Dimensionering af forsinkelsesbassin i naturfølsomt område i Aalestrup

Rikke Birkemose & Johan H. Lassen
Afgangsprojekt
Civilingeniøruddannelsen i Vand & Miljø
Aalborg Universitet
Juni 2012

Forord

Rapporten er udarbejdet som afgangsprojekt på Vand & Miljø under Byggeri og Anlæg ved Aalborg Universitet. Udarbejdelsen af rapporten har fundet sted i perioden fra den 1. februar til den 6. juni 2012. Det overordnede emne er *Dimensionering af forsinkelsesbassin i naturfølsomt område i Aalestrup*.

Vejlederne tilknyttet projektet er Thomas Ruby Bentzen og Morten Lauge Pedersen, Lektorer, Institut for Byggeri og Anlæg.

Projektgruppen takker Henrik Brødsgaard Pedersen og Kim Skals fra COWI A/S, som har været behjælpelige i forbindelse med idéer og materiale.

Læsevejledning

Rapportens afsnit er nummereret fortløbende efter kapitel, afsnit og underafsnit. Figurer og tabeller er nummereret i henhold til kapitel, så den første figur i kapitel 7 har nummer 7.1, den anden nummer 7.2 osv. På figurer, hvor intet andet er angivet, er nord op.

Kildehenvisninger er lavet efter Harvard-metoden og fører til kildelisten bag i rapporten, hvor bøger er angivet med forfatter, titel, udgave og forlag, mens internetsider er angivet med forfatter, web-adresse, titel og dato. I kildelisten er titlerne sorteret alfabetisk efter forfatterens efternavn. Kilderne er angivet før punktum, hvis de kun gælder for den enkelte sætning, hvorimod de er angivet efter punktum, hvis de gælder for hele det pågældende afsnit.

Til rapporten er vedlagt en DVD med diverse modelfiler.

Rikke Birkemose Johan H. Lassen

6. juni 2012, Aalborg Universitet

Resúme

Dette projekt tager udgangspunkt i en problemstilling fra Aalestrup, hvor der i forbindelse med separatkloakering af byen skal anlægges et forsinkelsesbassin til overfladevandet. Grundet topografien i området skal bassinet placeres i et naturbeskyttet område ned mod Simested Å. Naturbeskyttelsen medfører, at der ikke er plads til at anlægge et bassin med tilstrækkelig volumen.

COWI A/S har lagt op til at der anlægges et bassin med et volumen på ca. 1/3 af det foreskrevne. Ved kraftige regnhændelser vil der ske overløb fra bassinet, hvilket medfører en overrisling af det omkringliggende engområde. Denne overrisling vurderes at medføre et fugtigere klima for plantelivet, hvilket resulterer i øget biodiversitet.

I dette projekt arbejdes videre med at optimere COWI A/S' løsning. Ud fra en 2D hydrodynamisk overflademodel undersøges forskellige bassinudformninger med henblik på at finde en løsning, hvor en stor del af engområdet overrisles, samtidig med at en stor del af overløbsvandet infiltrerer i området. Den bedste mulighed i forhold til at optimere overrislingen vurderes at være, at overløbskanten placeres i det nordøstlige hjørne af bassinet samt at udjævne en grøft øst for bassinet.

Overfladevandets indhold af tungmetaller og næringssalte undersøges, og der konkluderes at bassinet bør have så god en stoftilbageholdelsesevne som muligt. Stoftilbageholdelsesevnen for den valgte bassinudformning undersøges for suspenderet stof med en partikeltransportmodel. Her findes frem til, at bassinet har en tilbageholdelsesevne af SS på 100 % og at ind- og udløb bør placeres i den sydlige ende af bassinet. Resultatet kan dog muligvis være anderledes, hvis der anvendes en 3D model, og vindpåvirkningen medregnes. Dette blev fravalgt pga. tidsmangel.

For den udvalgte bassinudformning undersøges også, om overrislingen forårsager erosion. Modelberegningen viser, at der kun er meget begrænsede problemer med erosion.

Abstract

This project is based on a problem from Aalestrup where a detention pond for surface water must be built in connection with the transformation of the old combined sewer system to a separate sewer system. Due to the topography of the area the detention pond must be built in a protected area adjacent to the stream Simested Å. Since the detention pond must be built in a protected area there is no room to construct the detention pond with a sufficient volume.

COWI A/S has suggested to construct a detention pond with a volume of 1/3 of the required. During heavy rain events the detention pond will overflow, leading to an irrigation of the surrounding meadowland. This irrigation is estimated to result in a more humid environment for plant life, resulting in increased biodiversity.

In this project, further work to optimize the solution proposed by COWI A/S will be conducted. By means of a 2D hydrodynamic surface model, different detention pond designs are studied in order to find a solution that results in irrigation of a large area while also ensuring that most of the irrigation water infiltrates in the meadowland. The best option in terms of optimizing irrigation is considered to be a weir located at the northeast corner of the detention pond and to smooth out a ditch east of the detention pond.

The surface water content of heavy metals and nutrients is studied, and it is concluded that the removal efficiency of the detention pond must be as high as possible. By means of a particle transport model, the removal efficiency of suspended solids is studied for the chosen detention pond design. Here it is concluded that the detention pond will remove 100 % of the SS and that the in- and outlet should be placed in the southern end of the detention pond. The result may however be different if a 3D model, and wind effects are taken into account, which was deselected due to lack of time.

For the chosen detention pond design it is examined if the irrigation leads to erosion of the bottom in the meadowland. Model calculations show that there are only very limited problems with erosion.

Indhold

1 Indledning **1**

2 Undersøgelse af projektlokaliteten **5**
2.1 Aalestrup by 5
2.2 Simested Å 6
2.3 Topografi i området 7
2.4 Naturbeskyttelse omkring Simested Å 8
2.5 Mulige placeringer af et forsinkelsesbassin 10

3 Forurenende stoffer i overfladevand **15**

4 Problemstilling **21**

5 Beskrivelse af modelværktøj **27**
5.1 MIKE 21 27
5.2 MIKE 11 29
5.3 MIKE FLOOD 30
5.4 Validering af modellen 32

6 Opsætning af hydrodynamisk model **33**
6.1 MIKE 21 33
6.2 MIKE 11 37
6.3 MIKE FLOOD 39

7 Modellering af planlagt bassin **41**
7.1 Antal overløb fra bassinet 43
7.2 Udvælgelse af simuleringsperiode 44
7.3 Vandstand og udbredelse i overrislingsområdet 45
7.4 Vurdering af bassinet 47

8 Bassinoptimering **49**
8.1 Halvering af bassinvolumen 49
8.2 Udjævning af terrænet 52
8.3 Anden placering af overløbet 54
8.4 Udledning uden bassin 55
8.5 Vurdering af bassinerne 57

9 Opsætning af erosionsmodel **61**

10 Undersøgelse af erosion **65**

11 Opsætning af stoftransportmodel **69**
11.1 Hydrodynamisk model 69
11.2 Stoftransportmodel 69

12 Stoftilbageholdelse i bassinet **73**
12.1 Ny placering af ind- og udløb 76
12.2 Opholdstid i området 78
12.3 Vurdering af bassinets tilbageholdelsesevne 78

13 Konklusion **81**

14 Perspektivering **83**

Litteraturliste **87**

A Beskrivelse af naturtyperne nær bassinet **III**
A.1 Mose og Eng III
A.2 Naturtyper indbefattet af EF habitatdirektivet V
A.3 Opsummering VII

B Infiltrationsforsøg **IX**

C Følsomhedsanalyse af turbulensmodel **XIII**

D Følsomhedsanalyse af løsningsmetode **XVII**
D.1 Grovt mesh XVII
D.2 Fint mesh XVIII

E Følsomhedsanalyse af manningtallet **XXI**

F Teknisk notat **XXV**

G Udpegningsgrundlag for habitatområde 30 **XXXV**

1 Indledning

Klimaforandringerne har medført, at der de senere år har været kraftigere regnhændelser, og denne tendens vil forsætte i fremtiden fastslår DMI [Naturstyrelsen, 2011]. Disse kraftige regnhændelser vil bl.a. forårsage oversvømmelser i gadebilledet. Et andet, og ikke så iøjnevækkende, problem med intense regnhændelser er, at fælleskloakerede afløbssystemet ikke har en tilstrækkelig kapacitet, da alt det ekstra regnvand skal igennem renseanlæggene, hvilket der ikke er kapacitet til.

Denne problemstilling har medført, at flere kommuner nu planlægger separatkloakering, således at afløbssystemet bedre kan klare de store vandmængder. Herved undgås de mere synlige problemer som eksempelvis opspædt spildevand på terræn. Et andet argument for separatkloakering er at udledning af opspædt spildevand fra overløbsbygværker undgås, hvorved miljøbelastningen reduceres, dette er bl.a. vigtigt i forbindelse med at reducere problemerne med næringssalte, der kan resultere i iltsvind i de danske fjorde.

Da omlægning til separatkloakering er en bekostelig affære, sker dette gradvist, bl.a. i forbindelse med renovering af det eksisterende system, men også i forbindelse med, at flere og flere mindre renseanlæg nedlægges.

Figur 1.1: Naturfølsomt område i Aalestrup hvor et forsinkelsesbassin skal anlægges.

En af udfordringerne ved separatkloakering er, at det er nødvendigt at finde plads til store forsinkelsesbassiner i byen således, at regnvandet tilbageholdes tilstrækkeligt så der ikke sker for stor en påvirkning af den pågældende recipient. Ofte vil det være nærliggende at placere forsinkelsesbassinet tæt på recipienten, men langs mange danske vandløb er der

diverse naturbeskyttelser, der skal tages højde for. En af de byer, som står over for denne udfordring er Aalestrup, som skal separatkloakeres i perioden 2012-2017 [Vesthimmerlands Kommune, 2011]. I dette projekt undersøges problemstillingen omkring anlæggelsen af et forsinkelsesbassin med en tilstrækkelig kapacitet i et naturfølsomt område i Aalestrup, se figur 1.1.

DEL I

FORUNDERSØGELSE

I denne del beskrives problemstillingen i forhold til separatkloakeringen af Aalestrup. I den forbindelse undersøges topografien samt hvilken naturbeskyttelse der i området omkring Aalestrup. På baggrund af dette udvælges den mest hensigtsmæssige placering af forsinkelsesbassinet.

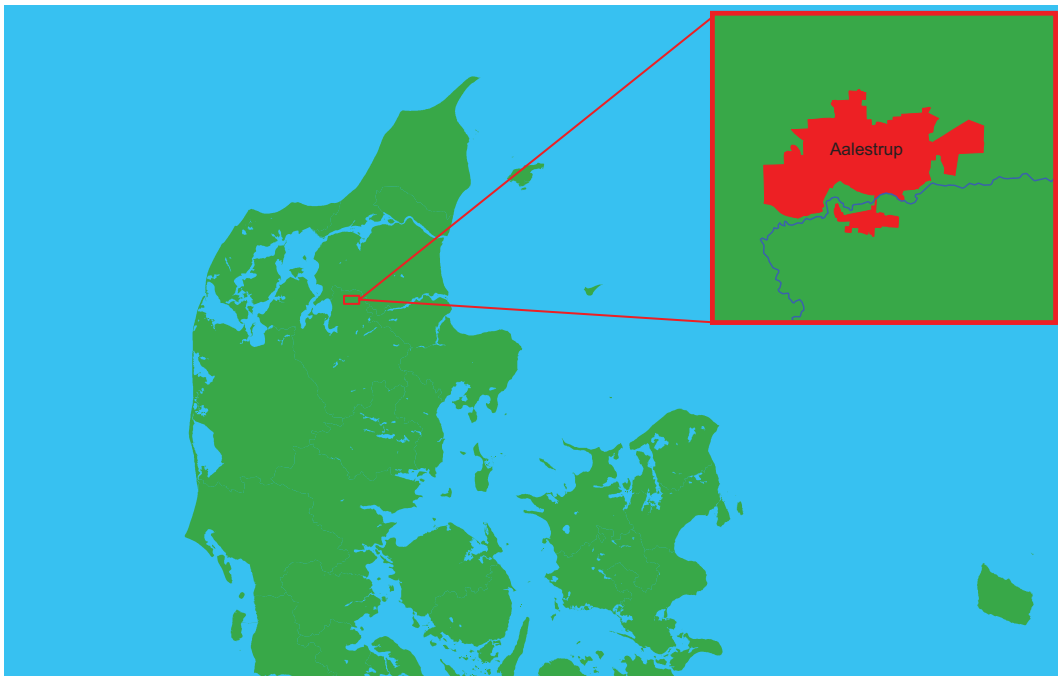
Derudover foretages en undersøgelse af, hvilke stoffer der er i overfladevandet og dermed vil ende i forsinkelsesbassinet i forbindelse med en separatkloakering af byen.

Undersøgelse af projektlokaliteten

2

Aalestrup by skal separatkloakeres, i forbindelse med dette er det nødvendigt at etablere et forsinkelsesbassin til overfladevandet, inden det udledes til recipienten Simested Å. I dette kapitel foretages en undersøgelse af området omkring Aalestrup og Simested Å. Denne indbefatter en kort beskrivelse af byen og åen, herunder topografien i området, hvilken naturbeskyttelse der er, samt hvor forsinkelsesbassinet på baggrund af de to foregående punkter med fordel vil kunne placeres.

2.1 Aalestrup by



Figur 2.1: Aalestrups beliggenhed.

Aalestrup er en by med 2760 indbyggere [Danmarks statistik, 2011] og ligger i Vesthimmerlands kommune, der er en del af Region Nordjylland. Byen ligger ned til Simested Å. På figur 2.1 ses Aalestrups placering.

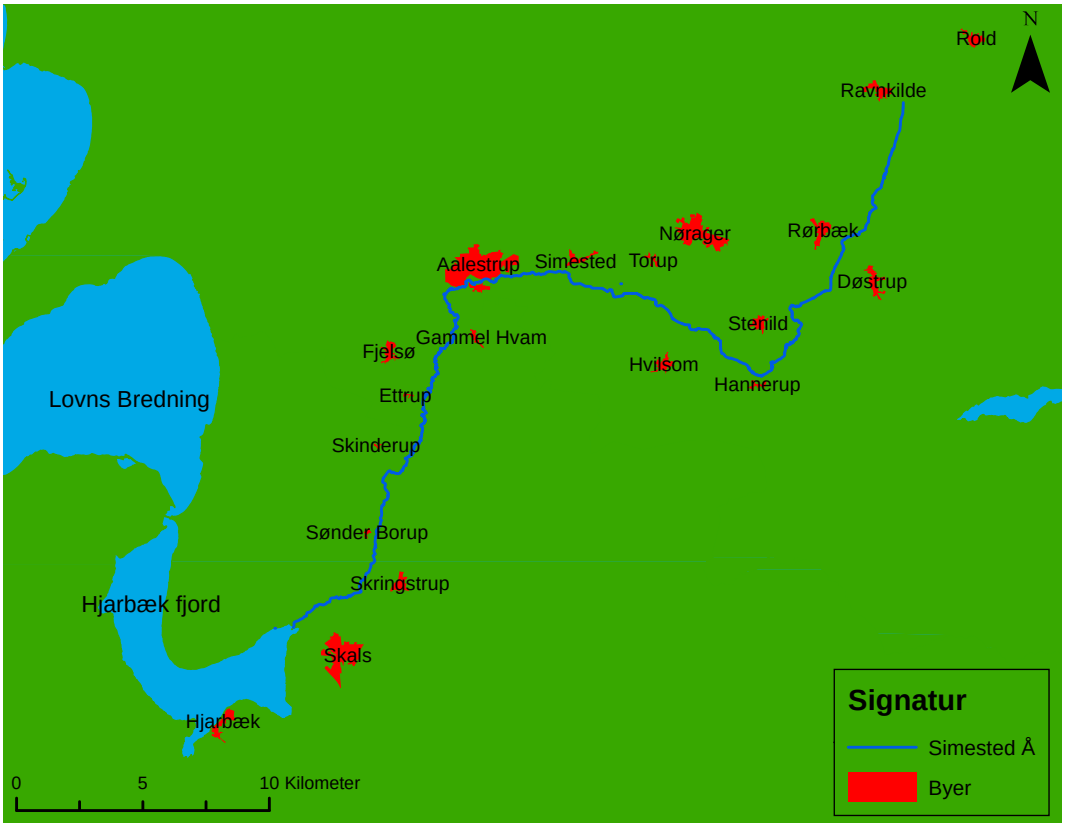
Størstedelen af Aalestrup er i dag fælleskloakeret, regn- og spildevand ledes til en pumpestation syd for Aalestrup, hvorfra det ledes videre til rensning på Aalestrup renseanlæg. Ved regnhændelser opmagasineres opspædt spildevand i et underjordisk bassin beliggen-

de før pumpestationen, dette har en kapacitet på 1500 m^3. Ved større regnhændelser hvor kapaciteten overskrides udledes opspædt spildevand til Simested Å. [COWI A/S, 2011]

For at undgå udledning af opspædt spildevand og for generelt at fremtidssikre afløbssystemet, er der plan om, at hele Aalestrup skal separatkloakeres. I den forbindelse skal regnvandet forsinkes til 1 l/s/ha før det afledes til Simested å. For at opfylde dette forventes en total bassinkapacitet på 25000 m^3 [Vesthimmerlands Kommune, 2011]. I det følgende undersøges hvor det er muligt at placere så stort et bassin, for at kunne vurdere dette, undersøges områdets topografi samt de forskellige naturfredninger der er i området.

2.2 Simested Å

Simested Ådal ligger i Viborg Kommune og danner grænsen op til Vesthimmerland Kommune. Simested Ås forløb kan ses på figur 2.2.



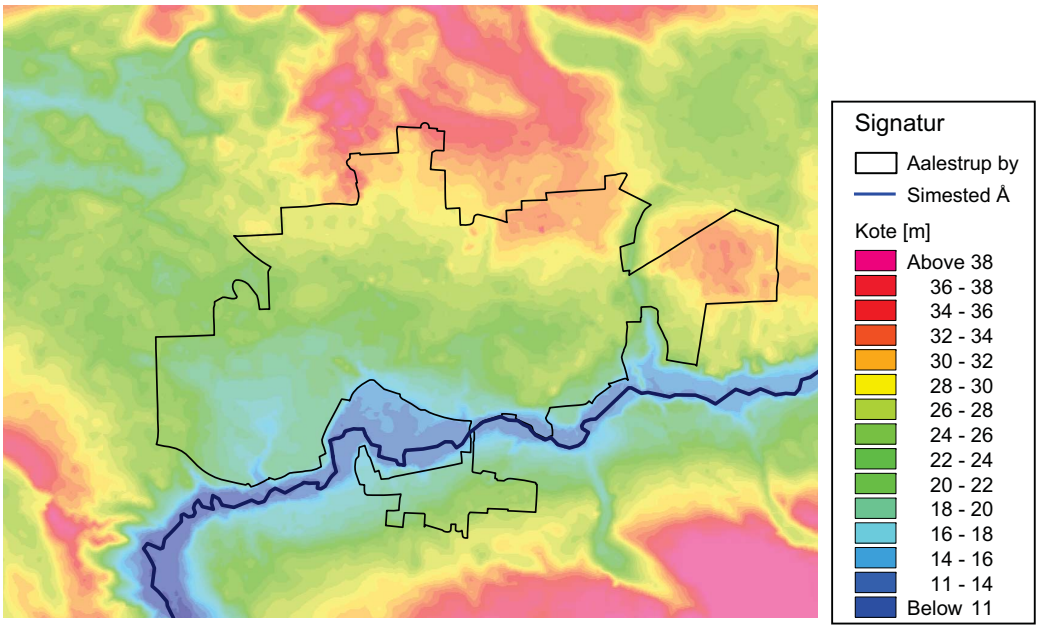
Figur 2.2: Simested Å, med udspring ved Rold Skov og udløb i Hjarbæk fjord.

Åen har udspring ved sydvesthjørnet af Rold Skov og har udløb i Hjarbæk Fjord. Fra udspringet løber Simested Å mod syd i en smal tunneldal, hvor der er 15-20 meter høje skrænter, denne strækning er ca. 18 kilometer. Simested Å forsætter mod syd indtil lidt vest for Hobro, hvor den svinger mod nordvest og følger en bred smeltevandsdal indtil Simested by. Fra området omkring Simested og Aalestrup følger Åen igen en smal tunneldal mod syd, i denne strækning forekommer mange slyng, brede enge, krat og lyngbeklædte dalsider. Her-

efter løber den ud i Hjarbæk Fjord lidt nord for Skals. Grunden til, at den sidste strækning har mange slyng skyldes, at åen i 1970 blev fredet af Danmarks Naturfredningsforening i strækningen fra Ålestrup til Sønder Borup, dette blev gjort for at forhindre udretning af åen [Gyldendal, 2000; Danmarks Naturfredningsforening, 2006].

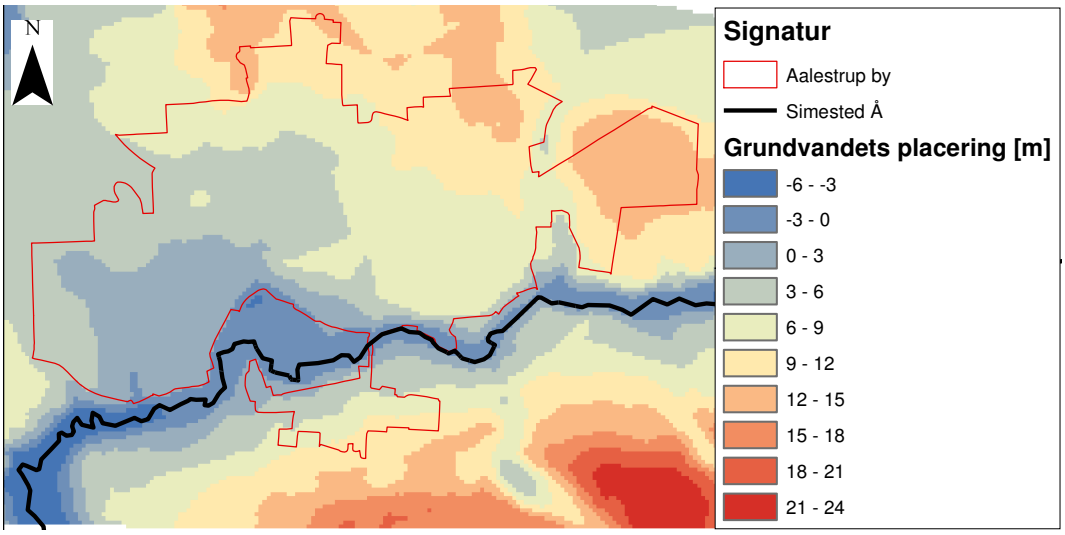
2.3 Topografi i området

Topografien i området omkring Aalestrup og Simested Å undersøges, for på den måde at vide hvor vandet strømmer hen. På figur 2.3 ses et terrænkort over Aalestrup. Som det ses ligger de højeste punkter i byens nordligste hjørne, hvorefter terrænet falder hele vejen ned til Simested Å. Dette bevirker, at den optimale placering af et regnvandsbassin er nede ved åen, da det ikke er ønskværdigt at pumpe på regnvand.



Figur 2.3: Topografisk kort over Aalestrup.

Ud over terrænets placering er det også ønskværdigt at vide, hvor højt grundvandet står. For at undersøge dette trækkes et grundvandspotentialekort fra terrænkortet, se figur 2.4. Som det ses ligger grundvandet nogle steder højere end terrænet, dette skyldes, at grundvandspotentialekortet og terrænkortet ikke er tilstrækkeligt præcist. Det giver dog en indikation af, at grundvandet i disse områder ligger forholdsvis højt.

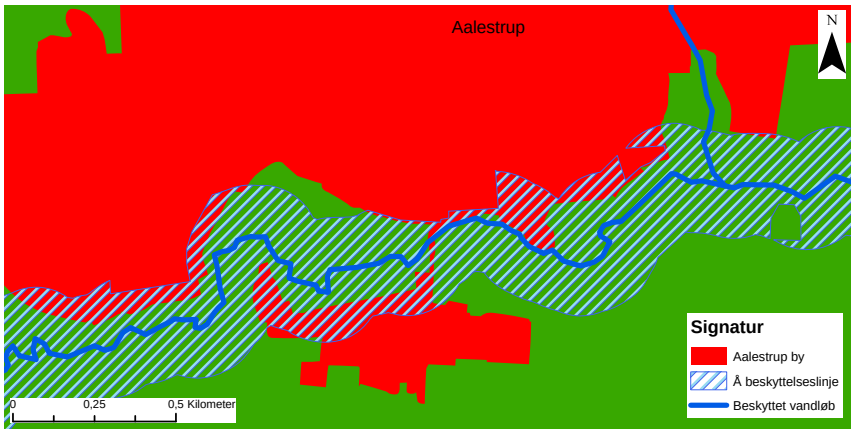


Figur 2.4: Grundvandets placering i forhold til terrænet.

I forbindelses med infiltrationsforsøget, se bilag B, blev afstanden fra terræn ned til vandspejlet i en grøft målt til ca. 70 cm. Dette viser også, at grundvandet ligger tæt på terrænet.

2.4 Naturbeskyttelse omkring Simested Å

Rundt om Simested Å er der, jf. Naturbeskyttelseslovens §16, en beskyttelseslinje på 150 meter omkring vandløbet, se figur 2.5. Der må inden for denne beskyttelseslinje ikke *'placeres bebyggelse, campingvogne og lignende eller foretages beplantning eller ændringer i terrænet'* uden at der foreligger en tilladelse til det pågældende. [Miljøministeriet, 2009a]



Figur 2.5: Åbeskyttelseslinje for Simested Å i området ved Aalestrup.

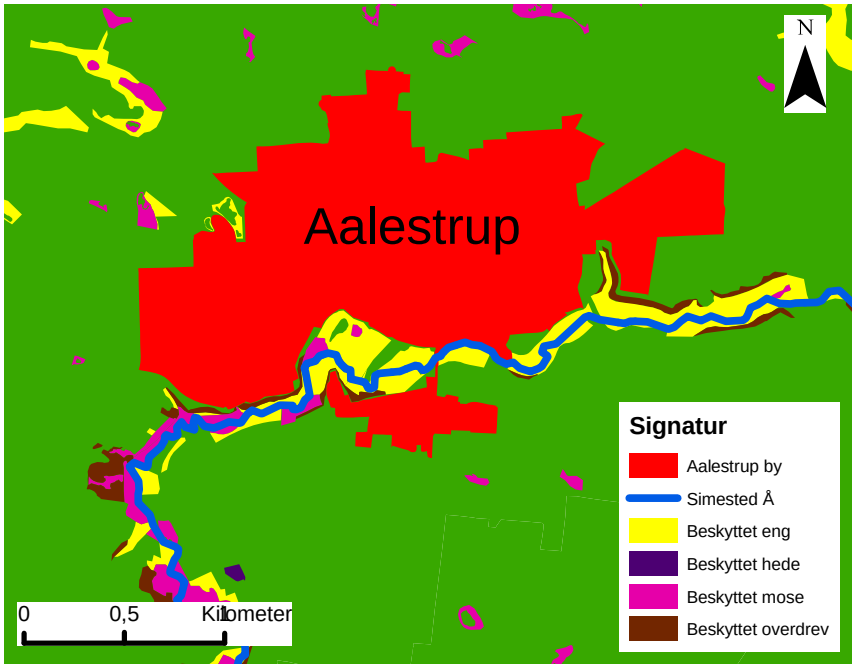
Ud over beskyttelseslinjen er området omkring Simested Å også beskyttet af Naturbeskyttelseslovens §3 samt et habitatområde. Et væsentligt element i disse love er at sikre naturens værdi i fremtiden.

2.4.1 §3-områder

Det overordnede formål med naturbeskyttelseslovens §3 er, at der ikke må foretages ændringer i tilstanden af de beskyttede naturtyper; hede, eng, overdrev, mose og sø.

Hele åens strækning er fredet af naturbeskyttelseslovens §3 [Viborg Amt, 2001]. Derudover er åen omkranset af §3-områderne eng, hede, mose og overdrev.

På figur 2.6 ses §3-områderne som ligger tæt på Aalestrup by.



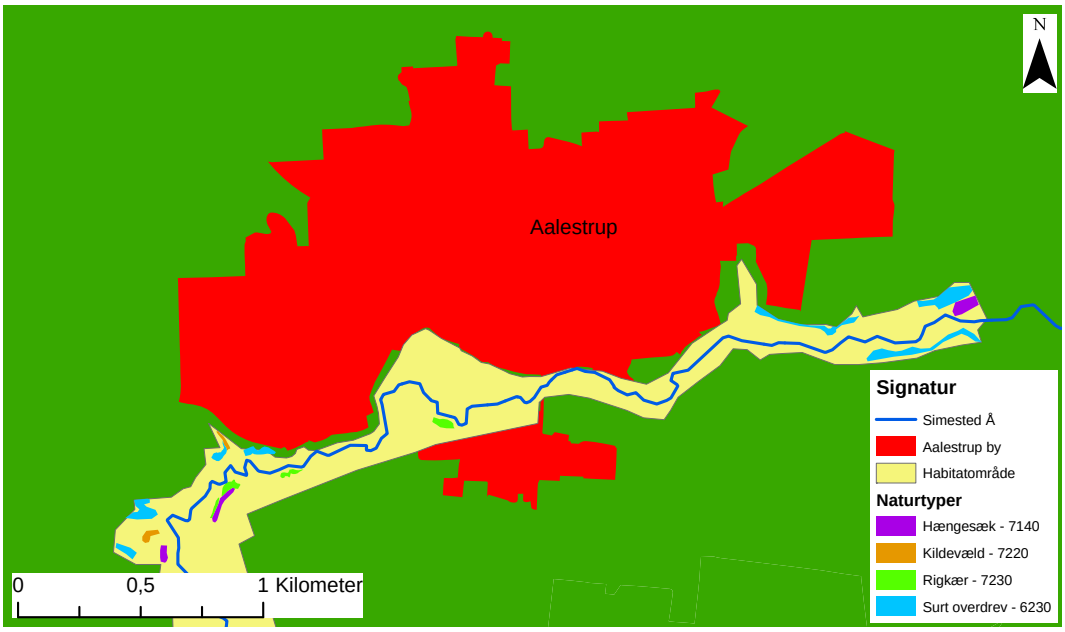
Figur 2.6: §3-områder ved Simested Å.

2.4.2 EF habitatområde

Ud over §3-områderne er områderne omkring Simested Å et EF habitatområde fra Aalestrup og helt ned til udløbet i Hjarbæk fjord. Området hører under habitatområde 30 *'Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk'*

EF habitatområderne er en del af Natura 2000. Natura 2000-områder er en betegnelse for de habitat- og fuglebeskyttelsesområder, som i et europæisk perspektiv er vigtige. Formålet med områderne er enten at sikre eller genoprette gunstig bevaringsstatus for de naturtyper og arter, som området er udpeget i forhold til. I Danmark kaldes Natura 2000-områderne sammen med Ramsarområderne for internationale beskyttelsesområder. [Miljøministeriet, 2007]

I bilag G ses udpegningsgrundlaget for hele habitatområde 30. På figur 2.7 ses hvilke habitattyper, der er registreret i nærheden af Aalestrup. Ud over disse naturtyper er udpegningsgrundlaget for ådalen bestanden af odder, bæklampret, damflagermus, vandløb med vandplanter og bræmmer med høje urter langs vandløbet [Viborg Landdistrikter, 2006].



Figur 2.7: Habitattyper tæt på Aalestrup by.

Alle projekter og planer, som kan have en indvirkning på områderne, skal vurderes i forhold til områdets bevaringsmålsætning [Miljøministeriet, 2010b]. Hvis der skal vedtages et planforslag i Aalestrup omkring udførelse af et bassin tæt på habitatområdet, skal der foretages en konsekvensvurdering. Ud fra vurderingen skal det fremgå, at ændringen ikke vil have en negativ påvirkning på udpegningsgrundlaget for habitatområdet. Kan dette ikke dokumenteres, kan det ønskede planforslag ikke udføres.

2.5 Mulige placeringer af et forsinkelsesbassin

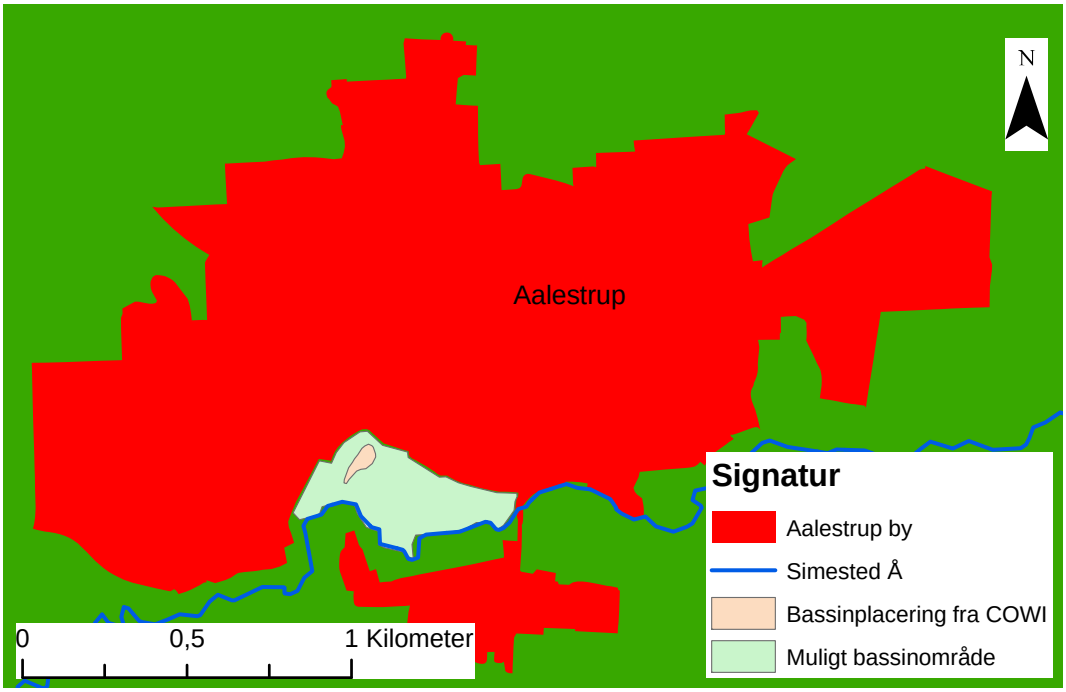
Som tidligere nævnt, er det planlagt, at Aalestrup skal separatkloakeres. I forbindelse med dette skal der anlægges et bassin til forsinkelse af overfladevandet, inden dette udledes til recipienten Simested Å.

For hele kloakeringsoplandet skal opnås en bassinkapacitet på 25000 m^3 for at overholde den tilladte udledningsmængde til recipienten [COWI A/S, 2011]. Det mest nærværende vil være, at placere bassinet ved Simested Å, da udledningen fra bassinet skal ske hertil. Placeringen er også hensigtsmæssig set i forhold til, at terrænet hælder ned mod åen, se figur 2.3. Som vist i det ovenstående er området mellem Simested Å og Aalestrup beskyttet gennem forskellig naturbeskyttelse.

COWI A/S har undersøgt muligheden for at placere et eller flere decentrale bassiner inde i byen. Her er der nået frem til, at et bassin på 10000 m^3 kan placeres i den nordlige del af byen i et industriområde på Toftegårdsvej. Der er andre mindre grønne områder rundt omkring i byen, men det blev vurderet, at der ved disse ikke kan etableres et bassin med tilstrækkelig kapacitet til, at det vil medføre en væsentlig reducering i forhold til den samlede kapacitet. Derfor skal der placeres et bassin med en kapacitet på de resterende 15000 m^3 et sted nede ved Simested Å. [COWI A/S, 2011]

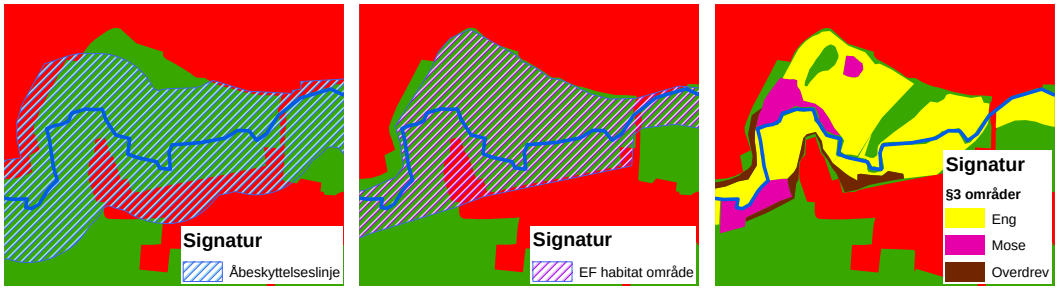
Der vælges i dette projekt, ikke at foretage en nærmere undersøgelse af, om det er muligt at finde alternative placeringer til et bassin inde i selve byen. En anden mulighed er at placere et bassin øst eller vest for byen, men skal dette gøres vil det være nødvendigt med pumpestationer, da det pga. topografien ikke vil være muligt at få vandet transporteret til disse områder blot ved hjælp af terrænets fald, da disse områder ligger højere jf. figur 2.3. Derfor undersøges, hvor bassinet kan placeres nede ved åen.

