

Modellering av dagvattennät utgående från markhöjder

Modeling of storm water network based
on ground level

Erik Ahlin

REFERAT

Modellering av dagvattennät utgående från markhöjder

Erik Ahlin

Enligt Svenskt Vatten ska dagvattensystem vara dimensionerade för att klara ett regn med en återkomsttid på 10 år. För att utvärdera om ett system är rätt dimensionerat kan en dagvattenmodell upprättas. Det är då viktigt att veta vilka nivåer ledningarna har men denna information är bristfällig hos många kommuner. Ledningarna borde dock följa topografin i generella drag och borde därför kunna uppskattas därifrån.

Syftet med denna studie var därför att utveckla en metod för hur vattenledningarnas nivåer kunde ansättas på ett enkelt sätt utifrån marknivån och hur stor betydelse det skulle ha vid dagvattenmodellering. Ett ytterligare syfte var att även bedöma Lidingö stads dagvattensystem, där information om ledningarnas nivåer saknades, utifrån denna metod. För att metoden skulle vara användbar var det också viktigt att den var enkel att applicera även för stora dagvattensystem.

Delar av Sundbybergs dagvattennät i Stockholms län användes för att utveckla metoden. Där var ledningarnas nivåer kända och en analys av detta resulterade i en metod där brunnarnas djup, som styr ledningarnas nivåer, ansattes på 2 m djup. Ett undantag var tvunget att göras vid de fall då ledningarna fick bakfall. Där ansattes ett djup så att ledningen låg horisontellt.

Vid utvärdering av hur stor påverkan ansättningen av djupet hade togs hänsyn till osäkerheten av avrinningskoefficienten genom att använda tre olika scenarier; oförändrad, 30 % lägre samt 30 % högre avrinningskoefficient. För varje brunn vägdes risken för översvämning ihop från resultatet av dessa tre scenarier och sammanställdes med att varje brunns trycknivå fick status över mark, under mark eller osäker. Detta gjordes för både modell med kända och med ansatta nivåer. Statusen för varje brunn jämfördes sedan emellan för att utvärdera hur bra metoden för att ansätta brunnarnas djup var.

Resultatet av studien visar att metoden i stora drag gav samma resultat vad gäller risken för översvämning jämfört med om nivåerna hade varit kända. Avvikelse uppstod främst vid diken men även för enstaka instängda områden och utlopp. För Lidingös dagvattennät hamnade trycknivån för 18 % av brunnarna över marknivån vid ett 10-års regn och ytterligare 16 % var osäkra.

Nyckelord: Dagvatten, Mike Urban, VA, avloppsmodell, avrinningskoefficient

*Institutionen för geovetenskaper; Luft-, vatten-, och landskapslära. Uppsala universitet
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Modeling of storm water network based on ground level

Erik Ahlin

According to The Swedish Water and Wastewater Association (SWWA), a storm water network must be able to handle a rainfall with a return period of 10 years. In order to evaluate whether a drain system is adequately dimensioned, a storm water model can be established. This requires knowledge about the levels at which the conduits are situated, and this information is insufficient in many areas. However, the pipes could largely be assumed to follow the topography and the pipes levels can be estimated from it.

Therefore, the aim of this study was to develop a method for how the level of storm water conduits could be assessed from the ground level, and the significance this method had for storm water modeling. A further aim was also to, according to this method; assess the storm water systems of the Lidingö community, which lacked information on the pipe levels. Furthermore, for the method to be useful it was important to make it easily applicable even to large storm water networks.

The method was developed using parts of the storm water network in Sundbyberg, Stockholm. The levels of the conduits were known beforehand, and an analysis of them resulted in a method where the depth of the manhole, which controls the levels of the conduits, was estimated to 2 m. An exception had to be made when the conduits were in reverse slope, in which cases horizontal slope was assumed.

When evaluating the impact from the depth assessment on the runoff, the uncertainty from the imperviousness was taken into account by using three different scenarios; unchanged, 30% lower and 30% higher imperviousness. The risk of flooding for each one of the manholes was weighted from the results of these three scenarios. This resulted in a pressure level for each manhole, either above ground, below ground or inconclusive. This was done for the model with both known levels for the conduits, and with the assessed levels. In order to evaluate how well the method for applying the depth worked, the status of each manhole was compared between the two models.

The conclusion from this study was that the method developed here, more or less gave the same results as when the levels of the conduits were previously known. Discrepancies arose mainly in ditches, but also for a few landlocked areas and outlets. For the Lidingö storm water network, 18 % of the wells ended up with a pressure level above ground when applied to a rain with a 10 year return period. Another 16 % of the wells were inconclusive.

Keywords: Storm water drain, Mike Urban, sewerage, imperviousness, surface water

Department of Earth Sciences. Program for Air, Water and Landscape Science.

Uppsala University.

Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete om 30 högskolepoäng har genomförts som den avslutande delen på civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på avdelningen VA-teknik på Tyréns i Stockholm under handledning av Hans Hammarlund. Ämnesgranskare har varit Lars-Christer Lundin, professor i hydrologi vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten och landskapslära vid Uppsala Universitet

Jag vill börja med att tacka min handledare Hans Hammarlund för allt stöd och engagemang vid arbetets genomförande och min ämnesgranskare Lars-Christer Lundin för support och värdefulla råd under arbetets gång. Jag vill även rikta ett tack till Lars Marklund för hjälp med delavrinningsområdena i Lidingömodellen. Vidare vill jag tacka Sundbybergs stad och Lidingö stad för tillåtelse att använda dataunderlag. Ytterligare ett tack vill jag rikta till Sten Blomgren på DHI för studentlicensen av modelleringsprogrammet Mike Urban och till Daniel Hjalmers på ESRI för studentlicensen av ArcGIS 10. Till sist vill jag även tacka alla på avdelningen VA-teknik på Tyréns i Stockholm för allt stöd och för en mycket rolig tid tillsammans.

Erik Ahlin

Uppsala, juni 2012

Copyright © Erik Ahlin och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 12 015, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2012.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Modellering av dagvattennät utgående från marknivåer

Erik Ahlin

Runt om i världen pågår en ständig urbanisering vilket påverkar den miljö vi lever i på många olika sätt, inte minst för hur regn- och smältvatten hanteras i stadsmiljöer. Med fler hårdgjorda ytor i form av asfalterade vägar och hustak får vattnet svårare att infiltreras ner i marken till grundvattnet. Regn och smältvatten, som även kallas för dagvatten, tvingas istället rinna längs med markytan. För att undvika översvämningar är det därför viktigt att kontrollerat leda undan dagvattnet.

I städer finns oftast ett dagvattensystem med ledningar och brunnar som har till uppgift att leda undan dagvattnet. Det är viktigt att detta system är dimensionerat för att klara av att leda bort dagvattenflödet även vid stora regn. För att undersöka om ledningsnätet är rätt dimensionerat kan en modell över dagvattensystemet göras med programmet Mike Urban som sen kan räkna ut om det blir översvämning eller inte för olika stora regn. Men för att göra en sådan modell är det viktigt att veta hur djupt under marknivå ledningarna ligger. Tyvärr saknar många kommuner information om detta vilket gör det svårare att göra en sådan modell.

Även om information om ledningarnas djup saknas skulle djupet kunna uppskattas utifrån hur markytan lutar. I detta examensarbete har det undersökts hur ledningarnas djup kan uppskattas på ett rimligt sätt utifrån marknivå och hur stor påverkan det har på resultatet av en dagvattenmodell. Till hjälp har två dagvattenmodeller skapats. En var över delar av Sundbyberg i Stockholms län. I den modellen var ledningarnas djup kända och kunde därför användas för att undersöka hur ledningarna normalt ligger. Dessutom kunde en jämförelse göras av hur likt resultatet blev av en modell med uppskattade djup jämfört med när de verkliga djupen användes.

Den andra modellen som skapades var över hela Lidingö stad, som också ligger i Stockholms län. Där saknades information om ledningarnas verkliga djup. Modellen användes för att bedöma om det fanns några områden som verkade vara underdimensionerade och riskerade översvämning vid kraftiga regn. Modellen var betydligt större än modellen för Sundbyberg och användes även för att se hur enkelt det var att uppskatta djupet för så många ledningar. För att metoden skulle vara användbar var det viktigt att den kunde användas för stora områden.

Sundbybergsmodellen visade att ett rimligt djup på ledningarna var 2 m under marknivå. Att ansätta alla ledningar på 2 m under mark skulle tyvärr inte fungera så bra eftersom markytan ibland blir högre. Om de ledningarna då skulle ligga 2 m under mark skulle ledningarna luta åt fel håll och vattnet skulle inte kunna rinna vidare. Därför ändrades alla ledningar som fick en negativ lutning till att ligga på ett djup som gjorde att ledningen låg horisontellt.

Även om nivåerna är kända finns andra osäkerheter i modellen. I examensarbetet undersöktes därför med en så kallad känslighetsanalys hur stor påverkan av modellen nivåerna hade i jämförelse med två andra parametrar. Den ena var osäkerheten i andelen hårdgjord yta och den andra var ledningarnas råhet, det vill säga friktionen i ledningarna. Av dessa tre parametrar visade det sig att osäkerheten i andel hårdgjord yta påverkade modellen mest.

För att undersöka hur bra denna uppskattning av ledningarnas djup blev jämfördes risk för översvämning i varje brunn med en modell där de verkliga nivåerna användes. Vid bedömningen av översvämningsrisken i varje brunn togs hänsyn till osäkerheten som andelen hårdgjorda ytor gav.

Resultatet av studien visar att en uppskattning av ledningarnas nivåer kan göras relativt enkel utan att påverka resultaten om risken för översvämningar, bortsett från diken där uppskattningen av djupet hade en större påverkan. För modellen över Lidingö gick det att med en framarbetat arbetsrutin tilldela ledningarnas djup trots modellens storlek. Den arbetsinsatsen var betydligt mindre än att bygga upp modellen.

DEFINITIONER

Avrinningskoefficient	Ett mått på andelen av avrinningsområdet som kan bidra till avrinningen.
Avrinningsområde	Ett område som har en gemensam punkt dit vatten rinner på marken eller genom ledningar.
Bakfall	En ledning som lutar så att vattnet inte naturligt rinner mot utloppet utan åt motsatta hållet.
CDS-regn	Ett statistiskt typregn med varierande intensiteter för olika återkomsttider.
Dagvatten	Regn- och smältvatten som rinner av på markytan.
Ledningshjäss	Taket på ledningens insida.
Instängda områden	Ett område som inte har något naturligt utlopp så att vattnet inte kan rinna vidare.
Lockhöjd	Höjdnivån på en brunn vid markytan. Anges till exempel i m över havet.
Lågpunkt	Lägsta punkten inom ett instängt område.
MOUSE	Modelleringsmotor för att modellera flöden och tryck i ett dagvattensystem.
Noder	Punkter i Mike Urban som sitter i ändarna av ledningar och diken och binder ihop systemet. Den vanligaste noden är brunnar men kan även vara magasin, utlopp eller knutpunkter mellan diken.
Rinntid	Den maximala tid det tar för regn som faller inom ett avrinningsområde att rinna till områdets utlopp.
Råhet	Ett mått på en ytas skrovlighet vilket bestämmer hur stor friktionen blir.
Spillvatten	Förorenat vatten från främst hushåll och industrier.
Status	I studien tilldelades brunnarna status över marknivå, under marknivå eller osäker beroende på hur trycknivån såg ut.
Trycknivå	Den nivå som en fri vattenyta kan stiga till.
Vattengång	Ledningarnas inre bottennivå. Det är alltså den lägsta nivå vattnet kan rinna på i en ledning.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Referat	i
Abstract.....	ii
Förord	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning.....	iv
Definitioner.....	vi
1 Inledning.....	1
1.1 Syfte.....	2
1.2 Avgränsning.....	2
2 Bakgrund och teori	3
2.1 Avloppsvatten	3
2.1.1 Dagvatten.....	3
2.1.2 Spillvatten.....	3
2.1.3 Dräneringsvatten.....	3
2.2 Avloppssystem.....	4
2.2.1 Separerade system	4
2.2.2 Kombinerade system	5
2.3 Nederbörd	5
2.4 Avrinning	6
2.4.1 Avrinningskoefficient.....	6
2.4.2 Rinntid	7
2.4.3 Rationella metoden	7
2.4.4 Tid-area-metoden.....	8
2.5 Trycklinje.....	8
2.5.1 Ledningsråhet	9
2.6 Dimensionering.....	9
2.7 Mike Urban	10
3 Material.....	13
3.1 Sundbybergsmodellen.....	13
3.1.1 Avrinningsområden	13
3.1.2 Ledningar och brunnar.....	14
3.1.3 Brunnarnas nivåer.....	15
3.1.4 Vattennivå vid utlopp	15
3.1.5 Ledningarnas riktning.....	15
3.1.6 Delavrinningsområden och avrinningskoefficienter	16
3.1.7 Modellens utseende	16
3.2 Lidingömodellen.....	17
3.2.1 Ledningar och brunnar.....	17
3.2.2 Tunnlar, dammar och pumpar	18
3.2.3 Vattennivå vid utlopp	18
3.2.4 Ledningarnas riktning.....	18
3.2.5 Delavrinningsområden och avrinningskoefficienter	19
3.2.6 Modellens utseende	20

3.3	Nederbördsdata	21
4	Metod.....	23
4.1	Ansättningsmetod	23
4.1.1	Sundbybergs brunnar	23
4.1.2	Ansätta brunnsdjup	23
4.2	Känslighetsanalys	25
4.2.1	Scenario A – Konstant djup.....	25
4.2.2	Scenario B – Avrinningskoefficient	25
4.2.3	Scenario C - Råhet.....	26
4.3	Utvärdering av översvänningsosäkerhet.....	26
4.4	Utvärdering av Lidingömodellen.....	27
4.4.1	Ansättning av A200.....	27
4.4.2	Ansättning av dikenans nivåer.....	28
4.4.3	Översvänningsrisker	29
5	Resultat.....	31
5.1	Ansättningsmetod	31
5.2	Känslighetsanalys	33
5.3	Utvärdering av översvänningsosäkerhet.....	35
5.4	Utvärdering av Lidingömodellen.....	37
5.4.1	Ledningarnas nivåer	37
5.4.2	Översvänningsrisker	38
6	Diskussion	41
6.1	Brunnsdjup.....	41
6.2	Ansättningsmetod	41
6.3	Känslighetsanalys	42
6.4	Utvärdering av översvänningsosäkerhet.....	43
6.4.1	Dike	44
6.4.2	Lågpunkt.....	44
6.4.3	Utlopp.....	45
6.4.4	Utvärdering med andra A-scenarier	45
6.5	Utvärdering av Lidingömodellen.....	45
6.5.1	Likheter mellan modellerna.....	45
6.5.2	Ansättning av ledningsnivåer	46
6.5.3	Översvänningsrisker	46
6.6	Vidare studier.....	47
7	Slutsats.....	49
8	Referenser.....	51
8.1	Skriftliga referenser	51
8.2	Personlig kommunikation	52
	Bilaga I – Ledningsdata för Lidingömodellen.....	53
	Bilaga II – Brunnarnas status i Lidingömodellen.....	55

1 INLEDNING

Dagens ständigt pågående urbanisering påverkar utöver många andra företeelser även städernas hydrologi. Med växande städer ökar andelen hårdgjorda ytor i form av främst asfalterade ytor och hustak, vilket gör det svårare för nederbörd och smältvatten att infiltrera i marken. Istället ökar avrinningen på markytan mot lågpunkter i topografin. Urbaniserade områden kan ge 2-8 gånger högre flödestoppar jämfört med om motsvarande område hade varit naturmark (Anderson, 1970). Dessutom kan flödestoppar komma 10 gånger snabbare och den totala avrunna volymen kan bli mer än dubbelt så stor (Kuprianov, 1977). För att kontrollerat leda undan dagvattnet och undvika översvämningar i lågpunkter finns avloppssystem vid urbana områden.

Ett avloppssystem har som huvuduppgift att upprätthålla en god miljö och goda hygieniska förhållanden inom avloppssystemets avrinningsområde. För dagvattensystem preciseras denna uppgift så att systemet ska avvattna hårdgjorda ytor på sådant sätt att risk för besvärande dämning minimeras och att dagvatten från hårt smutsade ytor renas innan det når känsliga recipienter (Svenskt Vatten, 2004). Tidigare har funktionskraven mest handlat om att själva dimensioneringen av nya ledningar skulle klara av att avleda olika dimensionerande flöden. På senare år har dock kraven förändrats till att även redan befintliga ledningar ska klara av kraven (Svenskt Vatten, 2004).

För att funktionskraven ska uppfyllas är det viktigt att ha kunskap om dagvattensystemens hydrologi. Med den pågående urbaniseringen blir också ledningssystemen större och mer komplexa. Därför lämpar sig hydrauliska beräkningar bättre i datormodeller än för hand (Häggström, 2006). Idag sker noggrannare analyser nästan uteslutande i modelleringsprogram som både hanterar avrinning till brunnarna och systemets hydrauliska förlopp (Svenskt Vatten, 2004). På marknaden finns många olika program att använda till avloppssystem. Mike Urban är ett av de mer avancerade programmen och passar bra till stora och komplexa system (Frimodt, 2008).

Oavsett hur avancerad och noggrann en modellering görs är resultatets kvalitet beroende av tillgänglig indata. Trots goda ansträngningar hos ansvariga myndigheter finns ofta viss osäkerhet kring ledningssystemens utformning (Shaw m.fl., 2011). En viktig del av dokumentationen av ledningssystemets utformning som saknas hos flera svenska kommuner är dagvattenledningarnas nivåer. Ledningarnas nivåer ger information om hur ledningarna lutar, vilket är en central del i modelleringen av dagvattensystemets hydrologiska status. Ledningsnivån kan självklart avvägas men detta är ett omfattande och tidskrävande arbete. Det är därför intressant att utreda om det går att uppskatta brunnarnas bottennivåer.

I stora drag kan det antas att ledningarna följer markens topografi. Lantmäteriet har fått i uppdrag av regeringen att ta fram en ny höjdmodell över Sverige. Noggrannheten i höjddata på plana hårdgjorda ytor är normalt runt 0,1 m med en upplösning på 0,5-1 punkt per kvadratmeter (Lantmäteriet, 2012). Om brunnarnas bottennivå skulle kunna

ansättas utifrån denna höjdmodell skulle områden som saknar denna information kunna undersökas utan omfattande avvägningar av nivåerna.

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att utifrån marknivå utveckla en enkel metod att ansätta dagvattenledningarnas nivåer och undersöka hur stor betydelse det har vid dagvattenmodellering samt att utifrån denna metod bedöma översvämningsrisker i Lidingö stads dagvattensystem. För att uppfylla syftet sattes följande frågeställningar upp:

- Hur ser en lämplig arbetsmetod ut?
- Hur korrekt blir en dagvattenmodell där ledningarnas nivå sätts utifrån topografin jämfört med en modell baserad på ledningarnas verkliga nivåer?
- Hur viktiga är nivåer som parameter jämfört med andra parametrar?
- Är arbetsmetoden effektiv för att ansätta brunnarnas bottennivåer för ett större urbant område som Lidingö?
- Hur träffsäker är denna metod för att utpeka känsliga områden för översvämnningar?

1.2 AVGRÄNSNING

Denna studie har begränsats till att endast studera nivåerna hos ledningar och brunnar i dagvattensystem. Studien avgränsas också till att endast studera risken för översvämnning och tar inte någon ställning till översvämnningarnas storlek.

2 BAKGRUND OCH TEORI

2.1 AVLOPPSVATTEN

Avloppsvatten består av dagvatten, spillvatten och dräneringsvatten som behöver avledas från ett samhälle.

