevne for celle 1 efter 120 dage. Det modsatte gjorde sig ligeledes gældende, hvis afløbskoefficienten blev reduceret til 0,9, hvilket medførte mindre vand til kantstensbedet, hvilket også resulterede i en mindre afstrømmet mængde sediment, der dermed også påvirkede reduceringen af hydraulisk ledningsevne. Antallet af overløb fra celle 1 til celle 2 faldt til fire fremfor fem.

- **Opbygningsrate**: Opbygningsraten i sedimentmodellen er øget til 0,03 g m<sup>-2</sup> time<sup>-1</sup>, derved øges den samlede mængde sediment på overfladen. Det gav dog ikke nogen ændring i reduceringen af hydraulisk ledningsevne i de tre første celler, da fjernelsen af sediment på overfladen, i dette tilfælde ikke er begrænset af mængden af sediment på overfladen. Ved at reducere opbygningsraten til 0,01 g m<sup>-2</sup> time<sup>-1</sup> er der som forventet en mindre samlet mængde sediment på overfladen. Denne opbygningsrate er stadigvæk højere end fjernelsen, og derfor sker der ingen ændring i reducering af hydraulisk ledningsevne. Modellen påvirkes i eksemplet ikke af opbygningsraten, men afhænger derimod markant af fjernelseskoefficienten. Ved en højere fjernelseskoefficient påvirkes reduceringen af den hydrauliske ledningsevne eventuelt anderledes ved en anden opbygningsrate.
- Fjernelseskoefficient: Det er forsøgt, at hæve fjernelseskoefficienten til 5 · 10<sup>-5</sup> m time<sup>-1</sup>, hvilket resulterede i en større afstrømning af sediment til kantstensbedet. Denne større sedimentafstrømning resulterede desuden i en kraftigere reducering af den hydrauliske ledningsevne i de tre første celler, specielt celle 1 blev hårdere belastet. Her var den hydrauliske ledningsevne reduceret til 7,28 · 10<sup>-5</sup> m s<sup>-1</sup> efter 120 dage. Denne øgede reducering ses af figur 9.4. Den øgede belastning af celle 1 har i den korte simuleringsperiode allerede reduceret den hydrauliske ledningseven i celle 1 i så stor grad, at antallet af interne overløb fra celle 1 til celle 2 er steget til otte. Modsat hvis fjernelseskoefficienten reduceres til 5 · 10<sup>-6</sup> m time<sup>-1</sup>, så afstrømmer der mindre sediment, hvilket fører til en mindre reducering af hydraulisk ledningsevne. Ledningsevnen i celle 1 reduceres kun til 1,56 · 10<sup>-4</sup> m s<sup>-1</sup>. Der observeres det samme antal interne overløb fra celle 1 til celle 2, dog med mindre voluminer. Det skyldes, at filtermaterialet kan afdræne mere vand end udgangspunktet, da celle 1 er mindre belastet.



Figur 9.4. Reducering af hydraulisk ledningsevne med en fjernelseskoefficient på  $5 \cdot 10^{-5} \,\mathrm{m \ time^{-1}}$ . Dette resulterer i at ledningsevnen i celle 1 efter 120 dage er faldet til 7,28  $\cdot 10^{-5} \,\mathrm{m \ s^{-1}}$ . NB: Skalaen på y-akse er forskellig fra figur 9.3.

For parametre, der udelukkende relaterer sig til infiltrationsmodellen er der foretaget en tilsvarende variation af visse parametre.

Hydraulisk ledningsevne: Ved at ændre udgangspunktet for den hydrauliske ledningsevne til 6,701 · 10<sup>-4</sup> m s<sup>-1</sup> sker der en markant ændring i fordelingen af infiltrationsmængderne. Det sker da celle 1 stort set kan nå, at håndtere al vandet, og derfor ikke leder ret store mængder vand videre i systemet. Dette fører som forventet til en anden fordeling af sedimentet og dermed også en hurtigere reducering af hydraulisk ledningsevne i celle 1. Når celle 1 stort set kan dræne al det indkommende regnvand, så forekommer der også færre interne overløb. Antallet af interne overløb fra celle 1 til celle 2 er faldet til kun et. Ved at ændre den hydrauliske ledningsevne til 6,701 · 10<sup>-5</sup> m s<sup>-1</sup> kan celle 1 ikke længere håndtere regnvandet, det medfører flere og større interne overløb, hvilket kan ses af figur 9.5, hvor vandstanden under hændelsen giver anledning til overløb i store dele af regnhændelsen. Disse overløb forplanter sig længere ned i kantstensbedet, hvor der er overløb helt til celle 5. Når regnvandet fordeles mere ud i forskellige delceller, så reduceres den hydrauliske ledningsevne i celle 1 mindre, hvorimod celler længere nede i kantstensbedet reduceres mere.



Figur 9.5. Eksempel på samme regnhændelser fra d. 24/09 2012 og d. 25/09-2012, hvor den hydrauliske ledningsevne er reduceret til  $6,701 \cdot 10^{-5} \,\mathrm{m \ s^{-1}}$ . Her ses hvordan filtermaterialet hurtigere fyldes med vand og derfor opbygger en vandstand i celle 1, der resulterer i flere overløb til celle 2. Hændelsen d. 25/09-2012 giver nu også overløb til celle 2, hvilket ikke var tilfældet i udgangspunktet. NB: Skalaen på y-akse er forskellig fra figur 9.2.

- **Porøsitet**: Det er forsøgt, at ændre porøsiteten til 0,4, hvilket resulterede i små ændringer i infiltrationsmængderne i de respektive celler. Der blev infiltreret større mængder i celle 1. Det førte stadigvæk til fem interne overløb fra celle 1 til celle 2, men det samlede volumen af vand var mindre. Ændringen af voluminerne i overløbene medførte ligeledes en lille ændring i reduceringen af hydraulisk ledningsevne. Hvis porøsiteten blev reduceret til 0,3, blev der derimod ikke observeret nogen ændring i fordelingen af sediment og dermed heller ikke nogen ændring i reduceringen af hydraulisk ledningsevne.
- Dimensioner af celler: Der er ved forskellige kombinationer af dimensionsparametre undersøgt, hvordan infiltrationsmodellen reagerer på ændringer i de enkelte cellers dimensioner. Der er ikke noget entydigt resultat, men et større volumen i celle 1, vil tilbageholde mere vand i cellen, føre til færre og mindre interne overløb til celle 2, hvilket igen vil få reduceringen af hydraulisk ledningsevne i celle 1 til at være kraftigere. Indtil infiltrationsevnen er reduceret så meget, at voluminet af vand i celle 1 ikke kan infiltreres og dermed klogger celle 1 til, hvilket igen fører til hyppigere overløb til celle 2.