På figur 2.8 ses, hvor det, ifølge COWI A/S, er planlagt at placere bassinet. Derudover er vist et område, hvor indenfor bassinet kan placeres. Dette er det eneste større område imellem Aalestrup og Simested Å, hvor der ikke er bebyggelse.



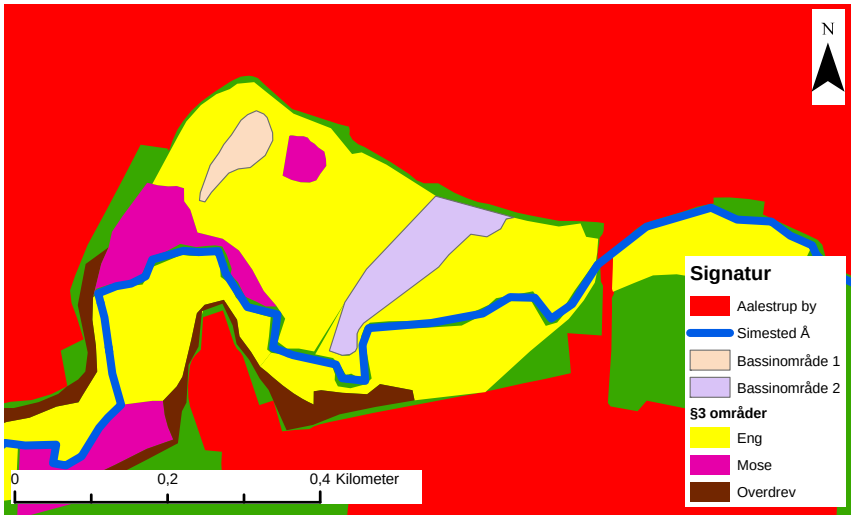
Figur 2.8: Illustration af hvor COWI A/S har planlagt at placere forsinkelsesbassinet, samt et andet potentielt område til bassinplaceringen.

Som beskrevet tidligere, er området mellem byen og åen beskyttet af §3, en åbeskyttelseslinje samt et EF habitatområde, se figur 2.9.



Figur 2.9: Forskelligt naturbeskyttelse i området hvor forsinkelsesbassinet skal placeres.

Som det ses på figuren, er det ikke muligt at placere et bassin i dette område, uden at det vil komme til at påvirke et beskyttet område. Åbeskyttelseslinjen samt EF habitatområdet dækker stort set hele området, hvorimod der i §3-områderne er to områder, som ikke er §3 beskyttet. Disse to områder er vist som bassin område 1 og 2 på figur 2.10. COWI A/S har valgt at benytte bassinområde 1, som er ca. 4500 m^2 stort område [COWI A/S, 2011]. Område 2 dækker over et større område, og et bassin kunne også placeres her.

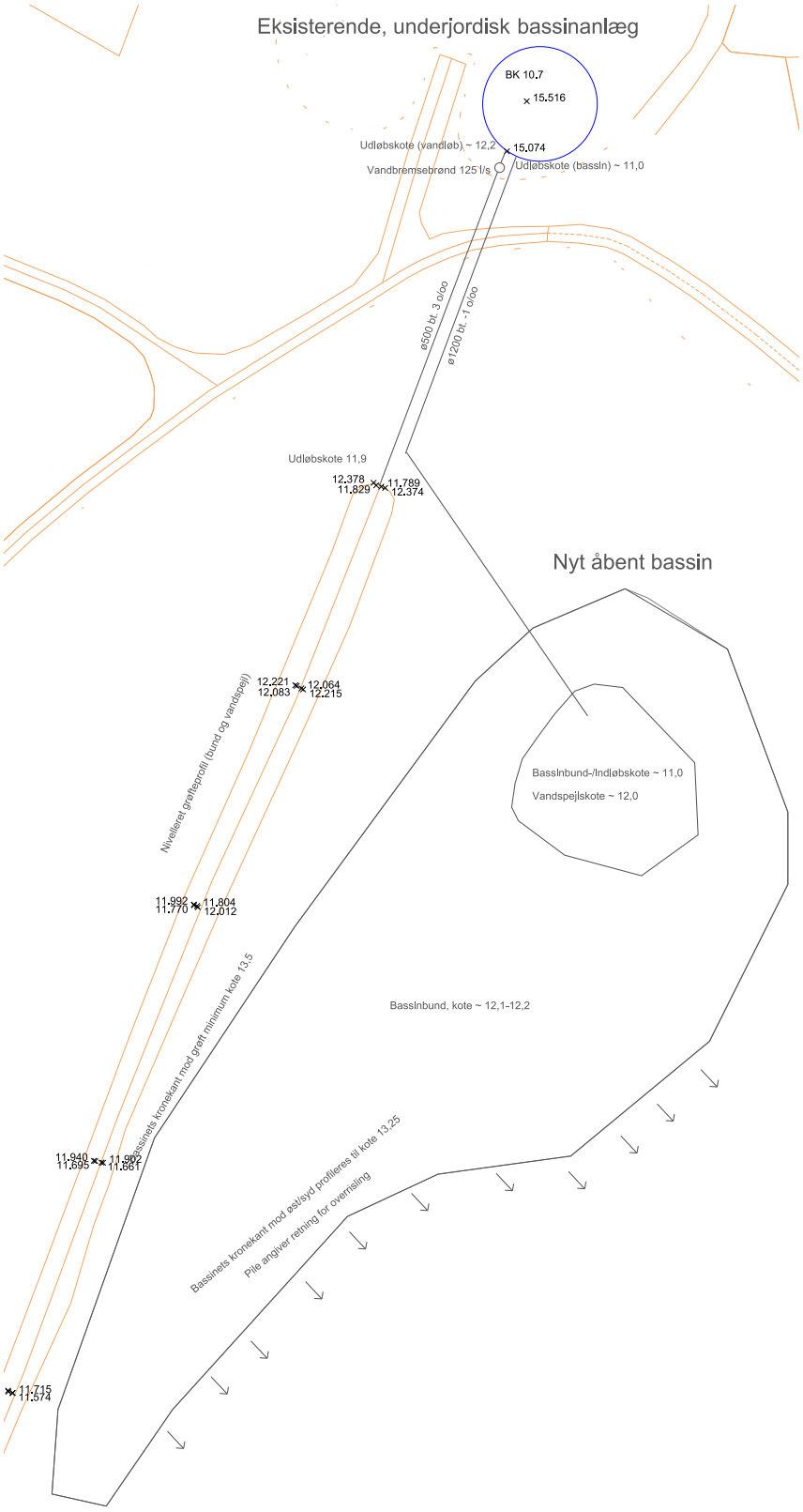


Figur 2.10: To mulige bassinplaceringer samt §3 beskyttelse.

COWI A/S har valgt at benytte bassinområde 1. Dette er bl.a. gjort ud fra, at der lidt nord for bassinet er placeret et underjordisk bassin, som benyttes til det nuværende afløbssystem. Dette bassin kan med fordel kobles til det åbne bassin og benyttes som sandfang. Ved at benytte det eksisterende bassin som sandfang, vil mængden af forurenende stoffer, der ender i det åbne bassin samt i recipienten blive reduceret. COWI A/S har planlagt, at der fra det underjordiske bassin skal føres en enkelt ledning hen i det nye bassin, således, at udløbsledningen til recipienten stadig er placeret i det underjordiske bassin, dette er illustreret på figur 2.11. På baggrund af fordelene ved at kunne benytte det underjordiske bassin, arbejdes der i dette projekt videre med, at bassinet placeres i område 1.

Naturafdelingen fra Vesthimmerlands Kommune har i forbindelse med COWI A/S' undersøgelser vurderet, at der er græsmark og kultureng i det område, hvor bassinet skal placeres. Disse naturtyper er ikke habitatnaturtyper og er derfor ikke en del af udpegningsgrundlaget for EF habitatområdet. Derudover fastlægger naturafdelingen, at et naturnært bassin på denne placering vil resultere i en større naturværdi, da en sænkning af terrænet kan give en større forskelligartethed i plante- og dyrelivet. Derudover vil nogle af habitatarterne i området omkring bassinet have gavn af, at området bliver mere vådt. Dette er arterne flagermus, odder, spidssnudet frø og evt. flere arter. [COWI A/S, 2011]

Planen er, at området på 4500 m^2 skal graves ca. 1-1,25 m ned således, at der opstår en bassinkapacitet på 5000 m^3. Når denne kapacitet overskrides, skal bassinet løbe over og vandet skal derefter overrisle engområdet ned mod Simested Å. [COWI A/S, 2011] På figur 2.11 ses dimensionerne på bassinet, samt hvor det er planlagt at overrislingen skal ske.



Figur 2.11: Illustration af bassinet [COWI A/S, 2011].

Forurenende stoffer i overfladevand

3

I forbindelse med etableringen af bassinet er det relevant at undersøge, hvilke stoffer der transporteres til bassinet. Disse stoffer stammer fra overfladevandet fra byen og er derfor hovedsageligt vej- og tagvand. Københavns Kommune har på baggrund af et projekt fra DTU og gennemgang af litteraturdata konkluderet følgende: [Københavns Kommune, udat]

'Der er enorm variation i indholdet af forurenende stoffer i vej- og tagvand, og data afhænger af både tid, sted og prøvetagningsmetode.'

'De laveste af de fundne værdier er lavere eller af samme størrelsesorden som grænseværdierne for drikkevand og vil som sådan ikke udgøre et problem i forhold til hverken nedsivning eller udledning af regnvand.'

'De højeste værdier vil for flere stoffers vedkommende have akut toksisk effekt i vandmiljøet og potentielt udgøre en trussel for grundvandets kvalitet ved nedsivning.'

På baggrund af ovenstående punkter, vil det være svært direkte at kunne sige i hvor store mængder forskellige stoffer vil udledes til bassinet. Det vælges alligevel, i det følgende at give et nogenlunde bud på hvilke stoffer og i hvilke mængder der udledes.

Der er i Danmark foretaget mange undersøgelser af, hvilke stoffer der er i overfladevandet fra byområder. I overfladevandet findes diverse tungmetaller, kvælstof, fosfor og organiske stoffer. Jævnfør bilag A er de habitatnaturtyper, som er fundet tættest på bassinet overfølsomme overfor tilførslen af næringsstoffer.

Tungmetaller er grundstoffer og kan derfor ikke nedbrydes til relativt uskadelige komponenter på tilsvarende måde som de organiske stoffer, og på den måde med tiden forsvinde fra naturen. Det er hovedsageligt metallerne arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel og zink, der er relevante at undersøge, da de under danske forhold anses for de tungmetaller, der udgør en forureningsrisiko i miljøet [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996]. På baggrund af dette vælges at undersøge i hvilke koncentrationer disse tungmetaller udledes.

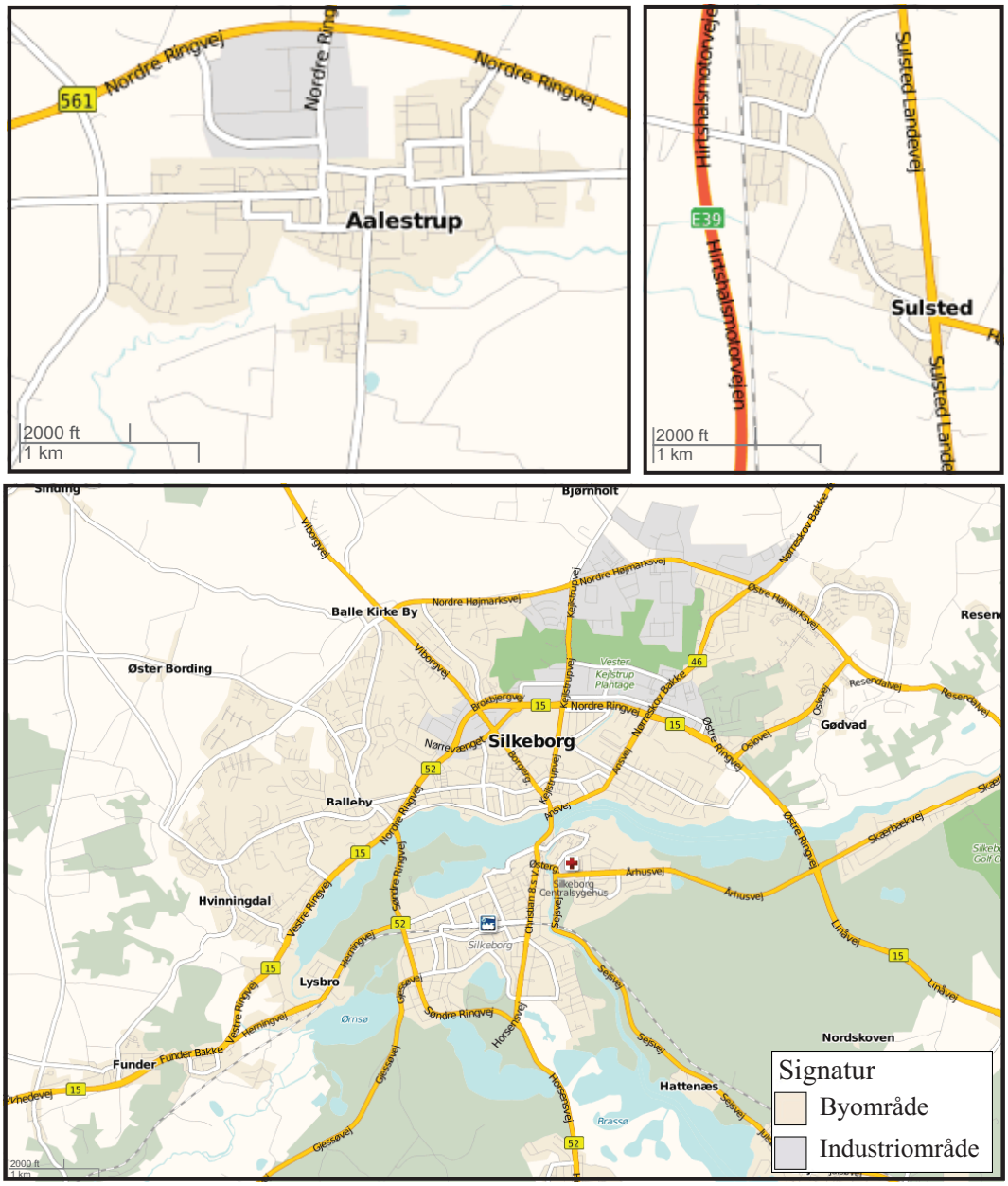
Undersøgelse af koncentrationer

For at undersøge i hvilke koncentrationer tungmetallerne samt kvælstof og fosfor udledes, undersøges målte værdier for overfladevandet i hhv. Silkeborg [Silkeborg Kommune, 2009] og Sulsted [Københavns Kommune, udat]. For at vurdere hvor godt koncentrationerne fra disse byer repræsenterer Aalestrup er det nødvendigt at se på, hvilken bebyggelse der er i

byerne, samt hvor store de er. Størrelsen er vigtig, da der i større byer bl.a. er mere trafik, som bidrager til forurening. I følgende tabel ses antallet af indbyggere for de tre byer. Indbyggermæssigt ligger Sulsted tættest på Aalestrup, hvorimod Silkeborg er betydeligt større.

Aalestrup	2.720	indbyggere
Silkeborg	42.807	indbyggere
Sulsted	1.543	indbyggere

Tabel 3.1: Indbyggere opgjort i 2012 [Danmarks Statistik, 2012].



Figur 3.1: Kort over byerne Aalestrup, Sulsted og Silkeborg

På figur 3.1 ses de tre byer. Som det ses er der i Sulsted ikke noget industriområde, hvilket der er i Aalestrup, ligeledes går der større veje igennem Aalestrup. I Silkeborg er der mange hovedveje ind igennem byen hvilket ikke er tilfældet i Aalestrup. På baggrund af dette virker det sandsynligt, at overfladevandet i Sulsted er lidt renere end i Aalestrup og at det i Silkeborg er mere forurenet. Uden konkrete målinger fra Aalestrup er det ikke til at vide, om der er noget i Aalestrup som for nogle stoffer resulterer i en større eller mindre udledning. Da der ikke ligger data til rådighed for Aalestrup antages, at den udledte koncentration ligger et sted imellem Sulsted og Silkeborg.

Tungmetaller

I det følgende kommer en kort beskrivelse af de enkelte tungmetaller, der er valgt at undersøge:

Arsen anses for at være giftig overfor levende organismer, og har en toksisk effekt på mennesker, dyr og planter. Arsen og arsenforbindelser kan forårsage kræft hos mennesker. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Bly er et toksisk tungmetal, som akkumuleres i kroppens knogler. Mennesker indtager det bl.a. igennem drikkevandet, men i for store mængder vil det blive kritisk for udsatte befolkningsgrupper. Især børn er udsatte, bl.a. påvirker bly nervesystemet, hvilket resulterer i, at nerveledningshastigheden nedsættes, hvilket påvirker indlæring og adfærd. Derudover har bly også en akut og kronisk giftpåvirkning overfor planter, dyr og mikroorganismer. De toksiske effekter er fundet i blykoncentrationer helt nede på 1 mg/L. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Cadmium er særdeles toksisk overfor mennesker såvel som for de fleste andre organismer. I forhold til den menneskelige sundhed anses cadmium som det tungmetal, der er mest kritisk. Tungmetallet ophobes i menneskers krop, især i nyrerne, hvilket i for store koncentrationer kan resultere i nedsættelse af nyrernes funktion. Overfor det terrestiske og akvatiske miljø har cadmium både en akut og kronisk giftpåvirkning. Ved cadmiumkoncentrationer helt ned på 0,25 mg/L er der observeret toksiske effekter overfor mikroorganismer (vækshæmning). [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Krom er et essentielt grundstof for mennesker. I for høje koncentrationer kan det dog resultere i allergiske reaktioner. Det menes ligeledes også, at krom kan forårsage kræft. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Kobber er et nødvendigt mikronæringsstof, og vil kun være toksisk i meget høje koncentrationer. Desuden er det en af de vigtigste essentielle grundstoffer for mennesker og planter. Normalt indtager voksne 1-5 mg om dagen. Dog er kobber giftig overfor vandlevende organismer. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Kviksølv regnes iblandt de mest toksiske tungmetaller. Hvis gravide kvinder udsættes for organisk bundet kviksølv, kan det overføres til fosteret via moderkagen, i værste tilfælde kan det resultere i, at barnet fødes hjerneskadet og f.eks. mentalt tilbagestående. Kviksølv opkoncentreres via fødekæden, derfor kan dyr placeret højt i fødekæden være udsat for kviksølvforgiftning. Risikoen er især høj for fugle, der søger føde i vandmiljøer. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996; Miljøstyrelsen, 1995]

Nikkel er et essentielt grundstof for mange planter og dyr. Ligeledes regnes det som vigtigt for mennesker uden, at dette direkte kan dokumenteres. I for høje koncentrationer kan det dog virke toksisk. Ligeledes kan nikkel forårsage nikkelallergi [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996]

Zink er ligeledes essentielt for mennesker men samtidig toksisk i for høje koncentrationer. [Miljø- og Enerergiministeriet, 1996]

De målte koncentrationer af de udvalgte tungmetaller i Sulsted og Silkeborg ses af tabel 3.2. Som det ses, er koncentrationerne, undtagen for bly, større eller ens i Silkeborg i forhold til Sulsted, hvilket også var forventet. At bly koncentrationen er størst i Sulsted indikerer, som nævnt før, at byens størrelse og koncentration ikke kan kobles direkte.

Tungmetaller	Silkeborg [μg/L]	Sulsted [μg/L]	Grænseværdi for drikkevand [μg/L]
Arsen (As)	-	0,5	5
Bly (Pb)	3,8	6,3	5
Cadmium (Cd)	0,052	< 0,1	2
Krom (Cr)	2,1	2,1	20
Kobber (Cu)	16	4,4	100
Kviksølv (Hg)	0,063	< 0,1	1
Nikkel (Ni)	9,1	1,4	20
Zink (Zn)	120	64	100

Tabel 3.2: Koncentration af tungmetaller og nærringsstoffer fundet i Silkeborg og Sulsted samt grænseværdien for drikkevand [Silkeborg Kommune, 2009; Københavns Kommune, udat, 2006].

Som det ses ud fra tabel 3.2 er det kun koncentrationen af bly målt i Sulsted og zink målt i Silkeborg, som overstiger drikkevandskravet. Tungmetallerne vil dog ophobes, da der ingen nedbrydning sker og derfor med tiden skabe et problem. På baggrund af dette vil det ikke være ønskværdigt, at få tungmetallerne ud i det overrislede område. Det ønskes så vidt muligt også undgået at få dem ud i recipienten. Derfor vil det være optimalt, at metallerne tilbageholdes i bassinet, hvor der er mulighed for oprensning engang imellem. Hvorvidt stofferne tilbageholdes i bassinet undersøges nærmere i kapitel 12.

Næringssalte

Det har ikke umiddelbart været til at finde målinger af fosfor og kvælstof i Sulsted, derfor er der kun opgivet værdier for Silkeborg, disse ses af tabel 3.3.

Næringssalte	Silkeborg [mg/L]
Total fosfor (P)	0,1
Total kvælstof (N)	1,5

Tabel 3.3: Fosfor og kvælstof målt i Silkeborg [Silkeborg Kommune, 2009].

Ud fra bilag A er der fundet frem til, at den laveste tålegrænse for kvælstofdepositionen for de nærliggende habitatnaturtyper ligger på 5-10 kg N/ha/år og koncentration for næringsstofniveauet for $NO_3 - N$ i vandet ikke overskride bør 0,03 mg N/L.

Udledningen af kvælstof overskrider koncentrationen for næringsstofniveauet i forhold til habitatnaturtyperne, men da habitatnaturtyperne ikke på nuværende tidspunkt findes på den pågældende lokalitet, vil en større udledning ikke være et problem set i dette forhold. I stedet vurderes det positivt at kvælstof og fosfor kan blive tilbageholdt eller omsat i engområdet, i forbindelse med overrisling fra bassinet, frem for at blive udledt til recipienten.

Problemstilling 4

I forbindelse med forundersøgelsen er der fundet frem til, at det er nødvendigt at anlægge et forsinkelsesbassin i et naturfølsomt område beliggende imellem Aalestrup og Simested Å. Der er ligeledes fundet frem til, at der ikke er tilstrækkeligt plads til at anlægge bassinet med den nødvendige kapacitet uden, at det skal placeres direkte i et §3-område. Derfor skal der i stedet anlægges et mindre bassin, hvorfra der kan ske en overrisling af §3-området, når bassinkapaciteten overskrides.

Undersøgelsen af habitatnaturtyperne i bilag A har vist at naturtyperne er truet af vandindvinding og dræning. På baggrund af dette forventes, at en øget vandstand vil gavne naturtyperne, men da det ikke har været muligt at finde forskning, der understøtter dette, er det ikke muligt at opstille et konkret kriterie for, hvor tit overrisling skal forekomme for at gavne naturtyperne.

I det område, der påvirkes af overrislingen, er ingen af habitatnaturtyperne fundet, og området fremstår som eng med en lille smule mose, jf. figur 2.6. Da det ikke er muligt at sige noget konkret om, hvordan vandstanden skal være for at gavne naturtyperne, vælges i stedet at se overrislingen af engområdet som en mulighed for en yderligere tilbageholdelse og rensning af vandet, inden det ender i recipienten. Derfor opstilles følgende kriterier, som ønskes opfyldt i forbindelse med bassindimensioneringen:

- Overrislingsvandet skal dække et stort areal og have en lang opholdstid i engområdet, så der opnås en stor infiltration og recipientbelastningen reduceres
- Der skal ofte ske overløb for at øge overrislingen og dermed mindske påvirkningen af recipienten
- Overrislingen skal foregå ved lave hastigheder, således at erosion undgås

Det optimale vil være, at gøre disse punkter mere konkrete, da det så vil være lettere at vurdere om de er opfyldt. Der ligger dog ikke data til rådighed, der gør det muligt at fastslå, at der skal ske præcis så mange overløb over et så stort areal for at gavne engområdet og recipienten mest. Derfor skal kriterierne opfattes som et vurderingssystem til at sammenligne forskellige bassinudformninger. Det vil sige at der undersøges forskellige bassinudformninger, hvorefter det bassin, hvor der sker flest overløb med stor udbredelse og infiltration i engområdet, udvælges.

Ud over disse punkter vurderes det stadig som værende gavnligt for habitatnaturtyperne, hvis der sker hyppige overrislinger, således at jorden er mere vandmættet. Habitatnaturtyperne findes p.t. ikke i overrislingsområdet, men en større vandmætning af jorden kan muligvis få dem til at fremkomme i selve overrislingsområdet eller i nærheden af området.

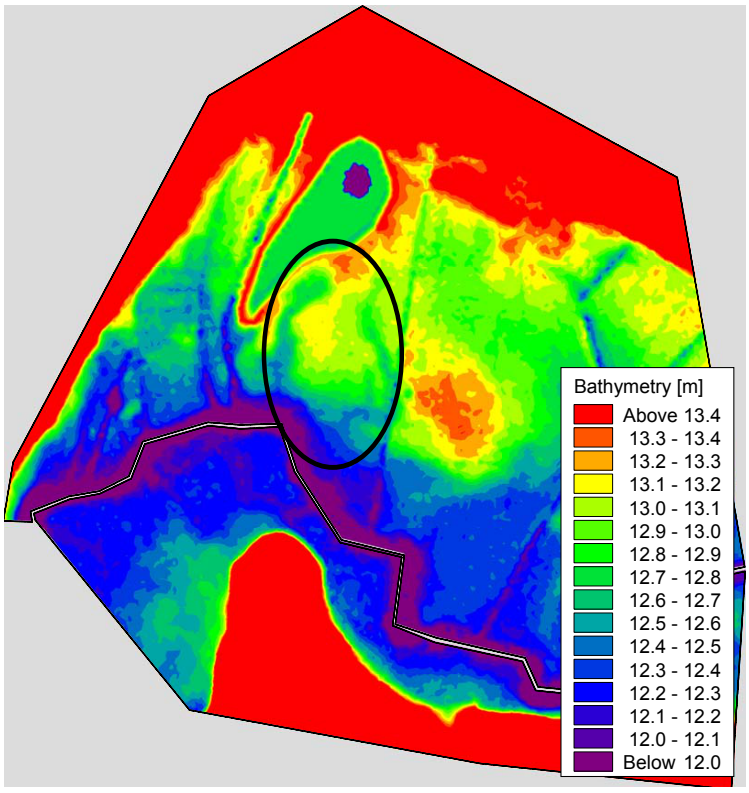
Derudover vil en øget vandstand også være med til at sikre engen, da dette, som nævnt i bilag A, vil holde engen mere lysåben.

Der er ligeledes fundet frem til, at det er svært præcist at fastlægge hvor meget stof, der transporteres fra overfladevandet ud i bassinet. På baggrund af dette vælges at se bort fra mængden af det enkelte stof, men blot at optimere bassinet således, at mest muligt stof tilbageholdes. Derfor er det følgende kriterie der ønskes opfyldt i forhold til stoftilbageholdelsen:

- Bassinet skal udformes så det tilbageholder mest muligt stof

Stoffet ønskes tilbageholdt i bassinet i så stort omfang som muligt, da der kan ske en oprensning af dette. Stof der udledes til engområdet via overløbsvand vil blive tilbageholdt her, og på den måde reduceres belastningen af recipienten også, men da habitatnaturtyperne er truet af en øget næringsstoftilførsel, er det stadig mest hensigtsmæssigt at tilbageholde stoffet i bassinet.

På figur 4.1 ses hvilket område, der ønskes overrislet.



Figur 4.1: Den sorte cirkel viser det ønskede overrislingsområde.

Problemformulering

Dette leder op til følgende problemformulering:

Er det muligt at udforme bassinet således, at der under kraftige regnhændelser sker en overrisling af engområdet, hvormed vandet kan infiltrere, så recipientbelastningen reduceres, samtidig med at stofferne fra overfladevandet tilbageholdes i bassinet?

DEL II

BASSINOPTIMERING

Denne del rummer modelberegninger af forskellige bassinudformninger med henblik på at optimere både overrisling af området og stoftilbageholdelse i bassinet. Først beskrives modelværktøjet, herefter opsætningen af modellen.

Bassinet, som COWI A/S har planlagt at anlægge, modelleres. Bassinet vurderes i forhold til kriterierne opstillet i problemstillingen. Efterfølgende forsøges disse kriterier optimeret igennem andre bassinudformninger.

Der udvælges en bassinudformning, for hvilken der foretages en underdersøgelse af stoftilbageholdelsevnen samt om overrislingen forårsager erosion i området.

5 Beskrivelse af modelværktøj

Som beskrevet i forundersøgelse skal overrislingshyppigheden, udbredelsen samt stoftilbageholdelsen fra forsinkelsesbassinet i Aalestrup beregnes. Dette vælges, at benytte MIKE 21 til at modellere bassinet og det omkringliggende naturområde, og at benytte MIKE 11 til at modellere vandløbsstrækningen. Efterfølgende sammenkobles de to modeller vha. MIKE FLOOD. Denne løsning benyttes for at få et mere præcis billede af virkeligheden. Benyttes udelukkende MIKE 21 er det besværligt at få vandet til at strømme i vandløbet uden at det løber ud over vandløbets kanter flere steder. Dette skyldes, at det benyttede terrænkort ikke er tilstrækkeligt præcis, hvorved vandløbet ikke får tilstrækkeligt stejle kanter. Dette problem undgås ved at benytte MIKE 11. En anden mulighed er, at lave en manuel bearbejdning af terrænkortet som benyttes i MIKE 21 således, at terrænet ændres, så vandløbet fremstår mere tydeligt.

5.1 MIKE 21

5.1.1 Hydrodynamic Module

Som overflademodel benyttes MIKE 21 Flow Model FM. Dette er en 2D model, hvis matematiske grundlag bygger på en numerisk løsning af den todimensionale usammentrykkelige Reynolds-midlede Navier Stokes ligning. Den stedslige diskretisering laves ud fra et ustruktureret beregningsnet gennem en finite volume metode. Elementerne i dette beregningsnet kan variere i størrelse, deraf navnet FM, som står for 'flexible mesh', hvorved det er muligt på samme tid både at have små og store elementer og på den måde spare beregningstid. [DHI, 2011b]

Herunder ses de styrende differentialligninger. Kontinuitetsligningen ses i formel (5.1) og impulsligningen i formel (5.2). [DHI, 2011b]

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial h\overline{u}}{\partial x} + \frac{\partial h\overline{v}}{\partial y} = hS \tag{5.1}$$

$$\begin{aligned}\frac{\partial h\overline{u}}{\partial t} + \frac{\partial h\overline{u}^2}{\partial x} + \frac{\partial h\overline{v}\overline{u}}{\partial y} = f\overline{vh} - gh\frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{h}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial x} - \frac{gh^2}{2\rho_0}\frac{\partial \rho}{\partial x} + \frac{\tau_{sx}}{\rho_0} - \frac{\tau_{bx}}{\rho_0} \\ - \frac{1}{\rho_0}\left(\frac{\partial s_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial s_{xy}}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(hT_{xx}\right)\frac{\partial}{\partial y}\left(hT_{xxy}\right) + hu_sS\end{aligned} \tag{5.2}$$

hvor:

t	Tid [s]
x og y	Kartesiske koordinater [m]
η	Vandspejlets placering, kote [m]
d	Vanddybde, kote [m]
h	Total vanddybde, $h = \eta - d$ [m]
u og v	Hastighedskomposant i x og y retningen [m/s]
f	Coriolis parameter, $f = 2 \cdot \Omega \cdot \sin(\phi)$ [s^{-1}]
g	Tyngdeacceleration [m/s^2]
ρ_0	Densitet af vand [kg/m^3]
τ_{sx}	Forskydningsspænding fra vinden [Pa]
τ_{bx}	Forskydningsspænding fra bunden [Pa]
s_{xx} og s_{xy}	Komposanter af spændingstensoren [Pa]

De laterale spændinger T_{xx} og T_{xy} kan findes ved:

$$T_{xx} = 2A\frac{\partial \overline{u}}{\partial x}$$

$$T_{xy} = A\left(\frac{\partial \overline{u}}{\partial y} + \frac{\partial \overline{v}}{\partial x}\right)$$

5.1.2 Mud Transport Module

Mud Transport modulet benyttes til at undersøge om en overløbshændelse vil medføre erosion i området. Modulet giver mulighed for at medtage flere forskellige processer, i dette projekt benyttes følgende processer:

- Erosion af bunden
- Deposition
- Ændring af bundforhold grundet erosion/deposition

Mud transport modulet er koblet med den hydrodynamiske model og kan på den måde beregne transporten af eroderet materiale. Den styrende differentialligning for mud transport modellen ses af formel (5.3). [DHI, 2011c]

$$\frac{\partial \overline{c}}{\partial t} + u\frac{\partial \overline{c}}{\partial x} + v\frac{\partial \overline{c}}{\partial y} = \frac{1}{h}\frac{\partial}{\partial x}\left(hD_x\frac{\partial \overline{c}}{\partial x}\right) + \frac{1}{h}\frac{\partial}{\partial y}\left(hD_y\frac{\partial \overline{c}}{\partial y}\right) + Q_L C_L\frac{1}{h} - S \qquad (5.3)$$

hvor:

$\overline{c}$	Dybde-midlet koncentration [g/m^3]
u, v	Dybde-midlede strømhastigheder [m/s]
D_x og D_y	Dispersionskoefficienter [m^2/s]
h	Vanddybde [m]
S	Erosion-/depositionsled [g/m^3/s]
Q_L	Kildeudledning pr. enhed areal [g/m^3/s]
C_L	Koncentration af kildeudledningen [g/m^3]

5.1.3 Particle Tracking Module

For at vurdere bassinets evne til at tilbageholde stof benyttes particle tracking modulet. Med dette modul indføres partikler i beregningen og disse tildeles hver et specifikt 3D-koordinat. Ud fra kræfterne beregnet i den hydrodynamiske model og ved indførelse af et random-walk led til at beskrive dispersionen, beregnes transporten af partiklerne. Beregningen kan beskrives ved Langevin ligningen:

$$dX_t = a(t, X_t)\,dt + b(t, X_t)\,\xi_t dt \tag{5.4}$$

hvor:

a	Advektionsled
b	Diffusions-/dispersionsled
ζ	Tilfældigt tal

Denne metode forudsætter følgende forsimplinger:

- Der bruges 'Lagrangian discrete parcels method' hvorved der ikke tages hensyn til Ficks dispersionslov. Dette er ikke et problem i en opsætning, hvor der udledes partikler til et system, hvor der i forvejen ingen partikler er.
- Øjeblikkelig acceleration af partikler. Da partiklerne i beregningen har en meget lille masse, kan fejlen ved denne forsimpling negligeres

5.2 MIKE 11

MIKE 11 er en endimensional model, der benyttes til at modellere strømning i bl.a. vandløb og floder. Ud fra følgende antagelser kan Saint Venant ligningerne udledes af Navier Stokes ligninger.

- Vand antages usammentrykkeligt og homogent, altså kan densitetsvariationer negligeres
- Bundliniegradienten af rør og kanaler er så lille, at cosinus til vinklen mellem røret/kanalen og horisontalplanet kan antages 1.

- Bølgelængder er store i forhold til vanddybden, dermed antages strømningens retning parallel med bunden. Det vil sige at vertikale accelerationer kan negligeres og hydrostatisk trykfordeling kan antages langs vertikalplanet.
- Acceleration vinkelret på strømningsretningen af strækningen antages til 0.