2.1.1 Dagvatten

Med dagvatten menas den avrinning som sker vid nederbörd och snösmältning i urbana miljöer (Svenskt Vatten, 2004). En del av vattnet infiltreras i marken, fastnar i håligheter eller avdunstar, men stora delar tas omhand genom dagvattenledningar som leder bort vattnet från de urbana miljöerna. Andelen som hamnar i dagvattensystem beror på nederbördens intensitet och varaktighet, marktypens infiltrationsförmåga och råhet, topografin och avrinningsområdets utformning. De största dagvattenflödena kommer oftast från de kraftiga och kortvariga regn som sker under sommaren (Svenskt Vatten, 2011). Avrinning sker också från snösmältning men den är generellt betydligt lägre än sommarregnen (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

Sedan det började anläggas separata ledningar för dagvatten har föroreningshalterna uppmärksammats mer (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Dagvattnet har förhöjda halter av bly, zink, föroreningar av organiskt material (COD), kväve och fosfor. Halter av COD, bly och zink är i samma storleksordning som i spillvatten efter rening medan halterna av kväve och fosfor är betydligt lägre (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

2.1.2 Spillvatten

Spillvatten brukar delas upp i kommunalt spillvatten och industriellt avloppsvatten. Det kommunala spillvattnet, även kallat kloakvatten, kommer främst från diskvatten, tvättvatten och spolvatten från fastigheter så som hushåll, kontor, affärer, skolor och sjukhus. Ungefär 90-95 % av vattenförbrukningen i fastigheter blir kommunalt spillvatten (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Den vattenförbrukning som inte går till spillvatten går till exempel till bevattning som sedan infiltreras i marken eller avdunstar. Eftersom en så stor andel av vattenförbrukningen går till kommunalt spillvatten kan flödet antas följa våra förbrukningsmönster. I stora system utjämnas flödet på grund av magasinering i ledningarna, vilket ger ett mer konstant flöde till reningsverken (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

Industriellt avloppsvatten är sådant vatten som används till industriell produktion. Mängden och kvaliteten på vattnet varierar i hög grad för olika industrier. Detta medför att det är svårare att generalisera det industriella avloppsvattnets flöde (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

2.1.3 Dräneringsvatten

Med dräneringsvatten avses det grundvatten som infiltreras i ledningar genom fogar, rörväggar och dräneringsledningar kopplade till avloppsnätet. Den mängd vatten som infiltreras beror på många faktorer och är svår att uppskatta. Några viktiga faktorer är

rörtyp, fogmetod, jordart och grundvattennivå (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Med tiden påverkas också ledningarna av rörelse i marken beroende på bland annat belastning av vägar, trädrötter och större stenar. Detta kan medföra sprickor i ledningarna och förskjutningar i fogskarvar där sedan dräneringsvatten kan infiltreras (Hammarlund 2012, muntligen).

I möjligaste mån kopplas dräneringsledningar till dagvattennätet men av praktiska och tekniska skäl, då till exempel fallhöjden blir för liten, kopplas de ofta till spillvattennätet. Materialet kring dräneringsledningarna, till exempel sand, har ofta hög infiltrationsförmåga. Detta medför att då trycket är högt i ledningarna kan vatten tryckas ut från dagvattensystemet till marken (Hammarlund 2012, muntligen).

2.2 AVLOPPSSYSTEM

Avloppssystemets uppgift är att leda bort spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten. I Sverige görs detta genom antingen separerade system eller kombinerade system. Gemensamt för dem båda är att de är uppbyggda av ett nät med ledningar och brunnar. Ledningarna delas ofta upp i huvud-, servis- och tryckledningar. Huvudledningar är de som bygger upp stommen i nätet medan servisledningar används för att koppla på fastigheter på huvudledningarna. Tryckledningar används i de fall då avloppsvattnet behöver pumpas. I änden av varje ledning finns oftast någon typ av brunn. De vanligaste är tillsynsbrunnar, rensbrunnar och nedstigningsbrunnar samt rännstensbrunnar för dagvatten. Utöver detta finns många andra komponenter i ett avloppssystem som har viktiga funktioner men som inte är så många till antalet. Några exempel är pumpstationer, bräddavlopp, tunnlar och dammar.

2.2.1 Separerade system

Med separerade system menas ett avloppssystem som inte blandar spill-, dag- och dräneringsvatten i samma ledning. Det finns ett flertal olika varianter av dessa system. Det vanligaste är det så kallade duplikatsystemet, där dagvatten och spillvatten avleds i två separata ledningar. Dagvatten från fastigheter kopplas direkt till dagvattenledningen. Dräneringsvatten avleds i första hand genom dagvattennätet men kan även vara kopplat till spillvattennätet (Svenskt Vatten, 2004). För att dränera lågpunkter kan dräneringen anslutas till den lägst liggande ledningen (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

En annan variant är separatsystem. Även här hanteras spillvatten i en egen ledning. Dagvatten leds undan genom diken eller infiltreras i marken med så kallat Lokalt Omhändertagande av Dagvatten (LOD) (Svenskt Vatten, 2004). Dräneringsvattnet kan vara kopplat både till spillvattennätet och till diken. Detta system kan ses som föregångaren till duplikatsystem och är vanligast i mindre tätorter och på enskilda gårdar (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

Även halvseparerat system förekommer. Med ett sådant system finns både spill- och dagvattenledningar, men en del dagvatten är medvetet eller omedvetet kopplat till spillvattenledningarna. Exempelvis kan vägar vara kopplade till dagvattenledningarna

medan stuprännor och husdränering har kopplats till spillvattenledningarna. Anledningen till detta kan vara att dagvattenledningarna har installerats i efterhand och att servisledningar inte har dragits från fastigheterna. Sådana system kan förekomma i områden som förbereds för en övergång från kombinerade system till duplikatsystem (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

2.2.2 Kombinerade system

I kombinerade system avleds dag-, spill- och dräneringsvatten i samma ledning. Eftersom det tidigare inte fanns krav på rening av avloppsvatten var kombinerade system de vanligaste avloppssystemen i Sverige fram till 1960-talet. (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995)

Då dimensioneringen skall klara av både spillvatten och dagvatten från intensiva regn blir flödet litet jämfört med ledningarnas kapacitet. Detta medför att risken för sedimentation och driftstörningar ökar. Dessutom blir spillvattnet utspätt vilket försvårar reningsprocesserna (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Det allvarligaste problemet med kombinerade system anses dock vara källaröversvämningar (Svenskt Vatten, 2004).

2.3 NEDERBÖRD

Vid modellering av dagvattennät finns framförallt tre olika typer av nederbördsdata att använda. Beroende på ändamål kan typregn, utvalda enstaka regnhändelser eller kontinuerliga sammanhängande regnserier användas. För dimensionering av dagvattenledningar är det viktigt att använda ett sådant regn som motsvarar den maximala nederbörd som ett system ska klara av. För sådana tillfällen används typregn, vilka är konstruerade utifrån nederbördsstatistik.

Det enklaste typregnet kallas för blockregn vilket har en konstant intensitet med en given varaktighet och återkomsttid. Med återkomsttid menas den tid det tar statistiskt sett innan ett specifikt blockregn återkommer. Intensivare regn har längre återkomsttid (Lyngfelt, 1981). För en del större städer med långa nederbördsserier finns intensitetsvaraktighetskurvor framtagna (Svenskt Vatten, 2004). I de fallen kan varaktighet och intensitet lätt läsas ut för olika återkomsttider. Om sådana kurvor saknas kan Dahlströms (2010) samband mellan intensitet, varaktighet och återkomsttid, som gäller för hela Sverige, användas.

Ofta används blockregn med en varaktighet på 10 minuter vid dimensionering av ledningar (Hammarlund 2012, muntligen). Det är dock svårt att avgöra vilken varaktighet som ger störst risk för översvämning. Dagvattnets uppehållstid i systemet varierar nämligen kraftigt med till exempel systemets storlek, pumpar och magasin och liknande. Ofta är korta intensiva regn begränsande i de övre delarna av systemet som reagerar snabbt på nederbörden, medan de nedre delarna begränsas mer av ihållande regn (Svenskt Vatten, 2011).

För att undersöka risken för översvämningar i ett dagvattensystem är det därför mer passande att använda sig av ett typregn som innehåller olika intensiteter. Ett sådant är

Chicago Design Storm (CDS). Ett CDS-regn är uppbyggt av flera blockregn med olika varaktigheter där det mest intensiva blockregnet är placerat i mitten av regnet (Svenskt Vatten, 2011). Typregnet får då ett utseende som påminner mer om ett verkligt regn än vad ett blockregn gör.

2.4 AVRINNING

I ett dagvattensystem har varje brunn ett eget avrinningsområde. Den volym nederbörd som faller över avrinningsområdet är inte densamma som når brunnarna. Både volymen vatten och tidpunkten påverkas av markens egenskaper. Två centrala begrepp som påverkar detta är avrinningskoefficienter och rinntid. Dessa begrepp används i olika metoder för att beräkna avrinningen till brunnarna. Här presenteras två metoder: Rationella metoden och tid-area-metoden.

2.4.1 Avrinningskoefficient

Den andel av ett avrinningsområde som kan bidra till avrinning bestäms med en avrinningskoefficient (Svenskt Vatten, 2004). Avrinningskoefficienter har en hög osäkerhetsfaktor vid modellering av dagvatten. Vid framtagning av avrinningskoefficienter är det flera faktorer som måste tas hänsyn till. Förutom markens infiltrationsförmåga påverkar även markens lutning, regnintensiteten och områdets storlek avrinningskoefficienten (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Dessutom förändras avrinningskoefficienten med årstiderna då bland annat vegetationen varierar eller marken blir frusen och infiltrationsförmågan minskar (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

Vid praktisk användning av avrinningskoefficienter är det svårt att ta hänsyn till alla faktorer, därför används schablonvärden. Svenskt Vatten (2004) har tabellerat typiska avrinningskoefficienter dels för olika yttyper, dels för bebyggelsestyp, se tabell 1 och 2.

För en noggrann uppskattning av ett områdes avrinningskoefficient kan tabell 1 användas. Den kräver dock att markanvändningen är väl dokumenterad i tillgängligt dataunderlag.

Tabell 1. Avrinningskoefficienter för olika yttyper. Källa: Svenskt Vatten (2004)

Typ av yta	Avrinningskoefficient
Tak	0,9
Betong- och asfaltyta, berg i dagen i stark lutning	0,8
Stensatt yta med grusfogar	0,7
Grusväg, starkt lutande bergigt parkområde utan nämnvärd vegetation	0,4
Berg i dagen i inte alltför stark lutning	0,3
Grusplan och grusad gång, obebyggd kvartersmark	0,2
Park med rik vegetation samt kuperad bergig skogsmark	0,1
Odlad mark, gräsyta, ängsmark m.m.	0-0,1
Flack tätbevuxen skogsmark	0-0,1

När varje yta i ett avrinningsområde har tilldelats en avrinningskoefficient kan avrinningsområdets sammanvägda avrinningskoefficient beräknas enligt ekvation 1.

$$\varphi_{tot} = \frac{\sum_1^N A_i \times \varphi_i}{\sum_1^N A_i} \quad (1)$$

där A_i = Area för område i [m²]
 φ_i = Avrinningskoefficient för område i [-]
 φ_{tot} = Sammanvägd avrinningskoefficient för alla områden [-]

Vid överslagsberäkningar eller då tillgängligt dataunderlag är bristfälligt kan avrinningskoefficienten baseras på vilken typ av bebyggelse avrinningsområdet består av, se tabell 2.

Tabell 2. Sammanvägda avrinningskoefficienter för olika bebyggda områdestyper. Källa: Svenskt Vatten (2004)

Bebyggelsestyp	Avrinningskoefficient	
	Flackt	Kuperat
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation	0,7	0,9
Slutet byggnadssätt med planterade gårdar, industri- och skolområden	0,5	0,7
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,4	0,6
Radhus, kedjehus	0,4	0,6
Villor, tomter <1000m ²	0,25	0,35
Villor, tomter >1000m ²	0,15	0,25

2.4.2 Rinntid

Rinntid, även kallad koncentrationstid, är den maximala tid det tar för nederbörd som faller över ett avrinningsområde att rinna till den punkt dit hela avrinningsområdets dagvatten avleds (Svenskt Vatten, 2004). Tiden det tar beror på avståndet som vattnet ska rinna samt vilken hastighet vattnet rinner med. För områden med likartad markanvändning är det tämligen enkelt att uppskatta rinntiden men för områden med olika egenskaper är det svårare. För dessa finns empiriska samband att använda (Svenskt Vatten, 2004).

2.4.3 Rationella metoden

Rationella metoden är en metod för att beräkna avrinningen till en punkt och som lämpar sig för handräkning. Den ska främst användas för överslagsberäkning eller rimlighetsbedömning av mer avancerade beräkningar. Metoden begränsas av vissa villkor. Den bör inte användas för dagvattensystem som är större än 50 ha (Jones, 1997). Området bör dessutom vara relativt rektangulärt med jämt fördelade avrinningskoefficienter över området samt en rinntid som inte varierar allt för mycket mellan delområden (Svenskt Vatten, 2004).

2.4.4 Tid-area-metoden

Tid-area-metoden är en mer avancerad metod för att beräkna avrinningen. Den bygger på att andelen av avrinningsområdet som bidrar till avrinning i en punkt inte är konstant. I början är det endast de närmaste delarna som bidrar eftersom områdena längre bort har en längre rinntid. Först när nederbörden har pågått under en viss tid bidrar hela systemet till avrinningen. (Svenskt Vatten, 2004).

Detta kan visas grafiskt med en kurva mellan tid och deltagande area. Området delas upp i delområden där en tid-area-kurva upprättas för varje delområde med rationella metoden. Från varje delområde bestäms en rinntid till den punkt dit hela avrinningsområdet rinner. Sedan ritas alla kurvor in i samma graf med rinntidens avstånd från origo. Genom att summera den deltagande arean från de olika delområdena för varje tidpunkt fås den sammanlagda arean som bidrar till avrinning vid olika tidpunkter. Med ett dimensionerande regn kopplat till hela avrinningsområdet kan sedan det dimensionerande flödet beräknas.

2.5 TRYCKLINJE

Trycklinjen i ett ledningssystem är den nivå som en fri vattenyta stiger till (Svenskt vatten, 2004). Då trycknivån ligger över hjässan på en ledning kommer vattnet stiga till den nivå vid en anslutande brunn. Om trycknivån ligger ovanför marknivå vid en brunn kommer därför vatten att tryckas upp ur brunnen och ge marköversvämning. För att undvika marköversvämningar är det därför viktigt att undersöka trycklinjens nivåer i ett ledningssystem.

Lutningen på trycklinjen beror av de friktionsförluster som sker längs med ledningen (DHI, 2011b). Friktionen gör att en del av den mekaniska energin som kommer från lägesenergin och kinetiska energin övergår till värmeenergi (Häggström, 2006). Vid dimensionering eftersträvas att ledningens lutning är minst lika stor som trycklinjens lutning. Friktionsförlusten kan beräknas på flera olika sätt. De tre vanligaste är Darcy-Weissbachs ekvation, Chezys formel och Mannings formel.

Darcy-Weissbachs ekvation har utvecklats utifrån Chezys formel och anses vara noggrannare än de andra (Häggström, 2006). Dessutom använder den sig av samma mått på råhet som i Svenskt Vattens (2004) publikation P90. Råhet är ett mått på ytans ojämnheter och mäts i råhetsgrad, k , med enhet mm och den påverkar friktionskoefficienten, f , i Darcy Weissbachs ekvation. Darcy Weissbachs visas i ekvation 2.

$$h_f = f \times \frac{L}{D} \times \frac{v^2}{2g} \quad (2)$$

där

- h_f = friktionsförlust [m]
- f = friktionskoefficient [-]
- L = ledningslängd [m]
- D = ledningens inre diameter [m]
- v = vattenhastigheten [m/s]
- g = jordaccelerationen [m/s²]

Friktionskoefficienten bestäms dels genom Reynolds tal, Re , dels genom den relativa råheten, k/D , där k är råhetsgraden och D ledningens inre diameter. (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Friktionskoefficienten kan bestämmas med hjälp av Colebrooks ekvation. Om ledningens diameter, råhet och flöde är känt kan olika Colebrooks-diagram användas för att läsa av friktionsförlusten per längdenehet (Häggström, 2006). Colebrook-diagramet är därför mycket användbart vid dimensionering då trycklinjens lutning kan läsas direkt ur diagrammet och på så sätt kan ledningens lutning bestämmas.

Både Chezys och Mannings formel passar bättre för kanalströmning då de har en enklare uppbyggnad och är lättare att använda för varierande vattendjup och strömningstvärsnitt. De är även begränsade till att endast hantera hydrauliskt rå strömning (Häggström, 2006). Med hydrauliskt rå strömning menas att turbulensen är så kraftig att det laminära underskikt, som annars täcker råheten i ledningarnas väggar, blir mycket tunt och friktionsfaktorn beror då enbart av den relativa råheten (Häggström, 2006).

2.5.1 Ledningsråhet

En av de största osäkerheterna vid hydraulisk beräkning är ledningens råhetsgrad (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Vid dimensionering av ledningssystem rekommenderas en råhetsgrad på 1 mm för ledningar av betong, gjutjärn och stål och 0,2 mm för plastledningar (Svenskt vatten, 2004). Vattenföringen sliter på ledningarna med tiden vilket får råhetsgraden att öka (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). För ledningar med en dimension mellan 225–600 mm har fogförskjutningar vid kopplingen mellan rören en stor betydelse för råhetsgraden. Om fogförskjutningen i snitt är 10–13 mm ökar råhetsgraden med 0,3 mm och ett snitt på fogförskjutningar över 40 mm ger en ökning på 6 mm. Dessutom ger sedimentation i ledningarna ett ökat k -värde. För ledningar med måttliga defekter är det därför inte ovanligt med råhetsgrader upp mot 3–6 mm (Svenskt vatten, 2004).

2.6 DIMENSIONERING

Att dimensionera ett ledningssystem som inte kan översvämmas skulle vara omöjligt då det inte finns någon begränsning i hur stort ett regn kan vara. Därför måste en avvägning göras av hur mycket dagvattensystemet ska klara av. Dagvattensystemets dimensionering grundar sig därför på en ekonomisk, praktisk och teknisk avvägning (Hammarlund 2012, muntligen). Det regn med viss återkomsttid som ger en översvämning med kostnader, som kan jämföras med kostnaden för anläggning, drift och underhåll, bör användas som det dimensionerande regnet. I praktiken är det dock svårt att värdera och jämföra dessa kostnader (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995). Svenskt Vatten (2004) har istället satt upp två funktionskrav för dagvattensystem som skall uppfyllas:

- ”Avvattning från hårdgjorda ytor och andra ytor skall ske så att risken för besvärande dämning minimeras”
- ”Dagvatten från hårt smutsade hårdgjorda ytor såsom trafikleder, starkt trafikerade centrumområden och industriområden kan behöva genomgå rening före utsläpp till känsliga recipienter”

Om ett ledningssystem dimensioneras så att ledningarna går fulla vid ett regn med återkomsttider enligt tabell 3 skall dessa funktionskrav normalt uppfyllas (Svenskt Vatten, 2004).

Tabell 3. Återkomsttider för regn vid dimensionering av avloppssystem. Källa: Svenskt Vatten (2004)

Typ av område	Dimensionering för fylld ledning		Återkomsttid för trycklinje	
	Dagvattenledning	Kombinerad ledning	Marknivå för dagvattenledning	Källarnivå för kombinerad ledning
Ej instängt område utanför citybebyggelse	1 år	5 år	10 år	10 år
Ej instängt område inom citybebyggelse	2 år	5 år	10 år	10 år
Instängt område utanför citybebyggelse	5 år	10 år	10 år	10 år
Instängt område inom citybebyggelse	10 år	10 år	10 år	10 år

Gemensamt för alla bebyggda områden är alltså att dagvattenledningarna ska klara av att leda bort ett 10-årsregn utan att trycknivån når marknivå.

Ledningarna ska normalt också vara självrensande. För detta krävs att skjuvspänningen mellan vattnet och ledningens botten inte är för liten. Vid för låg skjuvspänning är det risk att föroreningar avlagras i ledningarna och därmed minskar deras kapacitet. Vidare måste också hänsyn tas till vattenhastigheten i ledningarna. Vid för höga vattenhastigheter ökar risken för erosion i ledningarna.

För att uppfylla dessa kriterier måste material, dimension och lutning anpassas så att ledningarna kan släppa igenom ett dimensionerande flöde.

2.7 MIKE URBAN

Mike Urban är ett GIS-baserat program utvecklat av DHI (Dansk Hydraulisk Institut) för att modellera både dricksvattennät och avloppssystem. Användningen av Mike Urban kan bland annat ge underlag för återkomsttiden av översvämningar för olika delar av ett avloppssystem, varför översvämningarna sker och vilka åtgärder som skulle kunna minska risken för översvämningar (DHI, 2011c).

För modellering av avloppssystem finns möjligheten att använda antingen modelleringsmotorn MOUSE (Modell Of Urban Sewers) eller SWMM (Storm Water Management Model) (DHI, 2011d). I studien användes enbart MOUSE.

Modelleringsmotorn MOUSE är ett kraftigt verktyg för att modellera avloppssystem. Motorn modellerar hydraulik för både öppna och slutna ledningar och kan även modellera sedimenttransport från urbana dräneringssystem och vattenkvalitet (DHI, 2011c). Motorn har en styrka i att kunna hantera avloppssystem med fria vattenytor, flöden under tryck, diken och ledningar med valfri profil. Dessutom kan den hantera andra konstruktioner som påverkar systemet så som pumpar, dammar och andra öppningar som reglerar flödet (DHI, 2011d). För att kunna beräkna flöden och tryck i sådana komplexa system använder sig MOUSE av Saint Venant ekvationen, som bygger på bevarande av massa och impuls. Ekvationen är en icke-linjär, hyperbolisk partial differentialekvation som i de flesta fall måste lösas numeriskt (DHI, 2011b).