	Parameter	Forventet reaktion	Model output
		$\cdot$ Ændring i mængden af vand	$\checkmark$
Aflø fo Opl Opl Fjern fo		$\cdot$ Samlet mængde sediment på overflade	$\checkmark$
	Afløbskoefficient formel (8.1)	$\cdot$ Mængden af afstrømmet sediment	$\checkmark$
		$\cdot$ Antallet af interne overløb	$\checkmark$
		· Reducering af K	$\checkmark$
	Ophygninggrata	· Mængden af sediment på overflade	$\checkmark$
		$\cdot$ Reducering af K	-
	kapiter 2	$\cdot$ Afhænger af fjernelseskoefficienten	$\checkmark$
	Fjernelseskoefficient formel (8.2)	$\cdot$ Mængden af afstrømmet sediment	$\checkmark$
		· Reducering af K	$\checkmark$
		$\cdot$ Ændring af fordeling af interne overløb	$\checkmark$
Hyd ledni form form Por N	Hadnouliah	$\cdot$ Ændring i infiltrationsmængder	$\checkmark$
	ladmingaarma	$\cdot$ Antallet af interne overløb	$\checkmark$
	formel (8.5)	$\cdot$ Ændring i sediment for deling	$\checkmark$
		· Reducering af K	$\checkmark$
	Porøsitet	· Ændring i interne overløb	-
		$\cdot$ Ændring i sediment fordeling	-
		$\cdot$ Ændring i infiltrationsmængder	-
		· Reducering af K	-
	Dimensioner	$\cdot$ Ændrer alle de ovenstående	$\checkmark$

Tabel 9.2. Oversigt over modellens evne til at reagere logisk og fysisk korrekt på parametervariation. Ved grønt flueben er modellens resultat lig det forventede. Ved sort streg er det ikke entydigt om modellens resultat er lig det forventede, det kræver eventuelt en længere simuleringsperiode eller modellen reagerede udelukkende som forventet på den ene af de to parametervariationer.

Ingen af de opstillede forventninger blev ikke berørt ved undersøgelsen. Der blev ikke fundet nogen resultater, der reagerede modsat end forventet. Dermed vurderes den samlede infiltrationsmodel at beregne vandstande, infiltrationsvoluminer, overløbsmængder og reduceringerne af hydraulisk ledningsevne korrekt.

# 10. Usikkerhedsvurdering af infiltrationsmodel med Monte Carlo

Dette kapitel har til formål at beskrive den usikkerhed, som den numeriske model i sig selv introducerer. Eftersom det ikke har været muligt at kalibrere modellen stiger behovet for, at vurdere usikkerheden i modellen. Dette gøres ved hjælp af en Monte-Carlo analyse.

Eftersom det ikke har været muligt, at opnå dataserier af den hydrauliske ledningsevne til kalibrering af infiltrationsmodellen er der et endnu større behov for at vurdere usikkerheden i modellen. For at kunne vurdere usikkerheden er det valgt, at udføre en Monte Carlo usikkerhedsanalyse. Derved er det muligt, at vurdere modellens usikkerhed på baggrund af den usikkerhed, som de forskellige parametre introducerer til modellen. Det vil ligeledes være muligt at kvantificere usikkerheden, der fremkommer ved at bruge modellen, til for eksempel at forudsige vedligeholdelsesintervaller af filtermaterialet.

Ved en Monte Carlo simulering udtrækkes et antal mere eller mindre tilfældige parameterværdier, som er knyttet til en fordelingsfunktion for den pågældende parameter. Modellen beregnes derefter med alle kombinationerne af de udtrukne parameterværdier og derved kan usikkerheden kvantificeres, da resultaterne vil danne et bånd af resultater. I dette bånd af resultater er det muligt, at sætte en sikkerhed på, såsom at kantstensbedet med 95 %'s sikkerhed kan en specifik infiltrationsevne holdes i X antal år.

#### 10.1 Model følsomhedsanalyse

For at optimere og minimere mængden af simuleringer er der foretaget en følsomhedsanalyse, for at kunne vurdere hvilke parametre der har størst betydning for modellens resultat. Følsomhedsanalysen er begrænset til, at omfatte de designparametre, som er relateret til filtermaterialet eller belastningen af kantstensbedet. Dermed vurderes ikke på designet af selve kantstensbedet i forhold til dimensioner på de enkelte celler, overløbskantens udformning og placering eller om dybden af filtermulden er mere eller mindre. Der tages udgangspunkt i de opmålte dimensioner i tabel 8.1 fra ekskursionen d. 23/03-2015. Følsomheden vurderes på baggrund af ligning (10.1).

$$S = \frac{|\Delta\psi|}{\frac{\Delta p}{p}} \tag{10.1}$$

hvor

- *S* Sensitivitetsindeks
- $\Delta \psi \mid$  Ændring i målbart output
- $\Delta p$  | Ændring i parameter værdi
- *p* Startværdi for parameter

Der er foretaget beregning af modellens følsomhed, for parametrene hvis de både øges og sænkes med 10 %. Resultatet er derfor et udtryk for den samlede følsomhed af den pågældende parameter, da forskellene er behandlet som absolutte værdier. I følsomhedsanalysen er den hydrauliske ledningsevne og fordelingen af sediment anvendt som sammenligningsgrundlag.

# 10.2 Parameterbeskrivelse til følsomhedsanalyse

Til at vurdere modellens parameter følsomhed er en tidsperiode på 90 dage valgt, med start d. 21/09-2012. Dette valg er taget, fordi modellen kræver en vis periode, før der eventuelt opstår en forskel i det målbare output. Det vil for eksempel ikke være muligt, at udføre følsomhedsanalysen på én regnhændelse alene, da de forskellige typer af regnhændelser påvirker modellen forskelligt. Derfor udføres følsomhedsanalysen over en periode på 90 dage, for derved at lade de forskellige typer af regnhændelser belaste modellen forskelligt.