Kontinutitets- og impulsligningen ses som henholdsvis formel (5.5) og formel (5.6). [DHI, 2011a]

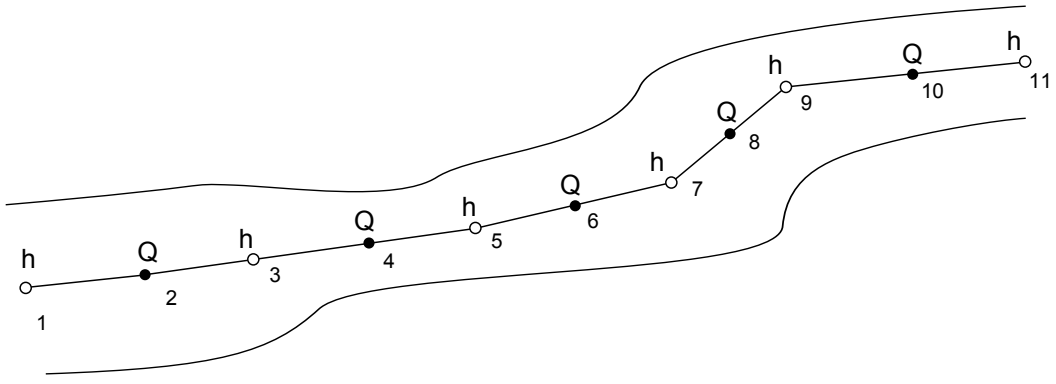
$$\frac{\partial q}{\partial x} + \frac{\partial A_{fl}}{\partial t} = q_{in} \tag{5.5}$$

$$\frac{\partial q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\alpha \frac{q}{A_{fl}}^2\right)}{\partial x} + gA_{fl}\frac{\partial h}{\partial x} + gA_{fl}I_f = \frac{f}{\rho_w} \tag{5.6}$$

hvor:

q	Vandføring [m^3/s]
A_{fl}	Strømningsareal [m^2]
q_{in}	Lateral tilstrømning [m^3/m]
h	Vanddybde [m]
α	Impulsfordelingskoefficient [-]
I_f	Strømningsmodstand
f	Momentum forcing
ρ_w	Densitet af vand [kg/m^3]

Vandløbet deles op i en serie af h- og Q-gridpunkter, hvor henholdsvis vanddybde og vandføring løses ved Saint Venant ligningerne, se figur 5.1. [DHI, 2011a]

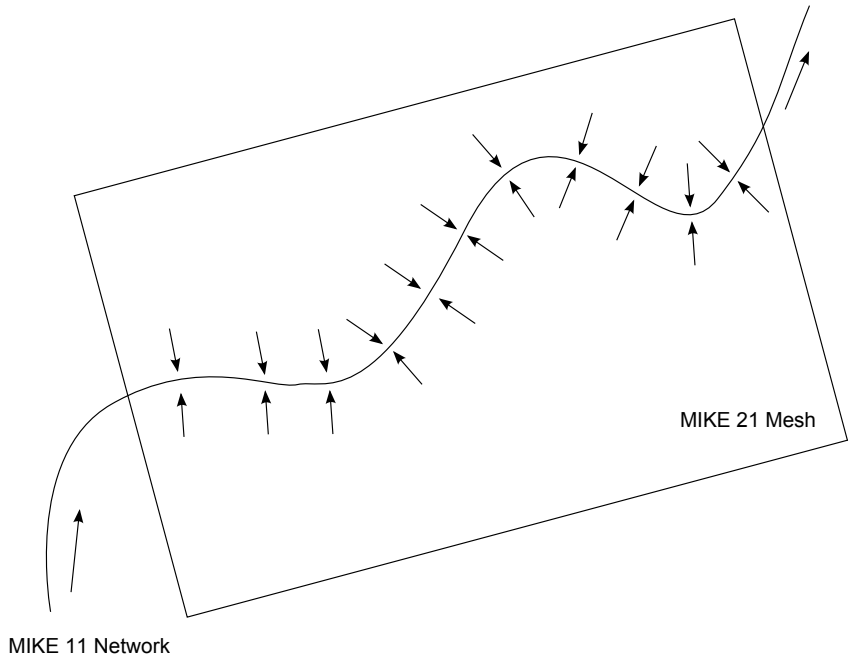


Figur 5.1: Vandløbet delt op i h- og Q-gridpunkter. [DHI, 2011a]

5.3 MIKE FLOOD

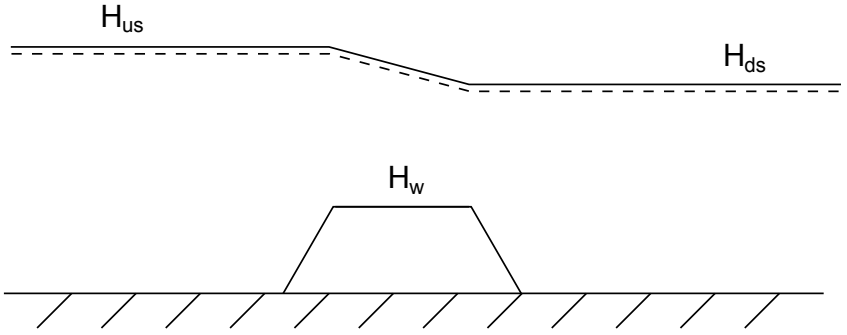
MIKE FLOOD er et værktøj hvormed MIKE 21, MIKE 11 og MIKE URBAN/MOUSE kan sammenkobles, for på den måde at modellere forskellige problemstillinger såsom et

vandløb der går over sine bredder, eller oversvømmelse i by pga. opstuvning i rørnettet. I dette projekt benyttes en kobling mellem MIKE 21 og MIKE 11 kaldet et lateralt link. En skitse af dette ses på figur 5.2. [DHI, 2011f]



Figur 5.2: Skitse af et lateralt link. [DHI, 2011f]

Det laterale link er en kobling mellem h-punkter i MIKE 11 og nærliggende mesh elementer i MIKE 21. I beregningen designes hver kobling som et overløb, og vandføringen gennem denne kobling kan derved regnes ud fra en overløbsformel. I denne opsætning benyttes overløbsformel 1, se formel (5.7). Definitionsskitsen ses på figur 5.3.



Figur 5.3: Definitionsskitse af overløbsformel. [DHI, 2011f]

$$Q = W \cdot C \cdot (H_{us} - H_w)^k \cdot \left[1 - \left(\frac{H_{ds} - H_w}{H_{us} - H_w}\right)^k\right]^{0,385} \tag{5.7}$$

hvor:

Q	Vandføring over overløbet [m^3/s]
W	Bredde af overløbet [m]
C_f	Overløbskoefficient med friktion inkluderet [$m^{1/2}/s$]
k	Overløbs eksponentiel koefficient (1.5) [-]
H_{us}	Vanddybden opstrøms [m]
H_{ds}	Vanddybden nedstrøms [m]
H_w	Overløbets niveau [m]

Første led i formel (5.7) er frit overløb, og andet led er et skaleringsled, der går mod 0, når $(H_{ds} - H_w)$ nærmer sig $(H_{us} - H_w)$.

For at inkludere friktion over overløbet, beregnes en overløbskoefficient på baggrund af den oprindelige overløbskoefficient og manningtallet, se formel (5.8).

$$C_f = \sqrt{\frac{2 \cdot g}{2 \cdot \frac{g}{C^2} + \frac{2 \cdot g \cdot L \cdot n^2}{(H_{ds} - H_w)^{4/3}}}} \tag{5.8}$$

hvor:

C	Overløbskoefficient [$m^{1/2}/s$]
L	Længden af overløbet [m]
n	Manningtal [$m^{1/3}/s$]

En ting der skal bemærkes ved laterale links er, at der ikke nødvendigvis er impulsbevarelse, da MIKE 11 ikke tager højde for acceleration vinkelret på strømningen.

5.4 Validering af modellen

Det er i dette projekt ikke muligt at validere modellen på baggrund af egne data, da den skal simulere et bassin, som endnu ikke er anlagt. Modellen er anvendt på tidligere semesterprojekter hvor der er foretaget en validering ud fra forsøg. Derfor henvises til disse projekter hvor modellen er blevet brugt.

I 8. semesters projektet 'Nibe navigation channel: Dredging and dumping' blev 'MIKE 21 Flow Model FM' og dens integrerede 'Mud Transport module' brugt til at finde løsninger på problemet med tilsanding af sejlrenden til Nibe havn. [Lassen et al., 2011]

I 9. semesters projektet 'Numerisk modellering og eksperimentelle metoder' blev 'Particle tracking module' benyttet til at modellere et forsøg, hvor kugler med forskellig bundfældningshastighed blev undersøgt i et bassin i en strømrende. [Birkemose et al., 2011]

Da modellen i disse projekter blev valideret, vælges her at benytte modellen uden at foretage yderlig validering.

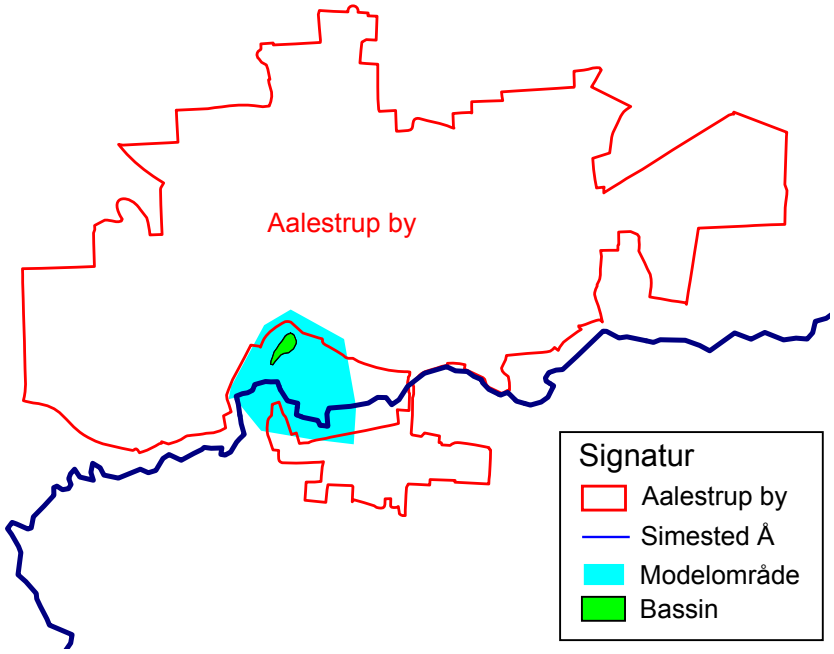
Opsætning af hydrodynamisk model

6

I dette kapitel gennemgås en del af opsætningen af hhv. MIKE 21, MIKE 11 og MIKE FLOOD. Det er hovedsageligt de forskellige indputparametre, som gennemgås.

6.1 MIKE 21

I MIKE 21 modelleres selve bassinet og det omkringliggende naturområde. Det modellerede område ses på figur 6.1.



Figur 6.1: Det modellerede område vist sammen med omridset af Aalestrup by, bassinet og Simested Å.

Der vælges i modelleringen at se bort fra det eksisterende underjordiske bassin, derfor tilføres overfladevandet fra byen direkte ud i bassinet via en 'source'. Udledningen til recipienten er medtaget via en 'sink' i bassinet.

Terrænmodel

Som terrænmodel benyttes en DTM (Digital Terrain Model) lavet af COWI A/S. Modellen angiver det faktiske terræn i en opløsning på 1,6 m.

Flood and dry

Der skal angives, hvornår de enkelte celler skal regnes som tørre eller våde i forhold til vandstanden. Det er valgt, at sætte 'drying depth' til 0,5 mm og 'flooding depth' til 1 mm. Dvs. at når vandstanden i det enkelte element kommer under 0,5 mm medregnes elementet ikke mere. Når vandstaden så kommer over 1 mm medregnes elementet igen. Derudover skal der angives en 'wetting depth', denne sættes til 1 cm. Når vandstanden er herunder beregnes kun kontinuitetsligningen, hvorimod impulsligningen også medregnes, når vandstanden er over 1 cm.

Turbulens

I MIKE 21 kan den horisontale hvirvelviskositet beskrives på følgende tre måder:

- Ingen hvirvelviskositet
- Konstant hvirvelviskosetet
- Smagorinsky formlen (tidsvarierende funktion af de lokale hastighedsgradienter)

Der vælges at benytte Smagorinsky turbulensmodellen, da denne vurderes som værende mest korrekt. Hvirvelviskositeten beregnes ud fra følgende formel:

$$\nu_T = C_s^2 \cdot l^2 \cdot \sqrt{2 \cdot S_{ij} \cdot S_{ij}}$$

$$S_{ij} = \frac{1}{2}\left(\frac{\delta U_i}{\delta x_j} \cdot \frac{\delta U_j}{\delta x_i}\right)$$

hvor:

ν_T	Hvirvelviskositeten [m/s]
C_s	Smagorinsky koefficient [-]
l	Gridlængden [m]
S_{ij}	Deformationsrate, der beskriver hastigheden i x og y retningen [-]

Smagorinsky koefficienten er den eneste konstant, der kan ændres på, det er anbefalet i MIKE hjælpefilen, at den skal ligge i intervallet 0,25 til 1 [DHI, 2011e]. I bilag C er der foretaget en analyse af, hvor følsom modellen er overfor ændringer af konstanten. Ud fra denne analyse er det valgt, at benytte en værdi på 0,28, som er standardværdien i MIKE 21.

Bundruhed

Manningtallet benyttes til at beskrive bundruheden med. Der vælges at benytte ét manningtal for bassinet og et andet for engområdet omkring bassinet.

Det har ikke været muligt at finde et konkret manningtal for hverken et regnvandsbassin eller et engområde. Derfor foretages i bilag E en følsomhedsanalyse af manningtallet. Her endes ud med, at benytte et manningtal i bassinet på $40\,\mathrm{m}^{1/3}/\mathrm{s}$ og et i engområdet på $15\,\mathrm{m}^{1/3}/\mathrm{s}$.

Vind

Der vælges at forsimple modellen således, at vind ikke medtages. Den overordede grund til, at der ikke medtages vind er, at det ikke er muligt at modellere vindens påvirkning af vandet korrekt, når der benyttes en 2D model. Modellering af vind i MIKE 21 er undersøgt i afgangsprojektet 'Numerisk modellering af vand- og stoftransport ved afvanding af motorveje' hvor der konkluderes at: *'Det er observeret at MIKE 21 modellen er uanvendelig i forbindelse med modellering med vind, da den kun regner på et todimensionalt hastighedsfelt, og der deraf kun er mulighed for at modellere en horisontal cirkulation'* [Bentzen og Thorndahl, 2004].

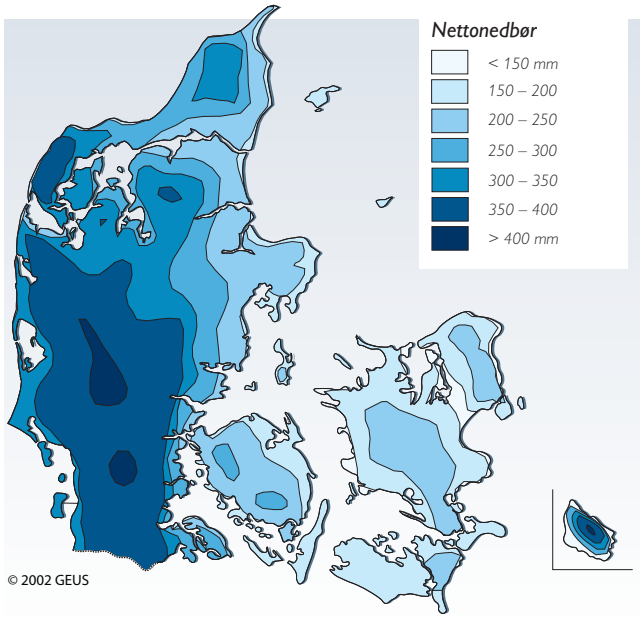
Hvis vindpåvirkningen skal medtages, skal modelleringen foretages med MIKE 3. Der vurderes at MIKE 21 kan benyttes til at beskrive hydraulikken i området korrekt, selvom vindens påvirkning ikke medtages, da strømningerne i området vurderes at være domineret af tyngdekraften. At der vælges at se bort fra vinden kan give anledning til en større fejlkilde når der skal simuleres med stof. En gennemgang af dette fremkommer i kapitel 11.

Nedbør

Som nedbør benyttes regndata fra Svenstrup regnmåleren. Regnmåleren har data for perioden 1979-1990 og 1998-2012. Dataetsættet midles for hvert femte minut.

Fordampning og infiltration

Der vælges at benytte en fordampning, som er konstant i både tid og sted. På figur 6.2 ses nettonedbøren for Danmark.



Figur 6.2: Nettonedbør i Danmark. [GEUS, 2002]

Nettonedbøren er lig med den totale nedbør minus fordampningen. Omkring Aalestrup er denne ca. 325 mm/år. Der er en årlig nedbørsmængde i Aalestrup på 725 mm/år [Vesthimmerlands Kommune, 2011], hvilket giver en fordampning på 400 mm/år svarende til 1,095 mm/dag.

Da det ikke er muligt at angive en værdi for infiltration, inkluderes denne værdi i fordampningen. Infiltrationen er ud fra forsøget, se bilag B, fundet til 19,62 mm/time svarende til 470,88 mm/dag.

I bassinet medtages der ikke infiltration, derfor benyttes her en værdi på 1,095 mm/dag. I det resterende område anvendes en samlet værdi for infiltration og fordampning på 471,98 mm/dag.

Ind- og udløbsledning til bassinet

Placeringen af ind- og udløbsledningen ses på figur 2.11. Planen er, at der kun skal være en enkelt ledning som skal fungere som både ind- og udløb. I det følgende beskrives hvor stor hhv. ind- og udløbsmængden er. Når disse er fastlagt trækkes udløbsmængden fra indløbsmængden.

Regnvandsmængden kan beregnes ud fra følgende formel: [Winther et al., 2006]

$$Q = \varphi \cdot A \cdot i$$

hvor:

Q	Regnvandsmængden [L/s]
φ	Afløbskoefficient [-]
A	Befæstet areal [ha]
i	Regnintensiteten [L/s/ha)]

Afløbskoefficienten beregnes ud fra følgende:

$$\varphi = \alpha \cdot \gamma \cdot \beta$$

hvor:

α	Hydrologisk reduktionsfaktor [-]
γ	Tilslutningsgraden [-]
β	Befæstelsesgraden [-]

I '*Tillæg til spildevandsplan for Aalestrup By*' er det totale og det befæstede areal sat lig med hhv. 84 ha og 45 ha. Ligeledes er den hydrologiske reduktionsfaktor angivet til 0,8. Derudover er der angivet en sikkerhedsfaktor på 1,38 som skal multipliceres med regnvandsmængden for at kompensere for følgende usikkerheder: statistisk usikkerhed, forøget

regnintensitet (klima) og fortætning (ændret arealanvendelse). [Vesthimmerlands Kommune, 2011]

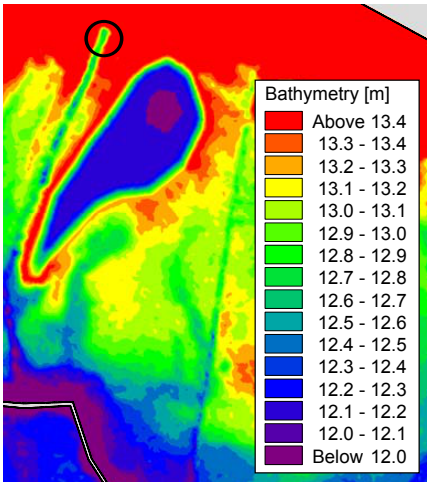
Regnintensiteten beregnes ud fra regnmåleren i Svenstrup.

Den benyttede regnmængde, som skal tilføres med indløbsledningen findes derfor som:

$$\begin{aligned} Q &= \alpha \cdot \gamma \cdot \beta \cdot A \cdot i \cdot f_{sikkerhed} \\ &= 0,8 \cdot 1 \cdot \frac{45\,\text{ha}}{84\,\text{ha}} \cdot 45\,\text{ha} \cdot i \cdot 1,38 \end{aligned}$$

Udløbsledningen skal dimensioneres således, at udledningen til vandløbet ikke overstiger kravet på $1\,\text{L/s/ha}$. I Aalestrup er oplandet på 125 ha, dette resulterer i en tilladt udledningsmængde på 0,125 m^3/s. [Vesthimmerlands Kommune, 2011] Umiddelbart ville det virke mere hensigtsmæssigt at benytte det reducerede areal i stedet for det totale areal. Da COWI A/S har søgt om tilladelse til at udlede 0,125 m^3/s og ligeledes, jf. figur 2.11, har planlagt at benytte en vandbremse på 0,125 m^3/s vælges der også at benytte denne udledningsmængde i dette projekt. Udløbsledningen sættes til at have sit udløb i grøften til venstre for bassinet, se markeringen med sort cirkel på figur 6.3.

Udledningen fra bassinet skal ske til grøften vest for bassinet, se figur 6.3. Der laves en tidsserie over hvornår, der er vand i bassinet, således at udledningen i grøften kun sker til disse tider.



Figur 6.3: Vandet fra bassinet udledes til grøften i punktet markeret med sort cirkel.

6.2 MIKE 11

En overordnet gennemgang af opsætningen af MIKE 11 beskrives i det følgende.

Vandløbsstrækning

Vandløbets forløb skal optegnes i MIKE 11. Der vælges at begynde og afslutte vanløbsstrækningen ved hhv. 'Restrup Bro' og 'Hvam. Egebroen', se figur 6.4, da der i regulativet for Simested Å er en målestation disse steder [Viborg Amt, 2001].

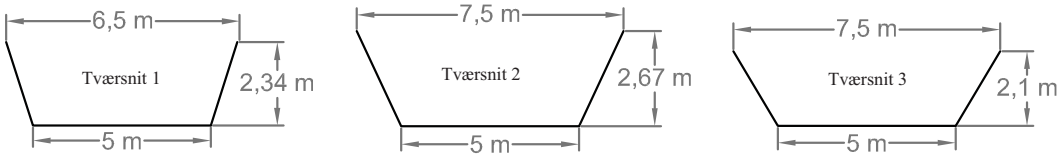
Figur 6.4: Start og slut af MIKE 11 modellen ved hhv. 'Restrup bro' og 'Hvam. Egebroen'.

Vandløbet er inddelt i tre strækninger således, at den del, der ligger indenfor modelområdet, jf. figur 6.1, er en strækning for sig selv. Dette er nødvendigt for at kunne lave koblingen mellem MIKE 11 og MIKE 21.

Vandløbstværsnit

Der skal angives et tværsnit i begyndelsen og slutningen af de tre vandløbsstrækninger.

I regulativet er der angivet forskellige bundbredder, vandløbsbredder samt dybder for de enkelte målestationer. På figur 6.5 ses de tre tværsnit, der benyttes. Tværsnit 1 benyttes fra 'Restrup Bro' og hen til MIKE 21 modelområdets start. Tværsnit 2 benyttes i MIKE 21 modelområdet, og tværsnit 3 benyttes fra MIKE 21 modelområdet hen til 'Hvam. Egebroen'.



Figur 6.5: Vandløbstværsnit benyttet i MIKE 11 modellen.

Hele vandløbet fastsættes til at have et manningtal på 22 $m^{1/3}/s$ hvilket er angivet i regulativet, [Viborg Amt, 2001]. De enkelte tværsnit placeres i en kote, som passer med, at vandløbet nogenlunde følger terrænet i MIKE 21 modellen.

Randbetingelser

Ved vandløbets begyndelse benyttes en vandføringsrandbetingelse og i slutningen angives vandspejlets placering.

Til at beregne vandføringsrandbetingelsen benyttes, at der i regulativet er angivet, at middelafstrømningen er lig med $12\,\mathrm{L/s/km^2}$. Ved 'Restrup Bro', hvor den modellerede vandløbsstrækning starter, er der et opland på 142 $\mathrm{km^2}$ [Viborg Amt, 2001], dette medfører, at randbetingelsen i begyndelsen af vandløbet sættes til 1,704 $\mathrm{m^3/s}$. Der er i regulativet ikke foretaget vandstandsmålinger, derfor er det ikke muligt at angive en konkret vandstand ved vandløbsstrækningens slutning. Derfor estimeres, at vandstanden er i kote 11,6 m.

6.3 MIKE FLOOD

I MIKE FLOOD foretages, en kobling mellem MIKE 21 og MIKE 11. Til denne kobling skal der angives, hvilket manningnummer, der skal benyttes i overgangen mellem de to modeller. Her vælges at benytte samme manningtal som i engområdet, dvs. $15\,\mathrm{m^{1/3}/s}$. Manningtallet kan omregnes ud fra følgende formel.

$$M = \frac{1}{n}$$

hvor:

M	Manningtal [$\mathrm{m^{1/3}/s}$]
n	Manning nummer [$\mathrm{m^{1/3}/s}$]

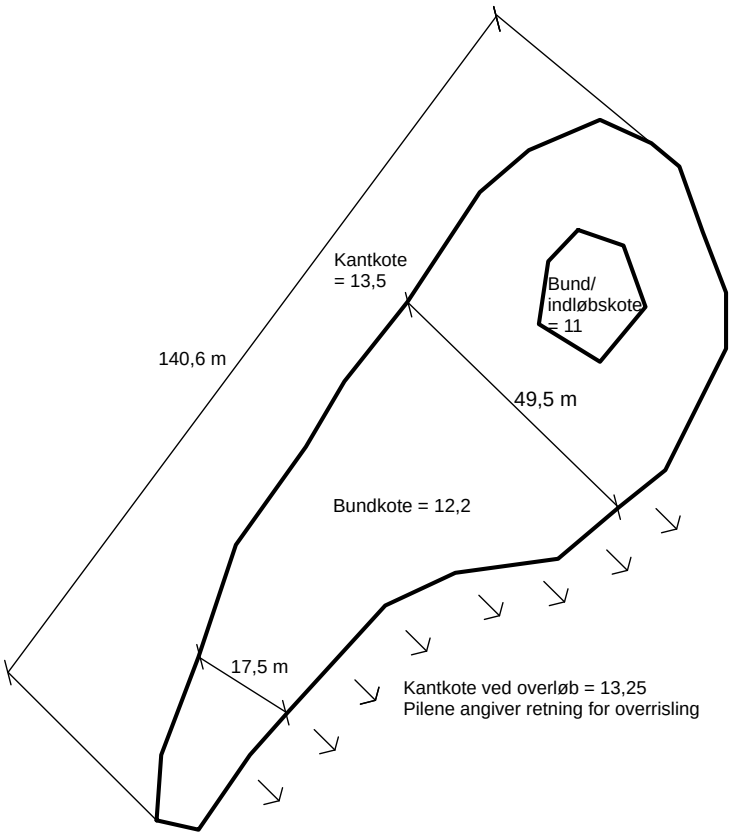
Modellering af planlagt bassin

7

I dette kapitel modelleres bassinet som COWI A/S har planlagt at etablere. Bassinet vurderet ud fra kriterierne opstillet i kapitel 4.

Der vælges at foretage fire simuleringer, en med et forholdsvis grovt mesh og tre med finere mesh. Simuleringen med det grove mesh benyttes til at foretage en simulering, som strækker sig over hele Svenstrup regnserien, dvs. 25 år. Denne benyttes hovedsageligt til at undersøge hvor tit, der sker overløb fra bassinet. På baggrund af det grove mesh udvælges en kort periode, som benyttes til simuleringen med de tre finere mesh. Disse simuleringer har en højere detaljeringsgrad og benyttes til at undersøge hvor stort et område der overrisles, hvor høj vandstanden er samt hvor stor en mængde af overrislingsvandet, der infiltrerer.

Bassinets dimensioner er illustreret på figur 7.1, ligeledes er der angivet, hvor overløbet skal finde sted. Modellen opbygges som beskrevet i kapitel 6.



Figur 7.1: Bassinets dimensioner samt illustration over hvor overløbet skal finde sted.

I tabel 7.1 ses de benyttede meshstørrelser. I selve bassinet benyttes et finere mesh end i den resterende del af området. Dette er nødvendigt for dels at få bassinkantens skråning med, men også for at sikre, at koten ved overløbet er korrekt. Der benyttes et sideanlæg på 1:5.

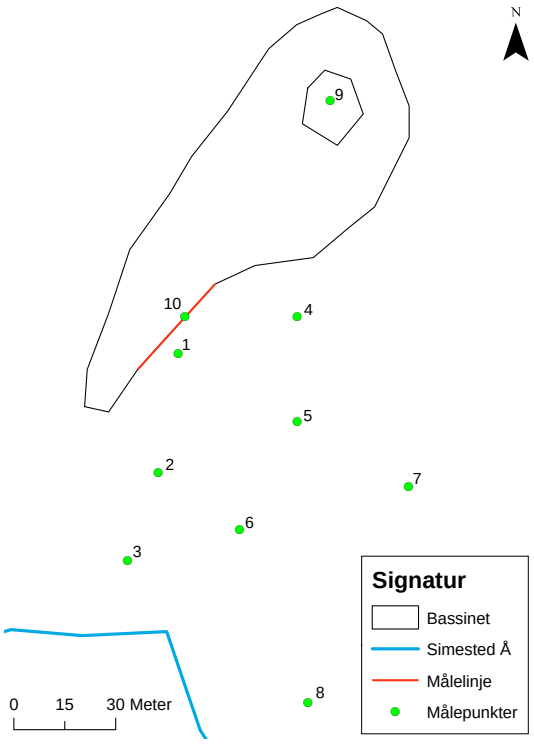
Mesh nummer		Maksimalt elementareal [m^2]	Overordnet timestep [s]	Simuleringstid [t]
Grovt mesh	Bassin	25	60	24
	Område	100		
Fint mesh 1	Bassin	5	10	1,5
	Område	20		
Fint mesh 2	Bassin	5	10	6,5
	Område	5		
Fint mesh 3	Bassin	2	10	16
	Område	2		

Tabel 7.1: Maksimalt elementareal, overordnet timestep samt simuleringstid for de fire forskellige mesh.

Ved simulering af det grove mesh blev bassinets kant, hvor der ingen overrisling skal ske, indsat i kote 14 frem for den egentlig kote på 13,5. Overløbskanten i kote 13,25 blev ikke ændret. Ændringen skyldes, at den lave detaljeringsgrad af det grove mesh medfører, at bassinkanten enkelte steder ikke er i kote 13,5, og der derfor også sker overløb her. Det er ikke ønskværdigt at løse dette ved brug af et finere mesh, da det vil medføre en beregningstid på ca. 480 timer. Den høje beregningstid skyldes, at det er nødvendigt med et maksimalt elementareal på 5 m^2 i bassinet for at undgå overløb.

Derudover er den grove simulering udelukkende kørt i MIKE 21. I stedet for at benytte MIKE FLOOD til at koble med MIKE 11 er der i MIKE 21 indsat en grænse ved vandløbet, hvor vandet løber ud. Dette er valgt for at mindske beregningstiden, og set i forhold til, at den grove simulering benyttes til at fastslå hvor ofte, der sker et overløb fra bassinet, har vandløbet ingen betydning.

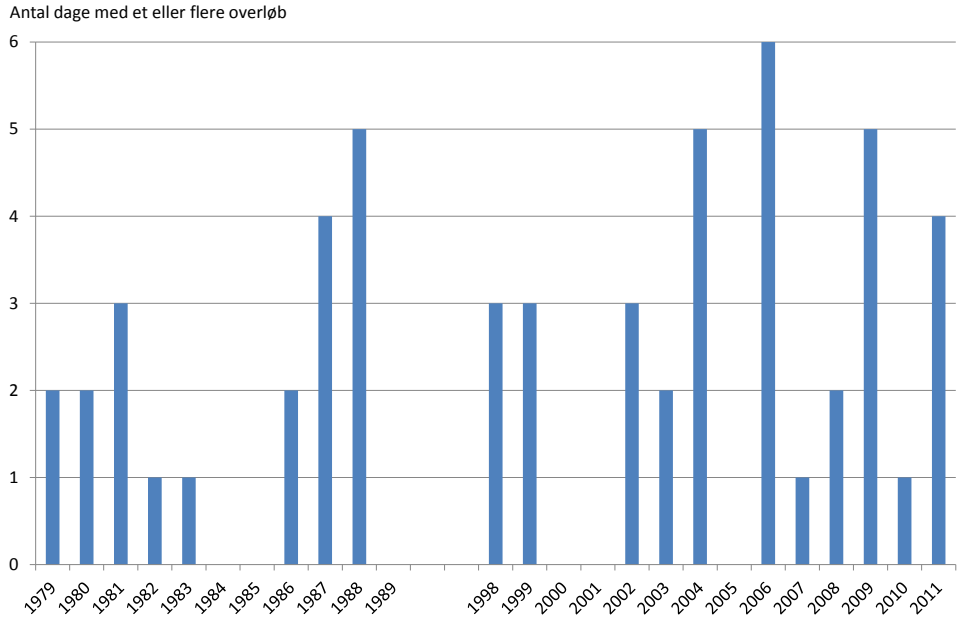
På figur 7.2 ses hvor der udtages resultater i forbindelse med simuleringerne. Målelinjen benyttes til at registrere hvor mange overløb, der sker. De forskellige målepunkter benyttes til at undersøge, hvorvidt resultater fra forskellige simuleringer med forskellige mesh giver samme resultat.



Figur 7.2: Placering af målepunkter samt målelinjer hvorfra der udtages output fra simuleringerne.

7.1 Antal overløb fra bassinet

På figur 7.3 ses, hvor mange dage der sker et eller flere overløb. I alt er der 55 overløb, hvilket giver et gennemsnit på 2,2 dage med overløb pr. år.

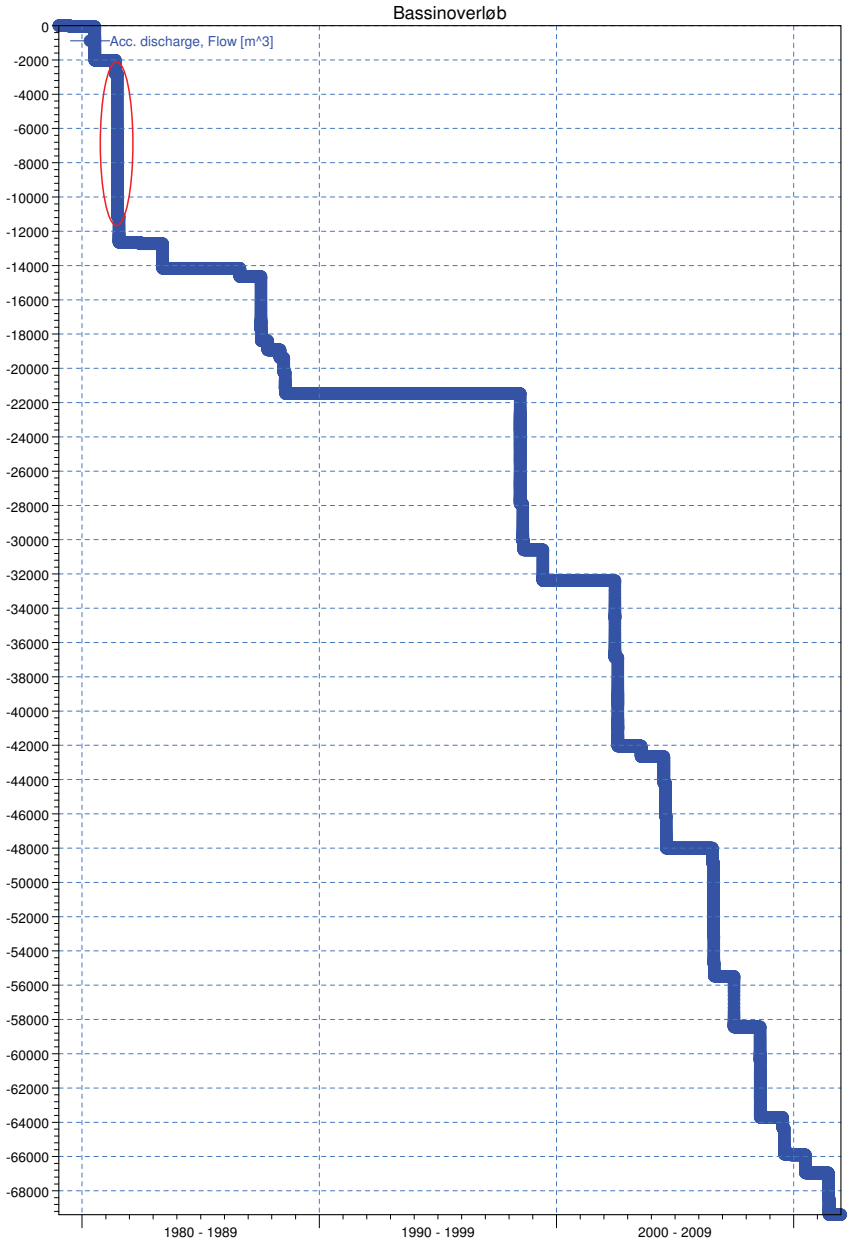


Figur 7.3: Antal dage hvor der sker et eller flere overløb.

En af kriterierne var at opnå en bassinudformning, hvor der sker mange overløb. Derfor er de 2,2 dage med overløb pr. år en af de parametre, som ønskes forøget.

7.2 Udvælgelse af simuleringsperiode

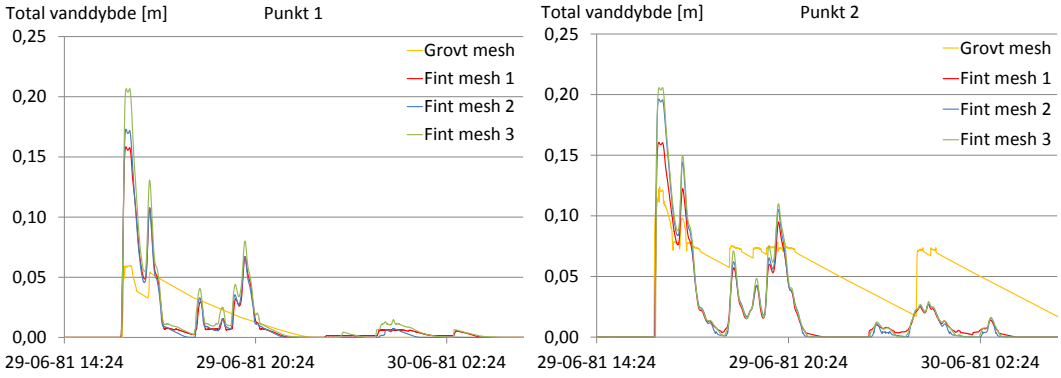
Til simulering med de finere mesh udvælges en periode, der starter den 28. juni 1981 klokken 15:00 og slutter den 3. juli klokken 00:00, dvs ca. 5,5 dage. Denne periode er valgt ud fra ønsket om at simulere en regnhændelse, der har en lang varighed samt et stort volumen. På figur 7.4 ses den akkumulerede udledning over de 25 år. På figuren er den periode, der udvælges, markeret med en rød cirkel.