3 MATERIAL

Till undersökningen upprättades två dagvattenmodeller i Mike Urban, Sundbybergsmodellen och Lidingömodellen. Sundbybergsmodellen användes för att utveckla en ansättningsmetod för brunnarnas bottennivå, som sedan skulle kunna appliceras på Lidingömodellen.

3.1 SUNDBYBERGSMODELLEN

En dagvattenmodell med kända nivåer på brunnarna upprättades över delar av Sundbyberg stad som ligger i Stockholms län. Modellen användes för att undersöka hur en modell påverkas av ansatta brunnar jämfört med de verkliga djupen på brunnarna.

Dataunderlaget till modellen vad gäller ledningsdata och infrastruktur erhöles från Sundbyberg stad. Utöver det användes höjddata från Lantmäteriets nya nationella höjddata som bearbetats av Tyréns. Nivåerna i höjdsystemet var angivna i referenssystemet RH00.

3.1.1 Avrinningsområden

För dagvattenmodellen i Sundbyberg användes tre olika avrinningsområden, se figur 1. Ett av dem låg i området Ursvik där markanvändningen var uppdelad på ett område med villor och ett med skog och öppen mark. De två andra var mindre system och låg bredvid varandra i området Lilla Alby och markanvändningen där bestod främst av flerbostadshus.

Urvalet av dessa avrinningsområden baserades på fyra tydliga kriterier. För det första behövdes information om brunnarnas djup. I underlaget från Sundbyberg stad fanns sådan information för ungefär hälften av ledningarna, koncentrerade till vissa områden. Tillgången på data för de utvalda områdena ansågs vara god trots att djupen saknades för enstaka ledningar. För det andra skulle systemen ha separerade system med rena dagvattenledningar. Stora delar av Sundbyberg har detta, men Sundbyberg centrum har kombinerade system och uteslöts därför. Även vissa delar av områdena Duvbo och Hästhagen hade kombinerade ledningar och uteslöts också. För det tredje skulle systemen vara väl avgränsade. Med det menas att diken eller ledningar nedströms inte skulle kunna påverka systemet uppströms. För det fjärde behövdes information om ledningarnas dimensioner. Detta fanns för hela Sundbyberg bortsett från enstaka ledningar och ansågs inte vara någon begränsning i urvalet. Utöver detta var det önskvärt med varierande markanvändning och topografi. De valda områdena hade något olika markanvändning medan topografin var relativt lika.



Figur 1. Valda avrinningsområden i Sundbyberg. Område 1 och 2 ligger i Lilla Alby och område 3 i Ursvik.

3.1.2 Ledningar och brunnar

Utgångspunkten för modellen var de ledningar som i dataunderlaget benämndes huvudledning samt alla brunnar relaterade till dagvatten. Vissa ledningar och brunnar var inte helt sammanhängande. För att få modellen komplett gjordes därför vissa modifieringar av urvalet:

- Ledningar som ej var sammankopplade med övriga ledningar togs bort.
- Mindre ledningar som i ena ändpunkten saknade brunn, som saknade nivåer eller som kunde antas vara servisledningar togs bort.
- Rännstensbrunnar togs bort.
- Brunnar som inte låg i anslutning till ledningar togs bort.
- Diken och dikesnoder ritades och lades till. Dikena antogs vara 1 m djupa, 0,5 m breda i botten och 2 m breda vid ytan.

Några av ledningarna i modellen saknade dimensioner. Ett rimligt antagande är att ledningens dimension är samma som dimensionerna hos antingen ledningarna närmast ned- eller uppströms. För modellen antogs dimensionen vara densamma som ledningen nedströms. Brunnarnas dimension saknades i underlaget. I sådana fall är det rimligt att anta en diameter på 1 m (Hammarlund 2012, muntligen).

3.1.3 Brunnarnas nivåer

Brunnarnas lockhöjd bestämdes utifrån höjddata över Sundbyberg. Brunnarnas bottennivå krävde mer arbete. Ofta finns inte brunnarnas bottennivå definierat utan får antas från ledningarnas vattengångar som går från och till brunnarna. Eftersom ledningarna kan komma in på olika nivåer i brunnen är det därför en fördel att definiera nivåerna hos ledningens båda ändpunkter. Brunnens djup definierades som samma nivå som den lägsta utgående ledningen från brunnen. I vissa fall saknas dock information om ledningarnas nivåer och andra antaganden har fått göras. Därför har tilldelning av brunnens djup gjorts enligt första möjliga alternativ i följande lista:

- Nivå hos lägsta utgående ledning.
- Nivå hos lägsta ingående ledning.
- Interpolerat från brunnar både ned- och uppströms som låg upp till två brunnar bort.
- Antar 5 ‰ lutning från nedströms brunn.
- Antar 5 ‰ lutning från uppströms brunn.

3.1.4 Vattennivå vid utlopp

Område 1 och 2 rinner ut i Bälstaviken. Vattennivån i Bälstaviken antogs ha ett konstant vattenstånd på +0,8 m utifrån höjddata vid utloppen. Utloppens nivåer var inte angivna i dataunderlaget från Sundbyberg och därför angavs en nivå utifrån ovanliggande brunnar med en lutning på 5 ‰. Nivån på utloppen blev då på +0,0 m för område 1 och +0,1 m för område 2. Då utloppen låg under Bälstavikens vattenstånd påverkade vattennivån i viken ledningssystemet och vattennivån lades därför in som ett randvillkor för modellen.

Område 3 rinner ut i ett dike. Diket har en lutning på ungefär 50 ‰ och antogs inte påverka ledningssystemet.

3.1.5 Ledningarnas riktning

När ledningar ritas i Mike Urban eller ArcGIS går de alltid från en koordinat till en annan och ledningen får därmed en riktning. I modellen bör ledningarnas riktning vara densamma som flödesriktningen. Ledningarnas riktning i dataunderlaget från Sundbyberg var blandad. För att få dem på rätt håll vändes först alla ledningar så att riktningen var riktad från högre till lägre nivå. De flesta fick då rätt riktning men några vändes åt fel håll. Detta berodde på att de hade bakfall eller att ledningarnas nivåer saknades. Dessa ledningar vändes manuellt.

3.1.6 Delavrinningsområden och avrinningskoefficienter

Avrinningsområdenas avgränsning baserades på tomtgränser där servisledningar visade hur dagvattnet rann samt efter hur topografin såg ut. Delavrinningsområdena delades upp på samma sätt men avgränsades vid lämpliga ställen baserat på areal och markanvändning. Arealen varierade oftast mellan 0,5 och 2 ha. För några homogena områden med avvikande markanvändning gjordes egna delavrinningsområden. Främst gällde det två stora grönområden i Ursvik.

För varje delavrinningsområde vägdes avrinningskoefficienter för olika yttyper ihop med ekvation 1. Avrinningskoefficienterna för yttyperna antogs från tabell 1.

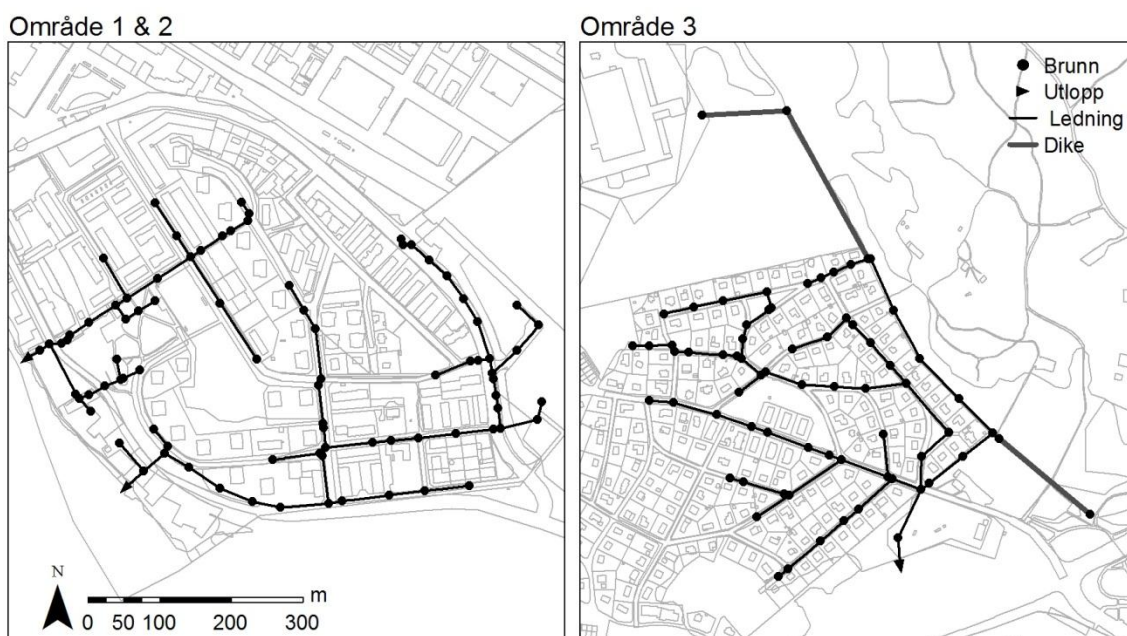
3.1.7 Modellens utseende

Urvalet och bearbetningen av materialet resulterade i en modell med all information som behövs för att kunna simulera trycknivån i brunnarna och ledningarna. Skillnader mellan ledningsdata för de olika avrinningsområdena visas i tabell 4 och modellens spatiala utbredning visas i figur 2.

Tabell 4. Ledningsdata för Sundbybergsmodellens tre olika områden

	Avrinningsområde [ha]	Delområden [-]	Delområden [ha]*	Hårdgjord yta [ha]	Total ledningslängd [km]	Antal brunnar [-]	Antal diken [-]
Område 1	17,7	12	1,6	8,0	1,9	52	0
Område 2	8,8	11	0,8	3,4	1,0	34	0
Område 3	42,8	21	0,9	13,8	3,1	71	3
Totalt	69,3	44	0,9	25,2	6,0	157	3

* Medianvärde av delavrinningsområdenas area för de tre avrinningsområdena och för hela modellen



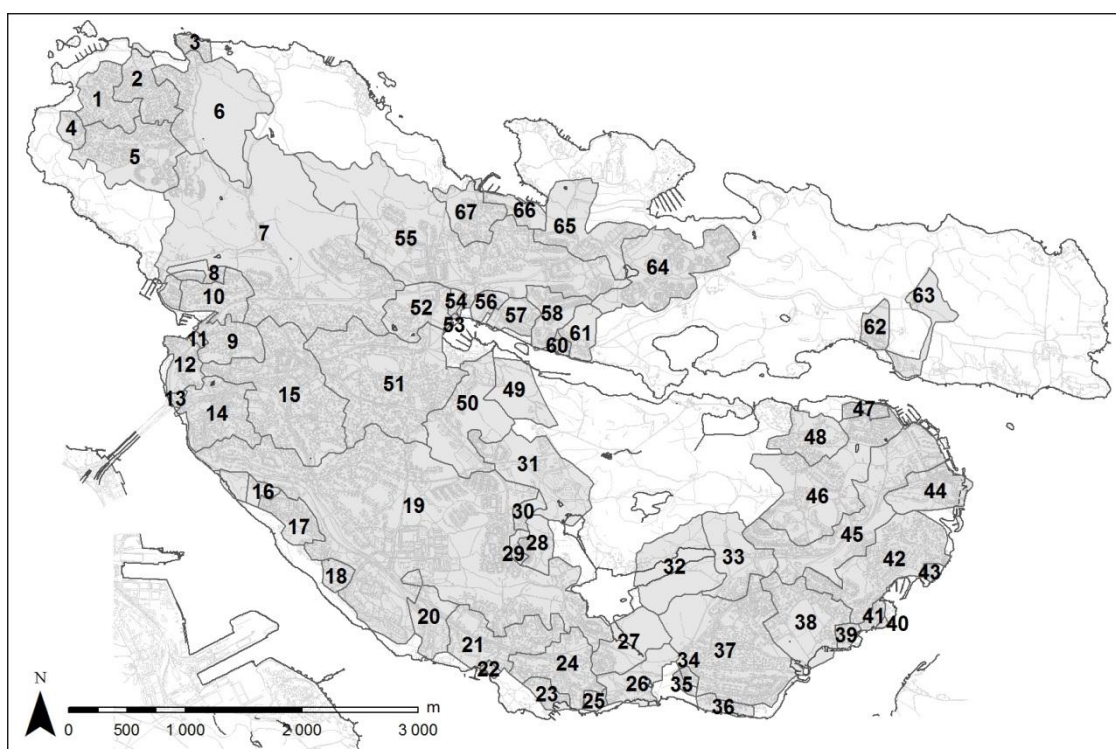
Figur 2. Sundbybergsmodellens spatiala utbredning.

3.2 LIDINGÖMODELLEN

Lidingömodellen är i grunden uppbyggd på samma sätt som Sundbybergsmodellen. Ett så pass stort område kräver dock effektivare arbetsätt och fler antaganden. Det kan till exempel handla om avsaknaden av information eller felaktigheter i dataunderlaget. Ledningsnätet på Lidingö innehåller även tunnlar, dammar och pumpar till skillnad från Sundbyberg. Därför avvek uppbyggnaden till viss del från Sundbybergsmodellen.

Tillgängligt dataunderlag som har använts för modellen var infrastruktur och ledningsdata samt en höjdmödel baserad på en laserskanning över området med referenssystemet RH00. All data erhöles från Lidingö stad.

Till Lidingömodellen togs 67 avrinningsområden med från dataunderlaget, se figur 3. Enstaka små avrinningsområden uteslöts från att tas med i modellen.



Figur 3. Lidingömodellen delades upp i 67 avrinningsområden.

3.2.1 Ledningar och brunnar

Precis som för Sundbybergsmodellen var ledningar som benämndes som huvudledningar i dataunderlaget utgångspunkten för modellen. För brunnarna användes de som i dataunderlaget var beskrivna som inlopp, utlopp, nedstigningsbrunnar, tillsynsbrunnar och pumpstationer.

Vid en analys av dessa objekt i underlaget upptäcktes dock vissa komplikationer. De största komplikationerna var att ledningarna mellan brunnarna var uppdelade i flera små segment, att det saknades en del noder och att nodernas koordinater i vissa fall inte stämde överens med ledningarnas ändpunkter. Eftersom en dagvattenmodell i Mike Urban kräver att varje ledning är länkad till en brunn i varje ände behövde detta

åtgärdas. För en mindre modell skulle detta arbete kunna genomföras manuellt. För Lidingö var antalet huvudledningssegment upp mot 10 000 stycken och manuell bearbetning var därför inte aktuell. För att sammanlänka ledningssegmenten skrevs istället en kod i programmet Matlab som gav förutsättningar att sammanfoga ledningarna i ArcGIS genom att söka upp koordinater för ledningarnas ändpunkter och motsvarande noder med samma koordinater.

Diken lades till efter uppgift om dem i dataunderlaget samt efter okulär undersökning av höjdmodellen. Information om dikenas utformning saknades. Dikenas utformning antogs därför på samma sätt som för Sundbybergsmodellen att vara 1 m djupa och 0,5 m breda i botten och 2 m breda vid ytan.

För att modellen skulle bli sammanbunden överallt behövdes en del manuellt arbete göras med att lägga till viss data. På vissa platser lades både servisledningar och biledningar till. På några få platser saknades ledningar varför en fiktiv ledning lades till med en uppskattning av ledningsdimensionen utifrån ledningar runtomkring. Några enstaka brunnar, med annan beskrivning än som nämnts tidigare, lades också till. När modellen var sammanbunden överallt tilldelades alla brunnar en marknivå baserat på höjdmodellen i dataunderlaget.

3.2.2 Tunnlrar, dammar och pumpar

Totalt fanns fem dagvattentunnlar i modellen. Tunnelarna byggdes upp utifrån ritningar erhållna från Lidingö stad. I modellen fanns det även sju dammar vars volym uppskattades utifrån de underlagsfiler som fanns att tillgå.

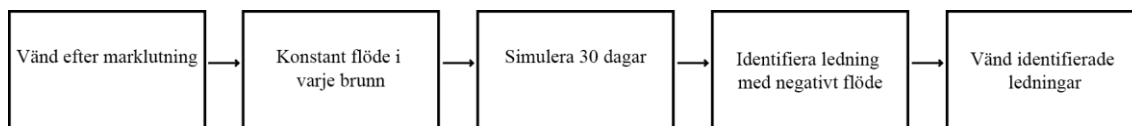
För systemets fyra pumpar saknades uppgifter om pumpkapacitet och de har antagits pumpa med 10 l/s. Antagandet ansågs ha en mindre betydelse för utvärderingen av dagvattenmodellen eftersom det var relativt små områden anslutna till dessa.

3.2.3 Vattennivå vid utlopp

De flesta utloppen rann ut i Östersjön. Nivån på Östersjöns vattenyta sattes till -0,39 m (Tyréns, 2010). Det fanns även utlopp som gick ut i Kottlasjön och Stockbysjön. Där sattes nivån till +11,2 m för båda sjöarna efter information från höjddata. Utloppen sattes till 1 m under vattenytan, vilket innebar -1,39 m för utlopp till Östersjön och +10,2 m för utlopp till sjöarna. Övriga utlopp rann ut ovanför vattennivåer där risk för påverkan av vattennivåer ansågs liten. Nivån på dessa utlopp sattes till 1 m under marknivå då de antogs rinna ut i diken.

3.2.4 Ledningarnas riktning

Precis som för Sundbyberg var ledningarnas riktning blandad. För Lidingö var antalet ledningar betydligt fler och för att vända alla ledningar arbetades en rutin fram för att vända ledningar för större modeller, se figur 4.



Figur 4. Arbetsflöde för att vända alla ledningar i rätt riktning i en dagvattenmodell.

Rutinen bygger på att systemet fylls med vatten i sådan grad att alla lågpunkter fylls upp. Eftersom vattnet endast kan rinna ut vid utloppen kommer vattnet till slut tvingas rinna mot utloppen. Om då ledningen är felvänd kommer flödet registreras som negativt och kan markeras. För att rutinen ska fungera måste ledningssystemet vara importerat i Mike Urban och sitta ihop. Dessutom måste utloppen vara beskrivna i modellen och brunnarnas lockhöjd och bottennivå vara angivna.

Rutinen kan även användas för att kontrollera att dagvattensystemet sitter ihop. En sträcka som inte sitter ihop med resten av systemet saknar troligtvis utlopp och kommer därför få stora översvämningar. Vid stora system kan rutinen behöva itereras flera gånger för att hitta alla eventuella avbrott på systemet.

3.2.5 Delavrinningsområden och avrinningskoefficienter

Delavrinningsområdena baserades på tomtgränser, servisledningar och efter topografins naturliga vattendelare med avgränsningar vid lämpliga ställen. Storleken var något större än för Sundbybergsmoellen och de flesta var mellan 1 ha och 3 ha.

Delavrinningsparametrarna sammanvägdes också med hjälp av olika yttyper. Yttypernas avrinningskoefficienter ansattes däremot annorlunda. Yttypernas avrinningsparametrar särskiljer sig mycket beroende på hur tätbebyggda områdena är (Larsson, 2010). Därför delades delavrinningsområdena in i fem olika kategorier där byggnad, väg och övrigt fick olika avrinningskoefficienter, se tabell 5 (Hammarlund 2012, muntligen). Ytterligare anpassning av delavrinningsområdena gjordes för koncentrationstiden och initialförlusterna enligt tabell 6 (Hammarlund 2012, muntligen).