For at kunne belyse denne forskellighed er der for hver 10. dag udtaget et resultat for henholdsvis den aktuelle hydrauliske ledningsevne og mængden af sediment i de forskellige celler.

#### 10.2.1 Modelkørsel og udgangspunkt for følsomhedsanalyse

Følsomhedsanalysen tager udgangspunkt i modelopsætningen fra kapitel 9. Udgangspunktet for porøsiteten i følsomhedsanalysen er taget som middelværdier for de fundne porøsiteter fra tabel 6.2 og for den hydrauliske ledningsevne er gennemsnittet af de målte hydrauliske ledningsevne er fra tabel 6.1 anvendt. Porøsiteten er øget, for at sikre en effekt ved at sænke porøsiteten med 10%. De øvrige parametre, som er udvalgt og anvendt til følsomhedsanalysen er listet i tabel 10.1.

Parameter		Værdi
Hydraulisk ledningsevne	$[m \ s^{-1}]$	$1,701 \cdot 10^{-4}$
Porøsitet	$[m^3 luft m^{-3} jord]$	$0,\!52$
Campbell B	[-]	5
Opbygningsrate	$[g m^{-2} time^{-1}]$	0,02
Fjernelseskoefficient	$[m time^{-1}]$	$1 \cdot 10^{-5}$

Tabel 10.1. Oversigt over anvendte parametre til følsomhedsanalysen.

Ovenstående parametre er valgt, da de på baggrund af eftervisningen i kapitel 9 er vurderet til at være meget styrende for modellen.

## 10.3 Resultat af følsomhedsanalyse

Der er udført en dobbelt følsomhedsanalyse af modellen med henholdsvis hydraulisk ledningsevne og fordelingen af sediment som målbart output. Dette er gjort, da en ændring af hydraulisk ledningsevne selvfølgelig vil påvirke den hydrauliske ledningsevne markant. Det skyldes at en input parameter ikke er god som målbart output. Men det er stadigvæk interessant, at undersøge de andre parametres indvirkning på ledningsevnen. Derfor er sensitivitets beregningen af hydraulisk ledningsevne på baggrund af hydraulisk ledningsevne udeladt af figur 10.1. Det ville også være muligt, at have vurderet følsomheden på infiltrationsmængden i de respektive celler, men dette ville muligvis ikke give et retvisende billede af følsomheden, da infiltrationsmængden er vurderet til primært, at være styret af den hydrauliske ledningsevne og trykgradienten fra vandstanden.



Figur 10.1. Sensitivitetsindeks for valgte parametre. Modellen er både vurderet på parameterens ændring af hydraulisk ledningsevne og fordelingen af sediment i de forskellige celler.

Som det fremgår af figur 10.1 har fjernelseskoefficienten i overflademodellen stor betydning for både hydraulisk ledningsevne og for mængden af sediment der afstrømmes til kantstensbedet. Dette stemmer godt overens med eftervisningen i kapitel 9 og giver god fysisk mening, da denne parameter er styrende for, hvor meget sediment der bliver fjernet fra overfladen. Hvis opbygningsraten er meget høj, men fjernelsen er meget lille, vil sedimentet ikke strømme af trods den store belastning. Det ses ligeledes, at opbygningsraten i dette tilfælde er irrelevant, da den ikke sætter en begrænsning for, hvor meget sediment der fjernes fra overfladen.

Den anden mest styrende parameter for sediment fordelingen er hydraulisk ledningsevne. Ved en høj hydraulisk ledningsevne kan filtermaterialet aflaste relativt hurtigt og derved påvirke dynamikken i kantstensbedet. Hvis infiltrationsevnen i en specifik celle er høj nok til, at vandet ikke stuver op i den enkelte celle og dermed ikke give anledning til overløb til næste celle, så forbliver det afstrømmede sediment i den pågældende celle.

## 10.4 Afgrænsning af valgte parametre

På baggrund af figur 10.1, tabel 9.2 og den efterfølgende argumentation er det valgt, at begrænse Monte Carlo usikkerhedsanalysen til, at fokusere på de elementer, der udelukkende er relateret til filtermaterialet og dennes egenskaber. Hermed menes filtermaterialets hydrauliske ledningsevne og porøsitet. Porøsiteten er medtaget, da eftervisningen i kapitel 9 ikke entydigt kan beskrive modellens evne til at reagere på en variation af porøsiteten.

Der kan argumenteres for, at fjernelseskoefficienten og opbygningsraten ikke bør udelades af beregningen, men grundet tid, computerkraft og til dels modelopbygningen er disse to parametre udeladt af den følgende Monte Carlo analyse.

Der er flere elementer i modellen, som kan have indflydelse på, hvordan de enkelte delceller påvirkes. En stor variabel er de dimensioner, som kantstensbedet har. Et større volumen i for eksempel celle 1 vil kunne rumme et større volumen vand og derfor potentielt ikke give overløb til næste celle, hvilket vil give en anden dynamik i belastningen. Det er i det følgende valgt, at fastholde de opmålte dimensioner fra tabel 8.1.

#### 10.4.1 Beskrivelse af yderligere usikkerhed fra overflademodel

Ved at udelade parametrene der er relateret til overflademodellen, fokuseres der ikke på usikkerheden på overflademodellen. Overflademodellen kunne foruden fjernelseskoefficienten og opbygningsraten være under påvirkning af afløbskoefficient og koncentrationstid på overfladen. At udelade de to parametre vælges selvom det af figur 10.1 fremgik at fjernelseskoefficienten havde stor betydningen for modellen. De andre nævnte parametre er der ikke udført en følsomhedsanalyse for. For at undersøge den komplette modelusikkerhed vil disse elementer være nødvendige, at tage med i en større analyse. En analyse der bør suppleres med målinger og flere undersøgelser.

## 10.5 Egentlig Monte Carlo simulering

Efter at have fundet de parametre, som er udvalgt til at indgå i analysen kan der samples et antal tilfældige parameterkombinationer af både hydraulisk ledningsevne og porøsiteten. Der samples 100 gange for, at ramme så mange kombinationsmuligheder som muligt. Grundet beregningstid og begrænsede mængder af computerkraft har det ikke været muligt at sample flere kombinationer.