Figur 7.4: Akkumuleret udledning fra bassinet. Benyttes til at finde det kraftigste overløb.

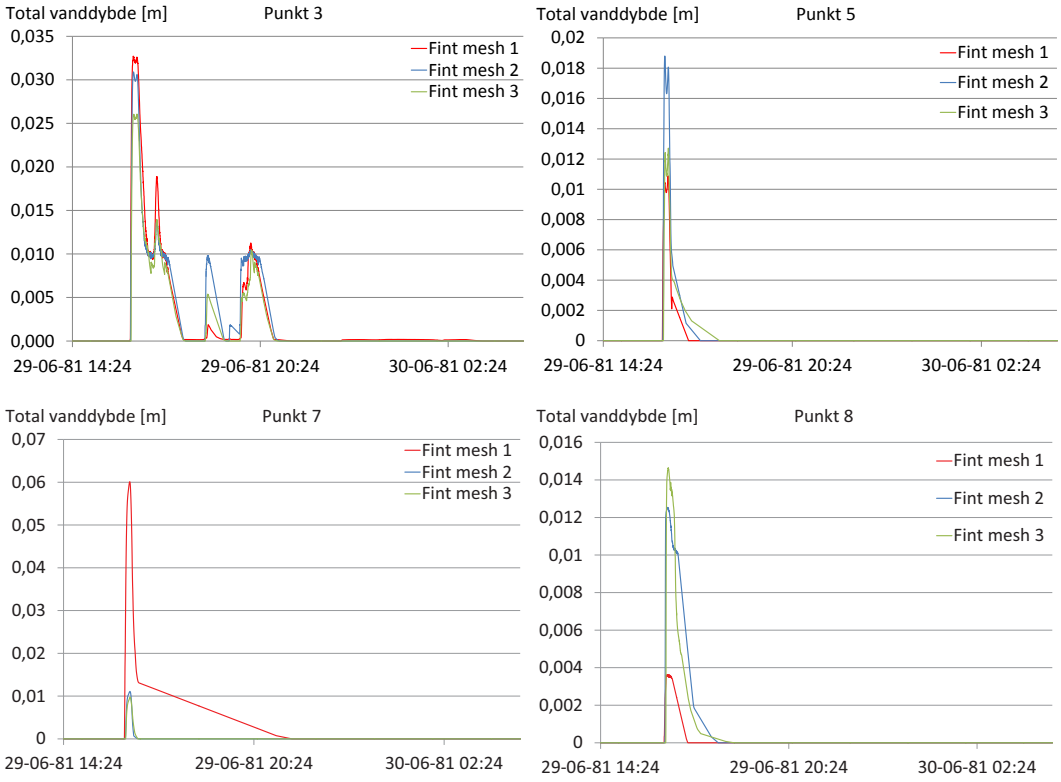
7.3 Vandstand og udbredelse i overrislingsområdet

På figur 7.5 ses vandstanden i punkt 1 og 2 for det grove mesh samt de tre fine mesh. Som det ses er resultatet for det grove mesh meget forskelligt fra de andre, derfor medtages resultatet fra det grove mesh ikke i den videre sammenligning.



Figur 7.5: Simuleret vandstand i punkt 1 og 2 ved de forskellige meshstørrelser.

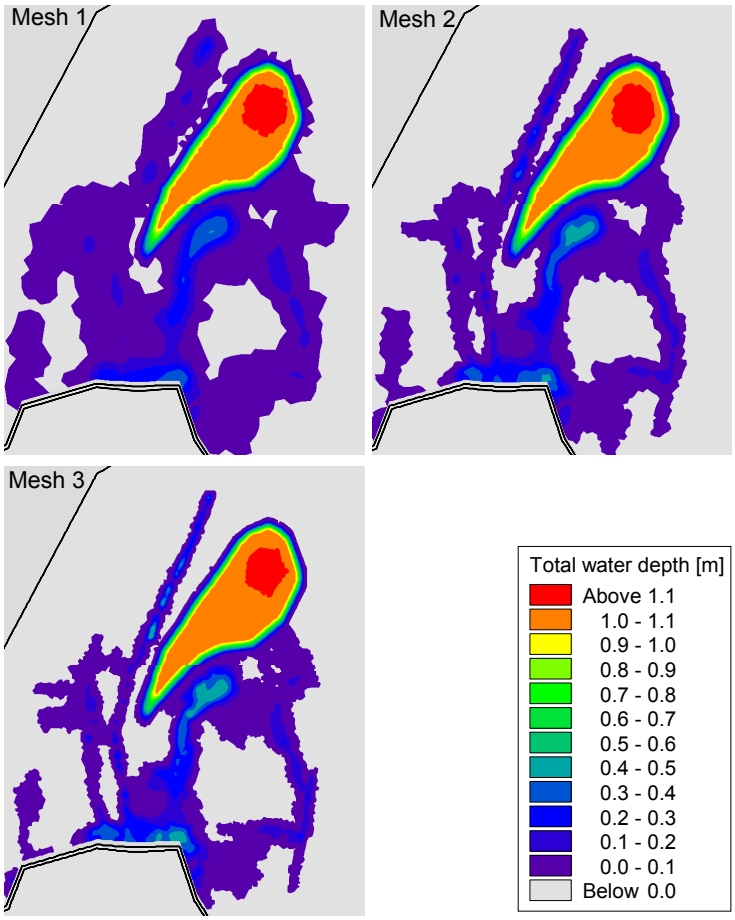
På figur 7.6 ses vandstanden i de resterende punkter.



Figur 7.6: Simuleret vandstand i punkt 3, 5, 7 og 8 simuleret med de fine mesh.

Som det ses på figurene, er der en lille forskel på vandstanden alt efter hvilken af de fine meshstørrelser, der benyttes. Vandstanden simuleret med Mesh 2 og 3 er nogenlunde ens. Mesh 1 adskiller sig mere fra de andre to. Dette gør sig især gældende i punkt 7 og 8, forskellen skyldes, en forskel i hvordan vandet spredes. Ens for alle tre mesh er, at vandet strømmer til området samt forsvinder fra området på stort set samme tidspunkt. Der er kun vand i området i ca. 12 timer.

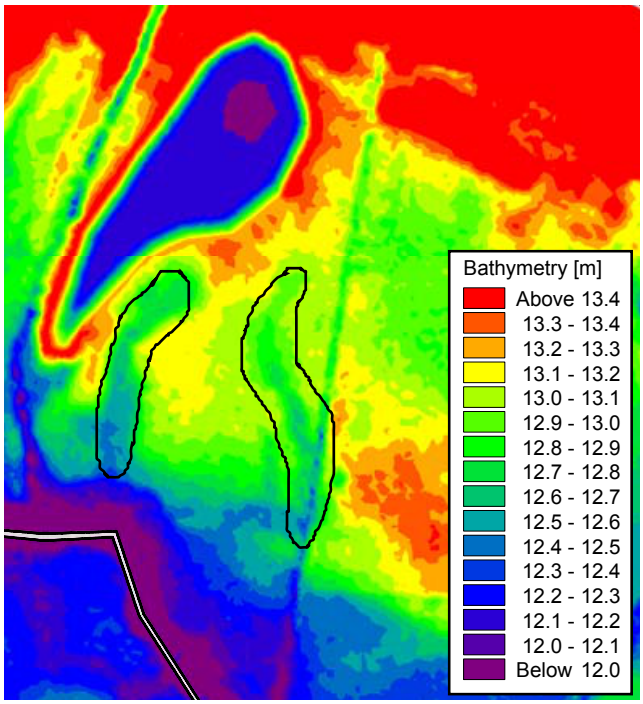
Udover vanddybden undersøges vandets udbredelse i området. På figur 7.7 ses vandstanden den 29. juni klokken 16:30 ved de tre mesh.



Figur 7.7: Vandstand den 29. juni klokken 16:30 modelleret med de tre fine mesh.

På figuren ses, at der er en forskel på udbredelsen af vandet. Jo grovere meshet er jo mere spredes det.

Ens for alle simuleringerne er, at vandet ikke bliver spredt ud i hele det ønskede overrislingsområde, jf. figur 4.1, men hovedsageligt følger to strømveje. Dette skyldes fordybninger i terrænet, se figur 7.8, hvor de sorte afmærkninger omkredser de områder, hvori vandet strømmer mellem bassinet og vandløbet.



Figur 7.8: Terrænkort over området. De sorte cirkler markerer de områder, hvor vandet strømmer mellem bassinet og vandløbt.

Jo finere mesh der benyttes, jo bedre bør resultatet blive. Da der ikke er så stor en forskel på mesh 2 og 3 vælges, at arbejde videre med mesh 2, da dette reducerer beregningstiden med lidt over 9 timer.

En af de opstillede kriterier er, at få mest muligt af overrislingsvandet til at infiltrere. Derfor undersøges hvor meget af overløbsvandet, der infiltrerer. Dette gøres ved at måle, hvor stor en mængde der løber ud over bassinkanten i forhold til, hvor stor en mængde der ender i vandløbet. I simuleringen ledes vandet fra udløbet ikke over i grøften, men fjernes fra modellen. Ligeledes er simuleringen foretaget uden regn, for at simplificere denne beregning. 34 % af overrislingsvandet infiltrerer.

7.4 Vurdering af bassinet

I løbet af de 25 år Svenstrup regnserien strækker sig over, er der i gennemsnit 2,2 dage pr. år med mindst et overløb. Dette er forholdsvis få gange, hvis overrislingen skal resultere i en mindre påvirkning på recipienten.

I forbindelse med overrislingen følger vandet to forskellige strømningsveje mellem bassin og vandløb, da der i disse områder er fordybninger.

Overrislingen resulterer i, at 34 % af overløbsvandet infiltrerer.

Da der i de opstillede kriterier i kapitel 4 ønskes mange overløb, stor udbredelse i området samt stor infiltration, undersøges andre bassinudformninger i kapitel 8 med henblik på at optimere disse parametre.

8 Bassinoptimering

Som beskrevet i kapitel 7 ønskes det at undersøge, hvorvidt det er muligt optimere bassinet i forhold til de kriterier, der er opstillet i kapitel 4. Der ønskes at opnå flere dage, hvor der sker overrisling, samt at overrislingen spredes ud over et større område hvorved infiltrationsprocenten øges.

Den begrænsede udbredelse af vandet skyldes, at der er en lavning i terrænet, som vandet følger. I første omgang forsøges at opnå en større udbredelse, uden at lave ændringer i terrænet, da en udjævning af terrænet vil bestå af gravearbejde, der vil ødelægge engens vegetation.

8.1 Halvering af bassinvolumen

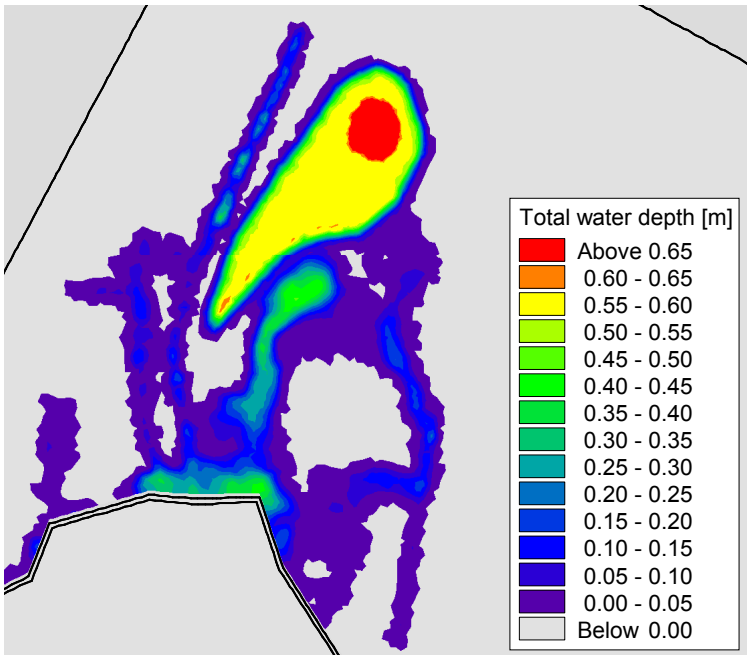
På baggrund af dette vælges der i første omgang, at lave et tilsvarende bassin som det, der blev undersøgt i kapitel 7, blot med den forskel, at dybden i bassinet er halveret. Ved at halvere dybden vil der oftere ske overløb, samtidig vil vandstanden i overrislingsområdet muligvis blive lidt højere. Ideen er, at vandstanden forhåbentlig bliver så meget højere, at vandet vil spredes ud over de fordybninger, der er i terrænet.

I det følgende kaldes bassinet undersøgt i kapitel 7 for bassin 1 og bassinet, der undersøges i dette afsnit for bassin 2, se tabel 8.1.

	Bassinvolumen [m^3]
Bassin 1	5000
Bassin 2	2500

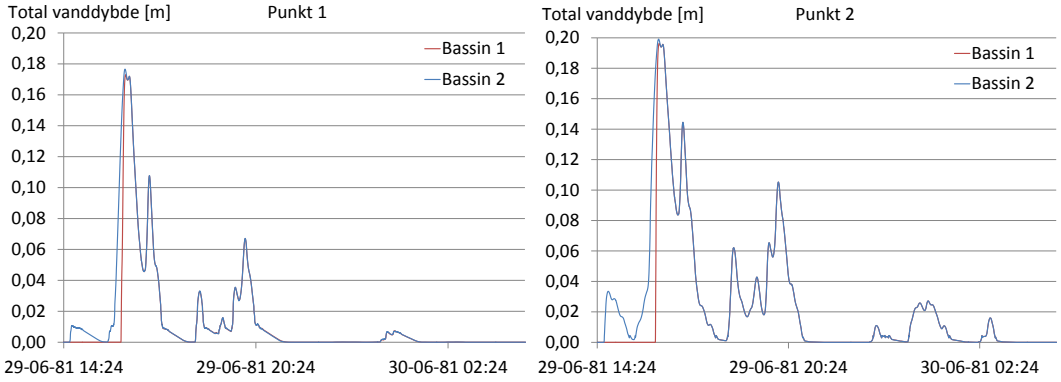
Tabel 8.1: Bassinvolumen for bassin 1 og 2.

På figur 8.1 ses hvordan vandet spredes i området, når bassinvolumet er reduceret. Det ses at vandet strømmer ad de samme baner ned til vandløbet, som inden bassinreduceringen fandt sted jf. figur 7.7.



Figur 8.1: Vandets udbredelse i området når bassinvolumet er halveret.

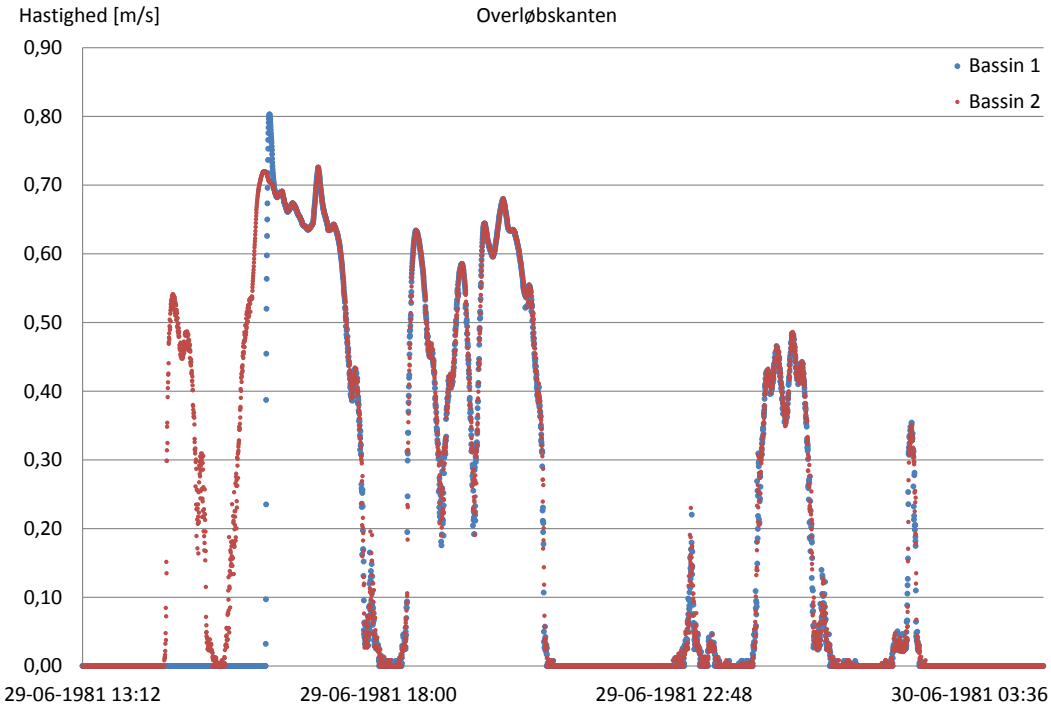
På figur 8.2 ses vandstanden i målepunkt 1 og 2, jf. figur 7.2. Vandstanden sammenlignes med den vandstand, der er fundet i kapitel 7 for fint mesh 2, dvs. vandstanden inden volumet blev reduceret. Der ses på figuren, at vandstanden stort set er den samme. Den eneste forskel er, at ved et mindre bassinvolumen, bassin 2, kommer vandet til området en lille smule tidligere, derefter er vandstanden den samme, og vandet forlader også området samtidigt.



Figur 8.2: Vandstanden i målepunkt 1 og 2. Volumet i bassin 2 er halveret i forhold til bassin 1.

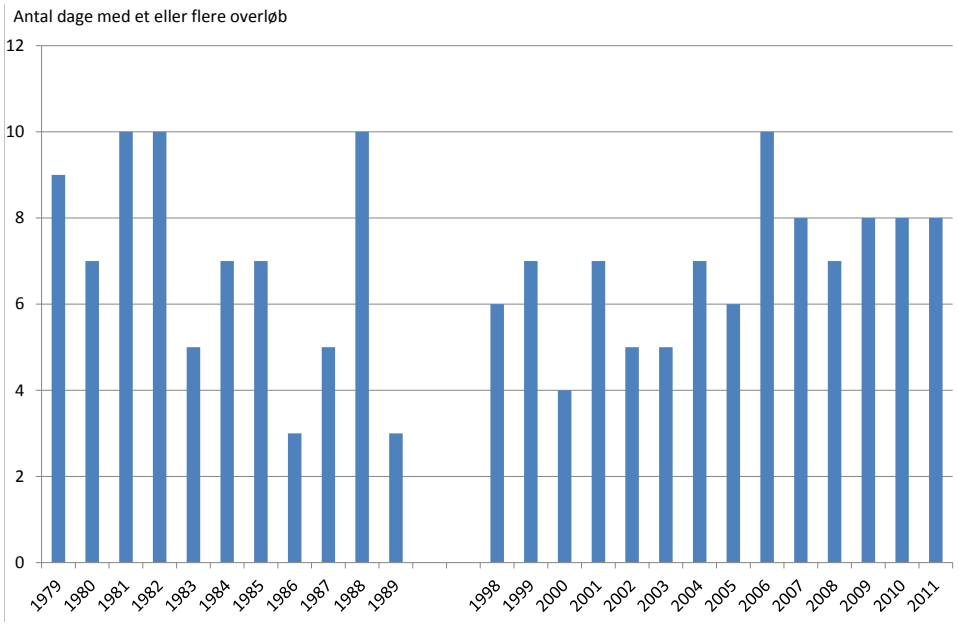
Udover at undersøge forskellen i vandstand før og efter bassinreduceringen undersøges, om der er ændringer i vandets hastighed. Forskellen i hastigheden ses på figur 8.3. Hastigheden vises for punkt 10 som, jf. figur 7.2, ligger lige på overløbskanten. Som det ses er forskellen lille. Vandet løber ud over kanten lidt tidligere ved bassin 2, hvilket også var forventet, da volumet er mindre. I de forskellige målepunkter er der heller ikke en betydelig forskel på de to bassiner. Dette er en fordel, da reduceringen af bassinvolumen så ikke giver større

anledning til erosion. En undersøgelse af erosionen af det bassin, der udvælges, ses i kapitel 10.



Figur 8.3: Vandhastigheden i punkt 10 som, jf. figur 7.2, ligger lige på overløbskanten.

Den store forskel, der opnås ved reduceringen af bassinvolumet, findes i antallet af dage med overløb, se figur 8.4. I gennemsnit vil der være 6,9 dage med overløb. Dette er 4,7 dage mere end det oprindelige bassin.



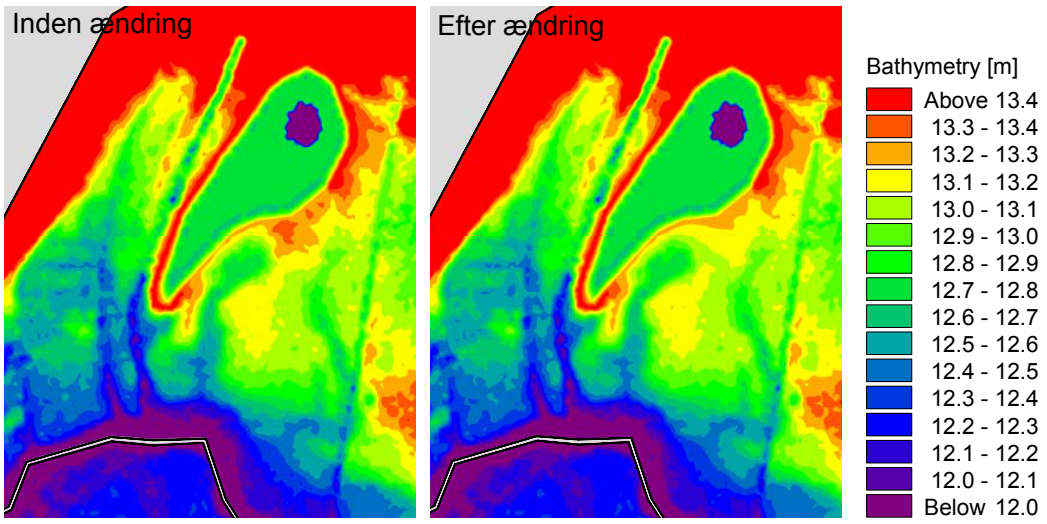
Figur 8.4: Antal dage med overløb pr. år for bassin 2.

Ved at reducere bassinvolumet sker der en overrisling fra bassinet på 10200 m^3 i forhold til 8600 m^3, der overrislede ved bassin 1. I begge tilfælde infiltrerer 34 %, men da overrislingsmængden er større i bassin 2, er der totalt set et større volumen, der infiltrerer.

Som vist i det ovenstående sker der ved halveringen af bassinvolumen den forbedring, at der kommer flere dage med overløb om året, hvilket var en af målene fra de opstillede kriterier i kapitel 4 hvilket også bevirker, at et større volumen infiltrerer totalt set. Derimod sker der ingen forbedring i udbredelsen af vandet i området. På baggrund af dette, undersøges andre alternativer i det følgende. I de følgende undersøgelser fastholdes halveringen af bassinvolumet.

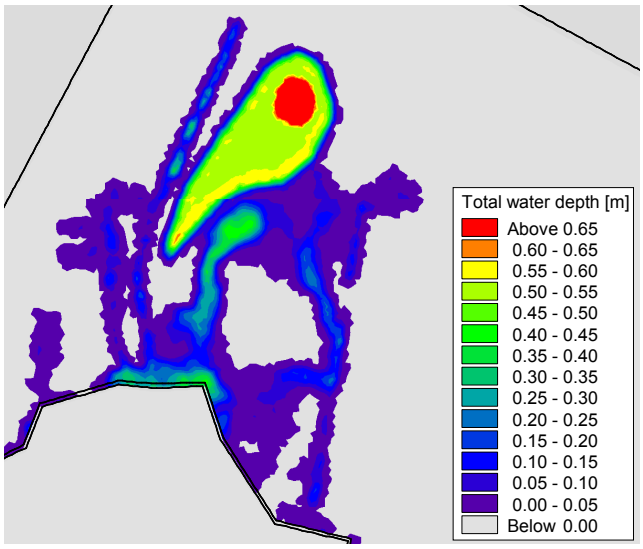
8.2 Udjævning af terrænet

For at påvirke engområdet mindst muligt ønskes, at der sker en så lille ændring af terrænet som muligt, da en ændring vil forårsage gravearbejde og ødelægge engens vegetation. En mindre udjævning kan være en udjævning af det høje område lige uden for overløbskanten. Terrænet før og efter denne udjævning ses af figur 8.5. Udjævningen er ikke nogen markant ændring, men det håbes at ændringen vil resultere i, at vandet vil spredes ud i en større del af det 'grønne område' på terrænkortet.



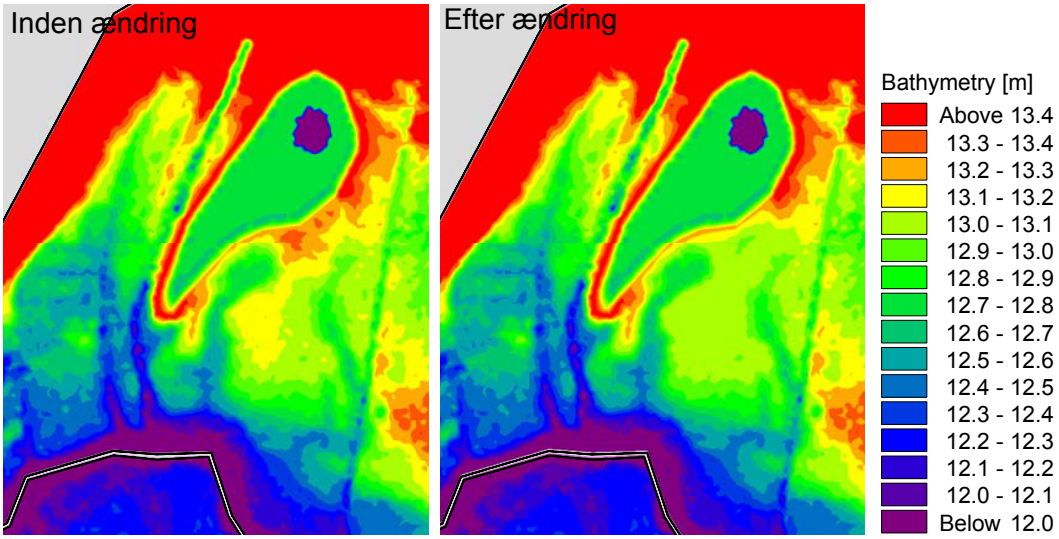
Figur 8.5: Figuren til venstre viser terrænet inden udjævningen og figuren til venstre viser terrænet efter udjævningen.

På figur 8.6 ses udbredelse ved denne ændring. Det ses, at vandet stadig ikke spredes ud i hele området. Derudover begynder vandet at sprede sig på den anden side af grøften øst for bassinet, hvilket umiddelbart ikke er hensigten.



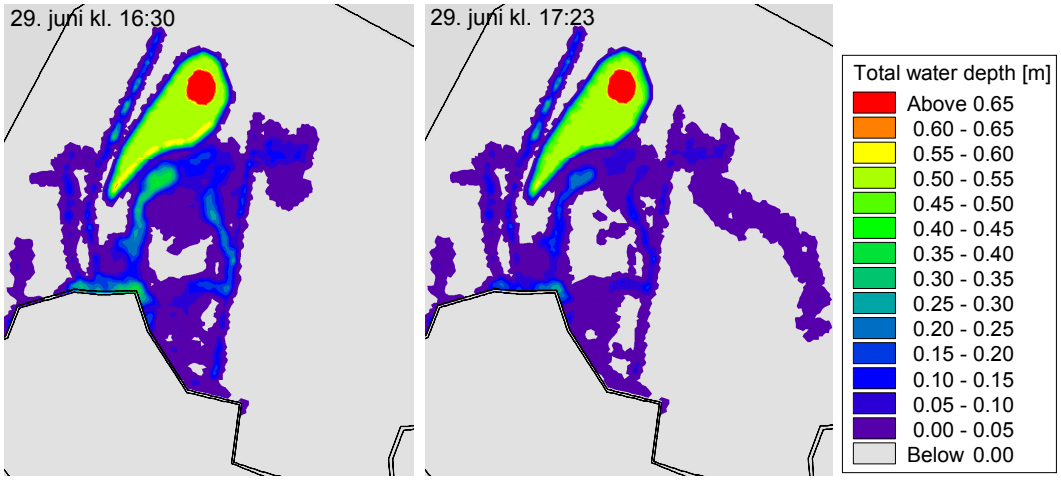
Figur 8.6: Vandets udbredelse i området efter udjævning ved overløbskanten.

Da denne ændring ikke er nok til at få vand i hele det ønskede overrislingsområde, jf. figur 4.1 foretages en mere markant udjævning af de højeste områder, se figur 8.7.



Figur 8.7: Figuren til venstre viser terrænet inden udjævningen og figuren til venstre viser terrænet efter udjævningen.

Denne udjævning resulterer i, at vandet spredes som vist på figur 8.8. Det ses at vandet ved denne udjævning spredes yderligere i området øst for grøften. Øst for grøften strømmer vandet kun så langt som vist på figuren til tidspunktet 17:23, hvorefter det infiltrerer.

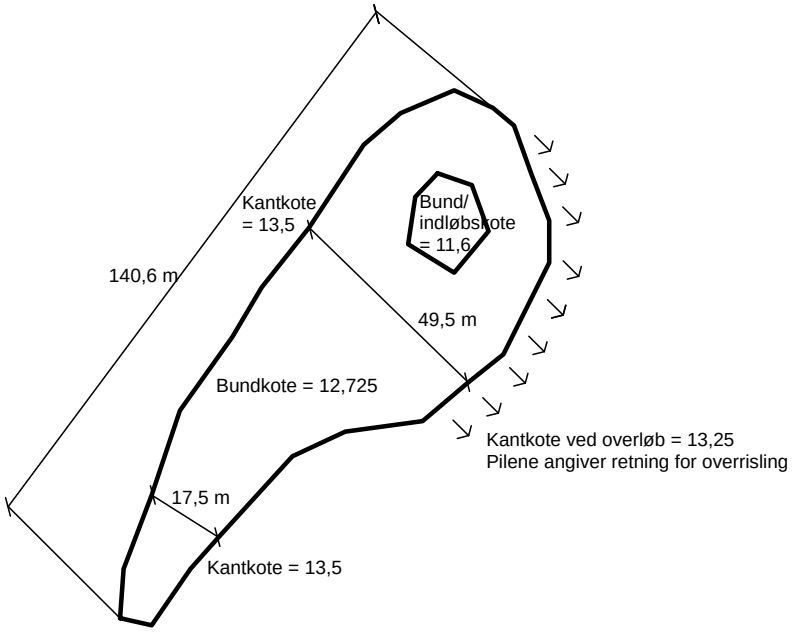


Figur 8.8: Vandets udbredelse i området til tidspunkterne 29. juni kl. 16.30 til venstre og kl 17.23 til højre.

Da udjævninger af terrænet ikke umiddelbart resulterer i en forbedring af udbredelsen foretages en simulering, hvor overløbet er placeret et andet sted.

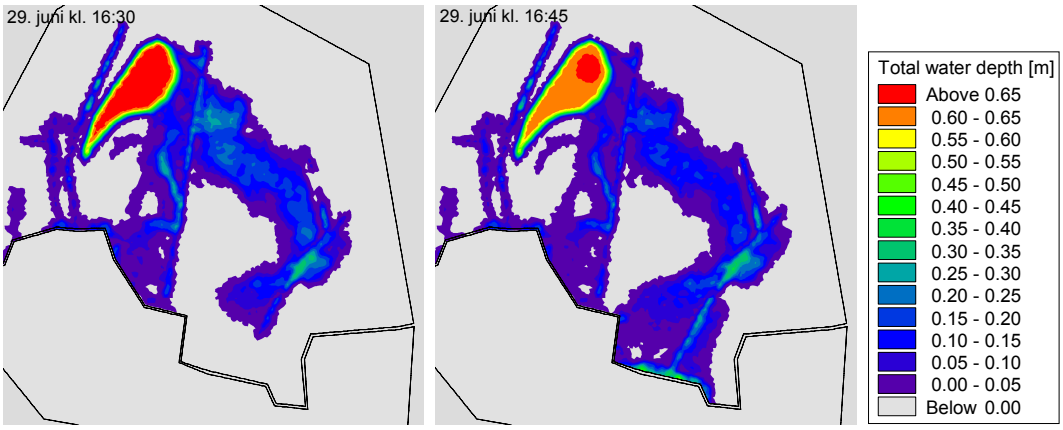
8.3 Anden placering af overløbet

Der vælges at foretage en simulering, hvor overløbskanten er placeret et andet sted, for på den måde at lede vandet en anden vej og forhåbentligt opnå en større spredning af vandet. På figur 8.9 ses dimensionerne samt placeringen af overløbskanten.



Figur 8.9: Bassinets dimensioner samt illustration af hvor overrislingen skal finde sted.

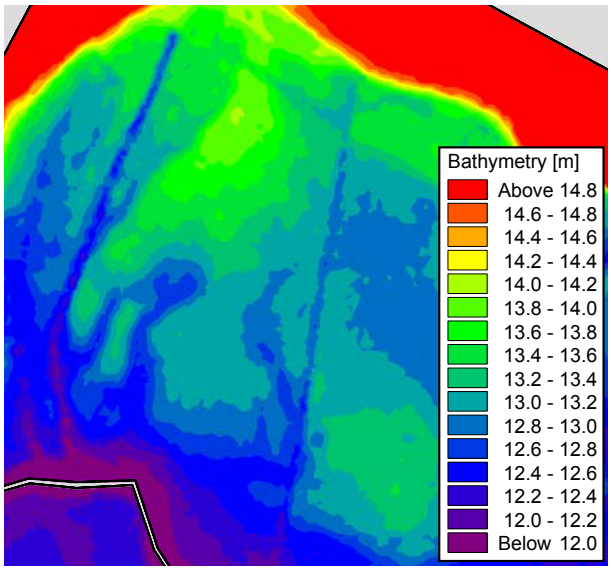
På figur 8.10 ses hvordan vandet udbredes i området, når overløbet sker over den nordøstlige kant af bassinet. Det ses, at vandet udbredes over et større område samt mere jævnt. Vandet løber ned i en nuværende grøft øst for bassinet, hvorfra der sker overløb. Dette resulterer i, at 70 % af overrislingsvandet infiltrerer.



Figur 8.10: Vandets udbredelse i området hvis overrislingen finder sted i toppen af bassinet.

8.4 Udledning uden bassin

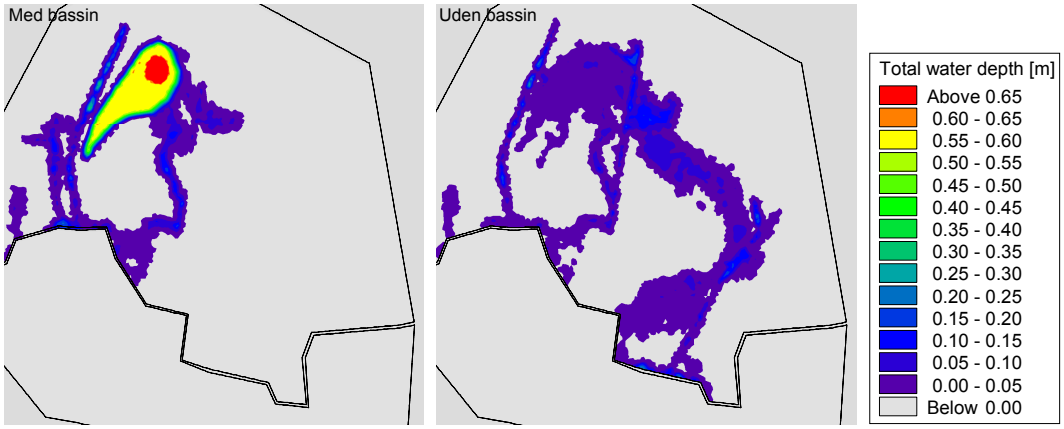
Til sidst undersøges hvor stor en spredning af vandet der opnås, hvis vandet ledes direkte ud i området uden at benytte et bassin. Til denne simulering vælges at placere ind- og udløbsledningen i samme koordinat som i simuleringerne med bassinet.