Tabell 5. Anpassade avrinningskoefficienter för fem olika områden (Hammarlund 2012, muntligen)

	Centrum	Radhus	Villa < 1000 m ²	Villa > 1000 m ²	Obebyggt
Byggnad	0,72	0,6	0,36	0,24	0,36
Väg	0,8	0,8	0,6	0,6	0,4
Övrigt	0,4	0,2	0,1	0,05	0,05

Tabell 6. Koncentrationstider och initialförluster antagna för Lidingömodellens delavrinningsområden (Hammarlund 2012, muntligen)

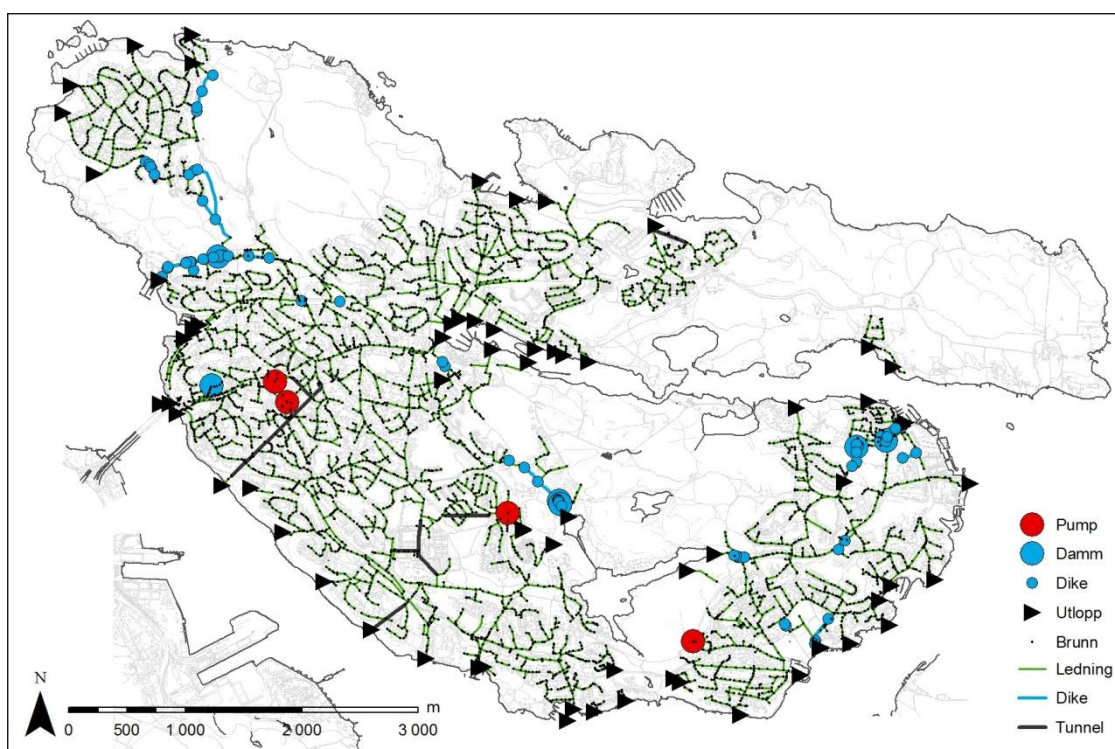
	Delavrinningsområden < 5 ha	Delavrinningsområden > 5 ha	Obebyggda delavrinningsområden
Koncentrationstid [min]	7	15	120
Initialförlust [mm]	0,6	0,6	2,5

3.2.6 Modellens utseende

Uppbyggnaden av Lidingömodellen resulterade inte i en startklar modell eftersom information om ledningarnas vattengångar saknades i dataunderlaget från Lidingö stad. En sammanställning av ledningsdata för de olika avrinningsområdena visas i tabell 7. I bilaga I finns en sammanställning för varje avrinningsområde presenterat var för sig. Modellens spatiala utbredning visas i figur 5.

Tabell 7. Sammanställning av Lidingös olika avrinningsområden

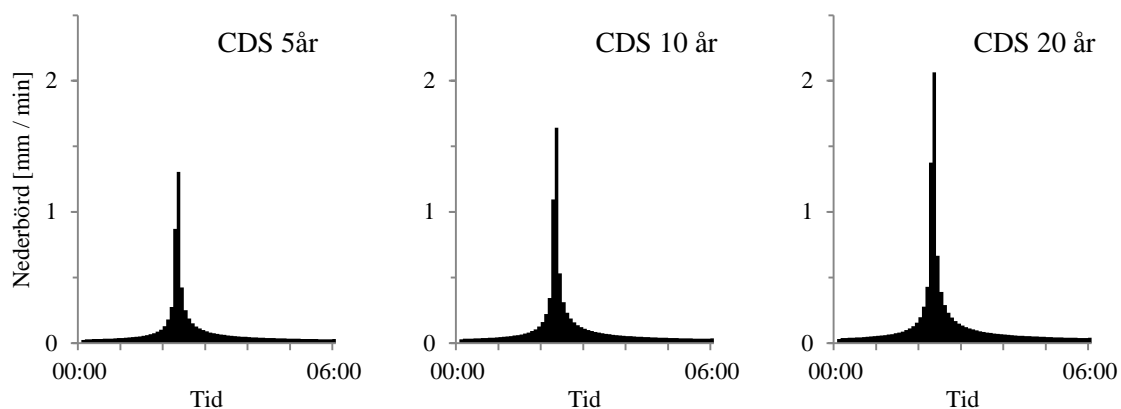
	Avrinningsområde		Delområden		Hårdgjord yta [ha]	Total ledningslängd [km]	Antal brunnar [Antal]	Antal diken [Antal]
	[ha]	[Antal]	[ha]	[Antal]				
Min	0,2	1	0,1	0,0	0,0	3	0	
Medel	29,5	13	2,4	7,0	2,5	78	1	
Median	15,6	4	1,8	2,9	0,8	28	0	
Max	291,2	117	39,4	79,0	27,0	737	14	
Totalt	1 978,9	845	1 978,9	469,1	169,4	5 242	39	



Figur 5. Lidingömodellens spatiala utbredning.

3.3 NEDERBÖRDSDATA

Den nederbördsdata som användes var tre CDS-regn som genererats utifrån Dahlströms formel med varaktigheter från 10 min till 360 min för 5-, 10- och 20-års återkomsttider, se figur 6.



Figur 6. Tre olika CDS-regn för tre olika återkomsttider genererades.

CDS-regnen har alla en varaktighet på sex timmar. Dagvattensystem med längre rinntid borde också ha CDS-regn med längre varaktighet, men sex timmar ansågs vara tillräckligt för de undersökta systemen.

4 METOD

4.1 ANSÄTTNINGSMETOD

Vid försök att ansätta brunnsdjupen så nära verkligheten som möjligt skulle hänsyn kunna tas till flera olika punkter. I Svenskt Vattens (2004) publikation P90 finns bland annat riktlinjer för minsta lutning för att ledningarna ska vara självrensande och maxlutning för att vattenhastigheten inte ska medföra risk för erosion. I denna undersökning har utgångspunkten dock varit att ansätta brunnarnas bottennivå utifrån information om marknivån.

4.1.1 Sundbybergs brunnar

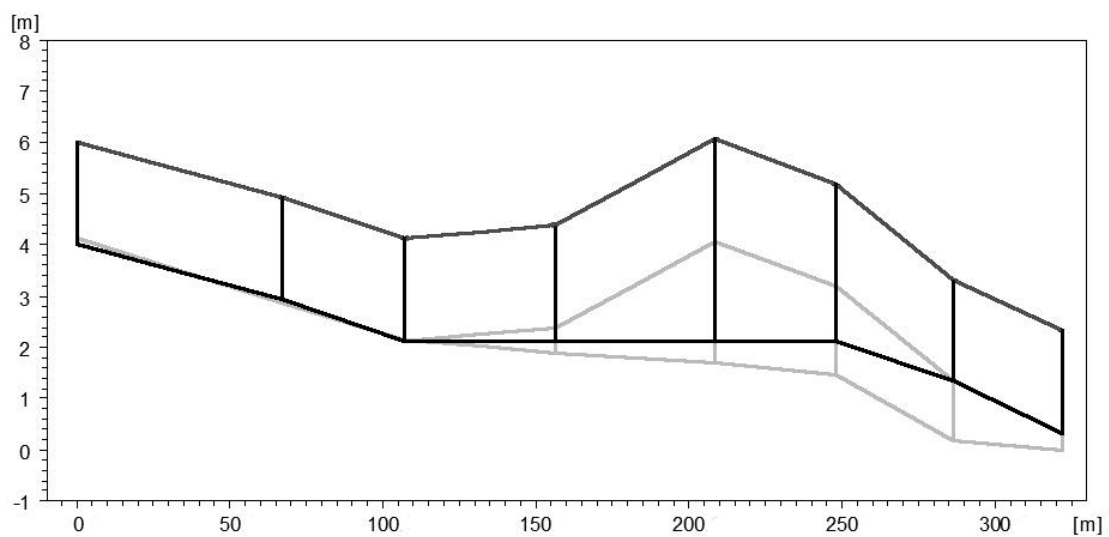
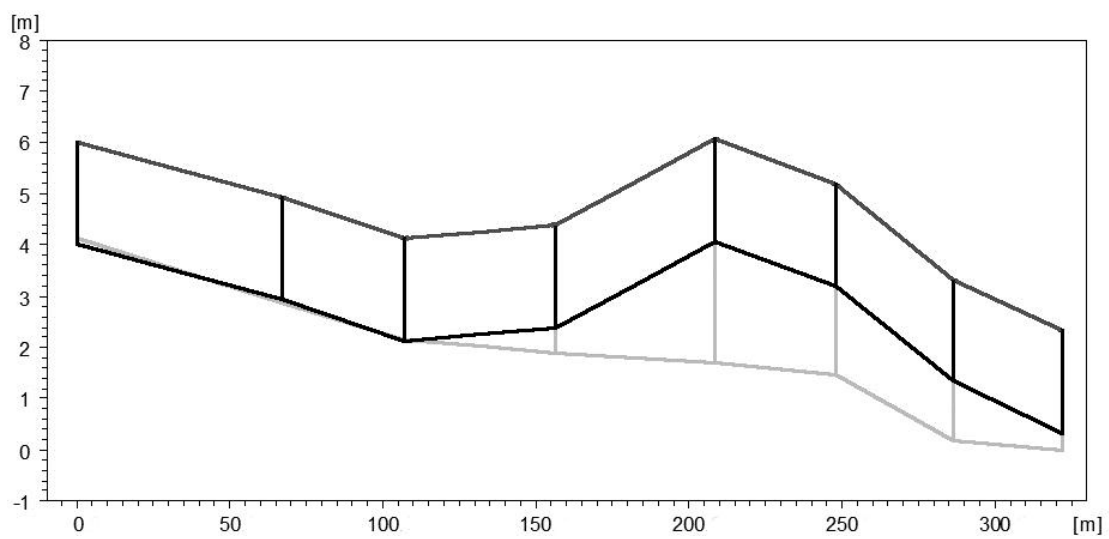
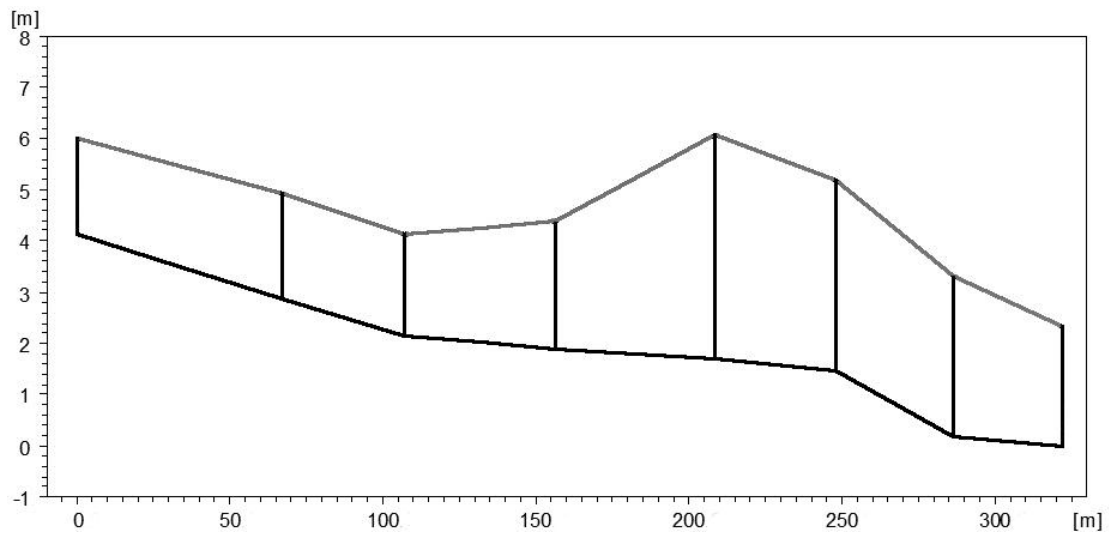
En analys av Sundbybergs dagvattenbrunnar gjordes för att utreda vilka djup som var rimliga i ett dagvattensystem. Analysen gjordes både för den framtagna modellen och för relevanta brunnar över hela Sundbyberg.

Ett urval av alla Sundbybergs dagvattenbrunnar gjordes genom att välja de brunnar som hade minst en utgående ledning med information om vattengångar. Noder som saknade någon utgående ledning var antingen utlopp eller saknade både in och utgående ledningar och brunnarnas bottennivå kunde då inte definieras från någon vattengång. Av de utvalda brunnarna var några brunnars nivåer opålitliga då deras bottennivå låg ovanför marknivå, vilket gav ett negativt djup. Eftersom det är orimligt med negativa djup uteslöts dessa från urvalet.

4.1.2 Ansätta brunnsdjup

Utgångspunkten har varit att ansätta brunnarnas bottennivå med ett konstant djup. Vid undersökningen användes olika konstanta djup men som utgångspunkt användes 2 m, vilket baserades på medianvärdet från analysen av Sundbybergs brunnar.

Den enda korrigeringen av brunnarnas konstanta djup som gjordes var i de fall marknivån höjdes längs flödesriktningen i dagvattensystemet. Korrigeringen gjordes genom att anta horisontella ledningar från den brunn där marknivån började stiga fram till den sista brunnen som fortfarande hade en marknivå högre än där korrigeringen började. Ledningarna får där emellan 0 % lutning och benämns 0-lutning, se figur 7.



Figur 7. Exempel på hur brunnsdjup ansätts. Den övre mörkgrå linje visar markyta och svart linje ledningens nivå. Överst visas ledningen med det verkliga djupet, i mitten med djup på 2 m och underst 2 m djup med 0-lutning vid bakfall.

Utan korrigering av det konstanta brunnsdjupet får systemet en lågpunkt vid dessa platser och dagvattnet har ingen möjlighet att rinna vidare. Vid dessa fall kommer modellen med stor sannolikhet att indikera en översvämning, särskilt om lägsta marknivån är lägre än högsta brunnsnivån nedströms.

4.2 KÄNSLIGHETSANALYS

Sundbybergsmodellens känslighet med avseende på osäkerhet i antagna parametrar analyserades med olika scenarier där en parameter ändrades åt gången och resultatet jämfördes mot originalmodellen. Alla scenarier kördes med 5-, 10- och 20-års CDS-regn. De parametrar som ingick i analysen var det konstanta djupet vid ansättningen av brunnarnas djup, avrinningskoefficienter och ledningarnas råhet.

Avrinningskoefficienten togs med eftersom den ofta anses vara den största osäkerheten i en dagvattenmodell. Som tidigare nämnts är råhet en av de osäkraste parametrarna vid de hydrauliska beräkningarna eftersom den varierar med tiden och togs av den anledningen med (Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, 1995).

För att avgöra storleken på trycklinjens variation klassificerades först trycknivån för brunnarna i originalmodellen, för de tre olika CDS-regnen, med statusarna över eller under marknivån. Statusen över innebar att brunns trycknivå låg över marknivå och statusen under innebar att trycknivån låg under mark. Därefter undersöktes för varje scenario och regn hur många brunnar som fick förändrad status. Då statusen för brunnarna i ett scenario varierade i liten grad tolkades detta som att dess parameter hade en mindre påverkan på modellen.

4.2.1 Scenario A – Konstant djup

Vilket konstant djup som skulle användas för scenarierna baserades på analysen av Sundbybergs ledningar. För brunnar som användes i modellen låg medianvärdet på 2 m och något ytligare för hela Sundbyberg. Därför antogs 2 m vara ett bra riktvärde för brunnarnas djup. För att täcka upp det faktum att brunnarnas djup varierade och 2 m endast var baserat på Sundbyberg gjordes fem modellscenarier med olika konstanta djup jämt fördelat mellan 1 till 3 meters djup. Scenariernas namngavs med bokstaven A följt av djupet, se tabell 8.

4.2.2 Scenario B – Avrinningskoefficient

Avrinningskoefficienterna kan antas ha en osäkerhet kring $\pm 30\%$ (Hammarlund 2012, muntligen). För ej kalibrerade modeller och enskilda delavrinningsområden kan den dock vara betydligt större. För att simulera denna osäkerhet användes parametern *Reduction factor* i Mike Urban. Det är en av Mike Urbans hydrologiska parametrar som normalt används för att reducera flödet till systemet på grund av olika vattenförluster från avrinningsområdet (DHI, 2011a). Genom att variera parametern kan områdenas avrinningskoefficienter regleras.

För att analysera avrinningsområdets påverkan på trycklinjen gjordes fyra olika scenarier. Två av scenarierna hade $\pm 30\%$ och de andra två hade $\pm 10\%$. Scenarierna namngavs med bokstaven B följt av procentsatsen, se tabell 8.

4.2.3 Scenario C - Råhet

Mike Urban använder en råhetsgrad på $k=1,5$ mm som standard, vilket också gjordes för Sundbybergsmodellen. Svenskt Vatten (2004) menar dock att nylagda betongledningingar med god passform kan ha en råhetsgrad på 0,5 mm och något defekta ledningar kan ha en råhetsgrad upp mot 3-6 mm.

I modellen över Sundbyberg användes därför tre olika scenarier för att analysera hur stor påverkan råheten i ledningarna har vid 0,5, 3 och 7 mm. Scenarierna namngavs med bokstaven C följt av råheten, se tabell 8.

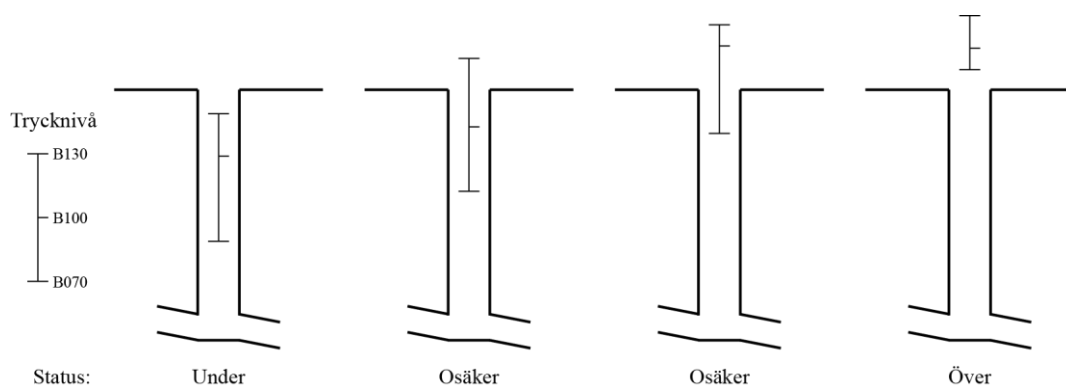
Tabell 8. Modells scenariernas förändrade parametrar. Strecken representerar de parametrar som var oförändrade i varje scenario

Scenario	Djup [m]	Avrinningskoefficient [%]	Råhet [mm]
A100	1,0	-	-
A150	1,5	-	-
A200	2,0	-	-
A250	2,5	-	-
A300	3,0	-	-
B070	-	70	-
B090	-	90	-
B110	-	110	-
B130	-	130	-
C05	-	-	0,5
C3	-	-	3
C7	-	-	7

4.3 UTVÄRDERING AV ÖVERSVÄMNINGSSÖKERHET

För att undersöka hur bra en modell med ansatta brunnsdjup blir klassificerades trycknivån i Sundbybergsmodellens brunnar för att användas som riktvärde. Undersökningen gjordes endast för ett 10-års CDS-regn. Osäkerheten i modellen togs med genom att även använda scenarierna B070 och B130 vilket gav ± 30 % av avrinningskoefficienten. Att just denna osäkerhet användes grundas på att den ofta används vid dagvattenmodellering och att känslighetsanalysen visade på att dessa scenarier hade störst påverkan på modellen.

Varje brunns trycknivå undersöktes på samma sätt som för känslighetsanalysen med att ge statusen över eller under mark för varje brunn och scenario. Om trycknivån sedan var över för alla tre scenarierna ansågs brunnen med säkerhet ha en trycknivå över marknivå. På samma sätt ansågs brunnen med säkerhet ha en trycknivå under mark, om så var fallet för alla tre scenarierna. Om däremot något av scenariernas status för trycknivå avvek från de övriga ansågs brunns trycknivå vara osäker, se figur 8.



Figur 8. Brunnarnas status baseras på en sammanvägning av scenarierna B070, B100 och B130. Om alla scenarierna får samma trycknivå på samma sida marknivån ansågs resultatet vara säkert.

Samma uppdelning av brunnarnas status gjordes sedan för Sundbybergsmodellen med ett konstant djup på 2 m, det vill säga scenario A200. För att få med osäkerheten med avrinningsområdet kombinerades även A200 med B070, B100 och B130.

De båda modellernas statusar för vardera brunn jämfördes sedan mot varandra. Ett optimalt resultat vore om varje brunn status skulle vara samma för båda modellerna. Det skulle innebära att modellen med ansatta djup skulle presentera ett likvärdigt resultat som modellen med kända djup.