For Monte Carlo analysen er det valgt, at udføre simuleringen over en periode på 1 år og derefter inddele året på månedsbasis. Simuleringen er ligesom eftervisningen i kapitel 9 startet d. 21/09-2012 kl. 03:05.

#### 10.5.1 Fordelingsfunktioner for parametre

Når parameterkombinationerne samples, genereres der tilfældige tal for begge parametre. Tallene genereres ud fra nogle predefinerede fordelingsfunktioner. Hvis en parameters gennemsnitsværdi

er forholdsvis veldefineret og enkeltværdierne ikke giver anledning til en stor spredning, så kan fordelingsfunktionens spredning indsnævres og dermed mindske den usikkerhed der ligger i, at opstille disse fordelingsfunktioner. Hvis der derimod er stor usikkerhed omkring parameterværdien, så bør der vælges en bredere fordelingsfunktion, for derved ikke at udelade en usikkerhed ubevist.

Den hydrauliske ledningsevne samples med en middelværdi på  $1,00 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$  og med en spredning på 3,5 på en lognormalt fordelingskurve, se figur 10.2. Der er desuden i modellen indlagt et afskæringskriterie på  $1,00 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$  for den hydrauliske ledningsevne, da det er vurderet, at en infiltrationsløsning med så lav en start hydraulisk ledningsevne ikke vil være realistisk at anlægge.



Figur 10.2. Valgt lognormal fordeling for hydraulisk ledningsevne.

Eftersom de gennemsnitlige værdier ligger meget tæt, er det valgt at øge spredningen, da den hydrauliske ledningsevne er vurderet til, at kunne variere mere end det, målingerne indikerer.

Porøsiteten for filtermulden er vurderet til at følge en trekantsfordeling, som vist på figur 10.3, som dog ikke indeholder de målte porøsiteter i tabel 6.2. Intaktprøverne er taget i topjorden, hvor jorden ikke er udsat for komprimering fra anden jord, men potentielt effekter fra bioturbation. Derfor er de målte porøsiteter ikke vurderet, at være repræsentative for hele filterkolonnen.



Figur 10.3. Valgt trekantsfordeling for porøsiteten.

#### 10.6 Resultat af Monte Carlo analyse

Det er valgt at sammenligne resultaterne på den relative reducering, der er sket af den hydrauliske ledningsevne på et år, året er som tidligere nævnt inddelt på månedsbasis. Af figur 10.4 ses en tydelig reducering af den hydrauliske ledningsevne i celle 1. Det kan også antydes, at celle 1 bliver belastet meget forskelligt af sedimentet, alt efter hvilken ledningsevne, som filtermulden har.



Figur 10.4. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 1. Der er indlagt både et 5% og et 95%'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen. NB: Skalaen på y-akse er forskellig fra figur 10.5.

Hvis filtermaterialet har en høj ledningsevne, så vil der være en hurtigere reducering i celle 1, fordi der ikke er samme behov for overløb til celle 2. Indtil reduceringen af hydraulisk ledningsevne når et niveau, hvor der sker hyppigere overløb til celle 2, der vil celle 1 modtage al sedimentet fra overflademodellen. Efter dette niveau, der vil celle 2 blive påvirket i større grad. Dette niveau ses efter 7. måned på figur 10.5.

Af analysen er det ikke tydeligt, om en hurtig reducering af celle 1 hænger 100% sammen med at de resterende celler ikke reduceres. Men eftervisningen i 9 antyder dette.



Figur 10.5. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 2. Der er indlagt både et 5 % og et 95 %'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen. NB: Skalaen på y-akse er forskellig fra figur 10.4.

Figurer for de resterende celler i Monte Carlo analysen kan ses i bilag E.

### 10.7 Vurdering af resultater fra Monte Carlo analyse

Ud fra figur 10.4 og 10.5 ses en vis variation i nedsættelsen af den hydrauliske ledningsevne, specielt i celle 1. En reducering af den hydrauliske ledningsevne på 55% vil kun introducere en reduktion på en halv dekade. Dette er i overensstemmelse med reduceringen fundet i Coustumer et al. (2012) på 27%, der også nogenlunde svarer til en halv dekade. Normalvis når der arbejdes med hydraulisk ledningsevne, der er det kun størrelsen på dekaden der er af interesse. Derfor virker en nedsættelse af den hydrauliske ledningsevne med en halv dekadestørrelse på et år ikke af meget. Specielt ikke taget i betragtning, at det er den beregning med den kraftigste reducering af ledningsevnen. Hvis usikkerheden på fordelingsfunktionen af den hydrauliske ledningsevne øges, forventes det at resultere i et bredere bånd af resultater.

Det bånd, som Monte Carlo analysen producerer for hver celle virker smalt. Det tilskrives, at Monte Carlo analysen ikke beskriver den markante usikkerhed, som for eksempel fjernelseskoefficienten introducerer. Ved at tilføje overflade- og afstrømingsmodellen til Monte Carlo analysen forventes resultatbåndet at blive væsentlig bredere. Det er vurderet, at specielt fjernelseskoefficienten bør underligges yderligere undersøgelser, for at kunne give et bedre indblik i modellens usikkerhed. Hermed menes målinger eller anden form for data, der kan være med til give et bedre estimat på størrelsen af parameteren. Disse undersøgelser og målinger vil derefter kunne indsnævre resultatbåndet igen. Det har ikke været muligt at undersøge fjernelsen af sediment ved projektlokationen i projektet .

For bedre at kunne vurdere usikkerheden i modellen er det nødvendigt, at have et bredere udsnit af parametre. Et større antal af parametre vil derimod også indføre flere usikkerheder fra parametrene og ikke kun modellens usikkerhed. Den samlede usikkerhed i modellen er en kombination af usikkerhederne fra modellen og de parametre, som indgår i modellen.

# 11. Refleksion over valg af metode

Der er i projektet foretaget nogle valg, som kan have haft indflydelse på projektets endelige resultat.