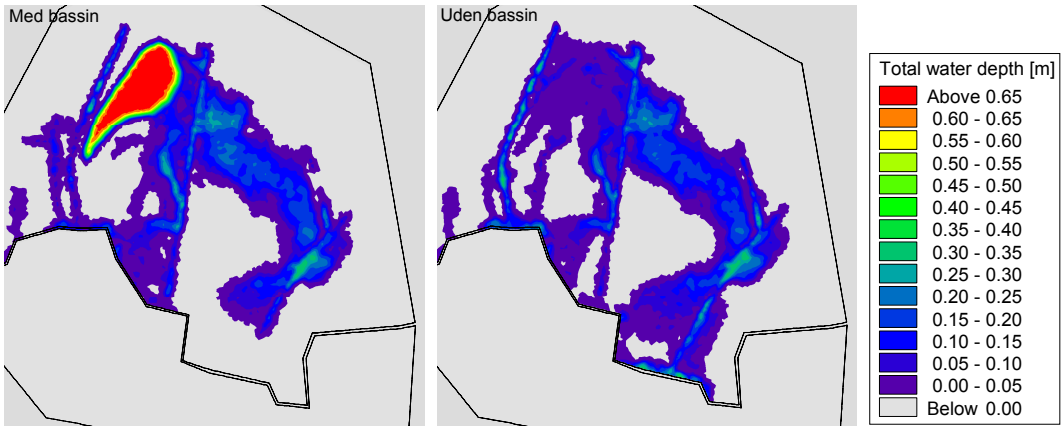
Figur 8.11: Terrænet når der ikke er placeret et bassin.

På figur 8.11 ses terrænet når der ikke er noget bassin. Der ses, at der er en hævning hvor bassinet er placeret i de andre scenarier. Det er højst sandsynligt pga. denne hævning, at lige præcis dette område ikke er §3 beskyttet.

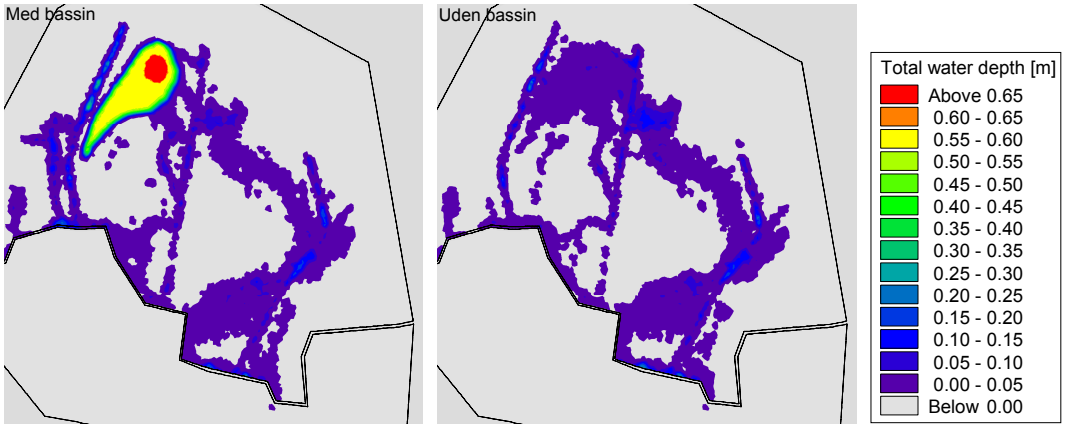
På figurerne 8.12, 8.13 og 8.14 ses vandets udbredelse i området til forskellige tidspunkter alt efter om der er benyttet et bassin eller ej. Der sammenlignes med bassinet med overløb i det nordøstlige hjørne.



Figur 8.12: Vandets udbredelse den 29. juni 1981 klokken 16:00.



Figur 8.13: Vandets udbredelse den 29. juni 1981 klokken 16:30.



Figur 8.14: Vandets udbredelse den 29. juni 1981 klokken 18:30.

På figurerne ses, at vandet spredes i samme mønster ligegyldigt, om der er et bassin eller ej. Klokken 16:00 er udbredelsen af vandet, når der intet bassin er, en del større end når der benyttes bassin. Allerede klokken 18:30 er udbredelsen stort set den samme.

En ulempe ved ikke at have et bassin er, at der ikke er nogen tilbageholdelse af stoffer i bassinet, så hvis denne løsning vælges, skal sandfilteret i det underjordiske bassin tilbageholde alt stoffet. En af fordelene ved ikke og have et bassin er, dels at området vil blive ved med at fremstå som et 'urørt' naturområde uden anlæggelse af et bassin. Derudover vil vandet ved mindre regnhændelser have mulighed for at infiltrere i området, hvilket det ikke har i så stor grad, når det opholder sig i et bassin. Totalt set vil det resultere i et større infiltreret volumen end de løsninger, der involverer et bassin.

8.5 Vurdering af bassinerne

Ved at halvere bassinvolumet sker en forøgelse af antallet af dage med overløb fra 2,2 dage til 6,9. Infiltrationsprocenten er uændret, men da overrislingsvolumet er større, er det totale infiltrationsvolumen ligeledes større.

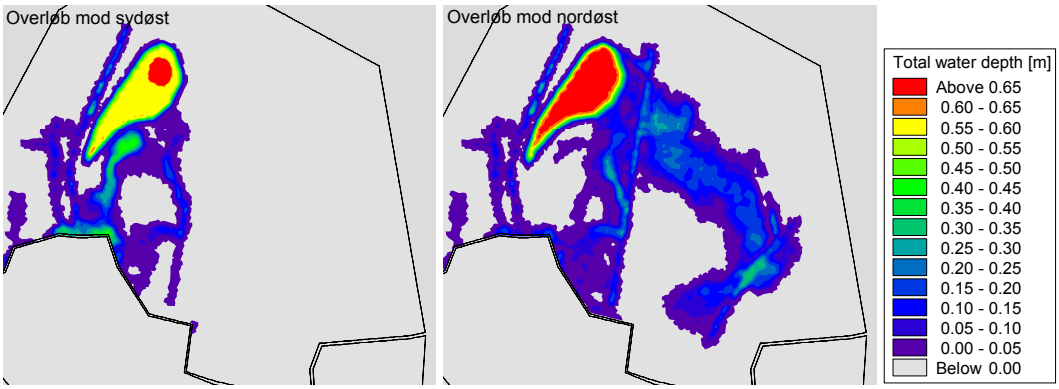
For at få en større udbredelse samt tilbageholde vandet i overrislingsområdet er der foretaget simuleringer med forskellige udjævninger af terrænet. Så snart der foretages nogle udjævninger af terrænet spredes vandet på den anden side af grøften øst for bassinet. Den eneste måde at forhindre dette er ved at lave en hævning af terrænet inden grøften. Dette vil resultere i, at der alt i alt skal foretages mange ændringer i terrænet for at opnå den ønskede effekt. Da overrislingsområdet er §3-beskyttet, virker det ikke realistisk at få lov at lave disse markante ændringer.

Ved at placere overløbet i det nordøstlige hjørne af bassinet spredes vandet over et noget større område, og får dermed en længere vej ned til vandløbet.

Der undersøges ligeledes en situation, hvor der ikke anlægges et bassin. Generelt vurderes dette som en god løsning, da det ikke vil resultere i en ændring af terrænet samtidigt med at naturen vil virke urørt. Den store ulempe ved ikke og have et bassin er, at stof vil blive transporteret ud i området uden mulighed for først at bundfælde i et bassin. Så hvis denne løsning skal vælges, skal der først undersøges, hvorvidt det er muligt at tilbageholde alle stofferne i sandfilteret i det underjordiske bassin. Da der ikke ses på denne tilbageholdelse i dette projekt, vurderes, at der er to mulige scenarier. En vurdering af disse ses i det følgende.

To mulige scenarier

Som beskrevet, vurderes det, at der er to mulige scenarier. Dette er enten at benytte bassin 2 hvor overløbet er placeret enten i det sydøstlige- eller nordøstlige hjørne. Udbredelsen i området ved de to forskellige placeringer af overløbskanten ses på figur 8.15.



Figur 8.15: Vandets udbredelse den 29. juni klokken 16:30.

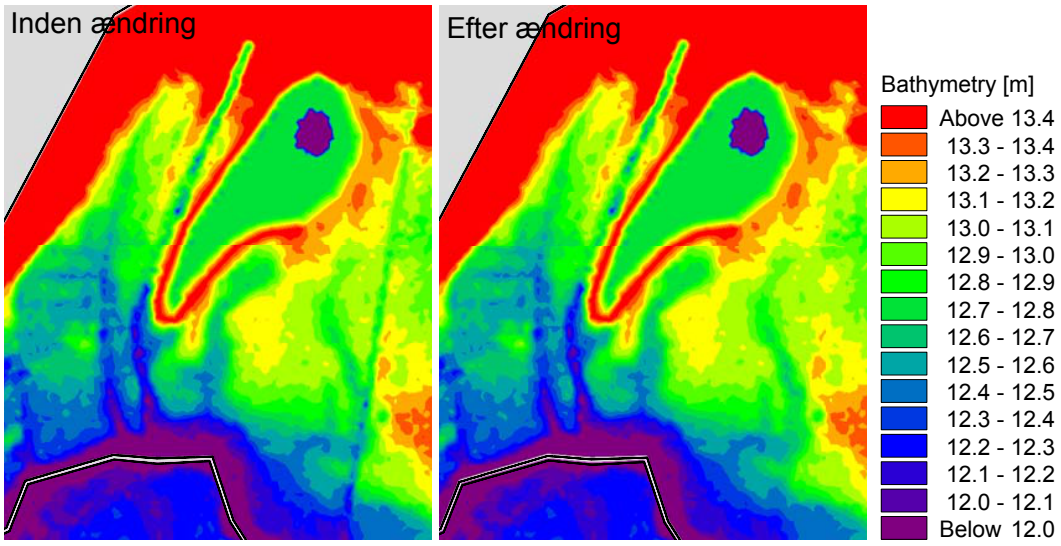
Ved at placere overløbet mod nordøst sker en større udbredelse end det vil være muligt at opnå selv ved markante udjævninger af terrænet mellem bassinet og grøften. I tabel 8.2 ses hvor stor en procentdel af overrislingsvandet der infiltrerer ved de to scenarier.

Overløbets placering	Infiltrationsprocent [%]
Sydøst	34
Nordøst	70

Tabel 8.2: Infiltrationsprocent for de to bassiner.

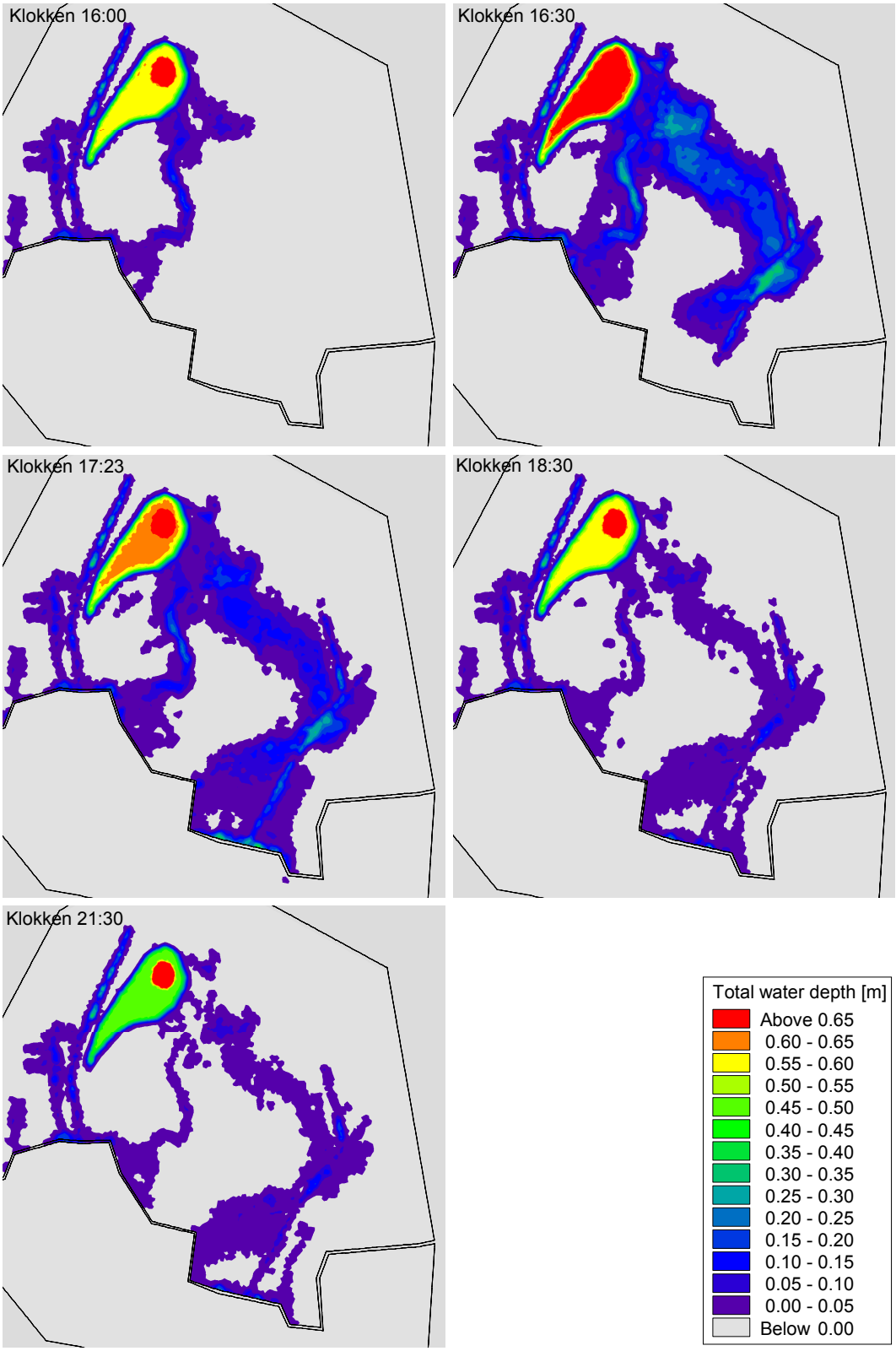
På baggrund af ovenstående vælges at benytte den bassinudformning, hvor overløbet er placeret mod nordøst. Denne vil resultere i den største udbredelse i området, hvilket medfører, at over dobbelt så meget af overrislingsvandet infiltrerer.

En del af vandet strømmer ned i grøften øst for bassinet i forbindelse med overrislingen. Dette er ikke hensigtsmæssigt, da vandet derved strømmer direkte ned i vandløbet uden den store mulighed for infiltration. Da det er en forholdsvis smal grøft, vælges at lave en simulering hvor grøften er udjævnet. Denne ændring ses på figur 8.16.



Figur 8.16: Terrænet vist før og efter udjævning af grøften øst for bassinet.

Udbredelsen, når grøften er udjævnet, ses på figur 8.17 til forskellige tidsstep.



Figur 8.17: Vandets udbredelse når overløbet er placeret i det nordøstlige hjørne af bassinet. Grøften øst for bassinet er udjævnet.

Dette bassin resulterer i, at 72 % af overrislingsvandet infiltrerer i stedet for at tilstrømme vandløbet. Det infiltrerede vand vil med tiden tilstrømme vandløbet. Dette vil dog ske langsomt og vil derfor ikke belaste recipienten nær så meget. Derudover vil der også ske en rensning af vandet, når det infiltrerer gennem jorden, hvilket reducerer stofpåvirkningen til recipienten.

Ud fra de opstillede kriterier i kapitel 4 vurderes bassinet, hvor overløbet er placeret i det nordøstlige hjørne, samt hvor der er sket en udjævning af grøften øst for bassinet, som den bedste løsning. I kapitel 10 undersøges om der sker erosion i området forårsaget af overrislingen fra dette bassin. Derudover undersøges stoftilbageholdelsen af bassinet i kapitel 12.

9 Opsætning af erosionsmodel

I dette kapitel beskrives opsætningen af mud transport modulet i MIKE 21. Dette modul benyttes til at undersøge, om der sker en erosion af bunden.

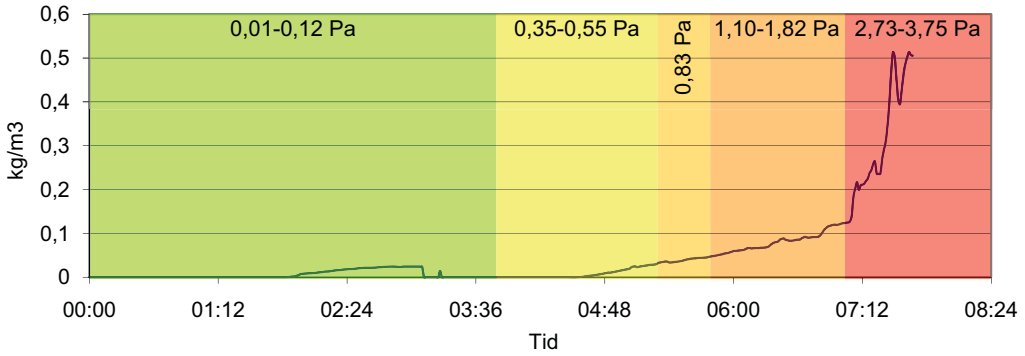
For at kunne opsætte modellen er det nødvendigt, at vide hvad bunden består af. Til dette benyttes resultatet fra infiltrationsforsøget, jf. bilag B, hvor der blev fundet frem til en infiltration på 19,62 mm/time. Denne værdi svarer til infiltrationen i sandet jord [Vandetsvej, udat].

Der vælges at opstille modellen forholdsvis simpelt, da den kun skal benyttes til at give et indblik i, hvorvidt der sker erosion i området. På baggrund af dette laves modellen kun med et enkelt lag og simuleres med lavere ordens løsningsmetoden.

Bundparametre

Der skal angives værdier for erosionen, som beskriver transporten af sediment fra bunden og op i vandsøjlen. Denne proces finder sted når bundforskydningsspændingen overskrider den kritiske bundforskydningsspænding for erosion. I opsætningen skal der vælges, om bunden består af blød eller hård mudder. Der vælges at benytte hård mudder med standard værdien for erosions koefficienten. Derudover skal den kritiske bundforskydningsspænding for erosion angives. Til at fastsætte denne benyttes et forsøg udført af en 3. semester gruppe på Aalborg Universitet [Pedersen et al., 2008].

I forsøget blev karse benyttet som vegetation. Det vurderes, at karsen godt kan beskrive den vegetation der vil være tilstede ved bassinets kant samt i engområdet. Der blev i forsøget benyttet en fotocelle, som registrerede den mængde af partikler, der var i vandet som funktion af tiden, resultatet ses på figur 9.1.



Figur 9.1: Koncentration af sediment i vandfasen [Pedersen et al., 2008].

I den periode hvor bunden i rendens yderkant blev påvirket med 0,01 - 0,12 Pa svajede karsen let, og der blev næsten ikke registreret noget suspenderet sediment, det der blev suspenderet stammede hovedsageligt fra karsefrøene. Ved en bundforskydningsspænding mellem 0,35 og 0,55 Pa blev enkelte sedimentpartikler suspenderet, ligeledes rullede partikler langs bunden. Ved en bundforskydningsspænding på 0,83 Pa skete der brud i underlaget, og efter 30 minutter var underlaget enkelte steder eroderet helt ned til rendens bund. Ved påvirkningen på 1,1 - 1,82 Pa skete der en fortsat erodering af materialet, dog primært på samme steder som erosionen tidligere var påbegyndt. Ved en bundforskydningsspændingen på mellem 2,73 og 3,75 Pa blev vandet mørkt af suspenderede partikler, og bunden blev eroderet væk langs rendens yderside. [Pedersen et al., 2008]

Da der blev observeret en begyndende transport af enkelte sedimentpartikler ved en bundforskydningsspænding mellem 0,35 og 0,55 Pa, vælges i dette projekt, at sætte den kritiske bundforskydningsspænding for erosion til 0,35 Pa.

Derudover skal densiteten af bunden angives. Da jordbunden består af sandet jord benyttes, at sand har en densitet på 2650 kg/m^3. Porøsiteten af sand ligger imellem 30 og 40 % [Vandetsvej, udat]. Dette giver en densitet af bunden på mellem 1590 og 1855 kg/m^3. Der vælges på bagrund af dette, at sætte bundens densitet til 1700 kg/m^3.

Bundruheden skal ligeledes angives, da den benyttes til at beregne bundforskydningsspændingen. Bundruheden afhænger af bundens form. Det anbefales i MIKE 21 hjælpefilen, at denne fastsættes til 2,5 gange sedimentets korndiameter [DHI, 2011d]. Som beskrevet i det ovenstående består sedimentet af sandet jord. En sandfraktion har korndiameter på imellem 0,06 og 2 mm [Ovesen et al., 2007]. Da bundruheden er en parameter, som har meget stor betydning for om der sker erosion, vælges at foretage simuleringer med tre forskellige værdier. Disse er følgende:

Korndiameter [mm]	Bundruhed [mm]
0,06	0,15 (1)
1,03	2,58
2	5

Tabel 9.1: Bundruheden i forhold til korndiameteren.

Det anbefales i MIKE 21 hjælpefilen, at bundruheden sættes til 1 mm for fine partikler, hvor bundruheden giver en værdi under 1 mm. Derfor benyttes dette ved korndiameteren på 0,06 mm [DHI, 2011d].

Vandsøjle parametre

Der vælges at angive, at bunden består af en sandfraktion, når dette gøres skal en gennemsnitlig bundfældningshastighed angives. Denne afhænger af partiklernes størrelse og kan beregnes vha. Stokes lov, se formel (9.1).

$$w_s = \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \cdot \frac{g \cdot d^2}{18 \cdot \nu} \tag{9.1}$$

hvor:

w_s	Bundfældningshastighed [m/s]
ρ_s	Sedimentets densitet [kg/m^3]
ρ	Vandets densitet [kg/m^3]
g	Tyngdeaccelerationen [m/s^2]
d	Korn diameter [m]
ν	Kinematisk viskositet [m^2/s]

Da der som beskrevet er valgt at undersøge forskellen ved tre forskellige korndiametre, skal der benyttes forskellige bundfældningshastigheder alt efter hvilken korndiameter, der simuleres med. Sedimentets densitet sættes til $2650\,kg/m^3$, som er gældende for sand. Vandets densitet sættes til $999{,}7\ kg/m^3$, som svarer til densiteten ved 10 grader. Tyngdeaccelarationen er $9{,}82\,m/s^2$ og den kinematiske viskositet sættes til $1{,}308 \cdot 10^{-6} m^2/s$, som ligeledes er gældende ved 10 grader. I tabel 9.2 ses bundfældningshastigheden i forhold til korndiameteren.

Korndiameter [mm]	Bundfældningshastighed [m/s]
0,06	$2{,}479 \cdot 10^{-3}$
1,03	0,730
2	2,754

Tabel 9.2: Bundfældningshastigheden i forhold til korndiameteren.

Der skal ligeledes angives værdier for deposition, dvs. overførslen af sediment fra vandsøjlen til bunden. Deposition finder sted når bundforskydningsspændingen på bunden er mindre end en kritisk bundforskydningsspænding for deposition. Denne skal være mindre end den kritiske bundforskydningsspænding for erosion, denne er angivet til 0,35 Pa. På baggrund af dette sættes den kritiske bundforskydningsspænding for deposition til 0,25 Pa.

Dispersion

Den horisontale dispersion sættes til at skalere i forhold til hvirvelviskositeten med en skaleringsfaktor på 1.

Begyndelsesbetingelser

Tykkelsen af bunden sættes til 10 m for at sikre at laget ikke er for tyndt. Da det kun er forekomsten af erosion, der undersøges, sættes startkoncentrationen af sediment i vandsøjlen til $0\,kg/m^3$.

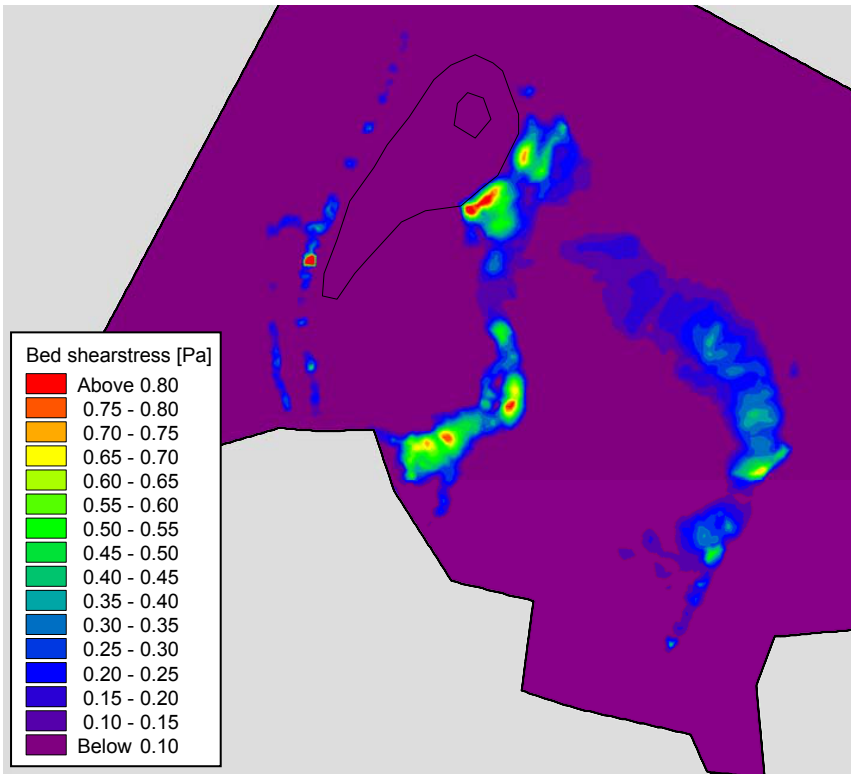
Morfologi

Der vælges at medtage den morfologiske udvikling i modellen. Dette betyder, at terrænet i den hydrodynamiske model hele tiden opdateres i forhold til den erosion eller deposition, der beregnes med mud transport modulet.

10 Undersøgelse af erosion

I dette kapitel undersøges hvorvidt der sker erosion af bunden i forbindelse med overrislingen af området. Modellen opsættes som beskrevet i kapitel 9. Simuleringsperioden udvalgt i kapitel 7 benyttes også her.

Som beskrevet i kapitel 9 foretages der simuleringer med tre forskellige kornstørrelser, der alle er gældende for sand. I alle tre simuleringer sker der en meget lille erosion af bunden. På figur 10.1 ses bundforskydningsspændingen den 29. juni 1981 klokken 16:30. Resultatet er vist for simuleringen med en kornstørrelse på 1,03 mm. Som det ses, er der flere steder hvor bundforskydningsspændingen kommer over 0,35 Pa, som er angivet som den kritiske bundforskydningsspænding for erosion.

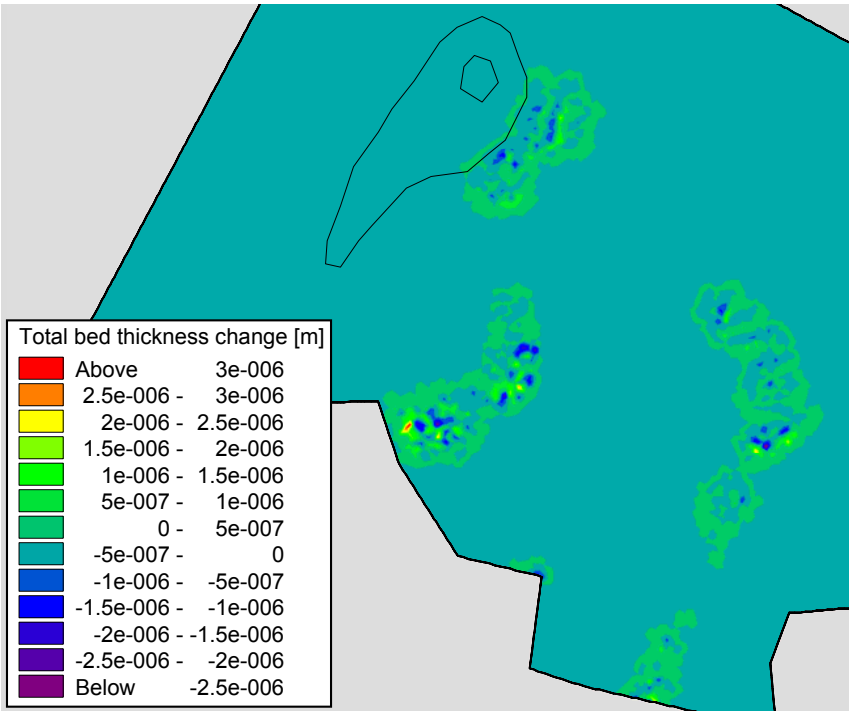


Figur 10.1: Simuleret bundforskydningsspænding den 29. juni 1981 klokken 16:30. Der er benyttet en kornstørrelse på 1,03 mm.

I mud transport modulet kan der gemmes en arealfil over hele området, der viser den totale bundtykkelse. Fordelen ved denne resultatfil er, at man efter endt simulering kan se den samlede ændring af bunden forårsaget af hele simuleringsperioden. Hvis dette resultat benyttes for de tre simuleringer ser det ud som om, at der ikke er sket nogen ændring med bunden

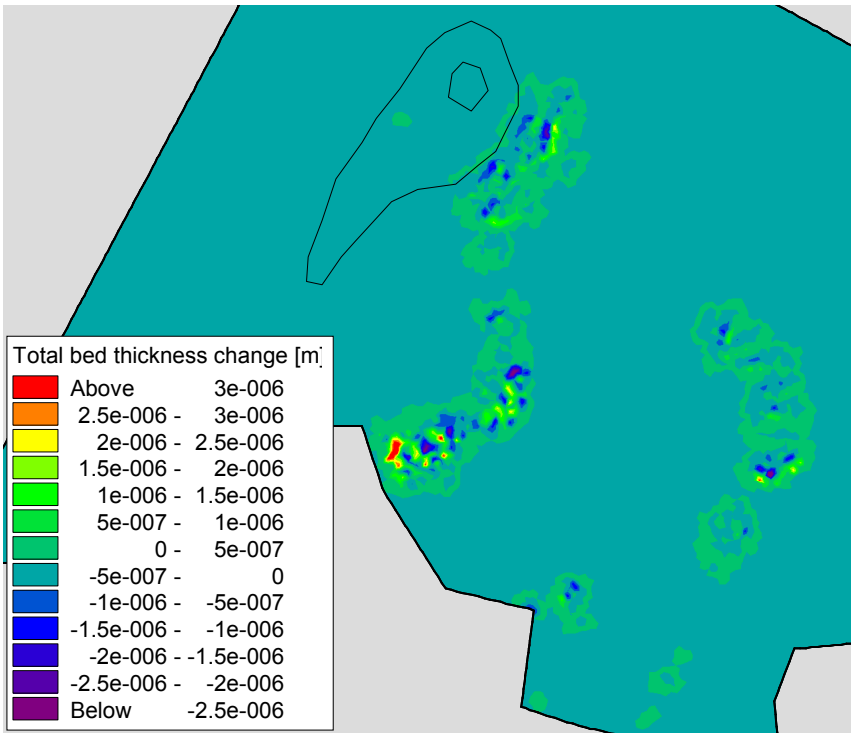
og derved ikke har fundet nogen erosion sted. Som det fremgår af figur 10.1 forekommer bundforskydningsspændinger, som er større en den kritiske bundforskydningsspænding for erosion. Den eneste fundne forklaring på dette er, at bundtykkelsen ikke vises mere præcist end ned til 6. decimal, og da resultatet vises med enheden meter er dette ikke nok.

Da det ikke er muligt at se den samlede ændring af bunden, foretages en ny simulering, hvor den kritiske bundforskydningsspænding for erosion er lavere, for på den måde at give et indblik i, hvor erosionen sker. Der vælges at sætte den kritiske bundforskydningsspænding for erosion til 0,2 Pa og den kritiske bundforskydningsspænding for deposition til 0,1 Pa. Den resulterende erosion for en kornstørrelse på 0,06 mm ses på figur 10.2. Som det ses på figuren er det en meget lille ændring, der er sket i terrænet. Foretages simuleringen med de to andre kornstørrelser er ændringen så lille, at det ikke er muligt at se noget.



Figur 10.2: Samlet ændring af bunden fra den 28. juni til den 3. juli 1981.

Der vælges, at foretage en simulering som strækker sig fra 1. maj 1981 til 1. september 1981 for at se hvor stor en erosion der vil ske i løbet af en sommer. 1981 er valgt ud fra, at det er et af de år, hvor der sker flest overløb, jf. figur 8.4. På figur 10.3 ses ændringerne i terrænet fundet ved denne simulering. Som det ses sker der erosion ved overløbskanten samt et par steder i overrislingsområdet. Det mest kritiske er den erosion, der finder sted lige ved overløbet. Selvom ændringen er forholdsvis lille vil den over en længere årrække blive større og med tiden vil koten ved overrislingskanten blive ændret. For at undgå dette vil det være mest hensigtsmæssigt, at placere nogle større sten på overrislingskanten således, at erosionen undgås.



Figur 10.3: Samlet ændring af bunden i sommeren 1981.

Opsætning af stoftransportmodel

11

Som det fremgår af kapitel 3 er der en del tungmetaller i overfladevandet, derfor er det vigtigt at dimensionere bassinet således, at disse tungmetaller tilbageholdes i bassinet. Til dette foretages en modellering af bassinet vha. MIKE 21 particle tracking modulet.

11.1 Hydrodynamisk model

Den hydrodynamiske model opsættes på tilsvarende måde som beskrevet i kapitel 6, men med den enkelte ændring, at der i nogle af simuleringerne medtages vind. Som det fremgår af kapitel 6 vil vinden ikke kunne medregnes helt korrekt, når der benyttes en todimensional model. Men i forbindelse med stoftransport er vinden en vigtig parameter [Bentzen, 2008].

På grund af tidsmangel i forhold til at opbygge en 3D model undersøges derfor hvor meget stoftransporten påvirkes af vind. Der benyttes en middelvind på 5,8 m/s, vinden sættes til at komme fra vest, da denne er mest dominerende i Danmark [DMI, 2012].

Der benyttes samme simuleringsperiode som, der er udvalgt i kapitel 7.

Decoupling

Der vælges, at benytte funktionen 'decoupling'. Med denne funktion gemmes strømningerne fra den hydrodynamiske model i en fil, og particle tracking modulet kan så køres gentagne gange med forskellige parametre ud fra denne fil, uden igen at køre den hydrodynamiske model. Herved spares meget beregningstid.

11.2 Stoftransportmodel

I kapitel 3 blev der undersøgt, hvilke stoffer der tilføres bassinet med overfladevandet. Der vælges i forbindelse med simuleringen, at der ikke laves en simulering for hvert enkelte stof, da disse stoffer bindes til bl.a. jordpartikler og forekommer som suspenderet stof. Ligeledes benyttes heller ikke de konkrete udledningsmængder, som er fundet i kapitel 3, da det bl.a. ud fra kapitlet fremgår, at der er en vis usikkerhed i disse værdier, og da bassinet ønskes dimensioneret, så det tilbageholder så meget stof som muligt, er den enkelte koncentration ikke så vigtig. Derudover er det planlagt, at overfladevandet, inden det udledes til bassinet, skal transporteres gennem det eksisterende underjordiske bassin, hvor det renses i et sandfilter. Så når vandet har været igennem sandfiltret, vil det ikke have den samme koncentration som fundet i kapitel 3.

Derfor det undersøges hvor stor tilbageholdelsen er af suspenderet stof for et vilkårligt antal partikler. For at tage højde for 'first flush' vælges, at der kun kommer partikler ind lige når regnhændelsen begynder. Jo flere partikler, der benyttes, jo større statistisk grundlag er der. Der vælges at benytte 100 partikler.

Nedbrydning

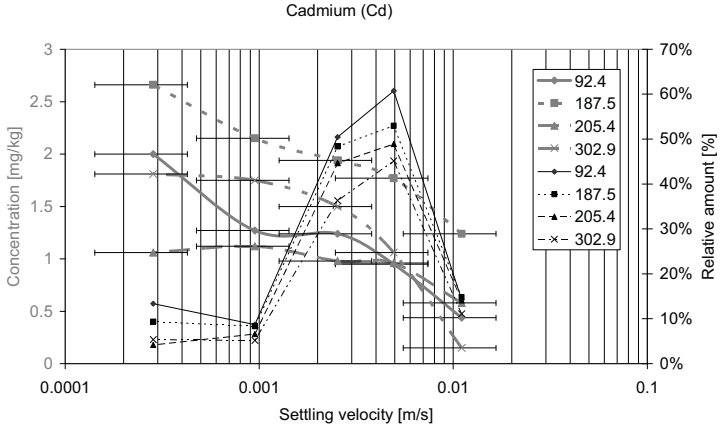
Da tungmetallerne ikke kan nedbrydes, medtages nedbrydning ikke i beregningen.