Vidare undersöktes även ifall det fanns andra större avvikelser mellan de två modellerna som inte fångades upp av statusindelningen. Detta gjordes genom att undersöka hur många brunnar som hade ett osäkerhetsintervall för trycknivån som inte överlappade alls mellan modellerna.

De brunnar som identifierades med avvikande trycknivåer kategoriserades sedan efter vilken typ av brunn det var. På så sätt undersöktes om det var några särskilda brunnar som gav mer problem än andra.

4.4 UTVÄRDERING AV LIDINGÖMODELLEN

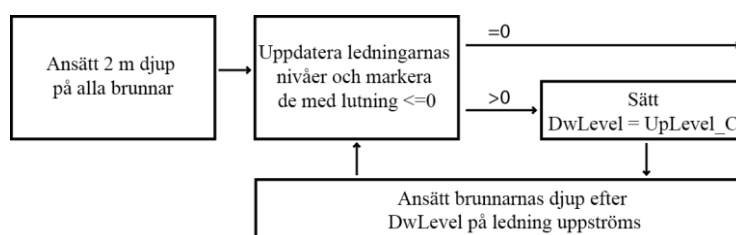
Den framarbetade metoden att ansätta djup enligt A200 och utvärdera trycknivån hos brunnarna i ett dagvattensystem applicerades på den uppbyggda Lidingömodellen. För en så pass stor modell behövdes vissa effektiviseringar av metoden göras och två rutiner för att ansätta brunnars och dikens nivåer togs fram.

4.4.1 Ansättning av A200

För ett mindre område, som områdena i Sundbybergsmodellen, är det tämligen enkelt att ansätta brunnarnas djup efter A200 manuellt. Det konstanta djupet ansätts enkelt genom att markera alla brunnar och dra av 2 m från brunnens lockhöjd. De brunnar som ska tilldelas 0-lutningen kan identifieras genom okulär besiktning av nivåerna. Det fungerar för en mindre modell men för en större modell skulle detta vara tidskrävande och ineffektivt. Därför arbetades en rutin fram som kunde användas i Mike Urban.

Rutinen var en iterativ process som byggde på att hitta ledningar med bakfall och ändra nivån på ledningens främre brunn till samma som den bakre. Detta upprepas tills inga ledningar längre hade bakfall. För att rutinen skulle fungera var det viktigt att alla ledningar hade rätt riktning och att de inte hade tilldelats några egna nivåer utan hade samma nivåer som brunnarna i ledningarnas ändpunkter. Arbetsflödet för rutinen visas i figur 9.

Om ledningen hade tilldelats en specifik nivå betecknades den som UpLevel i ledningens övre punkt och DwLevel i den nedre. Oavsett om den var tilldelad eller ansatt från brunnens nivå beräknade Mike Urban nivåerna och presenterade dem i UpLevel_C och DwLevel_C.



Figur 9. Arbetsflöde för att tilldela brunnarna djup enligt A200.

I första steget tilldelades ett konstant djup på 2 m under marknivå till alla brunnarna. Om några brunnar eller andra typer av noder av någon anledning inte borde ändras behövde de markeras så de inte användes i rutinen. Ett sådant exempel kan vara pumpstationer med tryckledningar. För att inte påverka dem kan två fiktiva brunnar läggas till någon meter ifrån befintliga brunnar dit sedan tryckledningen kan kopplas.

I nästa steg uppdaterades information om ledningarnas nivåer med *Recompute* i *Pipes and Canals*. Om det inte var några ledningar med negativ lutning behöver inte någon åtgärd göras. Om däremot några ledningar hade negativ lutning tilldelades de 0-lutning. I sådant fall markerades alla ledningar med negativ lutning och 0-lutning.

De markerade ledningarna tilldelades nu i DwLevel samma nivå som UpLevel_C. Det innebar att ledningens nedre nivå fick en specifik nivå som avviker från dess brunn. Nivån blev då samma som för ledningens brunn uppströms och ledningen får 0-lutning.

I sista steget skulle också brunnarna nedströms de markerade ledningarna få samma nivå som brunnarna uppströms. Detta gjordes genom att tilldela dessa brunnar det värde som DwLevel fick med hjälp av verktyget *Assignment and Interpolation* i Mike Urban. Innan rutinen återgår till andra steget igen bör förändringar sparas.

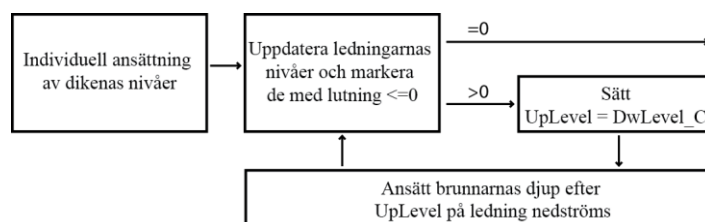
Rutinen itererades sedan lika många gånger som det antal ledningar den längsta sträckan som skulle ha 0-lutning hade.

4.4.2 Ansättning av dikenans nivåer

Studien med Sundbybergsmodellen visade att diken hade avvikande resultat när de ansattes på 2 m djup. Eftersom det är mer logiskt att ansätta utlopp och inlopp till diken

vid marknivå gjordes detta för Lidingö. Dock syntes inte alltid diken i höjddatan. Därför sattes nivån till 1 m under mark.

Då brunnarnas noder ändrades från 2 m under mark till grundare uppstod i vissa fall bakfall för ingående ledning. Detta korrigerades med en rutin liknande ansättningen av A200, men istället för att ändra brunnen nedströms till samma nivå som ovanliggande brunn ändrades brunnen uppströms till samma som den nedanliggande. Arbetsflödet för rutinen visas i figur 10.



Figur 10. Arbetsflöde för att ta bort bakfall vid ansättning av dikenans djup.

Rutinen fungerade i stort på samma sätt som vid ansättningen av A200 men några avvikelser fanns. I första steget ansattes dikesnodernas bottennivåer. I höjddatamodellen kunde inte diken identifieras och sattes därför till 1 m under mark.

Följande steg skedde på samma sätt som rutinen för A200 men istället för att ändra på ledningens nedre brunn vid bakfall ändrades dess övre brunn. Med iterationerna stegar rutinen sig då uppströms istället för nedströms.

4.4.3 Översvämningsrisker

När bottennivåer i brunnarna var ansatta var Lidingömodellen färdig för simulering. Även översvämningsriskerna i Lidingömodellen utvärderades genom att undersöka trycknivåns status i brunnarna genom att använda de tre scenarierna B070, B100 och B130. Till simuleringen användes det genererade 10-års CDS-regnet. För varje brunn statusklassificerades sedan resultatet av trycknivån från de tre scenarierna med att vara över marknivå, under marknivå eller som osäker.

Storleken på modellen krävde att brunnarnas statusklassificeringar vägdes samman för att få en tydlig översikt över området. Därför vägdes alla brunnar i varje delavrinningsområde samman med dels hur många procent av brunnarna som hade trycknivån säkert över marknivå, dels hur många procent som var säkert över eller osäkra.

Vidare undersöktes fördelningen av brunnarnas statusklassificeringar för hela modellen och för varje avrinningsområde. Detta gav en indikation på hur stor variationen var mellan de olika avrinningsområdena.

Brunnarna delades sedan in i olika kategorier för att se om det var någon typ av noder som hade ett avvikande resultat. Först undersöktes om ansättningen av brunnarnas bottennivå hade något avvikande resultat. Brunnarna delades upp i 2 m under mark, 0-lutning från A200-rutin, 0-lutning från dikesrutin och övrigt. Kategorin övrigt innehöll

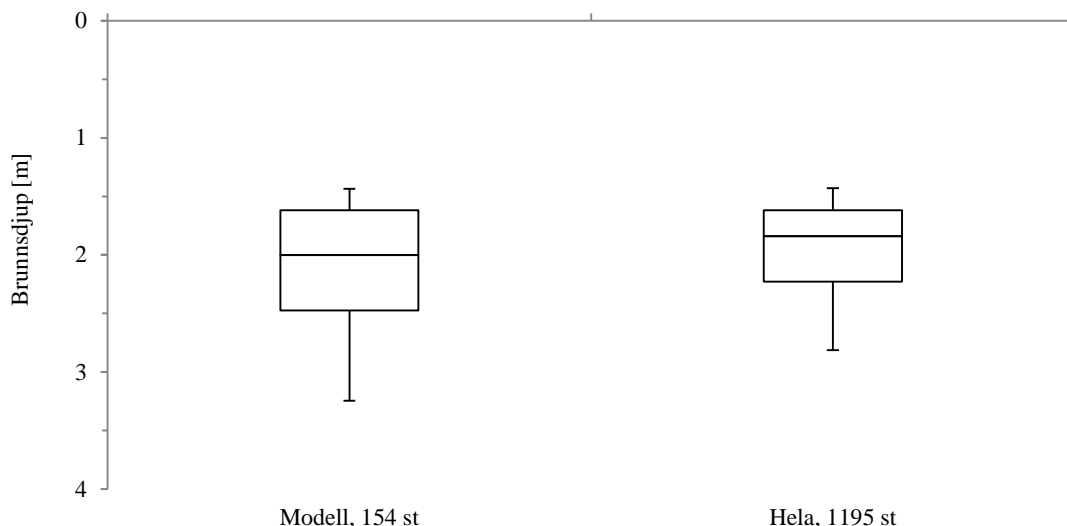
främst utlopp som alla antogs ha ett konstant djup under marknivå eller vattenyta, men även tunnlar och vissa avvikande brunnar vars nivåer hade ansatts manuellt på grund av till exempel breddavlopp.

En ytterligare uppdelning av brunnarna gjordes baserad på olika typer av noder. Brunnarna delades upp i kategorierna utlopp under vatten, utlopp vid mark, tunnlar, inlopp som inte var kopplat till något dike, startnod för dike, slutnod för dike och noder dit delavrinningsområden var kopplade.

5 RESULTAT

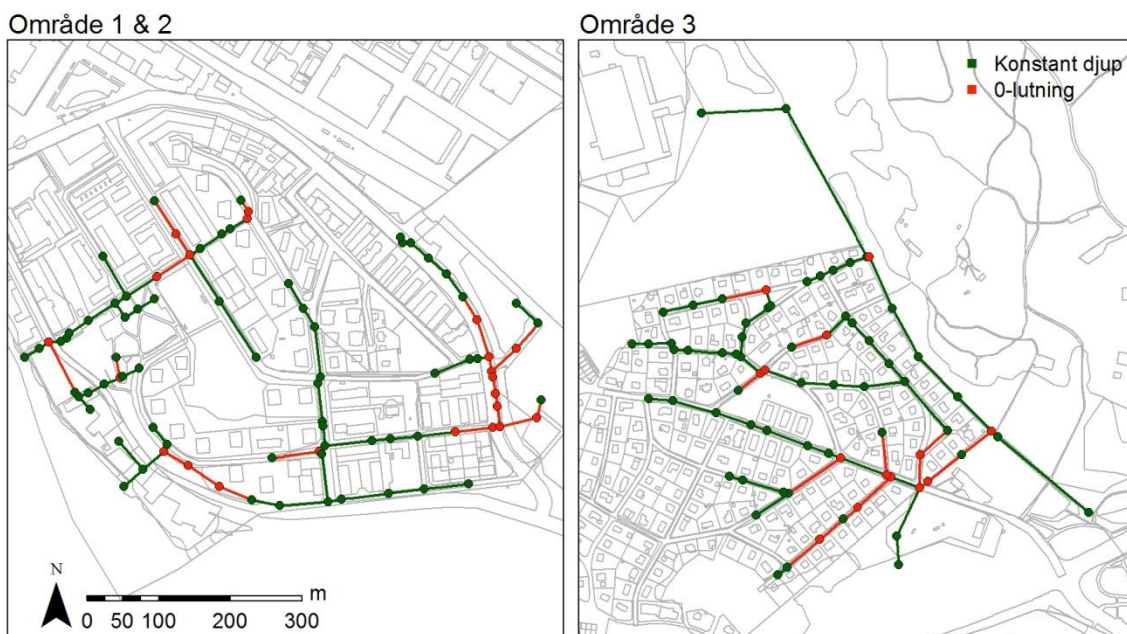
5.1 ANSÄTTNINGSMETOD

Brunnarnas djup för de brunnar som ingår i Sundbybergmodellen och för hela Sundbyberg var fördelade enligt figur 11. Medianvärdet för brunnarnas djup i modellen var 2,00 m och för hela Sundbyberg var djupet 1,84 m.



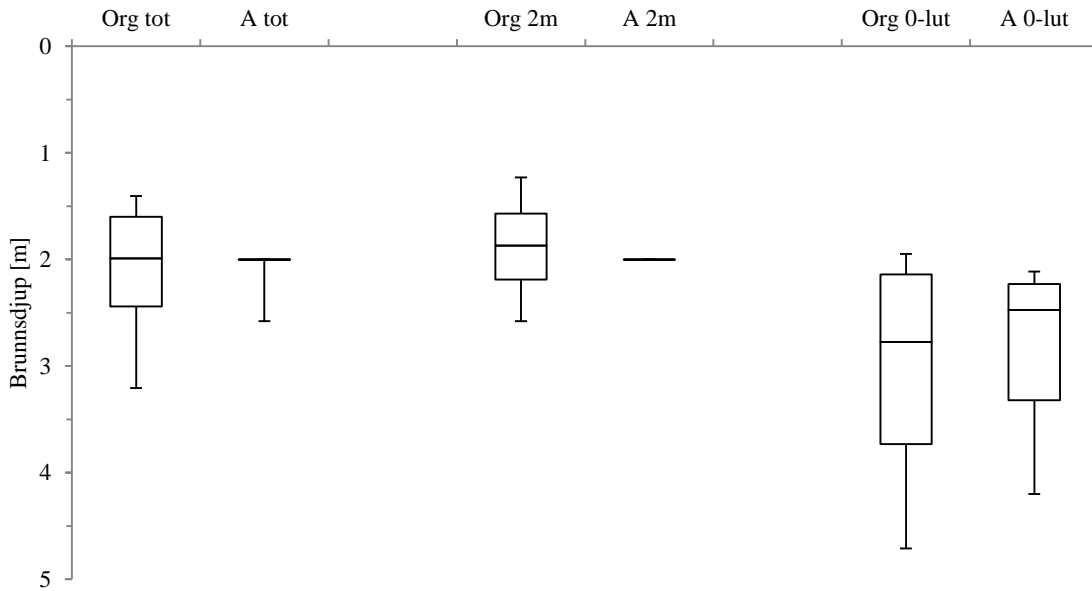
Figur 11. Dagvattenbrunnarnas djup i Sundbyberg. Boxen visar medianvärdet samt undre och övre kvartilen. Morråren visar 10-percentilen och 90-percentilen.

I Sundbybergmodellen tilldelades 23 % av brunnarna nivå efter 0-lutning och fördelningen visas i figur 12.

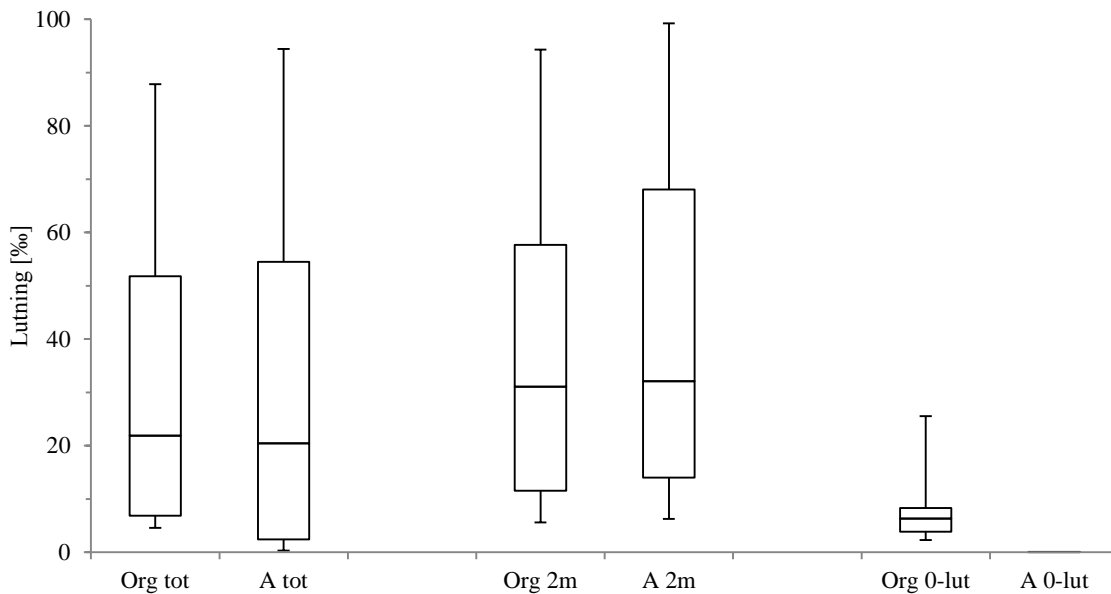


Figur 12. Karta över hur brunnarnas djup i Sundbybergmodellens tre områden har ansatts. Grön färg för konstant djup och röd för 0-lutning.

Figur 13 visar brunnarnas djup i Sundbybergsmodellen med originaldjup och ansatta djup enligt undersökt metod. Tre uppdelningar gjordes; alla brunnar, endast brunnar med ansatt konstant djup och endast brunnar med ansatt 0-lutning. Figur 14 visar ledningarnas lutning för originaldjupet och för ansatta djup på brunnarna med samma uppdelning.



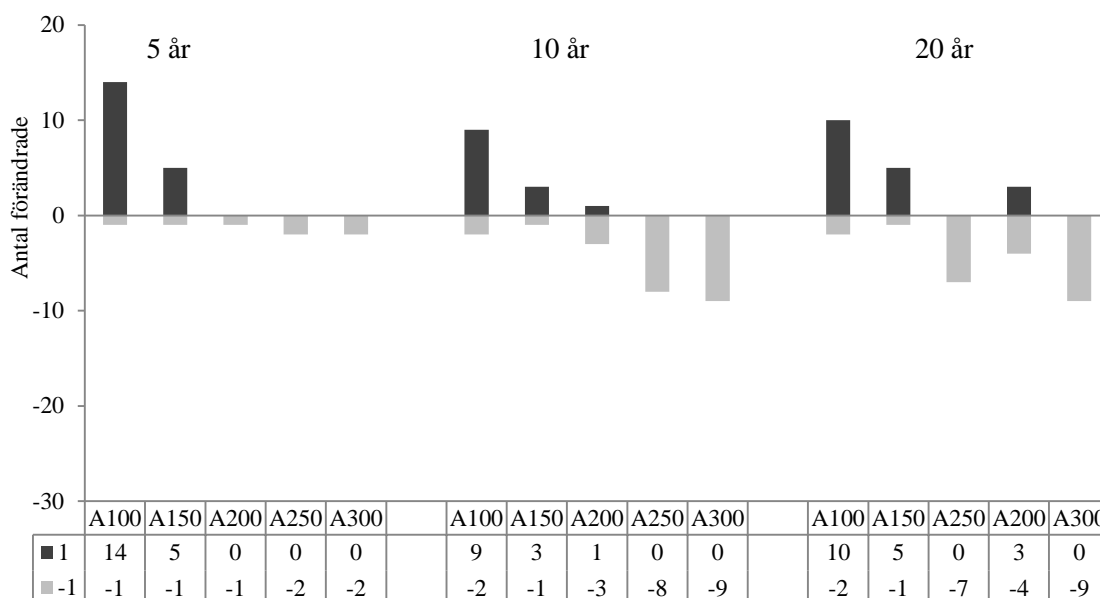
Figur 13. Brunnarnas originaldjup (Org) och med ansatt djup (A) i Sundbybergsmodellen uppdelat på alla ledningar, påverkade av konstant djup och påverkade av 0-lutning. Boxen visar medianvärdet samt undre och övre kvartilen. Morrhåren visar 10-percentilen och 90-percentilen.



Figur 14. Ledningarnas lutning i Sundbybergsmodellen med brunnarnas originaldjup (Org) och med ansatt djup (A) uppdelat på alla ledningar, påverkade av konstant djup och påverkade av 0-lutning. Boxen visar medianvärdet samt undre och övre kvartilen. Morrhåren visar 10-percentilen och 90-percentilen.