I projektet er der visse ting, som måske burde have været udført på anden vis eller som der kan stilles spørgsmålstegn ved. De vigtigste er listet nedenfor i uprioriteret rækkefølge:

- Opsamling af sediment med støvsuger.
- Overførsel af opbygningsrater fra Aalborg til Bredballe.
- Kort måleperiode i infiltrationsbedet.
- Modellens manglende evne til at beskrive effekter fra bioturbation eller vedligehold.
- Faktorer for reducering kun relateret til én kombination af filtermateriale og sediment.
- Fordelingen af sediment efter overløbsfordeling.
- Kalibrering af infiltrationsmodel.

Ved at udføre opsamlingsforsøgene med støvsuger er der samlet markant flere og større partikler og sten op end der ville være blevet, ved for eksempel at relatere mængden af sediment på overfladen til koncentrationen af totalt suspenderet stof i overfladevandet, (TSS). Ved at have anvendt det afstrømmede overfladevand og mængden af TSS i vandet, til at bestemme opbygningsraten på overfladen, ville det være muligt at bestemme fjernelseskoefficienten i overflademodellen. Dette vil eventuelt have givet et bedre estimat på parameteren i forhold til modellen, end den fundet i Bentzen & Thorndahl (2004). På baggrund af følsomhedsanalysen inden Monte Carlo analysen kan der argumenteres for, at fjernelsen af sediment på overfladen er vigtigere at bestemme end selve opbygningsraten.

Ved at have udført sedimentopsamlingsforsøgene i Aalborg fremfor på lokationen i Bredballe er det uvist, om opbygningraten er urealistisk høj eller lav. Det er derfor uvist, om den anvendte opbygningsrate er repræsentativ for kantstensbedet i Bredballe. De fundne opbygningsrater ligger dog i samme størrelsesorden som dem, fundet i litteraturen.

Eftersom der kun er foretaget fire målinger af hydraulisk ledningsevne i kantstensbedene i Bredballe er der ikke grundlag for en kalibrering af modellen. Selvom udgangspunktet for den hydrauliske ledningsevne under alle omstændigheder ikke ville være kendt, så ville en længere måleperiode kunne have givet et andet og bedre grundlag for at kunne kalibrere modellen. Med kun de fire enkelte målinger, hvor visse delmålinger viser en forbedring af hydraulisk ledningsevne er det alt for usikkert at kalibrere modellen på baggrund af målingerne.

Modellens manglende evne til, at kunne forbedre den hydrauliske ledningsevne på baggrund af bioturbation eller vedligehold kan give et for negativt billede af reduceringen i forhold til virkeligheden. Eftersom der i litteraturen er vist eksempler på, at dyreliv og plantevækst kan have en væsentlig forbedrende effekt på filtermaterialet hydrauliske ledningsevne bør dette aspekt ikke udelades af modellen. Det kan dog være svært, at kvantificere den positive effekt fra bioturbation. Reduceringen af hydraulisk ledningsevne bygger kun på den kombination af filtermateriale og sediment, der er anvendt i kapitel 5. Konstanten i formel (8.9) forventes, at være anderledes ved en anden kombination af filtermateriale og sediment. Alene disse konstanter kunne være interessante at bestemme bedre. Dette kunne eventuelt gøres ved, at udføre forsøget flere gange med forskellige kombinationer af filtersand og sediment.

Ved at antage en fuldstændig opblanding af det afstrømmede sediment i vandet og dermed også sediment fordelingen per hændelse, på baggrund af de interne overløb, opstår der en skævvridning af belastningen. På baggrund af sedimentets forskellige sedimentationshastigheder vil mindre og mindre partikler føres videre med overløbsvandet. Det vil efterlade de største partikler i den første celle, hvilket vil give en stor akkumulleret mængde sediment. De større partikler har dog ikke den samme tendens, til at pakke sig tæt sammen og danne et lige så kompakt klogningslag, som mindre partikler har. De meget små partikler vil have en større reducerende effekt per masse end de større partikler, og hvis forholdet imellem den reducerende effekt og massen ikke stemmer opstår skævvridningen. Der kan eventuelt opstå et behov for, at inkorporere forskellige reduceringskonstanter til de respektive celler. Dette behov kan blive mere udtalt, hvis resuspension af sedimentet også tages i betragtning.

I projektet er det vist, at modellen responderer korrekt på den parametervariation, som modellen udsættes for. Eftervisningen er udført, da det ikke har været muligt at kalibrere modellen. Alle de ovenstående elementer er vigtige elementer i en kalibrering af infiltrationsmodellen. Enhver model bør kalibreres og valideres før dens resultater anvendes. Derfor vil en fremtidig kalibrering af modellen være af stor betydning, før modellens anvendelighed for alvor kommer frem.

# 12. Konklusion

Der er i projektet opbygget en infiltrationsmodel af et eksisterende kantstensbed i Bredballe, som er opdelt i otte delceller. Med modellberegningerne er det muligt, at reducere den hydrauliske ledningsevne dynamisk, så infiltrationsevnen i de enkelte delceller afhænger af den sedimentbelastning, som de hver især er udsat for. Ved hjælp af infiltrationsmodellen vil det derfor være muligt, at forudsige hvornår filtermulden i kantstensbedet i Bredballe bør udskiftes. Hvis modellen udvikles videre, vil dens opbygning kunne videreføres til andre lignende infiltrationsbede.

Igennem projektet er der dog fundet visse aspekter, der gør at modellens resultater kan variere i sådan en grad, at infiltrationsmodellen skal bruges varsomt. For at infiltrationsmodellens resultater kan videreføres til andre lokationer skal modellen kalibreres og valideres, hvilket ikke har været muligt i projektet, grundet manglende dataserier af hydraulisk ledningsevne. Infiltrationsmodellens beregningsgrundlag er derimod eftervist og accepteret. Infiltrationsmodellen kan dermed betragtes som et værktøj, der kun mangler kalibrerede værdier for en række parametre for at kunne virke som en enkeltstående metode til at vurdere vedligeholdelsesintervaller af filtermulden.

For at anskueliggøre nødvendigheden af at kalibrere modellen, er der foretaget en analyse af modellens usikkerhed ved hjælp af en Monte Carlo analyse. En Monte Carlo analyse kan beskrive usikkerheden ud fra et antal modelberegninger, hvor parameterværdierne er tilfældigt samplet fra nogle predefinerede fordelingsfunktioner. Det er dog kun et begrænset antal parametre og parameterkombinationer, der er forsøgt varieret i analysen i projektet.