Bundfældningshastighed

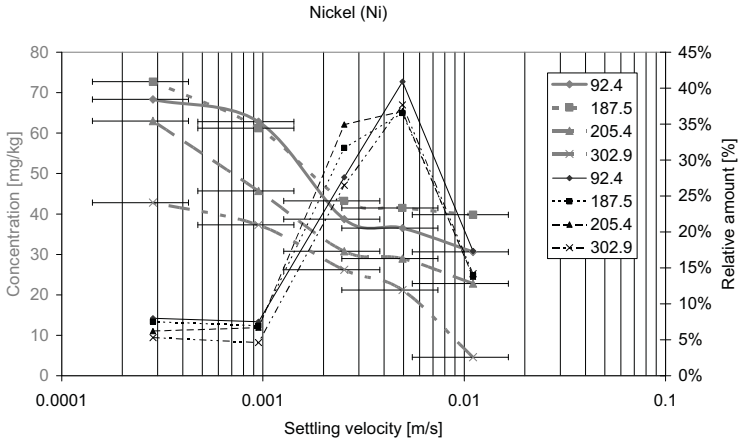
I forbindelse med ph.d.-afhandlingen '*Accumulation of pollutants in highway detention ponds*' er bundfældningshastigheden af suspenderet stof (SS) indeholdende metallerne cadmium, nikkel og kobber undersøgt. Bundfældningshastigheden er undersøgt for fire bassiner med forskellig lokalitet [Bentzen, 2008]. Resultatet af undersøgelserne ses på figurerne 11.1, 11.2 og 11.3. På figurerne er bundfældningshastigheden i forhold til metalkoncentrationen vist, ligeledes er den relative mængde vist, denne angiver hvor den største masse af tungmetallerne er.

For metallerne cadmium og nikkel ses ud fra figurerne, at den højeste metalkoncentration giver den langsomste bundfældningshastighed og at den laveste metalkoncentration giver den hurtigste bundfaldningshastighed. Det samme er tilfældet for krom og nikkel [Bentzen, 2008]. For kobber er tendensen ikke helt så klar, og som det ses på figur 11.3, ser det ud til, at koncentrationskurven har en maksimum på $0{,}2\,\mathrm{mm/s}$. Generelt gælder, at den største mængde af metaller har en bundfældningshastighed på mellem $2{,}5$ - $5{,}5\,\mathrm{mm/s}$, hvilket ses ud fra den relative mængde. [Bentzen, 2008]

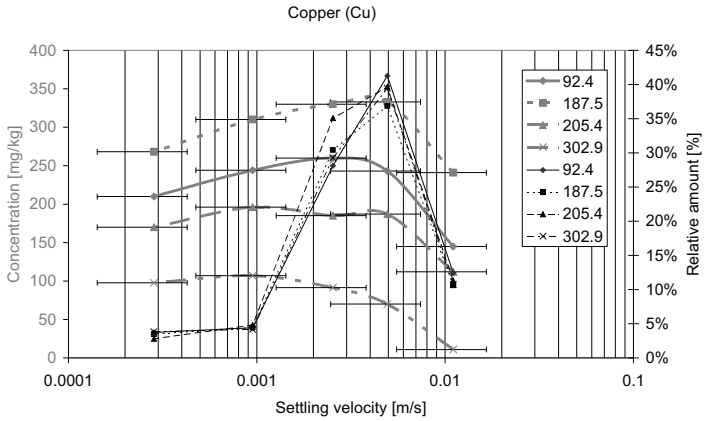
Der vælges, på baggrund af det ovenstående, at undersøge tilbageholdelsen af partikler i bassinet ved en bundfældningshastighed på hhv. $2{,}5$ og $5{,}5\,\mathrm{mm/s}$ da metallerne generelt ligger der omkring. Derudover vælges også at undersøge en bundfældningshastighed på $0{,}8\,\mathrm{mm/s}$ for at have en værdi i den nedre ende af skalaen.



Figur 11.1: Bundfældningshastigheden af SS indeholdende cadmium i forhold til koncentration og relativ mængde.



Figur 11.2: Bundfældningshastigheden af SS indeholdende nikkel i forhold til koncentration og relativ mængde.



Figur 11.3: Bundfældningshastigheden af SS indeholdende kobber i forhold til koncentration og relativ mængde.

Dispersion

Der benyttes kun dispersion i den horisontale retning, da det ikke er muligt og medtage dispersion i vertikal retning i en todimensional modellering. Dispersionen i den horisontale retning sættes til at skalere i forhold til hvirvelviskositeten med en skaleringsfaktor på 1.

Erosion

I modellen kan der angives ved hvilken bundforskydningsspænding de bundfældende partikler transporteres med op i vandfasen igen. Denne bundforskydningsspænding afhænger af hvor længe partiklerne har haft til at konsolidere, så jo længere konsolideringstid, jo større en bundforskydningsspænding skal der til. I ph.d.-afhandlingen '*Accumulation of pollutants in highway detention ponds*' er fundet, at denne bundforskydningsspænding ligger mellem 0,1 og 0,26 Pa. Den høje værdi svarer til, at der sker betydelig resuspension af partikler, der

har konsolideret i 187 timer eller derover, mens den lave værdi repræsenterer resuspension af partikler, der har konsolideret i 24 timer. [Bentzen, 2008]

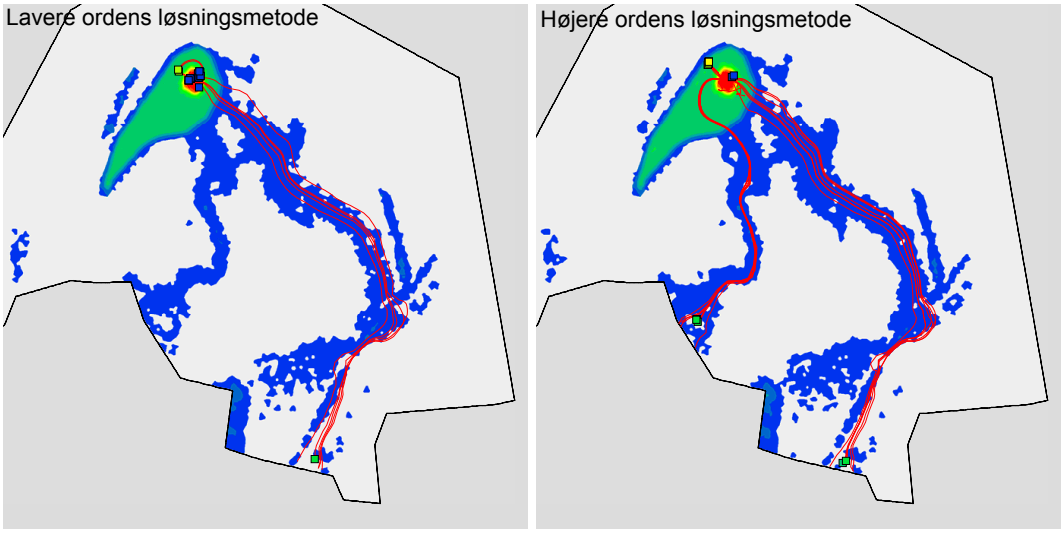
Der vælges at benytte tre forskellige værdier for den kritiske bundforskydningsspænding for erosion. Den højeste værdi er 0,1 Pa. Denne benyttes, da der i simuleringen ikke ligger partikler på bunden fra tidligere regnhændelser samt at den simulerede periode ikke er længere end 5 dage. Derudover benyttes værdierne 0,05 Pa og 0,01 Pa.

Stoftilbageholdelse i bassinet 12

I dette kapitel undersøges stoftilbageholdelsen på det bassin, der i kapitel 8 er blevet vurderet som det mest egnede, det vil sige et bassin med dimensioner som vist på figur 8.9 og med en udjævning af grøften øst for bassinet. Stoftransportmodellen opbygges som beskrevet i kapitel 11.

I bilag D er der foretaget en analyse af, hvorvidt det er nødvendigt at simulere modellerne på højere- eller lavere ordens løsningsmetode. Der blev fundet frem til, at der så længe der ses på vandstanden ikke er den store forskel på hvilken af metoderne, der benyttes. Hvis vandets hastighed sammenlignes fremkommer dog en lidt større forskel. Forskellen er stadig forholdsvis lille, men da stoftransporten afhænger meget af vandets hastighed, foretages der en yderligere undersøgelse af betydningen i dette kapitel.

På figur 12.1 ses hvorledes partiklerne spredes ved hhv. højere- og lavere ordens løsningsmetode. Simuleringerne til kontrollen er foretaget med en vindhastighed på 5,8 m/s, en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s samt en kritisk bundforskydningsspænding for erosionsværdi på 0,01 Pa. Disse værdier benyttes, da disse forventes at medføre den største transport af partiklerne, og derfor er det lettere at se, hvis der er forskel.



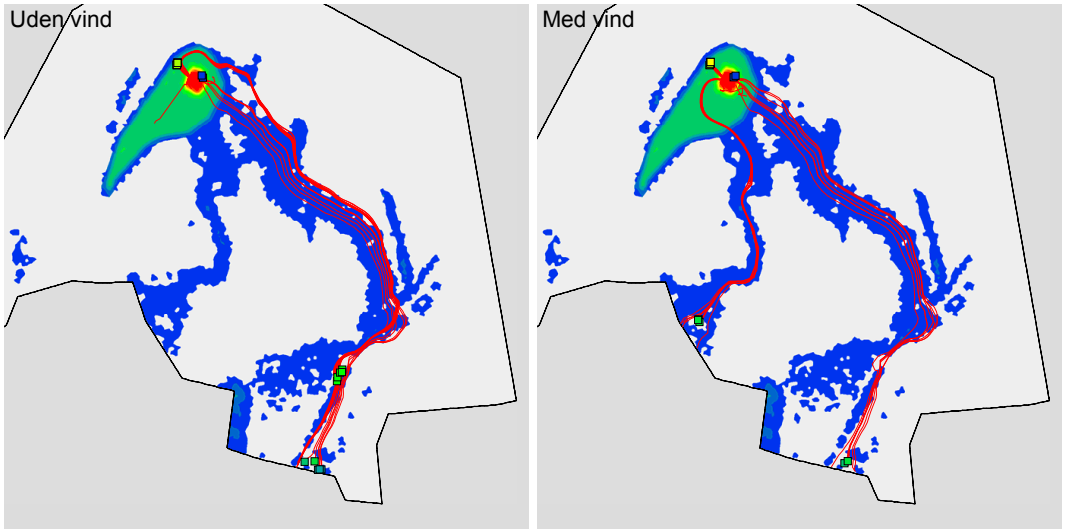
Figur 12.1: Forskellen på partiklernes bane når simuleringerne foretages med hhv. lavere- og højere ordens løsningsmetode. Vandstanden er vist for den 29. juni 1981 klokken 19:20.

Det ses på figur 12.1, at der er en forskel i partiklernes bane og dermed udbredelse alt efter hvilken løsningsmetode, der er benyttet. På baggrund af dette vælges, at der for de følgende simuleringer af stoftransport benyttes en højere ordens løsningsmetode.

Simuleringer med en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s

I første omgang vælges at benytte en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s, som jf. kapitel 11 er den laveste bundfældningshastighed, der ønskes undersøgt. Ved denne bundfældningshastighed foretages simuleringer både med og uden vind og med en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 , 0,05 og 0,1 Pa.

På figur 12.2 ses partiklernes bane simuleret hhv. med og uden vind, når der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 Pa. Det ses at partiklerne følger forskellige baner alt efter om der er simuleret med eller uden vind.

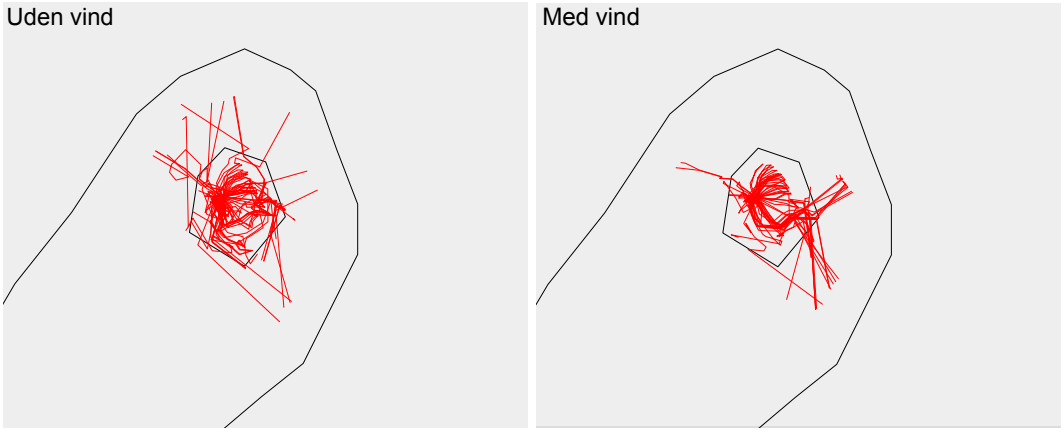


Figur 12.2: Partiklernes bane, simuleret med og uden vind, når der er benyttet en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,1 Pa og en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s. Vandstanden er vist for den 29. juni 1981 klokken 19:20.

På figur 12.3 er der zoomet ind på spredningen ved bassinudløbet. Her ses ligeledes forskellen på partiklernes bane alt efter om der er simuleret med eller uden vind. I simuleringen uden vind er der 20 ud af de 100 partikler, som strømmer ud over bassinets kant, hvorimod der i simuleringen med vind er 15 ud af 100.

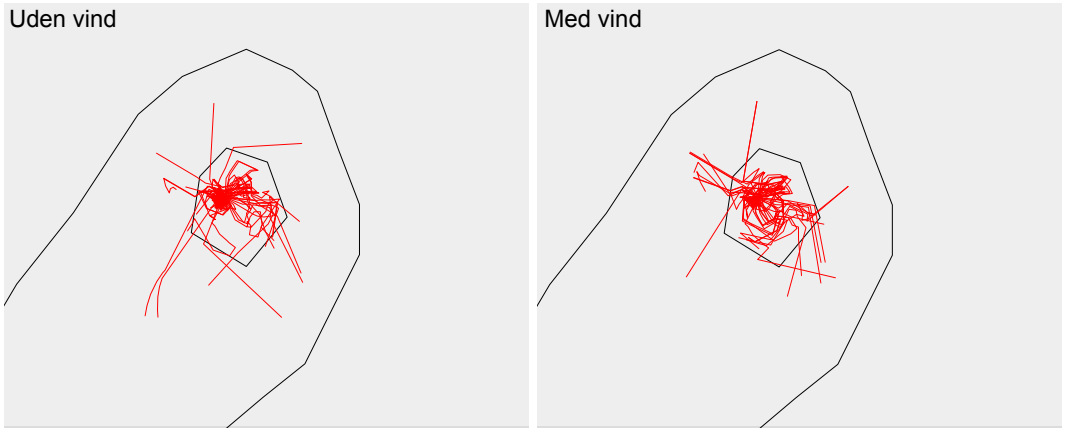
Figur 12.3: Partiklernes bane, simuleret med og uden vind, når der er benyttet en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 Pa og en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s.

På figur 12.4 ses partiklernes bane simuleret hhv. med og uden vind når der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,05 Pa. Det ses, at igen af partikler bevæger sig ud over bassinets kant men bundfælder forholdsvis tæt på indløbet. Der er ikke stor forskel på simuleringerne med og uden vind.



Figur 12.4: Partiklernes bane, simuleret med og uden vind, når der er benyttet en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,05 Pa og en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s.

På figur 12.5 ses partiklernes bane simuleret hhv. med og uden vind, når der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,1 Pa. Her bundfælder partiklerne også tæt på indløbet. Dette var også forventet set i forhold til simuleringen, hvor der blev benyttet en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,05 Pa.



Figur 12.5: Partiklernes bane, simuleret med og uden vind, når der er benyttet en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,1 Pa og en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s.

Der ses på de ovenstående figurer, at der er forskel på, hvordan partiklerne transporteres alt efter hvilken kritisk bundforskydningsspænding for erosion, der benyttes. Ved en værdi på 0,1 og 0,05 Pa bundfælder partiklerne forholdsvis tæt på indløbet, hvorimod 15-20 % af partikler transporteres ned til vandløbet, hvis der benyttes en værdi på 0,01 Pa.

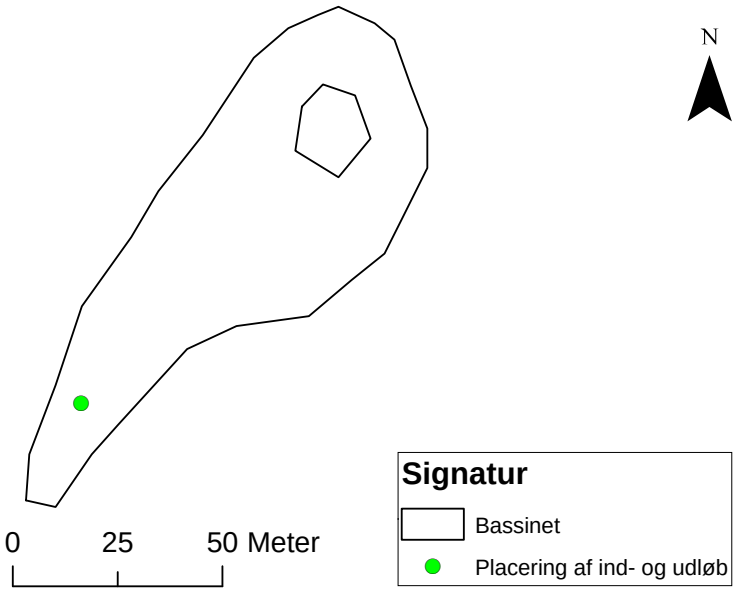
Uden at lave forsøg med det pågældende sediment, er det svært at sige hvilken værdi, der beskriver virkeligheden bedst. Som beskrevet i kapitel 11 blev der i ph.d.-afhandlingen '*Accumulation of pollutants in highway detention ponds*' fundet frem til, at der sker erosion på bundfældende partikler ved en bundforskydningsspænding på mellem 0,1 og 0,26 Pa. På baggrund af dette forsøg virker en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på både 0,01 og 0,05 Pa urealistisk.

Ved en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,1 0g 0,05 Pa bundfælder alle partiklerne, når der benyttes en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s. På baggrund af dette, er der ingen grund til at kontrollere bassinets bundfældningsevne ved partikler med højere bundfældningshastigheder.

I forbindelse med at optimere stoftilbageholdelsen i bassinet bør opholdstiden være høj. Derfor er det ikke optimalt, at indløb og overløb er placeret så tæt på hinanden, da dette vil resultere i, at partiklerne har en kort transporttid. På baggrund af dette foretages en simulering hvor ind- og udløbet er placeret et andet sted. Til denne simulering benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 Pa selvom denne er urealistisk, da der blot ønskes at undersøge partiklernes bane.

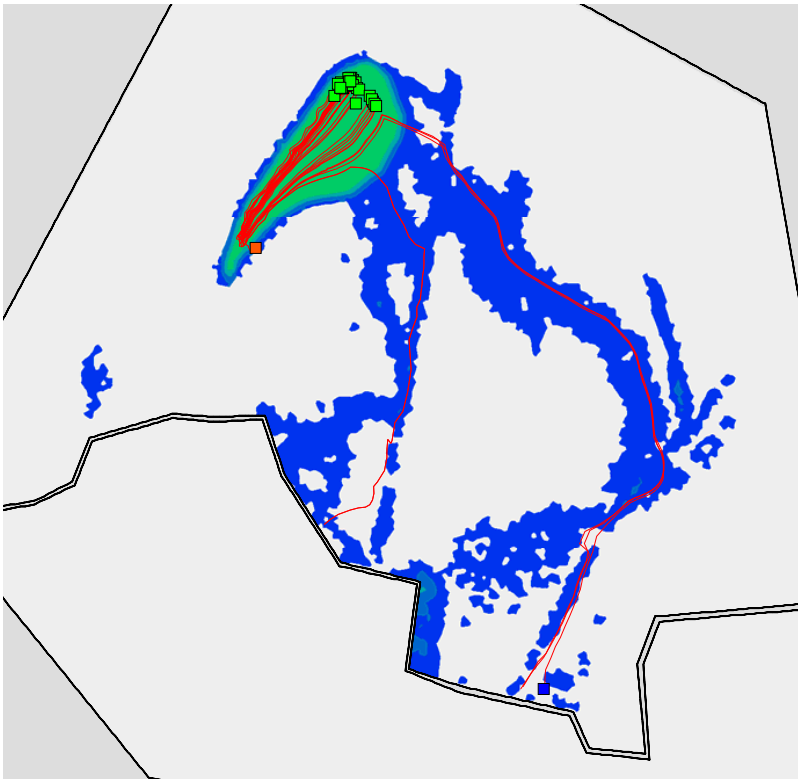
12.1 Ny placering af ind- og udløb

Der undersøges et scenarie, hvor ind- og udløbsledningen er placeret som vist på figur 12.6.



Figur 12.6: Ind- og udløbets placering i bassinet.

På figur 12.7 ses partiklernes bane når ind- og udløbet er placeret i den sydlige ende af bassinet.



Figur 12.7: Partiklernes bane når der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 Pa, en bundfældningshastighed på 0,8 mm/s og ind- og udløbet er placeret som vist på figur 12.6.

Som det ses bundfælder næsten alle partiklerne i bassinet, og kun 4 % strømmer ud over bassinkanten. Dette er en stor reducering set i forhold til, at 20 % strømmer ud over bassinkanten, hvis ind- og udløbet er placeret i den nordlige ende af bassinet. Den store forskel skyldes, at partiklerne får en længere opholdstid i bassinet og dermed større mulighed for at bundfælde, inden, de strømmer ud over overløbskanten.

12.2 Opholdstid i området

Til sidst benyttes stoftransportmodellen til at bestemme overrislingsvandets opholdstid i engområdet. Dette gøres ved at køre stoftransportmodellen for 20 partikler med en bundfældningshastighed på 0 m/s og en bundforskydningsspænding for erosion på 0 Pa, hvorefter der tages tid på hver partikel fra den løber over overløbskanten til den løber ud i vandløbet. Herved findes opholdstiden til 32 minutter.

12.3 Vurdering af bassinets tilbageholdelsesevne

Ud fra det ovenstående er der fundet frem til, at det giver en forskel på partiklernes strømningsmønster alt efter om der benyttes en højere ordens eller lavere ordens løsningsmetode. På baggrund af dette foretages simuleringerne med højere ordens løsningsmetoden.

Derudover giver det også en forskel på partiklernes strømningsmønster om simuleringerne foretages med eller uden vindpåvirkning. Forskellen er ikke så stor og tilbageholdelsen i bassinet er næsten den sammen både med og uden vind. Men det, at der er en forskel indikerer, at vinden har en betydning. Da vinden ikke kan medtages ordentligt i 2D simuleringen vil betydningen evt. være større, hvis der benyttes en 3D model.

I simuleringerne bundfælder partiklerne tæt på ind- og udløbet, når der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på både 0,1 og 0,05 Pa. Ved en kritisk bundforskydningsspænding på 0,01 Pa sker der en transport af partikler ud af bassinet, men da denne værdi, jf. ph.d.-afhandlingen, er urealistisk lav, må det fastslås, at bassinet på baggrund af disse simuleringer har en tilbageholdelse af partikler på 100 %. Da vinden havde en påvirkning, konkluderes, at det er nødvendigt med en 3D simulering af bassinet, inden bassinets tilbageholdelse kan fastsættes helt præcis.

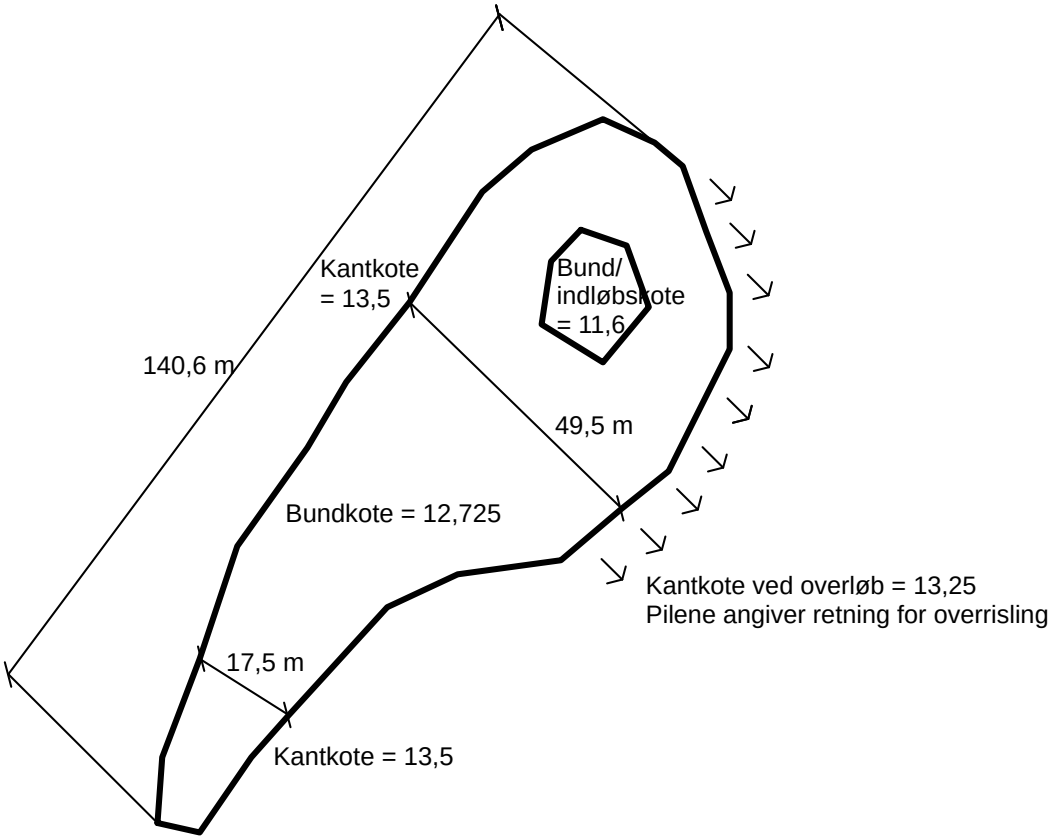
For at undersøge betydningen af at placere ind- og udløbet i den modsatte ende i forhold til overløbskanten, foretages en simulering, hvor der benyttes en kritisk bundforskydningsspænding for erosion på 0,01 Pa. Selvom værdien er lav, benyttes den for at få et billede af forskellen på strømningsmønstret, alt efter hvor indløbet er placeret. Ved at placere indløbet i den sydlige ende af bassinet er tilbageholdelsesevnen af bassinet på 94 % fremfor 80 %. Da den benyttede kritiske bundforskydning til disse simuleringer er for lav, skal procentsatserne kun ses som en indikation af, at det er bedre at placere ind- og udløbet i den sydlige ende af bassinet, da dette resulterer i en længere opholdstid for partiklerne og dermed øger muligheden for, at der kan ske bundfældning.

DEL III

AFRUNDING

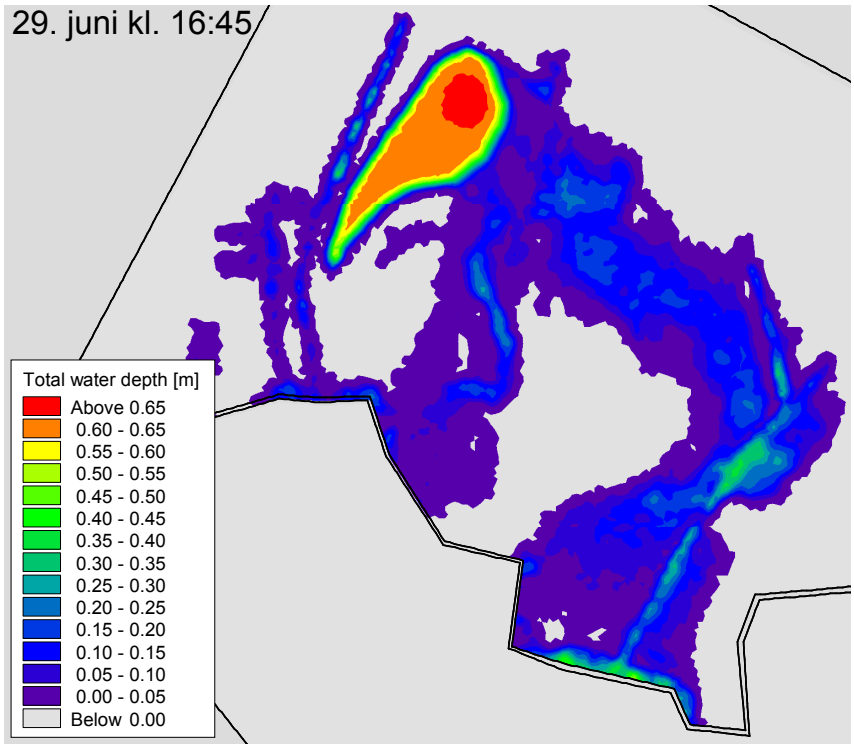
Konklusion 13

Der kan ud fra undersøgelserne i dette projekt konkluderes, at den mest hensigtsmæssige bassinudformning har dimensioner og placering af overløb som vist på figur 13.1. Desuden udjævnes grøften øst for bassinet for at forlænge vandets opholdstid i området.



Figur 13.1: Bassinets dimensioner samt illustration af hvor overrislingen skal finde sted.

Denne udformning er valgt ud fra, at den resulterer i en stor udbredelse i området og dermed størst mulighed for infiltration. Den benyttede bassinudformning resulterer i udbredelsen vist på figur 13.2.



Figur 13.2: Vandets udbredelse i området.

Et stort område oversvømmes ved den valgte bassinudformning, hvilket resulterer i, at 72 % af det vand, som strømmer ud over bassinoverløbet, infiltrerer i stedet for at strømme direkte ud i recipienten. Vandet vil med tiden ende i recipienten, men den hydrauliske påvirkning er mindre samtidig med, at der er sket en ekstra rensning af vandet i forbindelse med infiltrationen gennem jordsøjlen.

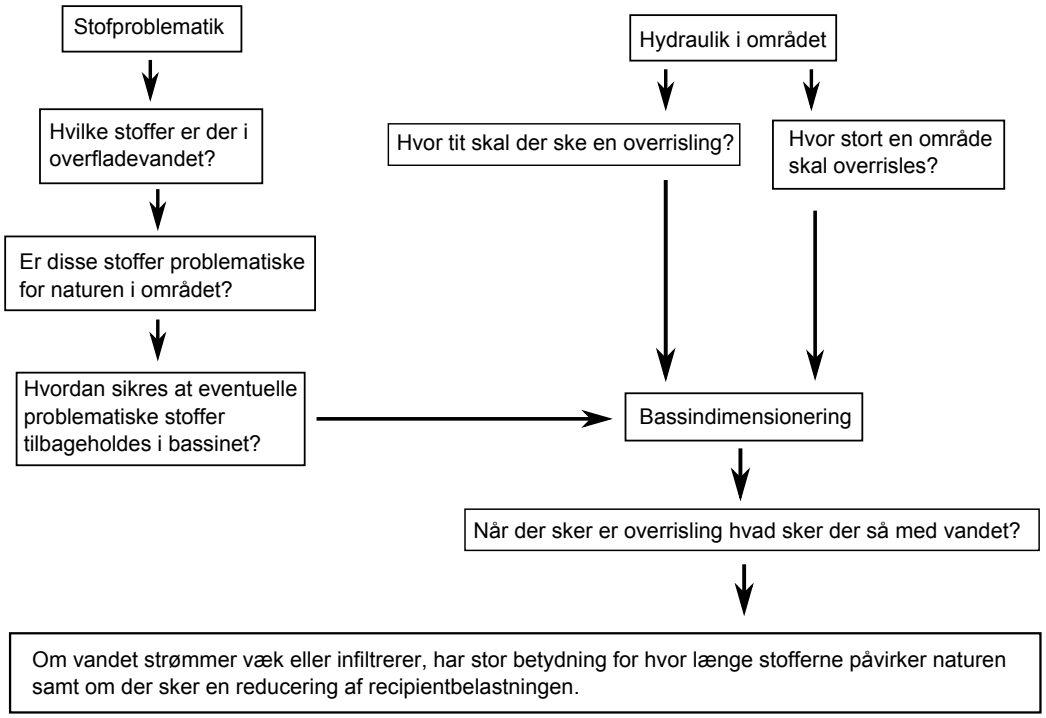
Derudover vurderes den store udbredelse af vandet samt infiltrationen som værende gavnlig for naturen i området, da det vil resultere i en øget vandstand og dermed øget mætning af jorden. Den øgede vandstand vil medføre en større biodiversitet, bl.a. fastslår Vesthimmerland Kommunes naturafdeling at habitatarterne flagermus, odder, spidssnudet frø og evt. andre vil have gavn af, at området bliver mere vådt.

Ud fra modelleringen af stoftilbageholdelsen med MIKE 21 er der fundet frem til, at bassinet har en tilbageholdelsesevne på 100 %. Dette vil være helt ideelt, da der så ikke vil ske en forurening af overrislingsområdet eller recipienten. Ud fra undersøgelser af vindens påvirkning konkluderes, at for at fastlægge bassinets tilbageholdelsesevne mere præcist, er det nødvendigt med en 3D simulering af stoftilbageholdelsen, hvor vindpåvirkningen medregnes.

Derudover kan der i forbindelse med at optimere bassinets stoftilbageholdelsesevne konkluderes, at det mest hensigtsmæssige vil være at placere ind- og udløbsledningen i den modsatte ende af bassinet i forhold til overløbskanten. Denne placering vil resultere i, at partiklerne har en længere opholdstid i bassinet, inden de når overløbskanten, og dermed har de større mulighed for at nå at bundfælde.

14 Perspektivering

For at fremtidssikre afløbssystemerne separatkloakeres flere og flere af de fælleskloakerede områder. I forbindelse med dette er der stor sandsynlighed for, at der andre steder vil opstå lignende projekter, hvor et forsinkelsesbassin skal placeres i et naturbeskyttet område. Det er ikke muligt at lave et standardbassin, som kan benyttes i alle tilfælde, da faktorer som f.eks. topografien går ind og spiller en vigtig rolle. Derfor er det nødvendigt, at gå ind og vurdere det enkelte tilfælde. Til dette kan fremgangsmåden opstillet i figur 14.1 benyttes.



Figur 14.1: Fremgangsmåde til udførelse af lignende problemstilling.

I kapitel 8 undersøges et scenarie, hvor overfladevandet ledes direkte ud i engområdet, uden at der er anlagt et bassin. Ved dette scenarie er det muligt at sprede vandet over et stort areal, hvilket giver mulighed for, at der også ved mindre regnhændelser sker en overrisling af engområdet, frem for at tilbageholde vandet i bassinet. Dette giver mulighed for at der kan ske en infiltration ved selv små regnhændelser, hvilket giver en højere vandstand samt større mætning af jorden og dermed en forventet forbedring af levevilkårene for forskellige naturtyper. Det, at der ikke anlægges et bassin, kan være et muligt scenarie der kan overvejes i fremtidige lignende projekter. Ved denne løsning skal der dog findes en ny løsning til at tilbageholde stofferne fra overfladevandet.

Den planlagte separatkloakering af Aalestrup forventes at koste omkring 140 millioner kroner eksklusiv moms [COWI A/S, 2011]. I den forbindelse er det oplagt at undersøge, hvor meget der fås for pengene i forhold til at forbedre recipientkvaliteten. Ved fælleskloakering sker der overløb af opspædt spildevand til Simested Å i forbindelse med kraftige regnhændelser. Ved at separatkloakere vil dette undgås og kun stoffer fra overfladevandet vil ende i recipienten. Spørgsmålet er så, om denne reducerede stofbelastning på Simested Å er 140 millioner kroner værd, eller om stofbelastningen på Simested Å kan reduceres mere ved at benytte pengene på f.eks. vådområder, som kan rense afstrømningen fra landbruget.

Litteratur

Bentzen, T. R. (2008). *Accumulation of pollutants in highway detention ponds*. ISBN: 1901-7294. Ph.d.-afhandling, udført på Aalborg Universitet.

Bentzen, T. R. og Thorndahl, S. (2004). *Numerisk modellering af vand- og stoftransport ved afvanding af motorveje - med udgangspunkt i regnvandsbassin 302,9 på motorvej E45 ved Vodskov*. Afgangsprojekt. Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø. Aalborg Universitet.

Birkemose, R., Lassen, J. H. og Ahmethodzic, M. (2011). *Numerisk modellering og eksperimentelle metoder*. Semesterprojekt. Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø. Aalborg Universitet.

Brorsen, M. og Larsen, T. (2007). *Lærebog i hydraulik*. 1. udgave, 3. oplag. ISBN: 978-87-7307-691-1. Aalborg Universitetsforslag.

Burcharth, H. og Jørgensen, T. W. (1976). *Hydrologi - Forelæsningsnoter*. Aalborg Universitet, Institut for Byggeri & Anlæg, sektion for Vand & Jord.