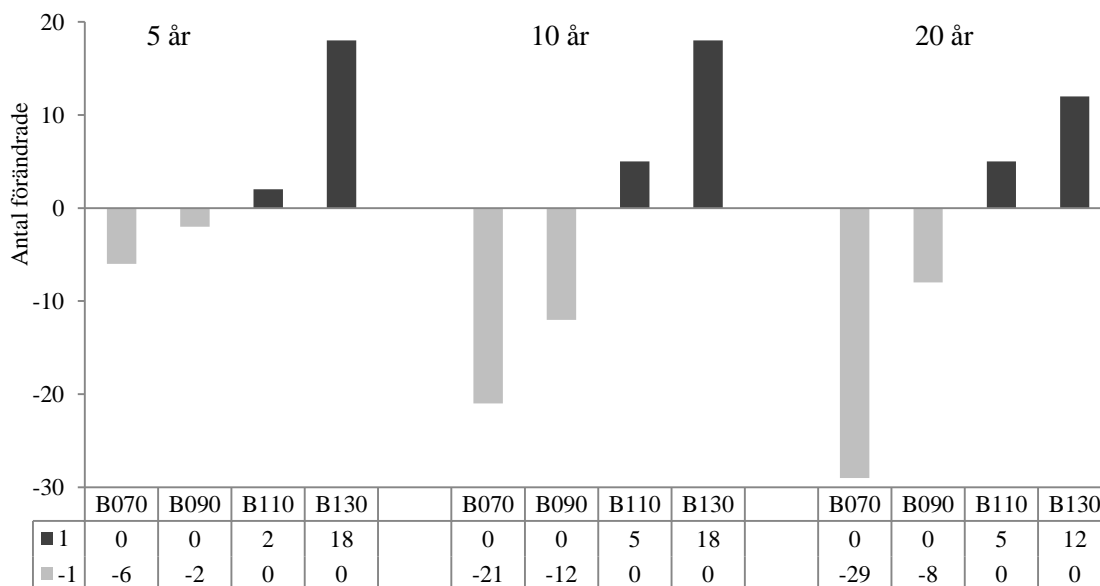
5.2 KÄNSLIGHETSANALYS

För scenarierna med fem olika konstanta djup förändrades brunnarnas status enligt figur 15.



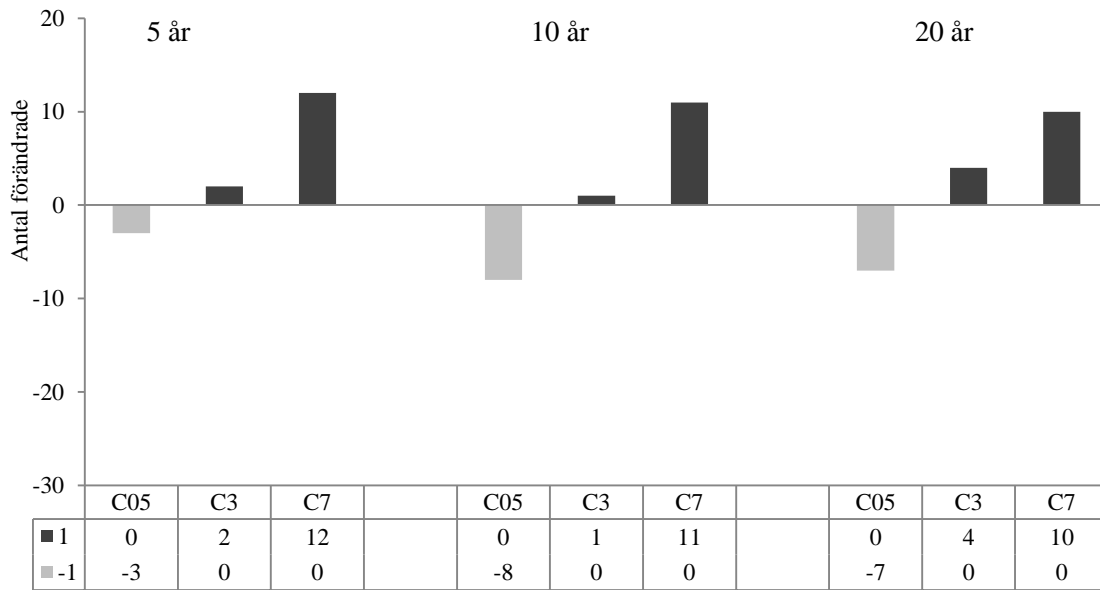
Figur 15. Antal statusförändringar med fem olika konstanta djup för 5-års, 10-års och 20-års CDS-regn. Mörkgrå stapel visar antal statusförändringar från under till över marknivå. Ljusgrå visar antalet brunnar som statusförändras från över till under mark.

För scenarierna med olika avrinningsområden förändrades brunnarnas status enligt figur 16.



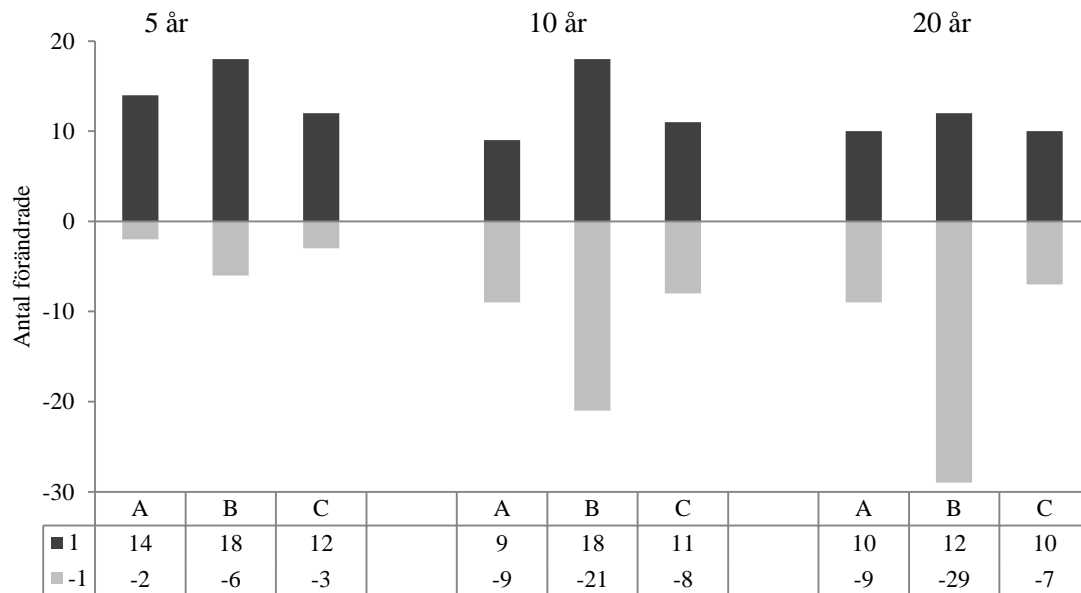
Figur 16. Antal statusförändringar med fyra olika avrinningskoefficienter för 5-års, 10-års och 20-års CDS-regn. Mörkgrå stapel visar antal statusförändringar från under till över marknivå. Ljusgrå visar antalet brunnar som statusförändras från över till under mark.

För scenarierna med olika råhetsgrad varierade brunnarnas status enligt figur 17.



Figur 17. Antal statusförändringar med tre olika ledningsråheter för 5-års, 10-års och 20-års CDS-regn. Mörkgrå stapel visar antal statusförändringar från under till över marknivå. Ljusgrå visar antalet brunnar som statusförändras från över till under mark.

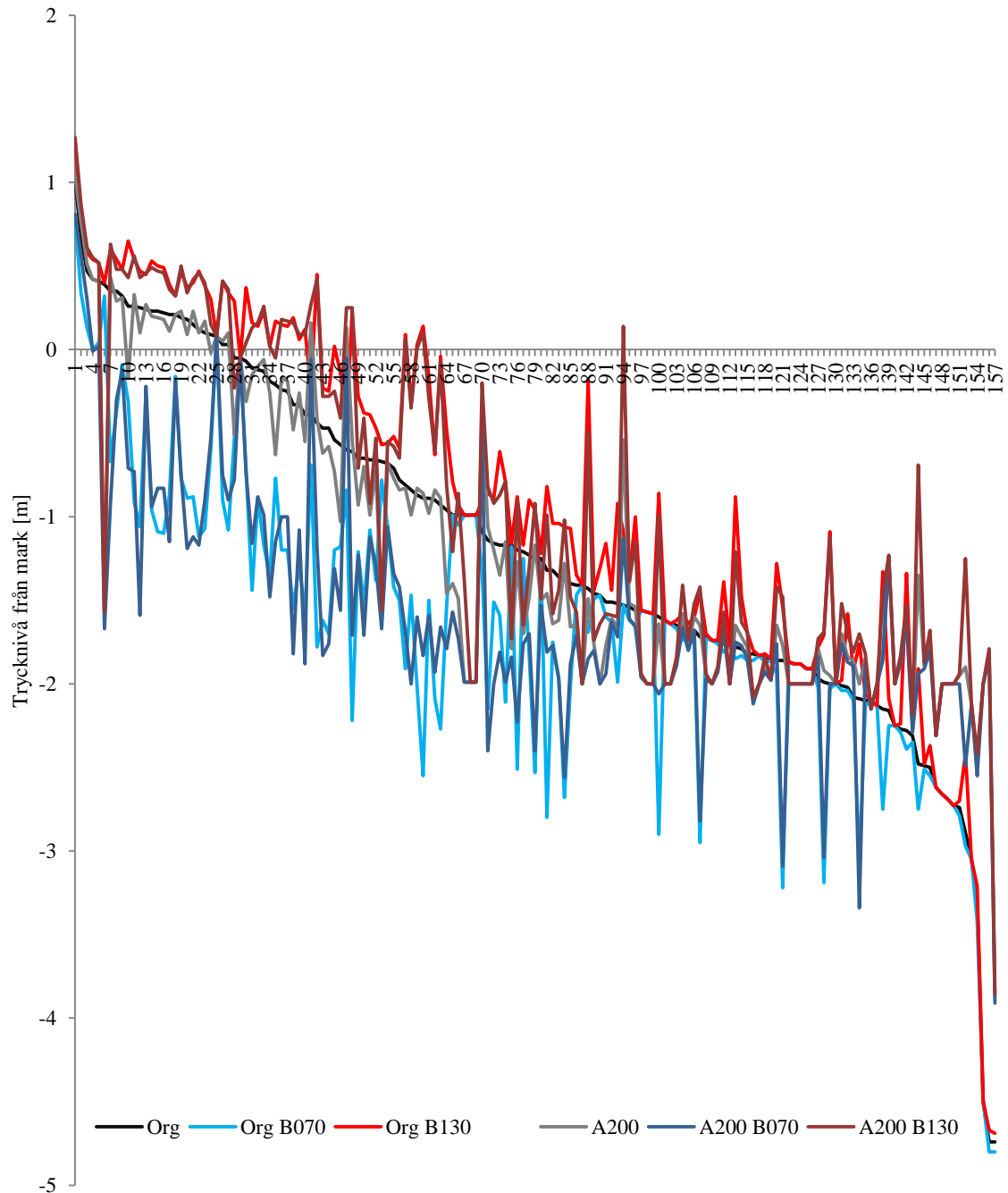
Figur 18 är en sammanställning av de olika scenariernas påverkan av modellen. För varje scenariotyp och CDS-regn visas de största statusförändringarna.



Figur 18. Scenarietypernas maximala inverkan på modellen för tre olika CDS-regn vad gäller antal statusförändringar.

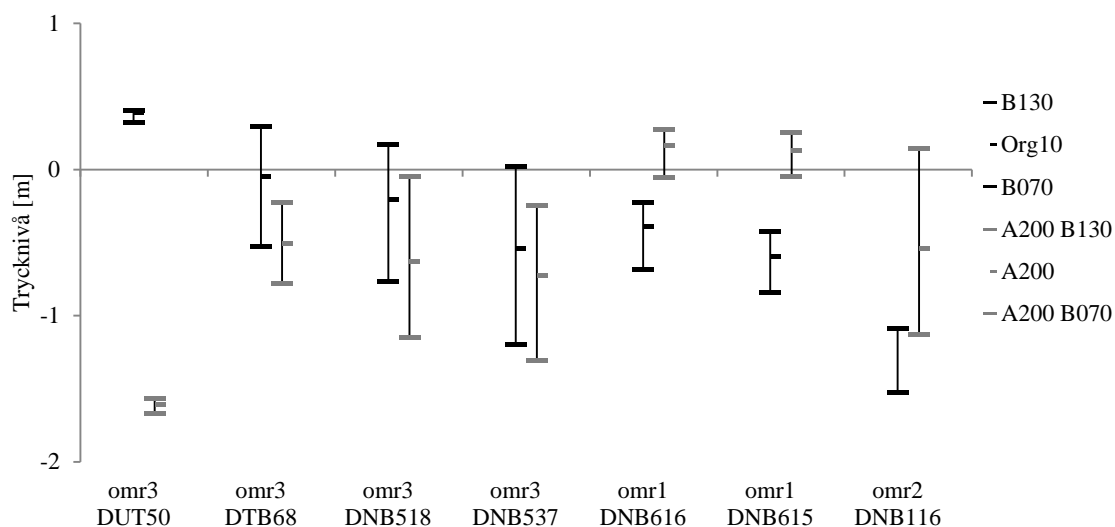
5.3 UTVÄRDERING AV ÖVERSVÄMNINGSSÖKERHET

För Sundbybergmodellen var brunnarnas trycknivå enligt figur 19 vid analys av modell med både kända och ansatta nivåer. Figuren visar trycknivån för de tre scenarierna B070, B100 och B130 för de två modellerna.



Figur 19. Trycknivåer för brunnarna sorterat i fallande skala baserat på originalmodell.

Brunnarnas status stämde överens för 150 brunnar vid jämförelse av originalmodellen och A200-modellen men avvek för sju brunnar. Trycknivåerna för de sju brunnarna med avvikande statusklassificeringar visas i figur 20.



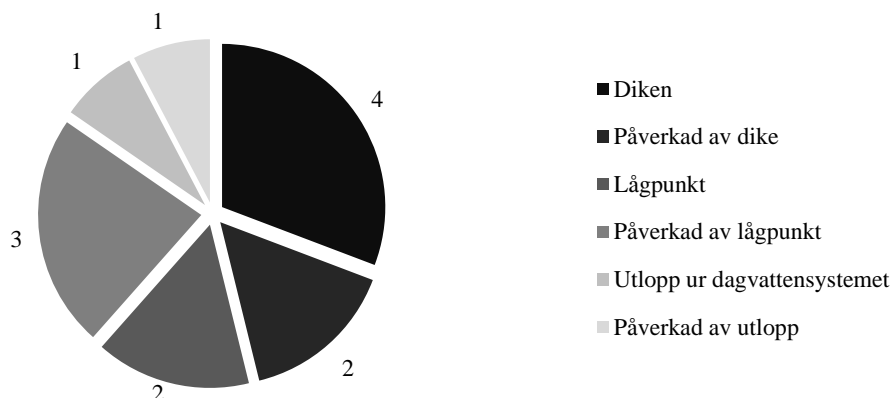
Figur 20. Trycknivåns intervall för de sju brunnar med avvikande status.

I tabell 9 visas hur många brunnar som hade osäkerhetsintervall som inte överlappade alls vid jämförelse mellan originalmodellen och A200-modellen.

Tabell 9. Antal brunnar med intervall som avviker helt mellan modell med kända brunnsdjup och med ansatta djup

	A200 B070 > Org B130	A200 B130 < Org B070
Totalt	22	33
Org B130 > -1m	3	6
Org B130 > -1m samt ej avvikande status	1	5

Figur 21 visar vilka typer av brunnar de 13 avvikande brunnarna var.

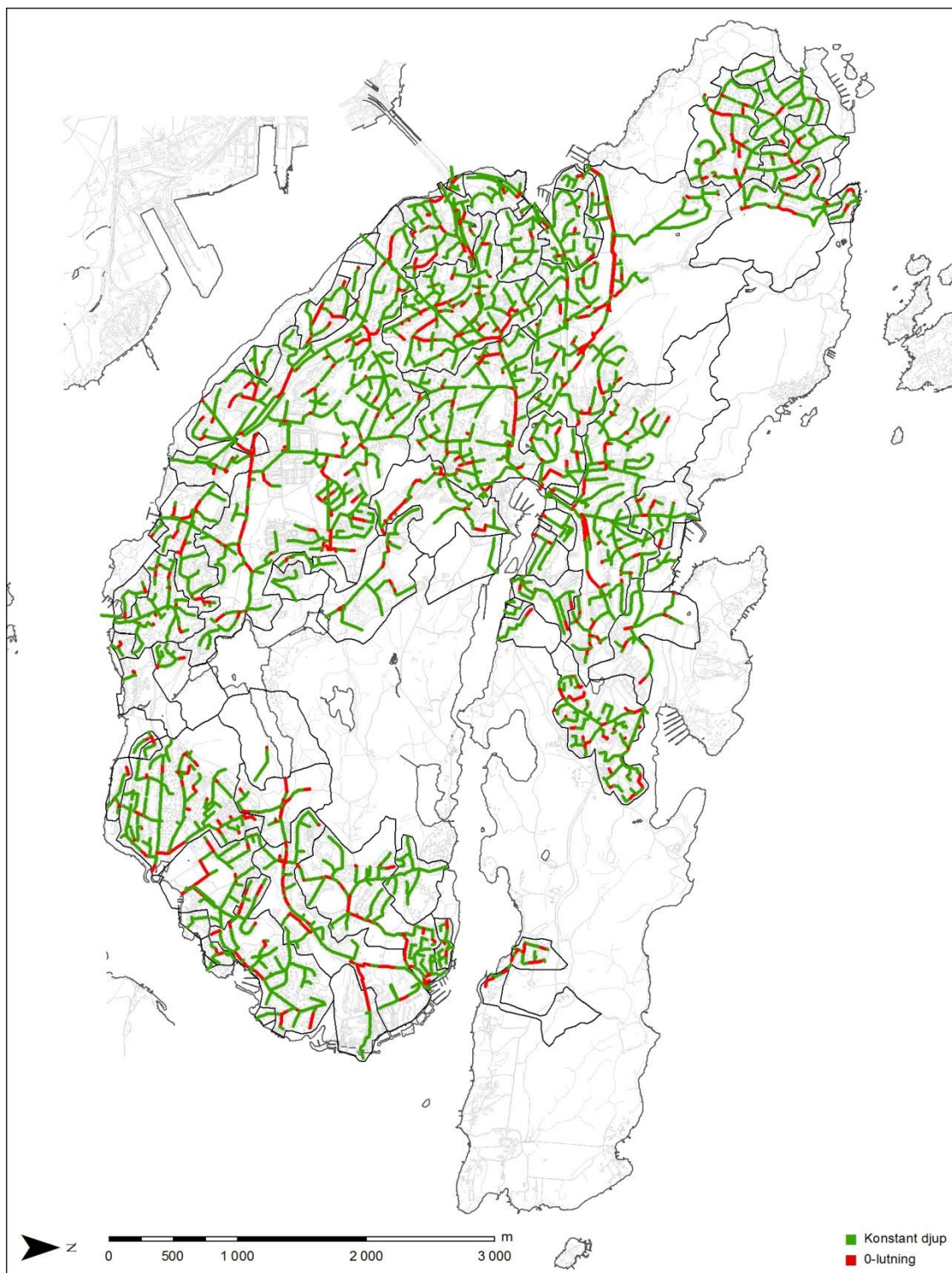


Figur 21. Antal brunnar med avvikande trycknivåer uppdelat i olika kategorier.