Resultatet af Monte Carlo analysen indikerer, at den relative beskedne reducering, som cellernes hydrauliske ledningsevne er udsat for i løbet af et år ikke indgyder til, at infiltrationsbede dimensioneres med en markant lavere ledningsevne, som beskrevet i Spildevandskomiteen (2011). Selvom modellen eventuelt viser en reducering, der er mindre end den reelle, så er modellen ikke i stand til at tage højde for, hvilken grad af vedligehold der opretholdes, ej heller hvilken effekt bioturbation i kantstensbedet har. Disse to elementer har stor betydning for opretholdelsen af en acceptabel hydraulisk ledningsevne. Bioturbation har i litteraturen vist sig, at være en markant faktor i dimensioneringen af infiltrationsløsninger, der sågar kan forbedre den hydrauliske ledningsevne til et højere niveau end udgangspunktet. I dimensioneringen af en infiltrationsløsning, hvor overfladen skal være bevokset, bør effekten fra planternes rodnet medtages som et positivt bidrag i opretholdelsen af hydraulisk ledningsevne.

For at kunne anvende modellens reduceringsmodul mere generelt til at beskrive den hydrauliske ledningsevne i infiltrationsbede vil det være nødvendigt at bestemme flere reduceringskonstanter. Reduceringskonstanten afhænger af filtermaterialets porerum og sedimentets partikelfordeling. De forskellige kombinationer af filtermateriale og sediment har stor indflydelse på, hvordan reduceringen af hydraulisk ledningsevne foregår. Hvilket i projektet er eftervist ved hjælp af 3D-scanninger af intaktprøver. Sådanne scanninger kan ligeledes være medvirkende til at anskueliggøre tykkelsen af klogningslag i for eksempel regnvandsbassiner, der har været udsat for en stor sedimentbelastning og skal oprenses.

På sigt vil det være muligt, at anvende infiltrationsmodellen til at estimere de nødvendige vedligeholdelsesintervaller overfor dem, der skal stå for den del af driften ved infiltrationsbedet. Derved risikeres der ikke at vedligeholde bedet for ofte, så der bruges flere penge end påkrævet eller for sjældent, så funktionskravet ikke er tilfredsstillende.

# Referencer

- Aalborg Universitet (2014). *BEWARE Buildings as an intElligent WAter REsource*. URL: http://www.vejrradar.dk/beware/. Besøgt løbende igennem 2014.
- AAU, DTU, TI og Orbicon (2015). Separat Regnvand, Større anlæg til overfladenedsivning af separat regnvand, Baggrundsrapport. URL: http://www.separatvand.dk/. Besøgt 25. februar 2015.
- ACO (2010). ACO Drain<sup>®</sup> Liniedræn. URL: http://www.aco.dk/produkter/#/ ~ /13117/~ / ~ / ~ / ~. Besøgt 4. november 2014.
- Bentzen, T. R. (2008). Accumulation of pollutants in highway detention ponds. PhD thesis, Aalborg University. Department of Civil Engineering, Water and Soil. DCE Thesis no. 13. ISSN 1901-7294.
- Bentzen, T. R. & Larsen, T. (2009). Heavy Metal and PAH Concentrations an Highway Runoff Deposits Fractionated on Settling Velocities. *Journal of Environmental Engineering*, *Vol. 135 No. 11*, (side 761–766).
- Bentzen, T. R. & Thorndahl, S. (2004). Numerisk modellering af vand- og stoftransport ved afvanding af motorveje - med udgangspunkt i regnvandsbassin 302,9 på motorvej E45 ved Vodskov. Kandidat speciale. Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø ved Aalborg University.
- Bisgaard, G. (2014). Notat om Ændringer i vejbede april/maj 2014. Internt notat ved Vejle Spildevand A/S.
- Brorsen, M. & Larsen, T. (2009). *Lærebog i Hydraulik*. Nr. ISBN: 978-87-7307-978-2, 2. udgave. Aalborg Universitetsforlag.
- Calabrò, P. (2010). Impact of Mechanical Street Cleaning and Rainfall Events on the Quantity and Heavy Metals Load of Street Sediments. *Environmental Technology, Vol. 31 No. 11*, (side 1255–1262).
- Campbell, G. S. (1974). A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention. *Soil Science, Vol. 117, no. 6*, (side 311–314).
- Coustumer, S. L., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S., & Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research, Vol. 46 Issue. 1*, (side 6743–6752).
- DMI (2015). DMI, Klimanormaler for hele landet. URL: http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/normaler-og-ekstremer/klimanormaler-dk/. Besøgt 5. januar 2015.

- Duus, P. B. (2015). Samtale med Peter Bassø Duus og Britt Malling d. 12/03-2015 om fremskridt i projektet. Noter fra samtale.
- German, J. & Svensson, G. (2002). Metal Content and Particle Size distribution of Street Sediments and Street Sweeping Waste. Water Science and Technology, Vol 46 No 6-7, (side 191–198).
- GEUS (2015). GEUS' Jupiter Borerapport. URL: http://data.geus.dk/JupiterWWW/borerapport.jsp?borid=506691. Besøgt 7. april 2015.
- Hamamoto, S., Moldrup, P., Kawamoto, K., de Jonge, L. W., Schjønning, P., & Komatsu, T. (2011). Two-Region Extended Archie's Law Model for Soil Air Permeability and Gas Diffusivity. Soil Science Society of America Journal, 75, 795–806.
- Hermansen, C. (2015). Udvikling af Simple Modelkomponenter samt synlig-nær Infrarød Spektroskopi til Effektiv Bestemmelse af Jordparametre til Risikovurdering på Forurenede Grunde. Kandidat Speciale v. Studienævn for Kemi, Miljø og Bioteknologi ved Aalborg Universitet.
- Kjeldsen, P. & Christensen, T. H. (1996). Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Nr. 20, Bind 2. Institut for Miljøteknologi v. Danmarks Tekniske Universitet. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- LAR i Danmark (2015). *LAR-anlæg i Danmark*. URL: http://www.laridanmark.dk/lar-anlaeg-i-danmark/26509.
- Loll, P. & Møldrup, P. (2000). Soil Characterization and Polluted Soil Assessment. Aalborg Universitet.
- NCC (2014). NCC, Lad asfalten håndtere regnvandet, NCC PermaVej<sup>®</sup>. URL: http://www.ncc.dk/produkter-og-services/ncc-permavej/. Besøgt 5. november 2014.
- Nielsen, A.-M. B. (2015a). Forsøgsresultater fra forsøg med konstant trykhøjde. Ikke udgivet.
- Nielsen, A. R. & Winther, R. L. H. (2013). Evaluering af en designet filtermuld til rensning af afstrømmet regnvand. Kandidat Speciale v. Studienævn for Kemi, Miljø og Bioteknologi ved Aalborg Universitet.
- Nielsen, J. E. (2015b). Falling Head og udledning af hydraulisk ledningsevne. Undervisningsnoter.
- Nogaro, G. & Blondin, F. M. (2009). Stormwater Sediment and Bioturbation Influences on Hydraulic Functioning, Biogeochemical Processes, and Pollutant Dynamics in Laboratory Infiltration Systems. *Environmental Science & Technology, Vol. 43 Issue 10*, (side 3632–3638).
- Odong, J. (2008). Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity based on Grain-Size Analysis. *Journal of American Science, Vol. 4 Issue.* 1, (side 1–6).