COWI A/S (2011). *Etablering af regnvandsbassin i naturområde, Aalestrup*. Vedlagt som bilag F.

Danmarks Naturfredningsforening (2006). *Fremtidens natur i den nye Viborg Kommune*.

Danmarks statistik (2011). *Folketal pr. 1. januar 2011 for 820-10976 Aalestrup*. Lokaliseret 10.02.2012 på: `http://www.statistikbanken.dk/BEF44`.

Danmarks Statistik (2012). *Folketal pr. 1. januar fordelt på byer*. Lokaliseret 23.04.2012 på: `http://www.statistikbanken.dk/BEF44`.

DHI (2011a). *MIKE 1D - DHI - Simulation Engine for MOUSE and MIKE 11 - Reference Manual*.

DHI (2011b). *MIKE 21 & MIKE 3 FLOW MODEL FM - Hydrodynamic and Transport Module - Scientific Documentation*.

DHI (2011c). *MIKE 21 & MIKE 3 FLOW MODEL FM - Mud Transport Module - Scientific Documentation*.

DHI (2011d). *MIKE 21 & MIKE 3 FLOW MODEL FM - Mud Transport Module - User Guide*.

DHI (2011e). *MIKE 21 FLOW MODEL FM - Hydrodynamic Module - User Guide*.

DHI (2011f). *MIKE FLOOD - 1D-2D Modelling - User Manual*.

DMI (2012). *Vind i Danmark*. Lokaliseret 24.05.2012 på: `http://www.dmi.dk/dmi/index/klima/klimaet_indtil_nu/vind_og_vandstand_i_danmark.htm`.

GEUS (2002). *Nedbøren minus fordampningen i Danmark*.
Lokaliseret 30.03.2012 på:
http://www.geus.dk/viden_om/vogv-_oh04.pdf.

Gyldendal (2000). *Simested Å*.
Lokaliseret 08.02.2012 på:
http://www.denstoredanske.dk/Danmarks_geografi_og_historie/Danmarks_geografi/Jylland/Simested_%C3%85.

Københavns Kommune (2006). *Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet - Tilstand og udvikling, 1998-2003*. Faglig rapport fra DMU nr. 585,
Lokaliseret 11.04.2012 på:
http:
//www2.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_fagrapporter/rapporter/fr585.pdf.

Københavns Kommune (udat.). *Tagvand og vejvand - Indhold af miljøfremmede stoffer*.
Lokaliseret 10.04.2012 på:
http://www.kk.dk/Borger/BoligOgByggeri/AnsogningOmByggearbejde/NyttigInformation/LokalAfledningAfRegnvand/YderligereOplysninger/~/media/5D24798142A24BDF81A6D42F76EF5094.ashx.

Lassen, J. H., Aau, K., Hørlück, M. D., Pedersen, C. W., Ahm, M. K. S. og Jensen, D. G. (2011). *Nibe navigation channel: Dredging and dumping*. Semesterprojekt. Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø. Aalborg Universitet.

Miljø- og Enerergiministeriet (1996). *Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen - Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, Bind 2*.

Miljøministeriet (1993). *Naturplejebogen*. Miljøministeriet. Skov- og Naturstyrelsen.

Miljøministeriet (2003). *Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet og fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 457, 2. udgave.

Miljøministeriet (2007). *Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter 1*. BEK nr 408 af 01/05/2007,
Lokaliseret 25.05.2012 på:
https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13043.

Miljøministeriet (2009a). *Naturbeskyttelsesloven - LBK nr 933 af 24/09/2009*.
Lokaliseret 08.02.2012 på:
https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=127104.

Miljøministeriet (2009b). *Overdrev, enge og moser. Håndbog i naturtypernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 727.

Miljøministeriet (2010a). *Beskyttelse af § 3-naturtyper*. Naturstyrelsen,
Lokaliseret 18.04.2012 på:
http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Paragraf3/Beskyttelse_af_%C2%A73_Naturtyper/.

Miljøministeriet (2010b). *Habitatområderne*. Naturstyrelsen,
Lokaliseret 08.02.2012 på:
http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000/Hvad_er_Natura_2000/Danske_omraader/Habitatomraaderne/.

Miljøministeriet (2011). *Naturtyper*. Naturstyrelsen,
Lokaliseret 18.04.2012 på:
http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/Natura2000/Hvad_skal_vi_beskytte/Naturtyper/.

Miljøstyrelsen (1995). *Tungmetaller. Status, mål og midler for indsatsen*. ISBN: 87-7810-316-9. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1.

Naturstyrelsen (2011). *Danmarks fremtidige klima*. Task Force for Klimatilpasning,
Lokaliseret 20.02.2012 på:
http://www.klimatilpasning.dk/da-_DK/service/Klima/KlimaaendringeriDanmark/Sider/Forside.aspx.

Ovesen, N. K., Fuglsang, L. D., Bagge, G., Krogsbøll, A., Sørensen, C. S., Hansen, B., Bødker, K., Thøgersen, L., Galsgaard, J. og Augustesen, A. H. (2007). *Lærebog i geoteknik*. 1 udgave, 1. opslag 2007. ISBN10: 87-502-0961-2. Polyteknisk Forlag, Lyngby.

Pedersen, C. W., Refer, D., Sørensen, E. S., Arensman, M., Bidstrup, M., Jørgensen, P. G. og Jakobsen, B. F. (2008). *Støvring Ådale -En ny bydel skabes*. Semesterprojekt. Civilingeniøruddannelsen i Vand og Miljø. Aalborg Universitet.

Silkeborg Kommune (Oktober 2009). *Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes*. TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229.

Vandetsvej (udat.). *Grundvandets hastighed*. Esbjerg Forsyning A/S, Lynettefællesskabet I/S, Spildevandscenter Avedøre Københavns Energi A/S, Aalborg Forsyning Kloak A/S, Aarhus Vand A/S, VandCenter Syd A/S, Vandspejlet, Roskilde Forsyning og DANVA,
Lokaliseret 25.05.2012 på:
http://www.vandetsvej.dk/Grundvandets-_hastighed-_259.aspx.

Vesthimmerlands Kommune (2011). *Tillæg til spildevandsplan for Aalestrup By*.
Lokaliseret 10.02.2012 på:
http://www.vesthimmerland.dk/dokumenter/29827-_12_v1_tillaeg_til_spildevandsplan.pdf.

Viborg Amt (Januar 2001). *Regulativ for Simested Å*. Amtsvandløb nr. 102 i Viborg Amt, amtsvandløb nr. 132 i Nordjyllands Amt.

Viborg Landdistrikter (2006). *Simested Å - Hjarbæk Fjord*.
Lokaliseret 08.02.2012 på:
http://www.viborglandogby.dk/Hovedmenu/M%C3%B8ldrup-_omr%C3%A5de/Landsbyerne/L%C3%A5strup/Simested-_%C3%85-_-_-_Hjarb%C3%A6k-_Fjord.aspx.

Winther, L., Linde, J. J., Jensen, H. T., Maathiasen, L. L. og Johansen, N. B. (2006). *Afløbsteknik*. 5. udgave, 1. oplag. ISBN: 87-502-0975-2. Polyteknisk Forlag.

Del IV

Bilag

Beskrivelse af naturtyperne nær bassinet

A

Dette kapitel rummer en kort beskrivelse af de to §3 naturtyper, eng og mose, som er at finde tæt på bassinet. Ligeledes beskrives de fire EF habitatnaturtyper, der er fundet i nærheden. Som kilder er benyttet '*Håndbog i naturtypernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet*', '*Naturplejebogen*', '*Kriterier for gunstig bevaringsstatus*', '*Naturtyper*' og '*Beskyttelse af § 3-naturtyper*' [Miljøministeriet, 2009b, 1993, 2003, 2011, 2010a].

A.1 Mose og Eng

Kær

Kær er fra naturens side et naturligt dannet plantesamfund, men er efterfølgende blevet påvirket af landbruget. Når kær benyttes til græsning og/eller høslet, skabes en konkurrence imellem de forskellige plantearter, dette har medført, at der er blevet dannet mere lysåbne, lavtvoksende og artsrige plantesamfund. Disse påvirkede kær kaldes enge, men kær dækker også over betegnelsen mose. I følgende punkter ses hvordan, der skelnes mellem eng og mose. Ud fra dette fremgår, at moser defineres som mere naturlige, mens enge er et produkt af en bestemt driftsform.

- Mose = Naturligt dannede kær
- Eng = Græsnings- og/eller høsletpåvirkede kær

En anden måde at skelne moser og enge fra hinanden er ud fra hydrologien, moser er generelt vådere end enge. Kær kan få tilført vand både fra grundvandet og fra nedbøren.

Kær er karakteristiske ved, at de kun kan dannes i områder, hvor grundvandet er højtstående. Vegetationen i det enkelte kær er meget varieret, både i forhold til artsammensætning og artsantal. Denne store forskel skyldes en variation i grundvandsforhold, surhedsgraden, næringsstof- og specielt kalkindholdet i jordbunden. Ligeledes har typen og graden af udnyttelse i kæret samt de plantegeografiske forhold betydning for vegetationen.

Naturligt kan enge og moser findes i alle lavninger, hvor vandet løber til fra omkringliggende bakker. De højtliggende enge og moser, er i Danmark meget sjældne, da de fleste områder er påvirket af dræning. Dette betyder, at enge og moser i dag hovedsageligt findes i lavtliggende ådale samt langs kysterne.

A.1.1 Mose - naturligt dannede kær

Figur A.1: [Miljøministeriet, 2010a].

Moser dækker over forskellige våde, udyrkede eller ekstensivt dyrkede naturtyper. Moser er defineret som en naturtype, der kan findes på en permanent våd bund, typisk i en lavning hvor vandet har svært ved at komme væk fra. Moser kan være bevoksede med naturtyper med meget forskellige livsformer, nemlig urter, mosser, buske eller træer. Da moser aldrig omlægges, har de ofte en tuet og ujævn overflade.

Dyrelivet i de enkelte moser er meget varieret. Der kan specielt findes en masse forskellige insekter, bl.a. sommerfugle. Derudover er der et rigt fugleliv bestående af sangere, blishøns, gæs, ænder, spurvefugle samt vandfugle som lappedykkere. Desuden trives frøer og forskellige paddearter i moserne. Vildtet kan også benytte moserne som skjulested.

Der vil hele tiden være et konkurrenceforhold i de naturlige dannede kær. Dette skyldes, at der vil ske en ophobning af organisk plantemateriale på tørvebunden, hvilket bevirker, at der sker en hævning af bunden på mellem 0,1 og 1,0 mm om året. Udviklingen kan enten gå imod skov eller højmose, klima, topografi og næringsstofforholdene er bestemmende for, i hvilken retning udviklingen går. Hvis der er nedbørsfattige forhold, vil der ske en udvikling til skov, her vil der først fremkomme et busksamfund. Udviklingen fra kær til højmose forudsætter en stor årlig nedbør.

A.1.2 Eng - kulturpåvirkede kær

Figur A.2: [Miljøministeriet, 2010a].

For at kunne opretholde en eng er det en forudsætning, at der sker en ensartet og gentagen udnyttelse enten i form af græsning, høslet eller en kombination heraf.

Hvis denne udnyttelse af engen stopper eller aftager, vil der ske en stor ændring af konkurrenceforholdene i plantesamfundet. Dette vil resultere i, at de højtvoksende urter og græsnings- og slåningsfølsomme arter får mulighed for at vokse op og brede sig, hvorimod de ellers kun vil være lavtvoksende og spredte. Ligeledes kan buske og træer begynde at vokse op.

En eng er en lysåben naturtype, der findes på en fugtig bund domineret af urter. Engen er oftest beliggende på lavbundsarealer, ofte i tilknytning til vandløb, søer eller moser. En eng kan deles op i natureng og kultureng. Naturengen kan evt. være let drænet, men er

derudover ikke påvirket af landbruget ud over, at der sker græsning eller høslet. Kulturengen er derimod påvirket af omlægning, dræning og gødskning.

Der er et rigt dyreliv på engen, specielt insekter. Ligeledes lever der padder, disse er dog afhængige af, at der findes vandhuller eller søer i engen, som de kan benytte under ynglepe-rioden. I fuglenes yngleperiod benytter mange fugle området som ynglested, dette er bl.a. småfugle og vadefugle. Når ynglesæsonen er ovre, benytter fuglene stadig engen til at finde føde.

Der er sket en tilbagegang af engens udbredelse i årenes løb. Derfor er der stort behov for, at der udføres naturpleje i form af afgræsning. En anden metode til at holde engen lysåben er at hæve vandstanden.

A.2 Naturtyper indbefattet af EF habitatdirektivet

A.2.1 Hængesæk - 7140

Hængesækken dannes således, at den er flydende i vandskorpen af søer eller vandhuller. Hængesækken kan, pga. tørvedannelse, vokse sig så tyk, at når den betrædes, så skælver eller gynger den kun meget lidt.

Figur A.3: Troldsø med mosdomineret hængesæk. Palsgård Skov, Midtjylland [Miljøministeriet, 2011].

Naturtypen trives bedst, hvis vandstanden er nogenlunde konstant. Den oveordnede vegetation er mosser, men i de senere stadier af typens naturlige udvikling indvandrer også buske og træer.

De overordnede trusler imod naturtypen er ændringer i de hydrologiske forhold i forbindelse med dræning og vandindvinding, samt eutrofiering eller tilgroning. Hængesække er også følsomme overfor forstyrrelser i form af intensiv græsning.

Forudsætningen for at naturtypen kan være tilstede er, at der er en konstant høj vandstand. Tålegrænsen for kvælstofdepositionen er på 5-10 kg N/ha/år.

A.2.2 Kildevæld - 7220

Denne habitattype består af kilder eller væld indeholdende kalkholdigt (hårdt) vand. De findes som mindre delelementer i moser, kær, skov og overdrev i områder, hvor grundvandet træder frem af jorden, oftest er de punkt- eller linieformede. Vegetationen består hovedsageligt af mosser.

Figur A.4: Kilde med rig vækst af mosser. Ravnkilde, Rold Skov, Nordjylland [Miljøministeriet, 2011].

Den største trussel imod Kildevæld er grundvandssænkning. Derudover er tilgroning og eutrofiering også centrale trusler. For at kunne bevare kildevældet skal hele dets omgivelser og det vandsystem, som kildevældet er en del af, bevares.

Der er ikke fastsat nogen tålegrænse for kvælstofdepositionen, men næringsstofniveauet for $NO_3 - N$ i vandet bør ikke overskride 0,03 mg N/L.

A.2.3 Rigkær - 7230

Naturtypen dækker over moser og enge med fugtig til vandmættet jordbund og evt. med fremsivende grundvand. Grundvandet i området skal være kalkholdigt og næringsfattigt for at rigkærvegetationen opstår. Der er i naturtypen en stor artsrigdom med mange sjældne arter. Hvis der foretages græsning eller slåning, fremkommer en åben og lavtvoksende vegetation bestående af mange starer og mosser. Hvis denne græsning eller slåning ophører, vil naturtypen blive mere højtvoksende og tilgroet og til sidst ændres til krat eller sumpskov.

Figur A.5: Rigkær med majgøgeurt. Område ved Skjern Å, Midtjylland [Miljøministeriet, 2011].

Naturtypen er gået stærkt tilbage. De forskellige trusler mod naturtypen er tilgroning, eutrofiering og ændrede hydrologiske forhold som følge af dræning og vandindvinding

Tålegrænsen for kvælstofdepositionen er på 15-25 kg N/ha/år, derudover bør næringsstofniveauet for $NO_3 - N$ i vandet ikke overskride 0,03 mg N/L.

A.2.4 Surt overdrev - 6230

Naturtypen dækker over en del af den danske overdrevsvegetation, som vokser på mere eller mindre sur bund, som samtidig er ekstensivt drevet. Bevaringsstatussen i Danmark er vurderet som ugunstig, dette skyldes omfattende tilgroning. Vegetationen er domineret af græs eller urter. Derudover er naturtypen også domineret af flerårige buske og krat.

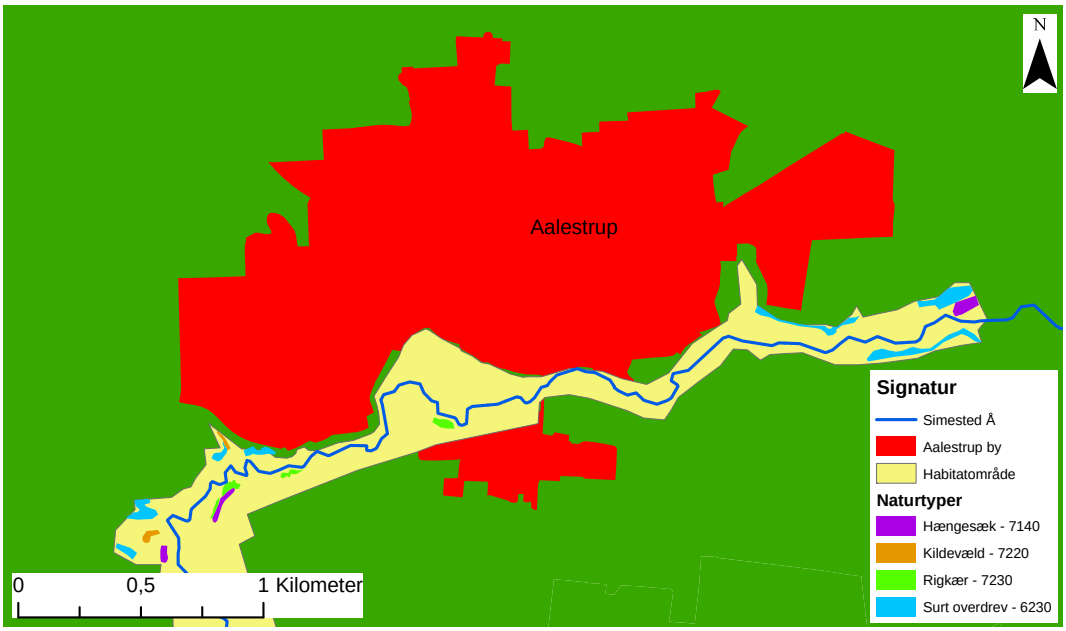
Naturtypen trues af tilgroning og eutrofiering. Derudover er det en fordel med kraftig græsning i perioden oktober til marts, således at der fremkommer hyppige pletter med bar bund, hvor planterne kan regenerere.

Figur A.6: Surt overdrev. Skibtved ved Sæby, Nordjylland [Miljøministeriet, 2011].

Tålegrænsen for kvælstofdepositionen er på 10-20 kg N/ha/år.

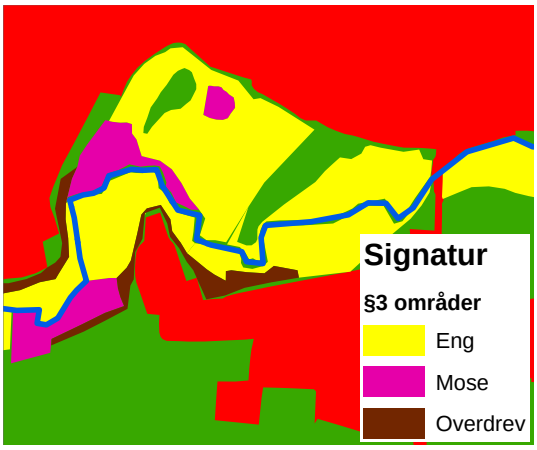
A.3 Opsummering

På figur A.7 ses, at ingen af habitatnaturtyperne ligger i selve det område, som vil blive påvirket af anlæggelsen af bassinet. Generelle træk for de fire typer, som er tæt på, er, at den overordnede trussel imod dem er øget vandindvinding eller dræning, så en forøgelse af vandstanden burde påvirke typerne positivt. Ligeledes trives de bedst, hvis der er en lav næringsstoftilførsel.



Figur A.7: Habitattyper tæt på Aalestrup by.

Som det fremgår af figur A.8, er det hovedsageligt naturtypen eng, som overrislingsområdet omkring bassinet består af. Engen trives bedst på en fugtig bund, hvor der sker græsning eller høslet. Hvis ikke der er mulighed for græsning eller høslet, kan en alternativ bevaringsmetode være at øge vandstanden. Dette stemmer fint overens med, at der i forbindelse med bassinet sker en overrisling og derved en stigning af vandstanden ude i engområdet.



Figur A.8: §3-områder tæt på Aalestrup by.

Infiltrationsforsøg

B

I forbindelse med opsætningen af modellen, jf. kapitel 6, er det nødvendigt at kende infiltrationskapaciteten i området. Til dette er der blevet udført et forsøg, hvis formål er at fastlægge størrelsen af denne værdi.

Der blev udført tre separate forsøg forskellige steder i området. Dette blev gjort for at undersøge, om infiltrationen varierede i området. Alle tre forsøg blev udført i det område, som forventes at blive overrislet i forbindelse med overløb af bassinet.

Til forsøget benyttes en cylinder i plexiglas med en indre diameter på ca. 19 cm og en højde på ca. 50 cm. Cylinderen bankes 20-25 cm ned i jorden, se figur B.1.

Figur B.1: Cylinderen bankes ned i jorden.

Efterfølgende fyldes vand i cylinderen, og vandspejlets placering i cylinderen måles, se figur B.2. Herefter tages tid på, hvor meget vandet der infiltrerer over en vis mængde tid. De tre forsøg strækker sig over hhv. 84, 27 og 16 minutter.

Figur B.2: Vandsøjlen opmåles.

I det forsøg, som strækker sig over 84 minutter, blev sænkningen målt løbende. Dette resulterede i infiltrationsværdierne, som ses i tabel B.1. Det ses, at der er stor forskel til de forskellige tider, dette skyldes højst sandsynligt usikkerhed ved opmåling af vandsøjlen. Derfor er der også vist et resultat, som er beregnet ud fra den samlede sænkning i forsøgsperioden.

Forsøgsnummer	**Tid [min]**	**Sænkning [mm]**	**Infiltration [mm/time]**
	24	10	24,66
	52	10	21,95
1	72	4	12,10
	83	1	4,86
Total sænkning	83	25	17,89

Tabel B.1: Infiltrationsværdier målt for forsøg 1.

I de andre to forsøg er sænkningen kun målt til et enkelt tidspunkt. Dette giver følgende resultat:

Forsøgsnummer	Tid [min]	Sænkning [mm]	Infiltration [mm/time]
2	27	10	18,75
3	16	5	22,22

Tabel B.2: Infiltrationsværdier målt for forsøg 2 og 3.

Den samlede infiltrationsværdi fundet i forsøg 1 er i samme størrelsesorden som værdierne fundet i forsøg 2 og 3. Derfor vælges at benytte et gennemsnit af disse tre værdier, hvorved der endes ud med en infiltration på 19,62 mm/time. Denne værdi sammenlignes med tabelværdier, se tabel B.3.

Overfladeafdække	Infiltration [mm]
Gammelt permanent græsdække	70
3-4 år gammelt græsdække	50
Hø	35
Blandet vegetation	25
Korn	20
Pløjejord	15
Nøgen jord med skorpet overflade	10

Tabel B.3: Infiltreret vandmængde efter 1 times regn [Burcharth og Jørgensen, 1976].

Den fundne infiltrationsværdi stemmer godt overens med værdien for korn [Burcharth og Jørgensen, 1976].

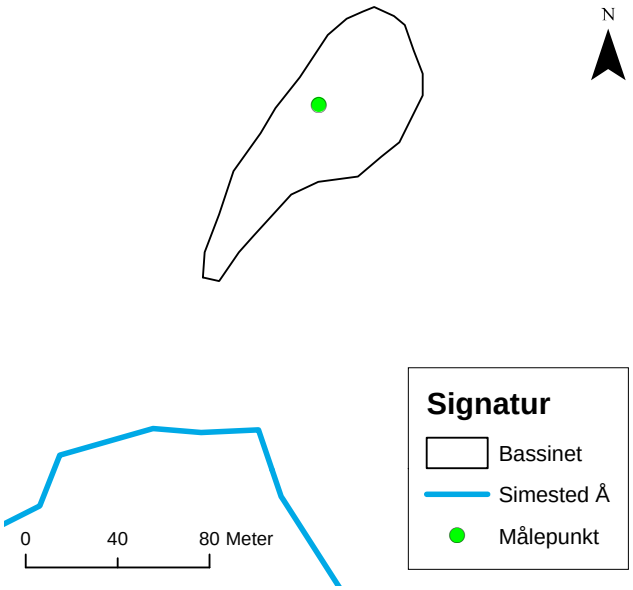
Følsomhedsanalyse af turbulensmodel

C

I forbindelse med opsætningen af MIKE 21 modellen er det relevant at undersøge, hvor følsom modellen er over for ændringer i turbulensmodellen. Da Smagorinsky modellen benyttes, er det eneste, der kan ændres på, Smagorinsky koefficienten. Derfor foretages simuleringer med forskellige Smagorinsky koefficienter inden for det anbefalede interval på 0,25 til 1,0. Til undersøgelsen er benyttet samme opsætning som beskrevet i kapitel 6 bortset fra følgende parametre, som er ændret:

Nedbør	Ikke medtaget
Fordampning/nedsivning	Ikke medtaget
Indløbsledning	Konstant 2,5 m^3/s
Gridstørrelse - bassin	20 m^2

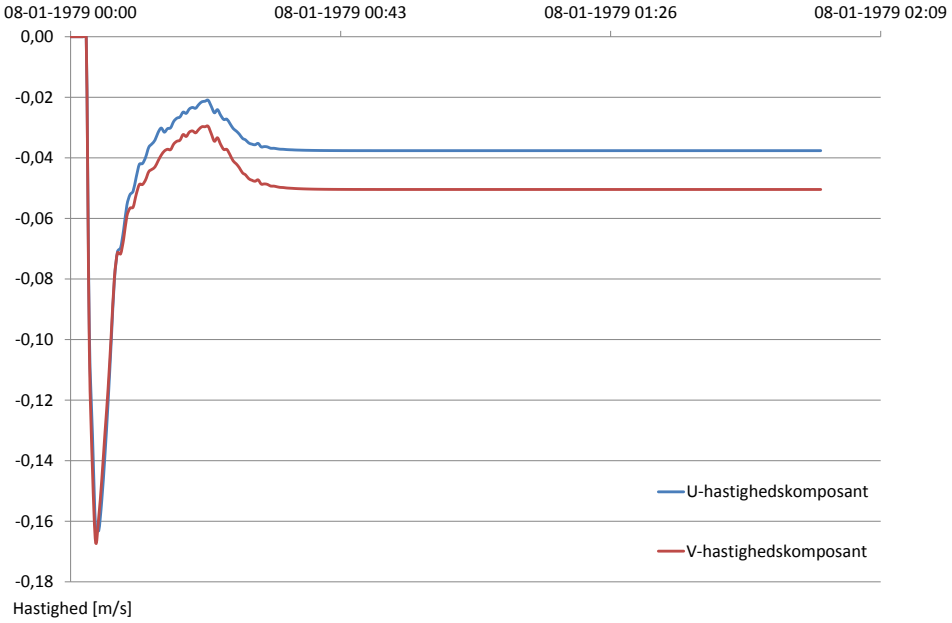
I de forskellige simuleringer udtages hastigheden i et enkelt punkt, se figur C.1. Denne hastighed sammenlignes for simuleringer med forskellige Smagorinsky koefficineter for at se, hvilken betydning en ændring har.



Figur C.1: Placering af målepunktet benyttet i turbulensmodelundersøgelsen.

Modellen sættes til at simulere en periode på to timer, men som det ses på figur C.2, går der lidt tid, inden hastighedsfeltet bliver stabilt. Dette skyldes, at bassinet først skal fyldes med

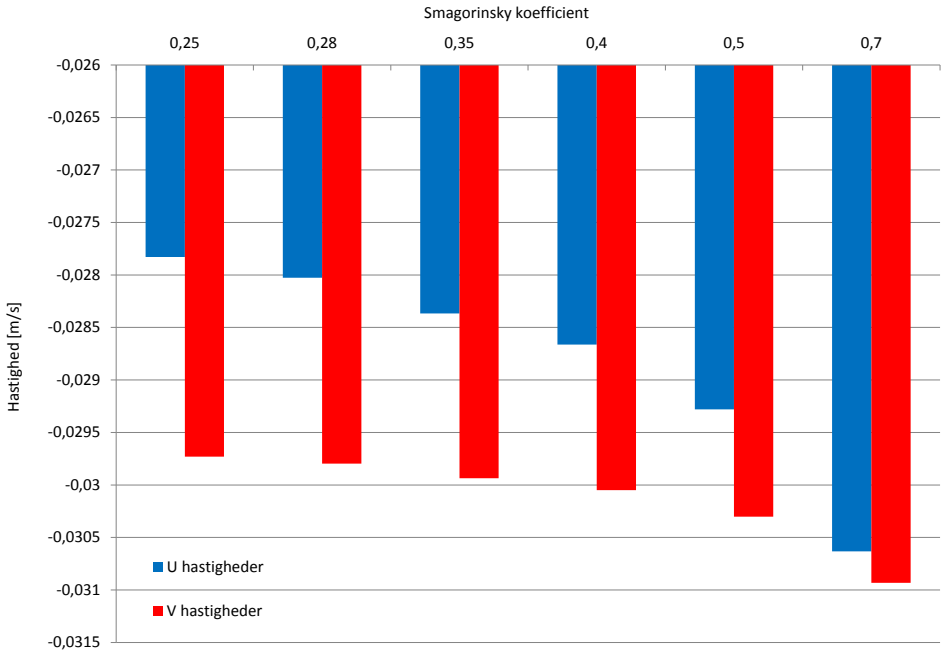
vand. På baggrund af dette benyttes den gennemsnitlige hastighed efter stabiliseringsperioden til sammenligningen.



Figur C.2: u- og v-hastighedskomposanten i punktet i bassinet. Først når bassinet er fyldt, bliver hastighedsfeltet stabilt.

Simuleringerne foretages med følgende Smagorinsky koefficienter: 0,25, 0,28, 0,35, 0,4, 0,5, 0,7 og 0,8. Når der benyttes en værdi på 0,7, begynder hastighederne at blive ustabile. Hvis der benyttes en værdi på 0,8 eller derover, melder modellen fejl i simuleringen.

På figur C.3 ses den gennemsnitlige u- og v-hastighedskomposant i punktet.



Figur C.3: Gennemsnitlige hastigheder for forskellige Smagorinsky koefficienter.

Der er ikke nogen stor variation i hastigheden ved de forskellige koefficienter. Forskellen på den største og mindste hastighed for hhv. u- og v-komposanten er 10 % og 4 %. Dette viser, at modellen ikke er så følsom over for ændringer af denne parameter. I MIKE 21 er som standart angivet en værdi på 0,28, derfor vælges at arbejde videre med denne værdi. Dette gøres også ud fra betragtningen af, at hastigheden bliver ustabil ved at benytte høje værdier.

Følsomhedsanalyse af løsningsmetode

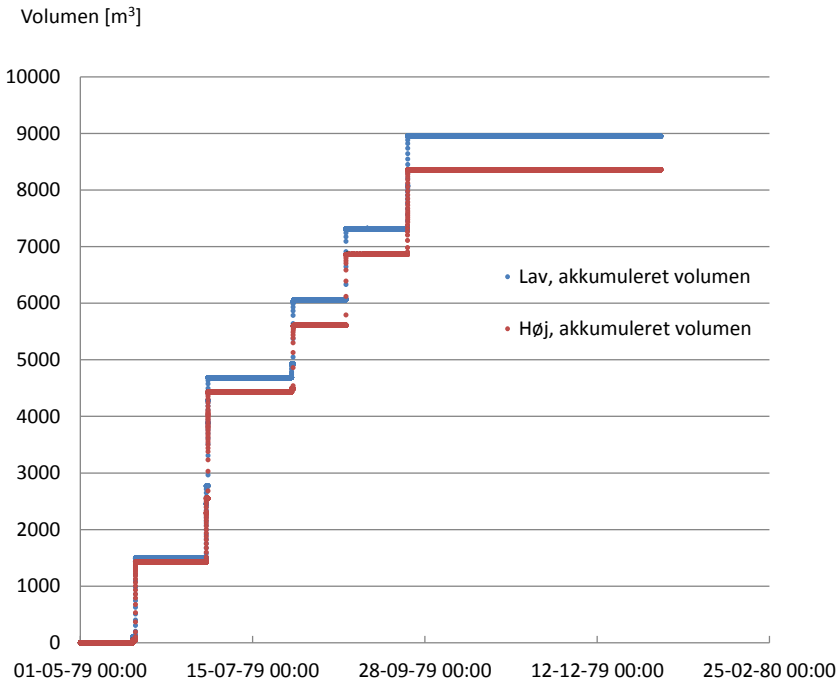
D

Ved opsætning af MIKE 21 modellen undersøges hvor stor forskel der er ved brug af henholdsvis en lavere og en højere ordens løsningsmetode. Den lavere ordens løsningsmetode er en første ordens explicit Euler metode, mens den højere ordens er en anden ordens Runge Kutta metode [DHI, 2011b]. Generelt set er højere ordens løsningsmetoden betydeligt mere præcis end den lave, men til gengæld er den lavere ordens 3-4 gange hurtigere [DHI, 2011e]. Derfor er det af interesse at finde ud af, om den ekstra nøjagtighed af beregningen har stor betydning. Dette undersøges for 'grovt mesh' samt 'fint mesh 2', jf. kapitel 7.

Begge modeller sættes op som angivet i afsnit 6, med den undtagelse, at der her simuleres en kortere periode.

D.1 Grovt mesh

Det grove mesh benyttes til en langtidssimulering for at finde ud af, hvor mange overløb, der sker fra bassinet. Antallet af overløb undersøges ved at se på, hvor meget vand, der passerer målelinjen vist på figur 7.2.



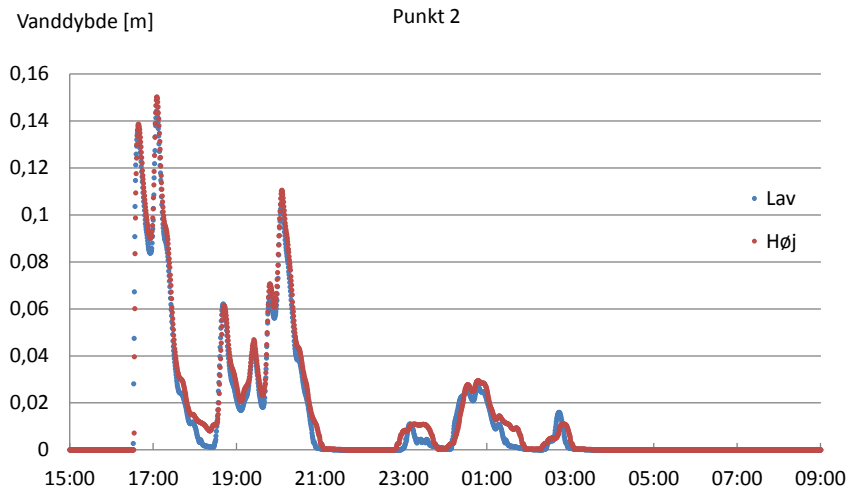
Figur D.1: Akkumuleret overløbsvolumen for de to løsningsmetoder.

På figur D.1 ses overløbsvolumen beregnet ved de to løsningsmetoder. Det ses, at overløbene sker på samme tid, men resultatet for lavere ordens giver lidt større volumener.

På baggrund af ovenstående vælges at bruge en lavere ordens løsningsmetode til langtidssimuleringen. Dette gøres, da det vurderes mere vigtigt at kende antal overløb og hvornår dette sker frem for overløbets præcise volumen, desuden kan beregningstiden skæres ned til ca. et døgn frem for fire døgn.

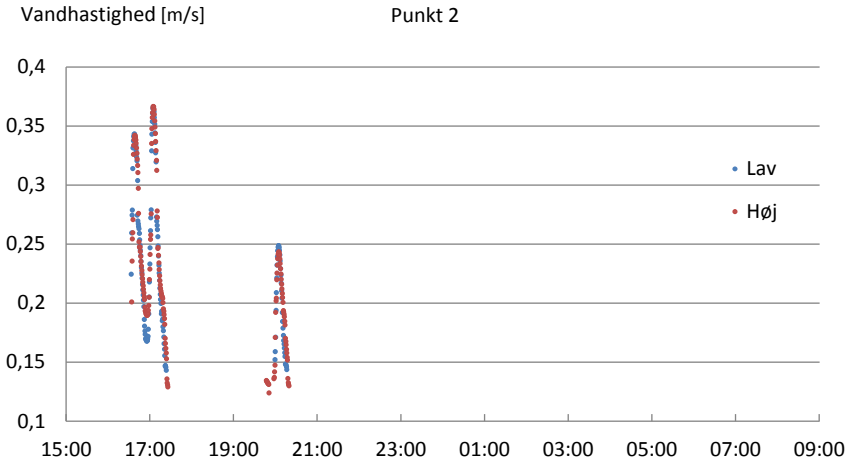
D.2 Fint mesh

Det fine mesh benyttes til at vurdere hvor i området vandet vil strømme, derfor undersøges forskellen i vandstand og vandhastighed i punkter både i og udenfor bassinet. Der ses på punkt 2 og 9, som ligger henholdsvis i og udenfor bassinet jf. figur 7.2.