5.4 UTVÄRDERING AV LIDINGÖMODELLEN

5.4.1 Ledningarnas nivåer

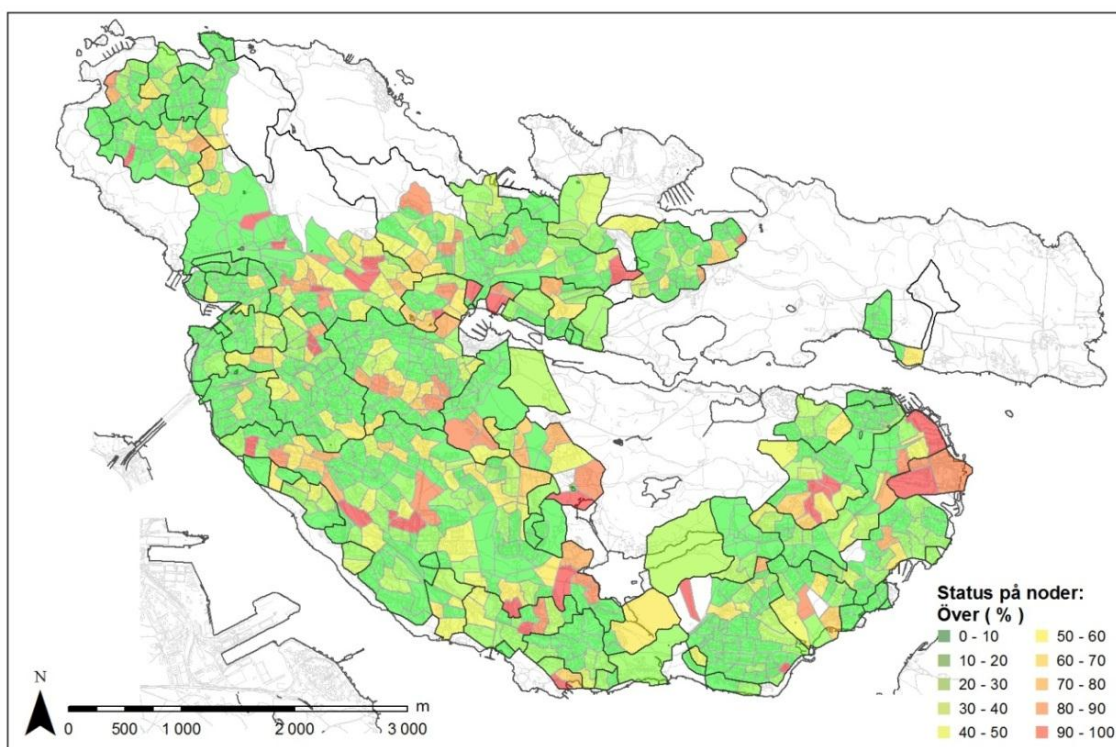
Det ansatta djupet på brunnarnas bottennivå från A200- och dikesrutinerna påverkade ledningarna enligt figur 22. Av brunnarna ansattes 23 % med 0-lutning och resten med ett konstant djup.



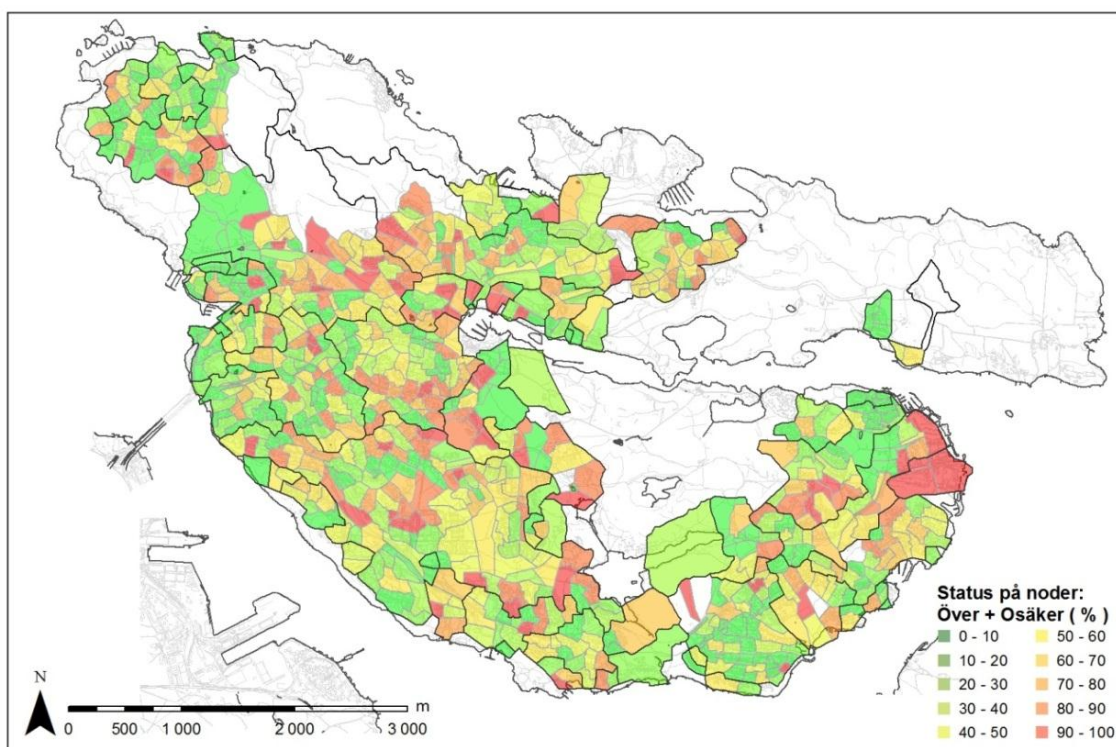
Figur 22. Påverkan av Lidingö stads ledningars lutning från de ansatta brunnarnas bottendjup.

5.4.2 Översvämningsrisker

Statusen för varje brunn visas i Bilaga I. Brunnarnas status sammanvägdes för varje delavrinningsområde baserat på hur stor andel som hade enbart statusen över mark samt statusarna över mark eller osäker, se figur 23 och 24.

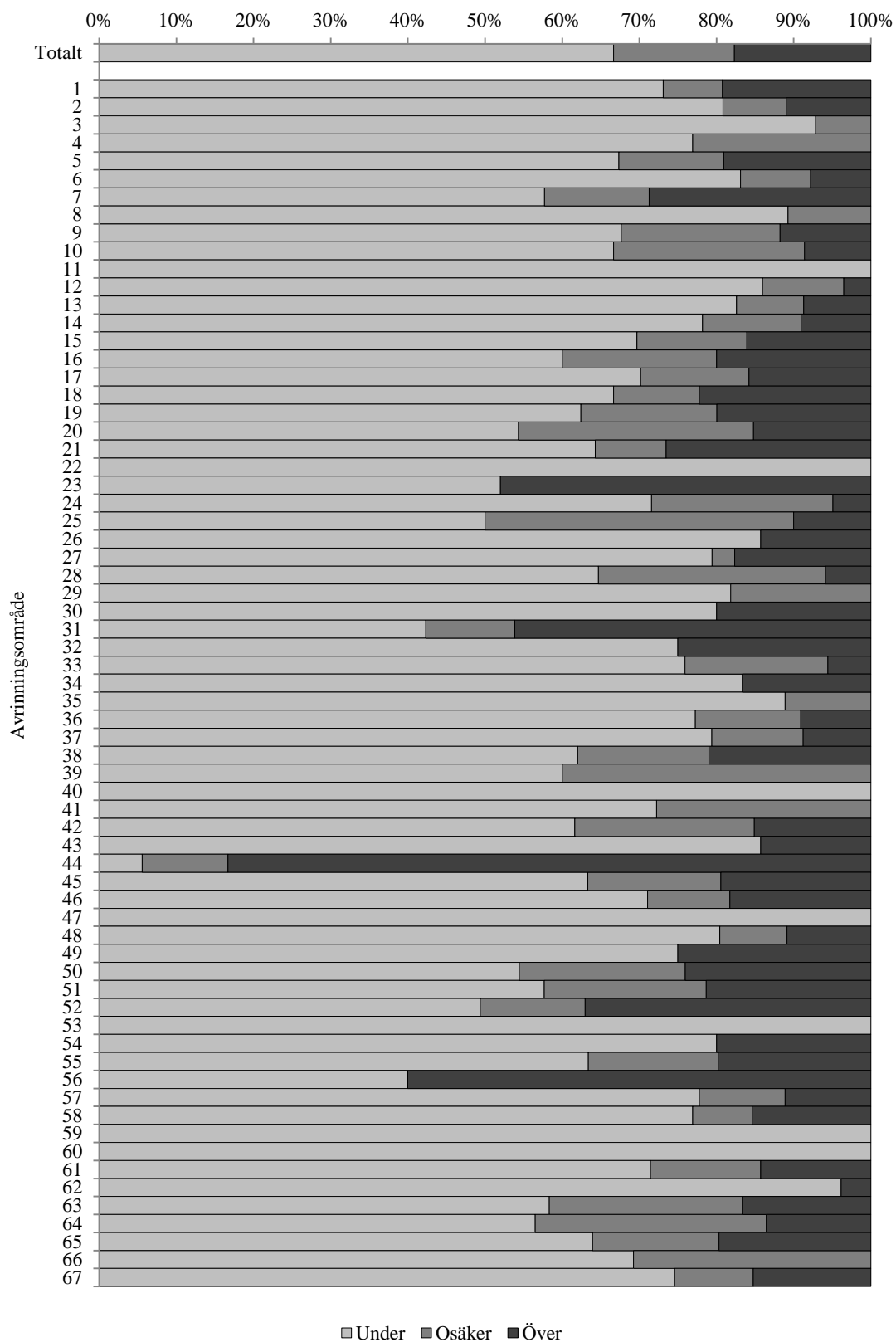


Figur 23. Procent noder inom varje delavrinningsområde där statusen på trycknivån var över marknivå.



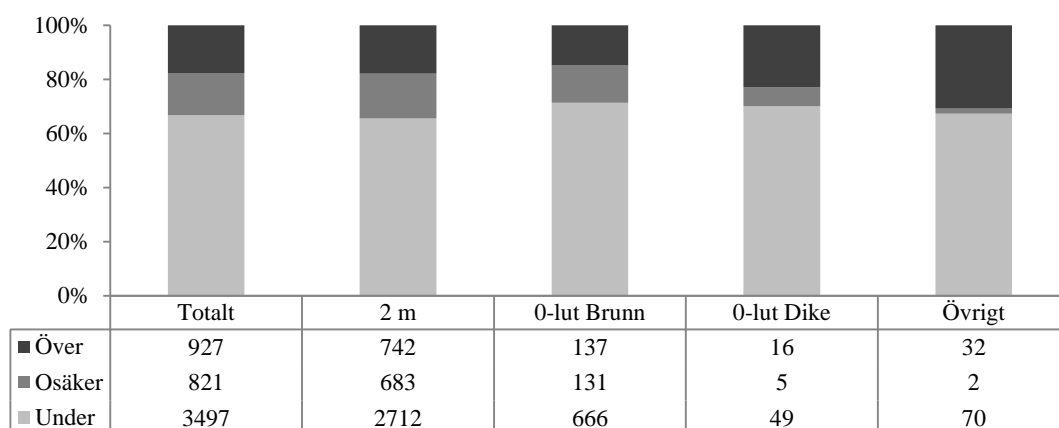
Figur 24. Procent noder inom varje delavrinningsområde där statusen på trycknivån var osäker eller över marknivå.

Variationen mellan andelen brunnar med status över, under och osäker för hela Lidingömodellen samt för dess 67 avrinningsområden visas i figur 25.

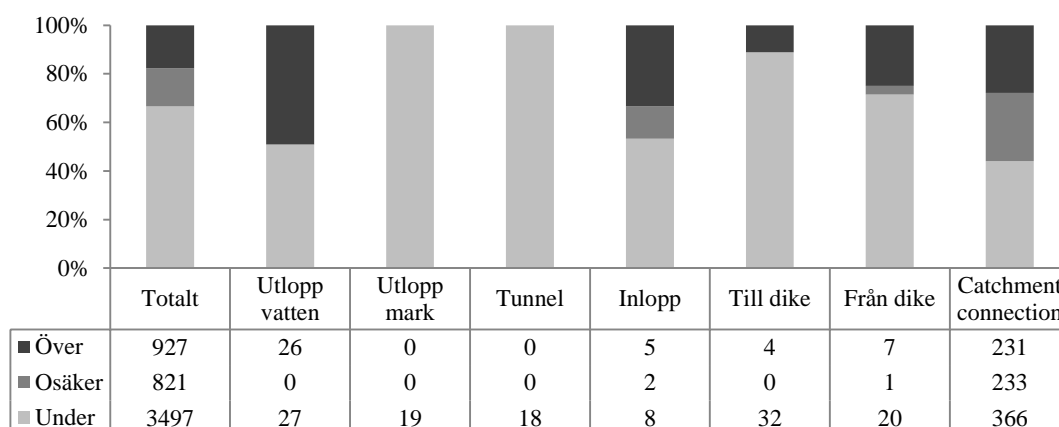


Figur 25. Sammanvägning av brunnarnas statusklassificering för Lidingömodellens 67 delavrinningsområden.

Variationen mellan andelen brunnar med status över, under och osäker uppdelad i kategorier baserat på hur brunnarnas djup ansattes visas i figur 26. Samma variation baserat på noder med olika speciella egenskaper visas i figur 27.



Figur 26. Brunnarnas statusklassificering uppdelad på hur bottennivåerna tilldelades. I kategori övrigt hamnade utlopp och noder som tilldelats nivåer manuellt.



Figur 27. Brunnar statusklassificering uppdelad på noder med speciella egenskaper.

6 DISKUSSION

6.1 BRUNNSDJUP

Analysen av bottennivåerna i Sundbybergmodellens brunnar visade att mediandjupet var 2 m för området och att 50 % av brunnarna låg mellan 1,6 m till 2,5 m. Figur 11 visar även en jämförelse med övriga brunnar i Sundbyberg där brunnarnas bottennivå var känd. Även för dessa brunnar låg medianvärdet nära 2 m om än något grundare. Med detta som grund antogs att 2 m var ett bra riktvärde att ansätta brunnarnas bottennivåer till.

Figur 11 visar också att spridningen av brunnarnas bottennivåer var större för Sundbybergmodellens brunnar jämfört med hela området. Det kan tolkas som att resultatet av trycknivån vid en ansättning av brunnarnas bottennivåer borde vara känsligare för modellens brunnar än vad det hade varit för hela området. Dock var det främst de djupa brunnarna som hade en större spridning vilket inte borde påverka risken för översvämningar lika mycket som om det hade varit de grunda brunnarna.

Det bör också nämnas att brunnarnas bottennivå för hela Sundbyberg var något osäker. Det är troligt att brunnar med djup nära noll eller med avvikande stort djup hade fel värden; de behölls ändå då det inte gick att avgöra om de var korrekta eller inte.

6.2 ANSÄTTNINGSMETOD

Ett konstant djup ansattes i hela modellen, bortsett från där ledningarnas lutning blev negativ, på enklaste sätt. Det konstanta djupet sattes till 2 m efter resultatet från analysen av brunnarna i Sundbyberg.

Figur 13 och 14 visar hur likt verkligheten brunnsdjupen och ledningarnas lutningar i Sundbybergmodellens blev med ansättningen A200. Det är tydligt att de brunnar som i metoden ansattes med hjälp av 0-lutning var betydligt djupare än de brunnar som ansattes med konstant djup. Samma sak gällde för lutningen hos ledningarna. De ledningar som fick 0-lutning hade även med de verkliga nivåerna en betydligt lägre lutning än övriga ledningar.

Resultatet kan anses vara logiskt eftersom ledningarna hade behövt läggas med bakfall för att resultatet skulle bli annorlunda. Det går dock att resonera kring om ansättningsmetoden skulle kunna modifieras för att djupen och ledningarna skulle bli ännu mer lika. Medianvärdet för de brunnar som ansattes med konstant djup var något mindre än medianvärdet för hela modellen. Ansättningsdjupet på 2 m skulle alltså kunna minskas något för att likna verkligheten mer. Det skulle dock innebära att även brunnarna ansatta med 0-lutning, som enligt figur 13 redan låg grundare än i verkligheten, skulle bli ännu grundare. Att brunnarna ansatta med 0-lutning blev grundare än i verkligheten beror på att lutningen egentligen var större än 0 hos dessa ledningar.

För att ta hänsyn till att ledningarna inte hade 0-lutning vid bakfallen skulle mer avancerade antaganden i ansättningsmetoden kunna göras. Figur 14 visar att den

verkliga lutning hos de ledningar som fått 0-lutning snarare låg runt 5 ‰ än 0 ‰, vilket visar tendenser till att ansätta en större lutning än 0-lutning skulle påminna mer om verkligheten. En enklare analys av A200 gjordes med en lutning på 5 ‰ men vid jämförelse mot originalmodellen blev dock resultaten sämre. Anledningen var att sträckningen av ledningar påverkade av bakfall blev fler då topografin behövde längre sträcka på sig innan höjdskillnaden blev 2 m igen. Det innebar att färre brunnar följde topografin.

En metod med 5 ‰ lutning var svårare att ansätta och skulle även behöva utvecklas ytterligare för att ge bättre resultat. Syftet med ansättningsmetoden var att den skulle vara enkel att använda, därför avbröts en vidare analys av metoden.

Andra varianter av ansättningsmetoder skulle kunna vara att välja ut vissa typer av brunnar för avvägning. Exempelvis skulle första och sista brunnen, vid en sträcka där brunnarna annars skulle ansatts med 0-lutning, kunna vägas av och sedan interpolera fram djupen på brunnarna där emellan. En annan variant kan vara att väga av den brunn som ligger högst i en sträcka där brunnarna tilldelats 0-lutning och använda den nivån till att interpolera fram nivåerna på närliggande brunnar.

6.3 KÄNSLIGHETSANALYS

Med känslighetsanalysen kunde vikten av brunnarnas nivåer jämföras med andra parametrar. Om brunnarnas nivåer påverkade resultatet mindre än andra parametrar skulle det kunna motivera att osäkerheter i nivåer inte påverkade slutresultat nämnvärt. Avrinningsområdet och ledningarnas råhet användes i analysen då de ansågs vara bland de parametrar som gav störst osäkerhet i en dagvattenmodell. Därför var det dessa parametrar som brunnarnas djup jämfördes med. För att köra känslighetsanalysen vid några olika förhållanden användes de genererade CDS-regnen för 5-års, 10-års och 20-års återkomsttid.

För de konstanta djupen undersöktes fem olika scenarier jämnt fördelat mellan 1 m och 3 m. Figur 15 visar att antalet översvämmade brunnar ökade när det konstanta djupet minskade och att antalet brunnar med trycknivå under marknivå ökade när det konstanta djupet istället ökade. Det scenario som hade minst statusförändringar var A200, vilket också var det scenario vars djup påminde mest om verkligheten.

I figur 15 visas att oavsett vilket konstant djup som ansattes och vilket regn som användes fanns det minst en brunn vars status förändrades från över till under mark. Det berodde på att utloppet för område 3 låg grundare än A100 i verkligheten. Detta medförde att utloppet i verkligheten hade en trycknivå över mark för alla regnen medan alla A-scenarier sänkte nivån på brunnen rejält och därmed gav en trycknivå under marknivå.

Det fanns några enstaka brunnar med nivåer utanför scenariernas djup. Det ansågs dock orealistiskt att anta sådana förhållanden för hela modellen. Att anta ett konstant djup på mer än 3 m skulle vara för orealistiskt då schaktning är dyrt och det är därför orealistiskt att alla brunnar skulle ligga så djupt. De brunnar som var djupare än 3 m i

Sundbybergsmodellen var främst brunnar som låg i bakfall. Att ha grundare nivå på ledningarna skulle innebära att ledningarna med dimensioner större än scenariots djup skulle hamna delvis ovan mark. Trycknivån skulle då kunna tolkas som översvämning även om ledningen inte ens gick full.

Vad gäller avrinningskoefficienten som parameter syns det tydligt i figur 16 att en minskad avrinningskoefficient gav färre översvämningar och en ökad gav fler översvämningar jämfört med originalmodellen. För ett 5-års CDS-regn hade en ökad avrinningskoefficient större påverkan än en minskad. För ett 20-års CDS-regn hade tvärtom en minskad avrinningskoefficient större påverkan än en ökad. För ett 10-års CDS-regn var skillnaden mellan ökad och minskad avrinningskoefficient inte lika stor även om en minskad påverkade något mer.

Resultatet för ledningarnas råhet visade samma tendenser som resultaten av avrinningskoefficienten. Figur 17 visar att ett minskat värde på k endast gav minskat antal översvämningar och att ett större värde på k gav endast ökat antal översvämningar.

En jämförelse mellan de maximala förändringarna hos de tre parametrarnas scenarier visas i figur 18. Figuren visar att avrinningskoefficienten hade störst påverkan på modellen för alla tre CDS-regnen. Ledningarnas råhet och brunnarnas konstanta djup hade båda likartad påverkan på brunnarnas status. Utifrån detta antogs osäkerheten hos avrinningsområdet spela en större roll än vad råhet och konstant djup gjorde och till vidare analyser användes enbart avrinningsområdets scenarier B070 och B130 för att utvärdera osäkerheten hos en modell.

6.4 UTVÄRDERING AV ÖVERSVÄMNINGOSÄKERHET

I figur 19 visas trycknivån för alla brunnarna i Sundbybergsmodellen för både originalmodellen och A200-modellen simulerade med scenarierna B070, B100 och B130. Osäkerhetsintervallet som spänns upp av trycknivåerna från de tre B-scenarierna för respektive brunn och modell visar hur känslig brunnen var för avrinningskoefficienten. Ett litet intervall tyder på en stabil trycknivå och tvärtom för ett stort intervall.

Om A200-modellens trycknivåer för respektive scenario skulle följa originalmodellens trycknivåer skulle det innebära att ansättningen av brunnarnas bottennivåer enligt A200 skulle ha en liten inverkan på trycknivåerna.