- Orbicon (2012). Vejle Spildevand, Bredballe Kantstensbede, Dimensioneringsforudsætninger mv. Udgivet august 2012.
- Ovesen, N., Fuglsang, L. D., Bagge, G., Krogsbøll, A., Sørensen, C. S., Hansen, B., Bødker, K., Thøgersen, L., Glasgaard, J., & Augustesen, A. H. (2009). Lærebog i Geoteknik. Nr. ISBN-13 978-87-502-0961-4, 1. Udgave. Polyteknisk Forlag.
- Paus, K. H., Morgan, J., Gulliver, J. S., Leiknes, T., & Hozalski, R. M. (2013). Assessment of the Hydraulic and Toxic Metal Removal Capacities of Bioretention Cells After 2 to 8 Years of Service. Water Air Soil Pollut Research, Vol. 225:1803, (side 1–12).
- Rosas, J., Lopez, O., Missimer, T. M., Coulibaly, K. M., Dehwah, A. H., Sesler, K., Lujan,
  L. R., & Mantilla, D. (2014). Determination of Hydraulic Conductivity from Grain-Size
  Distribution for Different Depositional Environments. *Groundwater no. 52*, (side 399–413).
- Saget, A., Chebbo, G., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996). The first flush in sewer systems . Water Science and Technology, 33(9), 101 – 108. Solids in Sewers Selected Proceedings of the {IAWQ} International Specialized Conference on Sewer Solids - Characteristics, Movement, Effects and Control.
- Spildevandskomiteen (2011). Notat om dimensionering af LAR-anlæg. URL: https://ida.dk/content/spildevandskomiteens-skrifter.
- Spitz, K. & Moreno, J. (1996). A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling. Nr. ISBN: 0-471-13687-5. John Wiley and Sons, Inc.
- Tan, S.-A., Fwa, T.-F., & Han, C.-T. (2003). Clogging evaluation of permeable bases. *Journal* of Transportation Engineering, Vol. 129 Issue. 3, (side 309–315).
- Viklander, M. (1998). Particle Size Distribution and Metal Content in Street Sediments. Journal of Environmental Engineering, Vol. 124 No. 8, (side 761–766).
- Vollertsen, J. (2015). Muld og filtermuld hvor godt renser det? Undervisningsmateriale, Aalborg Universitet.
- Winther, L., Linde, J. J., Jensen, H. T., Mathiasen, L. L., & Johansen, N. B. (2011). *Afløbsteknik.* Nr. ISBN-13 978-87-502-1015-3, 1. Udgave. Polyteknisk Forlag.

Der følger en bilags-cd til den printede udgave og til den digitale udgave på AAU's projekt bibliotek er der uploadet en .ZIP fil med tilsvarende indhold.

- A.1 Data fra stofbelastningsforsøg
- A.2 Data fra tungmetalsanalyse
- A.3 Data fra forsøgsopstillinger
- A.4 Data fra in-situ målinger

### A.5 Infiltrationsmodel i pdf-format

Infiltrationsmodel

Regndata fra KM2-fil

Funktion: Indlæsning af regndata

Infiltrationsmodel

# B. Resultater fra tungmetalsanalyse

Resultater fra tungmetalsanalysen af det opsamlede vejsediment. Først den egentlige koncentration og derefter korrigeret for, hvor stor en del de enkelte partikelfraktioner udgør af det samlede vejsediment.



Figur B.1. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejstøv for zink.



Figur B.2. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for zink.



Figur B.3. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for bly.



Figur B.4. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for bly.



Figur B.5. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for kobber.



Figur B.6. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for kobber.



Figur B.7. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for chrom.



Figur B.8. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for chrom.



Figur B.9. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for nikkel.



Figur B.10. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for nikkel.



Figur B.11. Koncentration fra tungmetalsanalyse af opsamlet vejsediment for cadmium.



Figur B.12. Vægt korrigeret resultat af tungmetalsanalyse for cadmium.

# C. Resultater fra in situ måling af infiltrationskapacitet

Resultater fra de fire ekskursioner til Bredballe, hvor infiltrationsevnen er målt in situ.



Figur C.1. Målt vandstand i kammer nr. 4 d. 23/2-2015. Udtrykket for Darcy hastigheden er fittet til [cmVs  $\rm s^{-1}].$ 



Figur C.2. Målt vandstand i kammer nr. 5 d. 16/3-2015. Udtrykket for Darcy hastigheden er fittet til [cmVs  $\rm s^{-1}$ ].



Figur C.3. Målte vandstande d. 13/4-2015. Udtrykket for Darcy has<br/>tighederne er fittet til [cmVs  $\rm s^{-1}].$ 



Figur C.4. Målte vandstande d. 11/5-2015. Udtrykket for Darcy has<br/>tighederne er fittet til [cmVs  $\rm s^{-1}].$
## D. Forudsætning for brug af simpel overløbsformel for strømning over betonkant

For at kunne optimere den numeriske infiltrationsmodels beregningstid betragteligt ønskes en simpel og hurtig måde at bestemme det flow, der fremkommer når vandstanden i et givet kammer når til et niveau der er højere end overløbskanten.