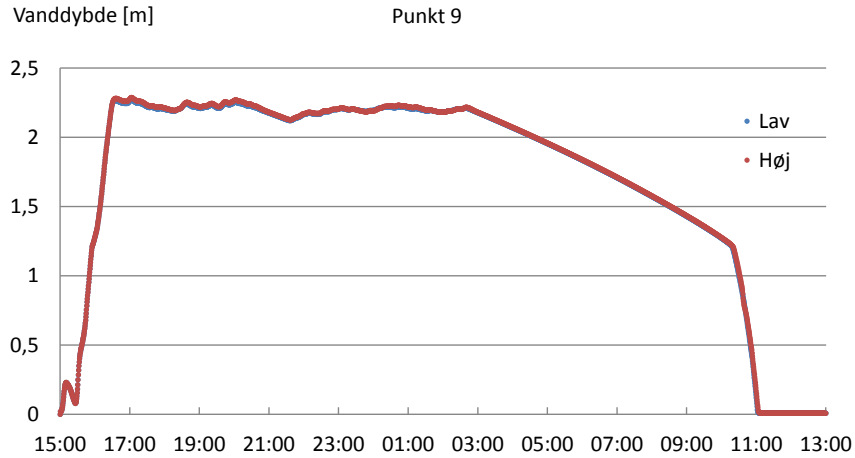
Figur D.2: Vanddybde i punkt 2 for de to løsningsmetoder.

På figur D.2 er vanddybden i punkt 2 angivet, som det ses, er resultatet stort set det samme for de to simuleringer.



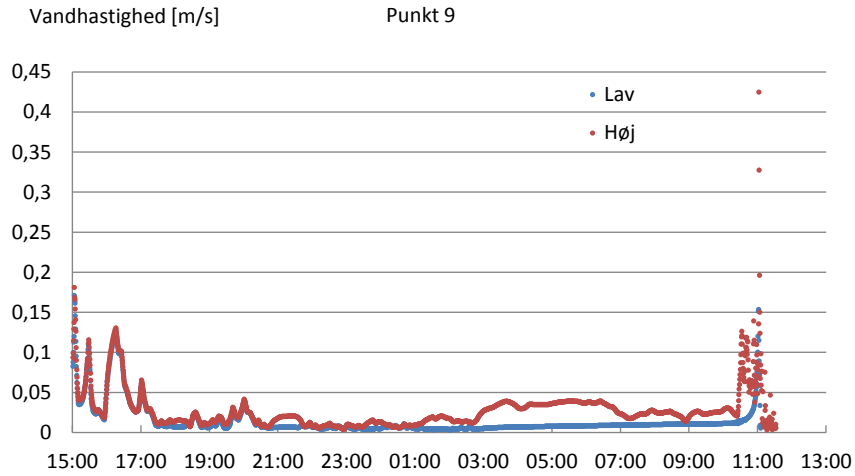
Figur D.3: Vandhastighed i punkt 2 for de to løsningsmetoder.

På figur D.3 ses, at vandhastigheden simuleret med de to løsningsmetoder også stemmer overens i punkt 2. Der er kun et begrænset antal punkter for hastighed her, da vanddybden er forholdsvis lille. Af hensyn til modellens stabilitet medregnes hastigheder ikke for vanddybder under 1 mm, se 'Flood and dry' i kapitel 6.



Figur D.4: Vanddybde i punkt 9 for de to løsningsmetoder.

Figur D.4 viser at der stort set ingen forskel er på vanddybden i punkt 9 for de to løsningsmetoder.



Figur D.5: Vandhastighed i punkt 9 for de to løsningsmetoder.

Ud fra figur D.5 ses, at hastigheden i punkt 9 i begyndelsen er meget ens for de to løsningsmetoder, men i den sidste del af perioden er hastigheden beregnet med højere ordens løsningsmetoden noget større og mere varierende.

Ud fra det ovenstående vurderes at en lavere ordens løsningsmetode er tilstrækkelig præcis, når vandets udbredelse i området skal simuleres. Dette gøres på baggrund af at beregningstiden kan reduceres betydeligt og præcisionen ikke falder væsentligt.

Til beregningen af stoftransporten vurderes dog, at højere ordens løsningsmetoden er at foretrække, da det her er meget vigtigt, at hastighedsfeltet er beskrevet korrekt.

Følsomhedsanalyse af manningtallet

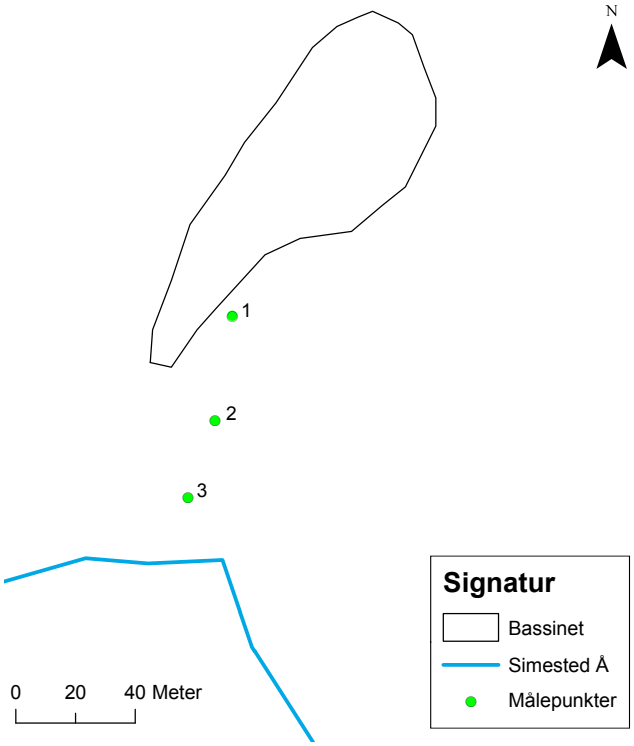
E

Ved opsætningen af MIKE 21 modellen er det relevant at undersøge, hvilken betydning manningtallet har for udbredelsen i området samt for tilbageholdelsen af vandet. Et grødefrit vandløb har et manningtal på mellem 33 og 55 $m^{1/3}/s$ hvorimod et grødefyldt vandløb har et manningtal på mellem 8 og 20 $m^{1/3}/s$ [Brorsen og Larsen, 2007]. Der vælges at benytte et manningtal på 40 $m^{1/3}/s$ i selve bassinet, hvorimod der foretages en undersøgelse af manningtallets betydning ude i engområdet.

Til undersøgelsen er benyttet samme opsætning som beskrevet i kapitel 6. Der benyttes en meshstørrelse på 5 m^2 i hele området. Simuleringen startes den 29. juni 1981 klokken 15:00, da dette er midt i en regnhændelse, er det derfor ikke er nødvendigt at simulere så længe inden forskellen kan vurderes.

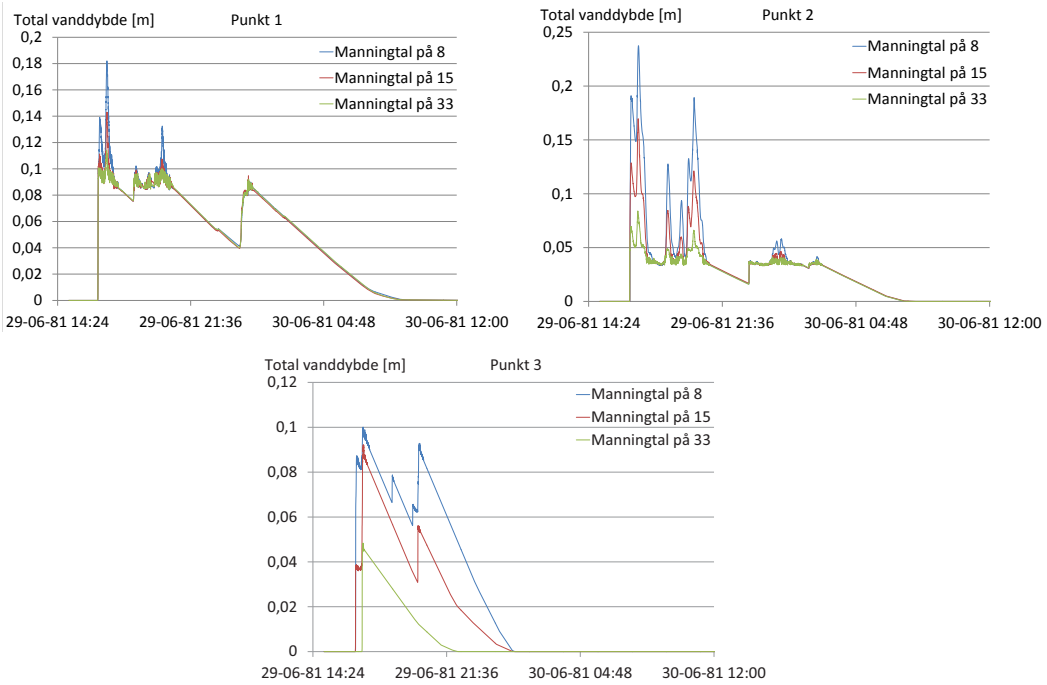
Der foretages tre simuleringer, hvor der benyttes et manningtal på hhv. 8, 15 og 33 $m^{1/3}/s$. Disse tre intervaller er valgt ud fra, at engområdet antages som værende grødefuldt.

I første omgang undersøges vandstanden i tre punkter, se figur E.1 for punkternes placering.



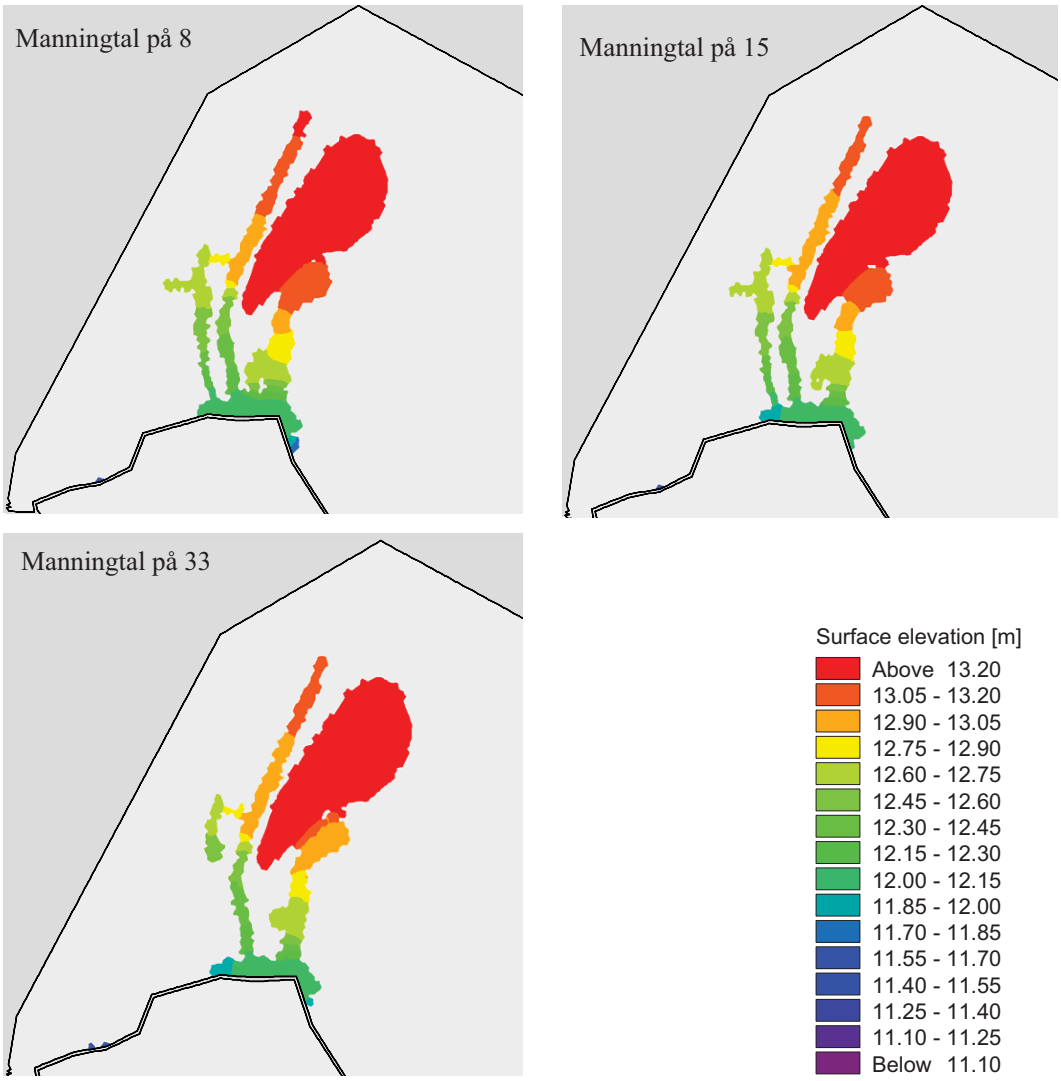
Figur E.1: Målepunkternes placering i området.

På figur E.2 ses den simulerede vandstand i de tre punkter. Som det ses, er vandstanden højere i begyndelsen ved et mindre manningtal. Dette skyldes, at der ved et højere manningtal sker en større tilbageholdelse af vandet. I det enkelte punkt forsvinder vandet fra området samtidigt ved de tre manningtal. Dette skyldes, at da vandstanden er højere ved et mindre manningtal vil vandet blive spredt mere ud i området og vandstanden ender derfor med at være den samme. På baggrund af dette undersøges, hvor meget mere vandet spreder sig ud i området.



Figur E.2: Vandstanden simuleret for de tre manningtal i de tre punkter.

På figur E.3 ses vandstanden fundet ved de tre forskellige manningtal. Som det ses er der en lille forskel i udbredelsen. Forskellen er ikke markant, så på baggrund af dette benyttes et manningtal på $15\,\mathrm{m}^{1/3}/\mathrm{s}$.



Figur E.3: Vandstand den 29. juni 1981 klokken 17:00

Teknisk notat

F

COWI

Vesthimmerlands Vand A/S

Teknisk notat
Etablering af regnvandsbassin i naturområde, Aalestrup

COWI A/S
Thulebakken 34
9000 Aalborg

Telefon 99 36 77 00
Telefax 99 36 77 01
www.cowi.dk

Indholdsfortegnelse

1	**Indledning**	**1**
2	**Dispensationsansøgning**	**1**
3	**Baggrund**	**2**
3.1	Ændring af fælleskloak til separatkloak	2
3.2	Områdets bindinger	3
3.3	Muligheder for at reducere det nødvendige bassinvolumen	6
3.4	Placering	8
3.5	Design af nyt bassin	8
3.6	Genanvendelse af eksisterende bassinanlæg	9
3.7	Udløb fra bassin	9
3.8	Drift og vedligehold	10
3.9	Opsummering	10
4	**Kontaktpersoner**	**10**

1 Indledning

Vesthimmerlands Vand ønsker med nærværende skrift at ansøge om dispensation til at etablere et regnvandsbassin i et område ved Aalestrup som dels er fredet, dels er omfattet af naturbeskyttelseslovens §3 og dels ligger i Natura 2000-område nr. 30, "Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådale samt Skravad Bæk". Dispensationsansøgningen er udført som et teknisk notat med en beskrivelse af baggrunden for projektet.

Dispensationsansøgningen er i øvrigt gennemlæst af Vesthimmerlands Kommunes natur- og vandløbsmyndigheder, der har givet input til de natur- og miljømæssige aspekter i sagen.

2 Dispensationsansøgning

Vesthimmerlands Vand ønsker tilladelse til etablering af et regnvandsbassin i et område langs Simested å. Det pågældende areal er beliggende i fredet område samt EF-Habitatområde nr. 30, ligesom en del af arealet er dækket af åbeskyt-

Projektnr.
Dokumentnr.
Version
Udgivelsesdato 4.11.2011

Udarbejdet KMSK
Kontrolleret HBP
Godkendt KMSK

O:\A015000\A0158871\3_Pdoc\DOC\Etablering af bassin\Myndighed\Dispensationsansøgning, regnvandsbassin.DOCX

telseslinje. Endvidere grænser bassinet op til beskyttet natur (§3), hvilket medfører, at der skal etableres en ledning gennem §3-område, ligesom udgravning af bassinet i en vis udstrækning medfører berøring med §3-området.

Bassinet skal iht. Vesthimmerlands Vands dimensioneringspraksis have en størrelse på ca. 15.000 m^3, men af hensyn til områdets natur er det efter aftale med Vesthimmerland Kommunes natur- og vandløbsmyndighed aftalt, at der i stedet for etableres ca. 5.000 m^3, og at bassinet kan designes, således erosion af vandløbet ved overløb bliver minimale.

Bassinet planlægges udført naturlignende uden stejle skråninger og med et mindre permanent vandhul i midten, som vil kunne fungere som levested for et naturligt plante og dyreliv. Det vurderes, at bassinet ikke vil syne som et teknisk anlæg, når det efter 2-3 år igen er groet til.

Alle tekniske dele, som Vesthimmerlands Vand skal have adgang til i den regelmæssige drift af bassinet, planlægges etableret i forbindelse med et eksisterende underjordisk bassin nord for det nye regnvandsbassin. Dette bassin er beliggende udenfor Habitatområde og §3, men ligger inden for fredningen langs Simested Å. Dermed konstrueres det nye bassin, således, at behovet for drift og vedligeholdelse i den åbne del af regnvandsbassinet er minimalt. For at sikre at Vesthimmerlands Vand fremtidigt kan udføre drift og vedligehold på regnvandsbassinet, ønskes endvidere tilladelse til at der kan udføres drifts- og vedligeholdelsesarbejde i bassinet hvert 5. år.

Det planlagte bassin er skitseret på den vedlagte plan.

Grænser for frednings-, habitat- og §3-område samt åbeskyttelseslinje fremgår af figurer i nærværende notat.

3 Baggrund

3.1 Ændring af fælleskloak til separatkloak

Størstedelen af Aalestrup er i dag fælleskloakeret, hvor spilde- og regnvand afledes i en fælles ledning til en pumpestation beliggende ved Simested Å. Herfra pumpes det til rensning på Aalestrup Renseanlæg på den modsatte side af Simested å.

Under regnvejr har hverken pumpestation eller renseanlæg hydraulisk kapacitet til at håndtere de store vandmængder, som afstrømmer fra Aalestrup. Når dette sker, bliver det opspædte spildevand opmagasineret i et underjordisk bassin beliggende umiddelbart opstrøms pumpestationen og ledes tilbage til pumpestationen og renseanlægget, når der igen er kapacitet i systemet. Når bassinvolumenet ikke længere har tilstrækkeligt med plads til at rumme alt opspædt spildevand, ledes vandet ud i Simested å via en nærliggende grøft. Det nuværende bassinvolumen er ca. 1.500 m^3.

Den nuværende kloakeringsform medfører, at store regnvandsmængder ledes til rensning på Aalestrup renseanlæg, hvilket betyder, at det relativt rene regnvand forurenes til et niveau svarende til niveauet for renset spildevand på renseanlægget og ledes ud i Simested å, hvor slutrecipienten er Limfjorden. Samtidig kan regnvandet, særligt i de kolde måneder af året, nedsætte renseanlæggets rensegrad. Desuden medfører kloakeringsformen, at store mængder opspædt spildevand ledes til Simested å under kraftig regnvejr.

Vesthimmerlands Vand ønsker at igangsætte separatkloakering af fælleskloakken i Aalestrup, således det relativt rene separate regnvand afledes til Simested å og separat spildevand afledes til rensning på renseanlægget.

Ved gennemførsel af en separatkloakering med udledning af overfladevand stiller vandløbsmyndigheden normalt krav til forsinkelse af overfladevand til 1 l/s/ha inden afledning til recipient. Med Vesthimmerland Vands dimensioneringspraksis medfører det et bassinbehov for hele den fælleskloakerede del af Aalestrup på ca. 25.000 m^3. Her af kan de 10.000 m^3 med fordel etableres på en egnet lokalitet i et industriområde i den nordlige del af byen, mens de resterende 15.000 m^3 af afløbstekniske og topografiske årsager vurderes at skulle etableres i lavningsområdet mellem Simested å og Aalestrup. Arealbehovet mellem Simested Å og Aalestrup vurderes at være ca. 1,5-2,0 ha.

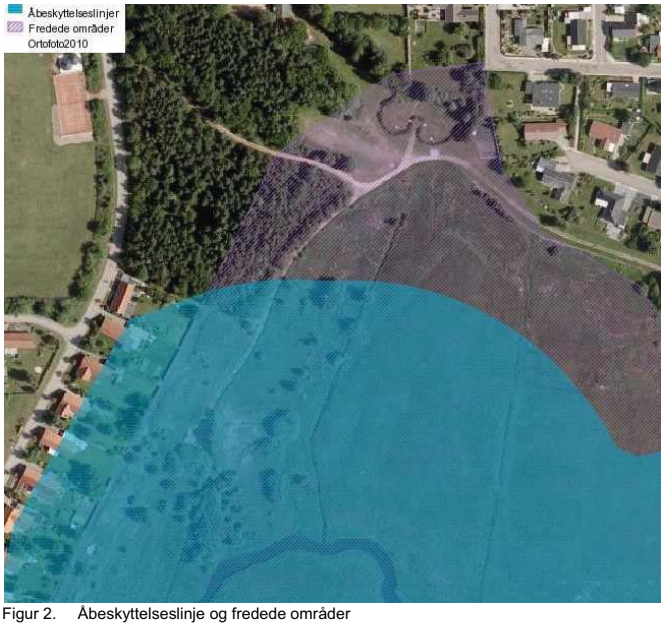
3.2 Områdets bindinger

Området, hvor det nye bassin planlægges etableret, kan ses af følgende ortofoto. For at visualisere størrelsen af arealbehovet er et område på 1,5 ha vist på billedet.

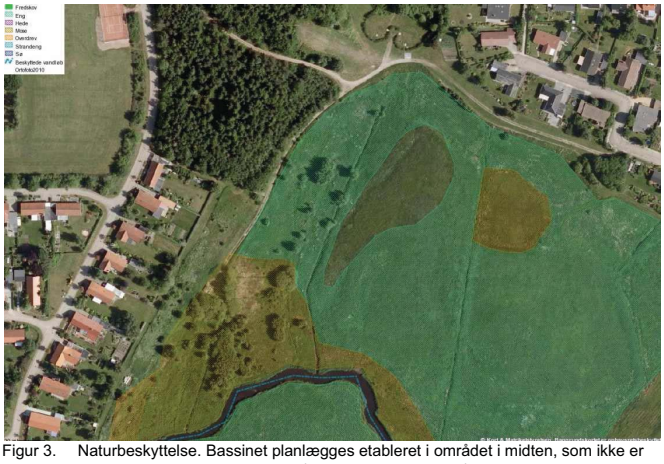
Figur 1. Ortofoto over område

Nord og øst om det angivne område er anlagt en markvej, som primært benyttes af Vesthimmerlands Vands drift som vejadgang til eksisterende tekniske kloakanlæg (pumpestation, bassin mv.). Endvidere vurderes området langs markvejen at blive benyttet rekreativt af områdets beboere. Syd for området ligger Simested å.

Næsten hele det viste område er omfattet af en form for beskyttelse, herunder frednings- og habitatområde, åbeskyttelseslinje og beskyttet natur (§3). Områdegrænserne er vist på de efterfølgende ortofotos (Kilde: Arealinfo).



Figur 2. Åbeskyttelseslinje og fredede områder



Figur 3. Naturbeskyttelse. Bassinet planlægges etableret i området i midten, som ikke er omfattet af §3-beskyttelse. Området dækker et areal på ca. 1/2 ha.

Figur 4. Natura 2000-område.

Vesthimmerland Kommunes naturafdeling har vurderet, at området, hvor bassinet ønskes placeret, er græsmark og kultureng, hvilket ikke er en habitat naturtype. Derimod vil habitat-arter (flagermus, odder, spidssnudet frø og evt. andre) have gavn af, at området bliver mere vådt.

3.3 Muligheder for at reducere det nødvendige bassinvolumen

I forbindelse med planlægningen af separatkloakeringen af Aalestrup er det undersøgt om det nødvendige bassinvolumen kan reduceres til et niveau, hvor det ikke bliver nødvendigt at etablere bassinvolumen i naturområdet langs Simested å.

3.3.1 Decentrale bassiner

Separatkloakering af Aalestrup medfører behov for ca. 25.000 m^3 regnvandsbassin. Muligheden for at etablere flere decentrale bassiner rundt i byen er i den forbindelse undersøgt.

Et ubebygget areal i den nordvestlige del af byen er fundet egnet til at placere et bassinvolumen på ca. 10.000 m^3. At placere et større volumen end 10.000 m^3 på det pågældende sted vil af topografiske årsager ikke medføre, at det resterende behov på 15.000 m^3 kan reduceres yderligere.

Enkelte andre steder i byen er der nogle mindre grønne områder. Det vurderes dog ikke muligt at forsinke regnvandet i disse områder til et niveau, som medfører, at det nødvendige bassinvolumen ved Simested å kan reduceres væsentligt.

3.3.2 Pumpning af regnvand til decentrale bassiner

Såfremt regnvand skal pumpes til et eller flere regnvandsbassiner uden for byen, skal der etableres en eller flere pumpestationer med pumpekapaciteter på flere kubikmeter pr. sekund. Anlægsomkostningerne til så store pumpestationer og trykledninger anslås at ville beløbe sig til flere hundrede millioner kroner. Det årlige anlægsbudget hos Vesthimmerland Vand A/S er på ca. 35-40 mio. kr. og en omkostning i den størrelse vil reelt medføre, at separatkloakeringen af Aalestrup ikke vil blive gennemført. Alternativt vil der ikke kunne investeres i nye kloakrenoverings eller miljøforbedrende projekter i de følgende mange år.

Med den foreslåede struktur af det fremtidige regnvandssystem og den foreslåede bassinplacering, kan regnvand løbe til recipient ved gravitation. Såfremt der etableres store regnvandspumpestationer vil det medføre et stort energiforbrug til belastning for miljøet.

Set fra økonomisk-, afløbsteknisk- og miljømæssigt synspunkt vurderes det uhensigtsmæssigt at pumpe på regnvand.

3.3.3 Nedsivning af regnvand

Beboelserne i det fælleskloakerede område i Aalestrup har betalt tilslutningsbidrag for overfladevand. Såfremt regnvand skal nedsives på privat grund skal der laves en frivillig aftale med grundejerne om dette.

Såfremt der ved nedsivning skal opretholdes et serviceniveau i forhold til opstuvning/oversvømmelse svarende til det niveau, som Vesthimmerlands Vand tilbyder borgerne ved at gennemføre separatkloakering, vurderes det, at hver grundejer får en økonomisk omkostning på 50-100.000 kr.

Det vurderes derfor meget usandsynligt, at en sådan aftale kan opnås ad frivillighedens vej.

Skulle det alligevel lykkes at lave en aftale med alle grundejerne, vil der til stadighed være et bassinbehov ved Simested å på anslået 7-9.000 m^3 bassin.

Ved nedsivning skal Vesthimmerlands Vand refundere et tilslutningsbidrag for overfladevand på 18.200 kr. ekskl. moms til hver enkelt grundejer. Det betyder, at Vesthimmerlands Vand A/S har en udgift til separatkloakering af Aalestrup på ca. 120 mio. kr. ekskl. moms og til refundering af tilslutningsbidrag på ca. 20 mio. kr. ekskl. moms. Dertil kommer grundejernes udgifter på 50-100.000 kr. pr. ejendom.

De samlede omkostninger ved nedsivning anslås at beløbe sig til:

Separatkloakering (af vejvand):	120 mio. kr. ekskl. moms
Refusion af tilslutningsbidrag (forudsat 1000 ejendomme):	20 mio. kr. ekskl. moms
Etablering af nedsivning på egen grund (50.000 kr. pr. ejendom, 1000 ejd.):	50 mio. kr. ekskl. moms

Set fra et økonomisk og samfundsmæssigt synspunkt, sammenholdt med at der til stadighed vil være behov for at etablere et bassin ved Simested å, vurderes det uhensigtsmæssigt at vælge nedsivning som løsningsmodel.

I tillæg til ovenstående skal det bemærkes, at det vurderes tvivlsomt at de store regnvandsmængder, særligt fra midtbyens store befæstede arealer, kan nedsives lokalt.

På baggrund af undersøgelsen af alternative metoder til bortskaffelse af overfladevand vurderes det økonomisk-, afløbsteknisk- og miljømæssigt mest fordelagtigt at separatkloakere Aalestrup og aflede overfladevandet til et bassin ved Simested å.

3.4 Placering

Ud fra de almindelige krav fra recipientmyndighedens side skal der etableres ca. 15.000 m^3 forsinkelsesbassin inden udløb til Simested å, hvilket medfører et arealbehov på ca. 1,5-2 ha. I dimensionering af bassinet er der indregnet en sikkerhed i forhold til de forventede klimaændringer.

Vesthimmerlands Vand har konsulteret natur og vandløbsmyndigheden i Vesthimmerlands kommune. Ifølge naturmyndigheden er der i engen i det pågældende område et areal på ca. 4.500 m^2, som ikke er omfattet af beskyttet natur (§3), hvor det vil være hensigtsmæssigt at etablere bassinet. Ifølge naturmyndigheden kan etablering af et naturnært bassin i dette område medføre en større naturværdi end det nu er tilfældet, idet en sænkning af terrænet kan give større diversitet i plante- og dyrelivet.

3.5 Design af nyt bassin

5.000 m^3 magasinvolumen er ikke tilstrækkeligt i forhold til den almindelige dimensioneringspraksis, som benyttes til recipientbeskyttelse (afløb på 1 l/s/ha og en gentagelse for overbelastning af bassinet hvert 5. år), men vil anslået medføre overløb fem gange årligt. Vesthimmerlands Vand har derfor været i dialog med kommunens vandløbsmyndighed. I samarbejde med vandløbs- og naturmyndigheden er der fremkommet et forslag til bassindesign, hvor der tages udgangspunkt i et forsinkelsesvolumen på de 5.000 m^3.

Etablering af det åbne bassin vurderes at medføre, at terrænet skal sænkes ca. 1-1,25 meter på det meste af arealet. Bassinskråninger vil blive etableret på en måde, således bassinet syner som en naturlig del af området.

Mellem det nuværende bassin og det nye bassin skal der etableres en ny ledning, som passerer gennem den nordligste del af §3-området, væk fra Simested Å. Indløbet til det åbne bassin planlægges ført ud under vandspejlet i en lille sø/vandhul, som etableres i den nordlige ende af bassinet. Vandhullets bund vil blive dækket med grus og sten og skal have funktion som en "stødpude" mod erosion i indløbet. Endvidere vurderes det hensigtsmæssigt at dykke udløbet i forhold til at etablere en stor, åben ledning, hvor områdets dyr kan bosætte sig.

Samtidig vil indløbsledningen være skjult, således det rent visuelt ikke vil syne som et bassin.

Når bassinet bliver fyldt op med regnvand er det hensigten at overløbsvand skal skylle over bassinkant og overrisle området ned mod Simested å. Beregninger viser, at en typisk overløbsvandføring over bassinkanten ligger på gennemsnitligt 350 l/s, mens en gennemsnitlig vandføring i overløb med en gentagelsesperiode på ét år kan beregnes til 580 l/s.

For at undgå erosion af overrislingsområdet etableres der i bassinet en lang overløbskant, således hastigheden hen over kanten reduceres mest muligt. Med en overløbsvandmængde på 580 l/s svarer det ved en kantlængde på 100 m til en hastighed i overløbet på 0,25 m/s og en dybde på 2 cm.

3.6 Genanvendelse af eksisterende bassinanlæg

Det eksisterende bassin genanvendes, således det nye og det eksisterende bassin kommer til at fungere som et samlet bassin. Derfor etableres der en stor forbindelsesledning mellem eksisterende bassin og det nye åbne bassin.

Det eksisterende bassinet har et design, der medfører, at kun ca. 2-300 m^3 kan genanvendes til forsinkelse af regnvand. Dette skyldes, at recipienten har vandspejl omkring kote 12-12,3. Anlægget vil derfor permanent være fyldt op til dette niveau. Modsvarende kan der kun ske opstuvning til et niveau, der svarer til bassinkanten i det nye åbne bassin.

I det eksisterende bassin vil det bassinvolumen som er under kote ca. 12 stå permanent fyldt med vand . Dette volumen udgør ca. 425 m^3 og vurderes at kunne fungere som et effektivt sandfang for det nye bassin. Dermed modvirkes, at det åbne bassin sander til med efterfølgende behov for oprensning.

3.7 Udløb fra bassin

Udløbet fra det nye bassinanlæg planlægges etableret i forbindelse med det eksisterende bassinanlæg, som skitseret på den vedlagte tegning.

Vandbremsen og udløbsbrønd ønskes bibeholdt på den pågældende placering, idet en udløbsbrønd med en vandbremse kræver jævnlige drift- og vedligeholdelsestilsyn.

Udløbsledningen skal etableres i et niveau, således både det nye bassinanlæg og til dels det eksisterende bassin kan tømmes ved gravitation. Den eksisterende ledning ligger for højt i forhold til det nye bassinanlæg, hvorfor den eksisterende udløbsledning skal omlægges.

3.8 Drift og vedligehold

Den regelmæssige drift og vedligehold vil kun skulle foretages i området omkring det eksisterende underjordiske bassinanlæg. Behov for drift og vedligehold i den åbne del af bassinet forventes at være minimal. Såfremt den våde del af bassinet med tiden gror eller sander til, kan der blive behov for at oprensning af den våde del af bassinet.

Såfremt der gives tilladelse til etablering af det planlagte bassin kan det forventes, idet der sker en naturforbedring, at hele området vil ændre status til §3-område. Vesthimmerlands Vand ønsker derfor allerede på nuværende tidspunkt at få en tilladelse til periodisk at vedligeholde bassinet f.eks. hvert 5. år, naturligvis under de vilkår naturmyndigheden, fredningsnævnet eller anden myndighed vil stille.

3.9 Opsummering

Bassinet placeres inden for habitatområde, fredet område og delvis inden for åbeskyttelseslinje og medfører også et midlertidigt forstyrrende indgreb i beskyttet natur.

Modsvarende forbedres vandkvaliteten i Simested å og vandløb/grøft til Simested å, idet udledningen af opspædt spildevand fra Aalestrup elimineres. Endvidere vil etablering af det åbne bassin medføre et mere fugtigt klima for plantelivet, hvilket igen medfører øget biodiversitet og med tiden arter som er karakteristiske for hhv. sø, mose og natureng og ikke blot kulturengsarter, som det p.t. er tilfældet.

På baggrund af nærværende notat vurderes de miljømæssige forbedringer ved projektet langt at overstige de omkostninger, som også er forbundet med projektet.

4 Kontaktpersoner

Såfremt der er spørgsmål eller kommentarer til nærværende notat, kan der rettes henvendelse til følgende:

Vedr. natur:
Per Egge Rasmussen, Vesthimmerlands Kommune, Natur & Miljø, 9966 7109
pra@vesthimmerland.dk

Vedr. vandløb:
Florian Rasmussen, Vesthimmerland Kommune, Natur & Miljø, 9966 7111,
flr@vesthimmerland.dk

Vedr. afløbsteknik og anlæg:
Kim Skals, COWI Aalborg, 4176 7787, kmsk@cowi.dk

Udpegningsgrundlag for habitatområde 30

G

Kode	Udpejningsgrundlag
1013	Kildevælds-vindelsnegl (Vertigo geyeri)
1037	Grøn køllеguldsmed (Ophiogomphus cecilia)
1042	Stor kærguldsmed (Leucorrhina pectoralis)
1096	Bæklampret (Lampetra planeri)
1099	Flodlampret (Lampetra fluviatilis)
1103	Stavsild (Alosa fallax)
1166	Stor vandsalamander (Triturus cristatus cristatus)
1318	Damflagermus (Myotis dasycneme)
1355	Odder (Lutra lutra)
1365	Spættet sæl (Phoca vitulina)
1393	Blank seglmos (Drepanocladus vernicosus)
1528	Gul stenbræk (Saxifraga hirculus)
1140	Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
1150	* Kystlaguner og strandsøer
1160	Større lavvandede bugter og vige
1170	Rev
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde
1220	Flerårig vegetation på stenede strande
1230	Klinter eller klipper ved kysten
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
1330	Strandenge
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden
3140	Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger
3150	Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
3160	Brunvandede søer og vandhuller
3260	Vandløb med vandplanter
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyng
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)
5130	Enekrat på heder, overdrev eller skrænter
6120	* Meget tør overdrevs- eller skrænvegetation på kalkholdigt sand
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokaliteter)

6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse
7140	Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv
7220	* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
7230	Rigkær
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn
9130	Bøgeskove på muldbund
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund
91D0	* Skovbevoksede tørvemoser
91E0	* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Tabel G.1: Udpegningsgrunlag for habitatopråde 30.