Eftersom det främst var intressant om en brunn riskerade att få översvämning eller inte togs endast hänsyn till vilken status osäkerhetsintervallet gav i utvärderingen. Figur 20 visar vilka brunnar som fick avvikande status. Vissa av dem avviker betydligt mer än andra men gemensamt för dem alla var att ansättningen av brunnarnas djup enligt A200 inte var tillräckligt bra för att dessa skulle få samma status som originalmodellen.

Tabell 9 visar att 55 brunnar hade ett osäkerhetsintervall som inte överlappade alls vid jämförelse av de två modellerna. Att osäkerhetsintervallet inte överlappar bör anses som att metoden har misslyckats bedöma var trycknivån ska ligga. Dock hade den största

delen av dessa brunnar ett osäkerhetsintervall som låg mer än en meter under mark. Det tyder på att trycknivån för de brunnar där intervallen ej överlappade låg på en djupare nivå. Då trycknivån låg så pass djupt under marknivån kunde dessa brunnar ändå med stor sannolikhet kategoriseras som säkert under mark. Endast nio av dessa 55 brunnar hade trycknivåer mindre än 1 m från marknivå och av dem var tre redan identifierade med avvikande status.

Totalt upptäcktes i dessa två analyser 13 olika brunnar med trycknivåer som påverkade eller var nära att påverka resultatet. I figur 21 kategoriseras dessa 13 brunnar i de tre grupperna dike, lågpunkt och utlopp.

6.4.1 Dike

Den typ av noder som hade störst avvikelse var noder på och bredvid diken. De stod för sex av de 13 brunnarna. Av modellens totalt nio dikesnoder var fyra av dem med i gruppen av 13 brunnar. Anledningen till att dessa noder utmärker sig så tydligt var att de egentligen borde ligga i nivå med marken. Hade de inte gjort det skulle vattnet helt enkelt inte kunnat rinna ut eller in. I modellen har de dock inte legat på samma nivå som marken utan på två meters djup.

En förbättrad metod vore att inte behandla noderna i diken som vanliga brunnar när deras djup ska ansättas. De borde istället ansättas i nivå med marken. Dock bör hänsyn tas till upplösningen på markens höjddata. Om upplösningen är för låg kommer inte dikenas djup att synas, utan den nivå som syns är marken ovanför diket. I sådana fall vore en meter ett lämpligt djup att ansätta.

Då diken ofta är en meter djupa är det troligt att brunnen efter inte ligger på två meter. Detta är beroende av hur långt avståndet mellan brunnarna är och hur kuperad marken är och skulle kunna utredas i en vidare studie. I nuläget ansätts ändå 2 m om inte en annan rimlig bedömning kan göras.

Till Lidingömodellen gjordes åtgärder för diken som ansattes på 1 m djup, beroende på att dikenas djup inte kunde identifieras i höjdmodellen. Brunnarnas djup uppströms fick därmed korrigeras på samma sätt som med 0-lutning för brunnar, för att inte få bakfall. Någon analys av hur en sådan ansättning påverkade metoden gjordes dock inte. Därför finns en större osäkerhet i trycknivån vid dessa platser men det borde ge resultat närmare verkligheten jämfört med att ansätta diken på 2 m djup.

6.4.2 Lågpunkt

Två brunnar som var lågpunkter och ytterligare tre brunnar som låg i anknytning till lågpunkter identifierades med avvikande trycknivå. Tre av dem låg efter varandra på en rad vilket gör att det endast var tre olika områden som hade problem med lågpunkter och instängda områden. I modellen kunde totalt 20 instängda områden identifieras vilket innebar att 15 % av dessa fick problem med avvikande trycknivå.

Någon speciell anledning till varför dessa brunnar fick avvikande status kunde inte identifieras. I nuläget kunde endast konstateras att det fanns en större osäkerhet kring

lågpunkter och instängda områden. Med en vidare studie med ett större dataunderlag skulle förbättringar för sådana områden kunna undersökas.

6.4.3 Utlopp

Utloppet från område 3 och dess angränsande brunn gav avvikande trycknivåer. Det var det enda utloppet som rann ut i ett dike. De andra rann ut under en vattenyta och kunde därför inte få en förändrad trycknivå då trycknivån var samma som vattenytan. Det är egentligen mindre intressant att studera översvämningsrisken för ett utlopp då dagvattnet lämnar systemet där. Dock kan det vara viktigt att ansätta nivåerna rätt så trycknivån inte påverkas i brunnarna som ligger uppströms.

Att utloppet i område 3 fick avvikande trycknivå var av samma anledning som för dikena. I verkligheten kan de inte ligga 2 m under marknivå eftersom utloppet måste vara i höjd med marknivå eller ovanför för att vattnet ska kunna rinna ut.

I Lidingömodellen ansattes utloppen istället 1 m under mark av samma anledning som för dikena med att höjdmodellen inte kunde visa nivån vid utloppen. För utloppen i Östersjön och sjöarna ansattes nivån till 1 m under vattenytan. Nivåerna för utlopp som rinner ut under en vattenyta borde dock inte ha så stor betydelse så länge vattennivån är definierad i modellen.

6.4.4 Utvärdering med andra A-scenarier

Jämförelse gjordes även för scenarierna A100 - A300, men de gav alla fler avvikelser än A200. Känslighetsanalysen tyder också på att scenarierna med andra konstanta djup skulle vara sämre. Endast A150 hade liknande resultat i känslighetsanalysen men även den gav betydligt fler fel när osäkerheten med avrinningskoefficienten användes.

6.5 UTVÄRDERING AV LIDINGÖMODELLEN

6.5.1 Likheter mellan modellerna

Lidingömodellen var betydligt större än Sundbybergmodellen och det krävdes också mer arbete för att färdigställa den. Trots denna skillnad fanns det ändå stora likheter. Modellerna består av flera avrinningsområden som var för sig hade likheter. En jämförelse mellan tabell 4 och 7 visar att medianstorleken på avrinningsområdena för Lidingö var liknande Sundbybergs avrinningsområden. Medianvärdena för antal brunnar och ledningslängd var också lika men låg något lägre för Lidingö vilket indikerar på att de systemen också var något mindre. Det fanns dock ett antal mycket små dagvattensystem på Lidingö som kan ha bidragit till denna skillnad.

Figur 12 och 22 visar fördelningen av de brunnar som ansatts med ett konstant djup och med hjälp av 0-lutning i Sundbybergsmodellen respektive Lidingömodellen. Utslaget över hela modellerna var andelen brunnar med 0-lutning 23 % för båda två. Detta tyder på att topografin påminner om varandra.

De uppritade delavrinningsområdena avvek däremot en del mellan modellerna. Delavrinningsområdena var både färre till antalet och nära dubbelt så stora för Lidingömodellens olika avrinningsområden jämfört med Sundbybergmodellens.

Eftersom detta är ett arbete som görs manuellt beror skillnaderna snarare på att det är tidskrävande att dela upp delavrinningsområdena i en så stor modell som Lidingö än att modellernas delavrinningsområden skiljer sig åt i verkligheten.

6.5.2 Ansättning av ledningsnivåer

Ansättningen av Lidingös ledningar var betydligt enklare än själva uppbyggnaden av modellen. Rutinen som togs fram, se figur 9, för att effektivt ansätta nivåerna enligt A200 för så pass många brunnar var väl fungerande och behövde itereras nio gånger. Detta innebar att den längsta ledningssträckan med 0-lutning var nio ledningar lång.

Grundtanken med ansättningen av A200 användes även för att tilldela diken mer rimliga nivåer. Till detta gjordes ytterligare en rutin som var snarlik A200-rutinen, se figur 10. Rutinen behövde itereras fem gånger för att brunnar uppströms diken inte skulle ligga djupare än diken och då ge bakfall på ledningarna.

För några få ledningssträckor behövdes dock viss manuell åtgärd göras. I de fall brunnarnas djup hade ansatts med 0-lutning av A200-rutinen och därefter åter blivit ansatta med dikesrutinen kunde ledningar framför dikesnoderna få fel nivåer. I de fall då det inte är allt för många diken i en modell kan det därför vara värt att studera profilerna över diken för identifiera eventuella fel.

6.5.3 Översvämningsrisker

Vid utvärderingen av översvämningsrisken användes samma metod för Lidingö som för Sundbyberg. Att Lidingö var betydligt större hade endast påverkan på simuleringstiden. I Bilaga II visas den spatiala fördelningen av brunnarnas status från utvärderingsmetoden. I bilagan syns att brunnar med risk för översvämning ofta hamnar bredvid varandra, vilket kan tolkas som att ledningarna på de sträckorna var underdimensionerade.

I figur 25 visas fördelningen av brunnarnas status för hela Lidingömodellen och för varje avrinningsområde. För hela Lidingö fick 18 % av brunnarna översvämning och 16 % var osäkra. I jämförelse med Sundbyberg var andelen översvämningsrisker betydligt större. För Sundbyberg var motsvarande fördelning 3 % respektive 25 %.

Figur 26 visar att fördelningen av brunnarnas status var likartad oavsett om djupet var ansatt på 2 m djup, 0-lutning på grund av brunnar eller 0-lutning på grund av diken. Den tydligaste skillnaden emellan var att 0-lutning ansatta på grund av diken hade en mindre andel brunnar med osäker status och istället fler med statusen över.

För merparten av Lidingömodellens olika avrinningsområden var fördelningen likartad men några hade större avvikelser. En del avrinningsområden fick en avvikande hög andel översvämningsrisker. Områdena 44 och 56 var de som fick mest översvämningsrisker, 83 % respektive 60 % av brunnarna fick statusen över marknivå. Båda dessa områden bestod av industribyggnader med stora asfalterade ytor. Områdena ligger dock i anslutning till havet och stora delar kan tänkas avrinna direkt dit. Dessutom kan industrier ha privata ledningar med utlopp i havet, som inte fanns med i dataunderlaget från Lidingö stad.

För sju avrinningsområden fick alla brunnar statusen under mark. Gemensamt för sex av dessa avrinningsområden var att de hade små dagvattensystem med endast ett delavrinningsområde och med några få brunnar och ledningar. Det sjunde området var något större men ändå relativt litet med endast 4,5 ha stort avrinningsområde, jämfört med medianvärdet på 15,6 ha.

Figur 23 och 24 visar tydligt att vissa delavrinningsområden hade en betydligt högre andel brunnar med status över mark jämfört med medelvärdet för hela modellen. Detta kan bero på delavrinningsområdenas storlek. Eftersom varje delavrinningsområde kopplas till en brunn dit hela området rinner kommer den brunnen att få ta emot ett betydligt större flöde än vad den var dimensionerad för. Med mindre områden fördelas inflödet till fler brunnar. En annan bidragande orsak var att delavrinningsområdena kopplades automatiskt till närmsta brunn och många ledningar fick då mer dagvatten än vad de var avsedda för. I figur 27 visas att brunnar dit delavrinningsområden kopplas får betydligt mer översvämningar jämfört mot hela modellen. Eftersom antalet sådana brunnar var mer än 15 % av det totala antalet brunnar för modellen kan detta ha en betydande roll vid fördelningen av brunnarnas status.

Brunnar dit delavrinningsområden kopplades var den i särklass största gruppen av brunnar som identifierades med speciella egenskaper där statusfördelning avvek från medelvärdet. Figur 27 visar dock några andra brunnar med speciella egenskaper. Utlopp som gick ut under en vattenyta fick av naturliga skäl hög andel status över mark. Noder till dikens början och slut avvek något från medelvärdet men var till antalet få.

Avslutningsvis kan konstateras att A200 gav ett resultat för Lidingömodellen där en stor andel av brunnarna riskerade översvämning vid ett 10-års regn. Andelen verkade orimligt hög men med åtgärder rörande delavrinningsområdenas storlek och vilken nod de kopplades till skulle kunna ge ett rimligare resultat. Problemen med avrinningsområdena styrker i sig att brunnarnas djup har betydligt mindre påverkan av modellen i jämförelse.

6.6 VIDARE STUDIER

Metoden var väl fungerande för att ansätta brunnarna i Sundbybergsmodellen för att utvärdera vilka brunnar som riskerade översvämningar. För Lidingö blev antalet brunnar med trycknivå över mark relativt hög vid ett 10-års regn. Det är möjligt att dagvattennätet är underdimensionerat men det kan också innebära att den framtagna metoden inte passar så bra för Lidingö. Det är därför av intresse att göra vidare studier av metoden.

Metoden skulle kunna undersökas och utvecklas vidare med nya studier där underlaget är betydligt större. Det skulle ge underlag för att mer ingående studera vilken typ av noder som får avvikande trycknivå. Metoden skulle även kunna valideras mot redan befintliga dagvattenmodeller där ledningarnas nivåer är kända. Det vore också intressant att studera hur rimliga antaganden kan göras kring delavrinningsområdenas storlek och till vilka brunnar de bör kopplas.

7 SLUTSATS

En enkel metod för att ansätta dagvattenledningars vattengångar har utvecklats och använts för att utvärdera Lidingö stads dagvattennät.

Metoden byggde på att brunnarnas bottennivå sattes till 2 m under marknivå bortsett från brunnar som då gav bakfall på ledningarna. Där sattes brunnarnas bottennivåer så att ledningarna låg plant. Därefter utvärderades trycknivån i varje brunn med tre olika modellkörningar där avrinningskoefficienten ändrades till 70 %, 100 % och 130 % av beräknat värde. Utifrån det klassificerades brunnarnas trycknivå som antingen säkert över marknivå, säkert under marknivå eller som osäker.

Metoden med ansatta nivåer gav ett liknande resultat för Sundbybergmodellen jämfört med när de verkliga bottennivåerna användes. Problem uppstod främst för diken men även för lågpunkter och utlopp. För Lidingö ansattes diken och utlopp därför på 1 m djup istället för 2 m och brunnar uppströms justerades med 0-lutning så inte bakfall uppstod.

En känslighetsanalys visade att osäkerheten hos brunnarnas djup och ledningarnas råhet hade liknande påverkan av trycknivån i brunnarna medan osäkerheten hos avrinningskoefficienterna påverkade resultatet betydligt mer.

Trots Lidingömodellens storlek var metoden enkel att applicera med de rutiner som arbetades fram. För Lidingömodellen var det uppbyggnaden av modellen som var den tidskrävande delen.

Resultatet för Lidingös dagvattensystem visade att 18 % av brunnarna riskerade översvämning för ett 10-års regn och ytterligare 16 % var osäkra. Den höga andelen kan bero på ett underdimensionerat dagvattensystem men även på osäkerheter i modellen. Metoden borde utvärderas över fler dagvattensystem med kända nivåer för att resultatet skulle kunna tolkas med större säkerhet.

8 REFERENSER

8.1 SKRIFTLIGA REFERENSER

Anderson, D. G. (1970), *Effects of urban development on floods in Northern Virginia*, US Geological Survey Water Supply

Dahlström, B. (2010). *Regnintensitet – en molnfysikalisk betraktelse*. Stockholm. Svenskt Vatten. (Rapport 2010-05)

DHI (2011a), *MOUSE – Runoff Reference Manual*. DHI

DHI (2011b), *MOUSE – Pipe Flow Reference Manual*. DHI

DHI (2011c), *Mike Urban – Collection System*. DHI

DHI (2011d), *Mike Urban model manager – User Guide*. DHI

Frimodt, K. O. (2008), *Användarvänlighet hos programverktyg för beräkningar av flöden och dämningarnivåer i avloppsnät*, Examensarbete i miljö- och vattenteknik, Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet ISSN 1401-5765

Häggström, S. (2006), *Hydraulik för V-teknologer*. 4. uppl. Göteborg: Institutionen för miljö och byggt teknik. Chalmers tekniska högskola

Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik (1995). *VA-ledningsteknik: kompendium*. Göteborg: Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik. Chalmers tekniska högskola.

Jones, J. A. A. (1997). *Global hydrology: processes, resources and environmental management*. Harlow: Longman

Kuprianov V. V. (1977), *Urban influences on the water balance of an environment*, International Association of Hydrological Sciences, Pub. No 123: 41-7

Lantmäteriet (2012), *Produktbeskrivning: Laserdata*, Dokumentversion: 1.4 Datum 2012-04-02

Larsson, J. (2010), *Metodik för beräkning av anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet*, Examensarbete i miljö- och vattenteknik, Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet ISSN 1401-5765

Lyngfelt, S. (1981), *Dimensionering av dagvattensystem – rationella metoden*. Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen. Chalmers tekniska högskola

Shaw, E. M., Beven, K. J., Chappell, N. A. & Lamb, R. (2011). *Hydrology in practice*, 4 ed., London: Spon

Svenskt Vatten (2004). *Publikation P90: Dimensionering av allmänna avloppsledningar*
ISSN: 1651-4947

Svenskt Vatten (2011). *Publikation P104: Nederbördsdata vid dimensionering och analys av avloppssystem*
ISSN:1651-4947

Tyréns (2010). *Lidingö – Analys av översvämningskartering*. Stockholm.
Uppdragsnummer 224705

8.2 PERSONLIG KOMMUNIKATION

Hammarlund, Hans (2012) Specialist, hydraulisk modellering, Tyréns, jan-maj 2012

BILAGA I – LEDNINGSDATA FÖR LIDINGÖMODELLEN

Sammanställning av de olika dagvattensystemen på Lidingö.

Område	Avrinningsområde [ha]	Delområden [-]	Hårdgjord yta [ha]	Total ledningslängd [km]	Antal brunnar [-]	Antal diken [-]
1	20,7	15	3,7	2,5	78	0
2	21,6	12	3,8	2,3	73	0
3	4,5	4	0,7	0,5	28	0
4	5,8	3	0,8	0,4	13	0
5	40,9	23	8,9	4,4	147	4
6	61,3	21	8,7	2,4	77	3
7	204,5	71	40,2	13,9	390	14
8	8,4	8	1,2	1,2	28	0
9	17,9	11	3,3	1,7	68	0
10	19,3	17	3,6	2,8	93	0
11	1,2	1	0,2	0,1	7	0
12	12,5	8	2,8	1,6	57	0
13	1,7	1	0,7	0,4	23	0
14	30,0	19	11,1	4,7	188	0
15	81,8	48	29,4	10,9	329	0
16	4,3	2	1,1	0,2	5	0
17	13,8	6	4,9	1,5	57	0
18	5,8	2	2,2	0,5	18	0
19	291,2	116	79,0	27,0	737	0
20	18,2	7	8,2	1,5	46	0
21	33,0	13	9,8	3,3	98	0
22	1,4	1	0,2	0,1	5	0
23	6,6	3	1,7	0,7	25	0
24	27,6	12	5,5	3,0	102	0
25	3,1	2	0,6	0,2	10	0
26	18,1	1	2,6	0,1	7	0
27	23,1	3	3,8	0,7	34	0
28	10,6	2	2,7	0,5	17	0
29	3,0	2	0,9	0,4	11	0
30	4,5	1	0,7	0,2	5	0
31	41,6	13	10,7	2,7	52	4
32	39,4	1	2,1	0,0	4	0
33	27,6	9	4,5	1,6	54	2
34	1,7	1	0,6	0,3	12	0
35	2,0	1	0,6	0,2	9	0
36	5,8	2	0,9	0,5	22	0
37	81,5	48	18,4	8,1	262	0
38	38,3	13	5,8	3,4	100	2
39	3,8	2	0,6	0,2	10	0
40	0,6	1	0,1	0,1	4	0

Område	Avrinningsområde [ha]	Delområden [-]	Hårdgjord yta [ha]	Total ledningslängd [km]	Antal brunnar [-]	Antal diken [-]
41	3,4	3	0,6	0,4	18	0
42	50,8	24	9,9	5,2	172	0
43	1,6	1	0,3	0,1	7	0
44	20,5	3	9,8	0,6	18	0
45	66,6	26	19,7	5,3	139	2
46	65,6	29	12,1	6,3	197	7
47	4,5	4	0,8	0,8	29	0
48	19,2	6	2,9	1,5	46	0
49	20,0	1	1,5	0,3	4	0
50	43,2	16	11,4	2,8	79	0
51	91,2	55	21,8	9,7	319	1
52	21,5	11	3,9	2,6	81	0
53	0,2	1	0,0	0,1	3	0
54	2,3	2	0,7	0,4	15	0
55	146,4	54	37,0	11,7	344	0
56	5,5	4	2,5	0,7	20	0
57	10,1	4	3,9	0,7	18	0
58	15,4	8	4,2	1,7	52	0
59	0,7	1	0,1	0,1	5	0
60	1,6	1	0,3	0,2	9	0
61	10,9	2	1,5	0,4	14	0
62	8,2	3	1,1	0,8	26	0
63	15,6	3	4,9	0,3	12	0
64	50,1	32	16,6	5,8	177	0
65	37,2	9	9,9	2,1	61	0
66	8,7	3	1,2	0,4	13	0
67	19,3	7	3,4	1,7	59	0

BILAGA II - BRUNNARNAS STATUS I LIDINGÖMODELLEN