For at optimere beregningsgangen vil det være mere effektivt, hvis flowet kunne bestemmes ved kun én beregningsgang på baggrund af vandstanden i bedet. Dette ville være muligt, hvis formel (D.4) anvendes, da den kun afhænger af vandstanden over overløbskanten. Formlen har dog sine begrænsninger, da den kun gælder for bredkronede overløb uden sidekontraktion, hvilket ikke gør sig gældende for vejbedet, hvilket ses på figur D.1. I modellen ses fuldstændig bort fra de gennemborede huller under overløbskanten, ligesom overløbet regnes som rektangulært.



Figur D.1. Overløbskant på kantstensbedet. Foto taget d. 23/02-2015.

Derfor er det nødvendigt at eftervise om, det trods alt vil være muligt at benytte ligning (D.4) ved at tilføje en ekstra koorrektionskonstant til formlen. Eftervisning er baseret på Brorsen & Larsen (2009).

## Eftervisning af retmæssigt brug af overløbsformel fremfor Energiligning

Ved at sammenligne de flows, som ville fremkomme med overløbsformlen og med Energiligningen, se ligning (D.1), undersøges det om det vil være muligt at bestemme en korrektion, som overløbsformlen, (D.4) kan påføres for alle vandstande. Ved at se strømningen som horisontal kan der indlægges et tværsnit i henholdsvis cellen, (A), og på overløbskanten, (B), dermed vil der opstå nogle enkelt- og friktionstab. Det er reelt disse tab, som udgør korrektionen af overløbsformlen.

$$(z + \frac{p}{\gamma})_A + \frac{\alpha_A V_A^2}{2g} = (z + \frac{p}{\gamma})_B + \frac{\alpha_B V_B^2}{2g} + \Delta H_{AB}$$
(D.1)

Når enkelttabene på baggrund af strømningens forløb med brat indsnævring medtages i  $\Delta H_{AB}$  fåes følgende.

$$\Delta H_E = \sum_{i=1}^n \zeta_i \frac{V^2}{2g} \quad \Rightarrow \quad \zeta = 0.5 \left( 1 - \frac{B_{smal}}{B_{bred}} \right) \cdot \frac{V^2}{2g} \tag{D.2}$$

hvor

z	Geometrisk højde [m]
p	Tryk [kg m <sup><math>-2</math></sup> ]
$\gamma$	Specifik tyngde [kg m <sup><math>-2</math></sup> s <sup><math>-2</math></sup> ]
$\alpha$	Hastighedsfordelingskoefficient [-]
V	Middelhastighed $[m \ s^{-1}]$
g	Tyngdeacceleration $[m \ s^{-2}]$
$\Delta H_{AB}$	Energitabet imellem to snit [m]
$\Delta H_E$	Energitabet fra enkelttab [m]
$\zeta_i$	Koefficient for enkelttab [-]
В	Bredder [m]

Her ses at enkelttabene afhænger af hastigheden hvilket ikke har den store betydning da der er tale om meget lave hastigheder. Derimod har den kraftige sidekontraktion fra 1,1 m til 0,3 m en meget større betydning. Eftersom overløbskanten kun er 5 cm lang er det ligeledes også begrænset hvad friktionstabet langs strømningen kan påvirke. Dette friktionstab kan findes ved hjælp af Manningformlen, se (D.3) hvor I isoleres og ganges med længden af overløbskanten.

$$Q = M A R^{2/3} \sqrt{I} \tag{D.3}$$

hvor

Når der opstilles en iterativ beregning for flowet på baggrund af en bestemt overløbsdybde findes det flow der passer til den pågældende dybde med Energiligningen, (D.1). Den samme dybde regnes så med overløbsformlen for et bredkronet overløb uden sidekonstraktion, som kan findes med formel (D.4).

$$Q = C B h \sqrt{2 g h} \tag{D.4}$$

hvor

C | Konstant [-]

B Bredde/Længde af overløbskant [m]

h Vanddybde over overløbskant [m]

Ofte kan konstanten C findes for bredkronede overløb med formel (D.5).

$$C = \sqrt{\frac{4}{27 \cdot \alpha}} \quad \Rightarrow \quad C_{\alpha=1,1} \approx 0,367$$
 (D.5)

Når de to beregningsmetoder sammenlignes fremkommer et forhold imellem de to flows, som viser sig at være relativt konstant for den pågældende kombination af bredde på celle og overløbskant, se figur D.2.



Figur D.2. Korrektionsfaktor der skal tilføjes C-konstanten i den simple overløbsformel. Der tages en middelværdi af resultaterne på 0,832.

Derved er det muligt at tilføje dette forhold, som en ekstra korrektionskonstant til formel (D.4). På den måde er det muligt at bestemme overløbsmængden kun ved hjælp af vanddybden over overløbskanten i bedet på en tilfredsstillende præcis måde. Middelværdien af den ekstra korrektionskonstant anvendes da faktoren kun ændrer sig ude på fjerde decimal og det vurderes at den unøjagtighed er ubetydelig i forhold til andre parametre i beregningsgangen i infiltrationsmodellen. C bliver da som følger.

$$C_{korr.} = 0.305$$
 (D.6)

## E. Resultater fra Monte Carlo analyse

Resultater fra Monte Carlo analysen for de resterende celler i kantstensbedet. Skalaen på y-akse er forskellig fra figur til figur og figuerne er derfor ikke direkte sammenlignelige.



Figur E.1. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 3. Der er indlagt både et 5% og et 95%'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen.



Figur E.2. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 4. Der er indlagt både et 5 % og et 95 %'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen.



Figur E.3. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 5. Der er indlagt både et 5 % og et 95 %'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen.



Figur E.4. Resultat af Monte Carlo analyse for celle 6. Der er indlagt både et 5 % og et 95 %'s fraktil interval. Den røde streg indikerer medianen.

For celle 7 og celle 8 er der ikke sket nogen reducering af den hydrauliske ledningsevne af betydning. Reduceringen er på 0,991 og 0,999 for henholdsvis celle 7 og celle 8 for den kraftigste reducering efter et år.