



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 20 005

Examensarbete 30 hp
Februari 2020

Utredning av flödesreducering avseende påverkan från dagvattendammars placering och dimensionering

Katarina Wright

REFERAT

Utredning av flödesreducering avseende påverkan från dagvattendammars placering och dimensionering

Katarina Wright

Den urbanisering som sker i Sverige och globalt medför en förtätning av städer som resulterar i att andelen hårdgjord yta i städerna ökar. Detta leder till att dagvatten inte kan avledas på ett naturligt sätt genom infiltration samt inte kan fördröjas av växtlighet i samma utsträckning. Då vattnet inte kan infiltreras i marken ökar istället de dagvattenflöden som leds ner i avloppssystem under marken. Dagens avloppssystem har dock inte kapacitet att ta emot de mest intensiva regnen och belastas därför hårt vid kraftig nederbörd. Detta gör att översvämningensrisken ökar. Nederbörden förutspås dessutom bli allt kraftigare i framtiden till följd av klimatförändringarna. Detta gör att dagvattenhantering är ett aktuellt ämne inom samhällsutveckling. För att öka dagvattensystemens kapacitet och sträva mot en långsiktigt hållbar dagvattenhantering lyfts öppna dagvattensystem som efterliknar naturliga system fram. En sådan teknisk lösning är dagvattendammar som har till uppgift att magasinera och således fördröja och reducera dagvattenflöden. Detta examensarbete syftar till att undersöka hur dagvattendammars förmåga att reducera flöden påverkas av deras placering samt av antalet dagvattendammar som anläggs. Detta har utretts genom att, med en metod som tagits fram i detta projekt, placera ut dagvattendammar slumpmässigt och sedan simulera olika scenarier med hjälp av modelleringsprogrammet MIKE URBAN. Körningarna av de olika scenarierna resulterade i olika utloppsflöden beroende på placering av dagvattendammarna samt beroende på antalet dammar som anlades.

Denna studie visar att placeringen av dagvattendammar har stor betydelse avseende förmågan att reducera flöden. Dagvattendammarna hade generellt bäst flödesreducerande förmåga då de placerades långt ned i systemet, vilket i denna studie kvantifierades genom hur mycket reducerad area som var belägen uppströms dammen. Att den reducerade arean uppströms dammen var tillräcklig visade sig vara av särskilt stor vikt då endast en dagvattendamm anlades. Detta till följd av att inte hela volymen utnyttjades i de fall då dammen placerades högre upp i systemet. Gällande antalet dammar visade resultaten att dammarnas förmåga att reducera flöden i allmänhet ökade med ett ökat antal dammar. Detta var dock ofta sammanhängande med att den reducerade arean ökade med ett ökat antal dammar.

Nyckelord: Dagvatten, dagvattenhantering, dagvattendammar, hydraulisk modellering, MIKE URBAN

Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten och landskapslära, Uppsala universitet, Villavägen 16 SE-752 36 Uppsala, Sverige

ABSTRACT

Investigation of stormwater flow reduction in regards to the location and the dimensions of stormwater basins

Katarina Wright

The ongoing urbanisation that is taking place in Sweden has led to an increased amount of impervious areas in cities. As a result stormwater can not infiltrate into the ground and become groundwater. Instead the stormwater will be transported on the surface as runoff and eventually reach manholes and through them reach the sewer system. When heavy rainfall occurs the capacity of the sewer systems will be exceeded which will result in floods. Predictions have shown that heavy rainfall and therefore runoff will increase in the future as a consequence of climate change. In regards to that stormwater management has become important in terms of urban development. For stormwater management to become sustainable it is important to increase its capacity. A way to increase the capacity is to manage stormwater in ponds or detention basins. The purpose of this study is to investigate how the location of the basins effect their ability to delay stormwater. The study will also investigate whether the number of basins that are constructed will effect the flow reduction. The software MIKE URBAN has been used to simulate different scenarios. In these scenarios the location and the number of basins varied. The simulations resulted in different stormwater flows. The different flows have been analysed to conclude which scenarios that gave the most efficient flow reduction.

The results of this study show that the location of the stormwater basin is of great importance in regards to flow reduction. In general the basins that were located near the outlet of the catchment area had the best ability to reduce stormwater flows. When only one basin was placed in a scenario the location was critical. If the basin was located far from the outlet not much water would pass through it. This resulted in the volume not being utilised. Regarding the number of basins that were placed in the different scenarios the results showed that the flow reduction increased when the number of basins increased.

Keywords: Stormwater, stormwater management, stormwater pond, hydraulic modelling, MIKE URBAN

Department of Earth Sciences; Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sweden.

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar fem år på civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet/Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts på Tyréns i Stockholm. Hans Hammarlund, specialist i hydraulisk modellering på Tyréns, har varit handledare. Roger Herbert från institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare. Stort tack till er båda för er tid, uppmuntran och värdefulla råd. Vidare vill jag tacka alla medarbetare på avdelningarna Dagvatten & modellering samt Vattenutredning på Tyréns som har gett mig ett varmt välkomnande och bidragit med kunskap och tid.

Jag vill även tacka Järfälla kommun och Upplands-Bro kommun som tillhandahållit de modeller som använts i detta projekt. Ett tack går även till Sten Blomgren och DHI som möjliggjort tillgång till MIKE URBAN. Vidare vill jag tacka Erik Söderberg som även han gjort sitt examensarbete på Tyréns under denna tid och som varit en värdefull källa till diskussion samt delat sina resultat vilka använts i detta examensarbete.

Sist men inte minst vill jag tacka min familj som stöttat mig under studietiden samt mina vänner som stöttat och gjort studietiden oförglömlig.

Stockholm, januari 2020

Katarina Wright

Copyright © Katarina Wright, Institutionen för geovetenskaper,
Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 20 005, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad hos Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2020.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utredning av flödesreducering avseende påverkan från dagvattendammars placering och dimensionering

Katarina Wright

Det vatten som vi människor varje dag dricker, använder för att duscha och som bevattnar åkrar är samma vatten som människor har använt genom hela mänsklighetens historia. Det beror på att vattnet rör sig i ett kretslopp. Regn som faller mot marken, sjunker ner i jorden och transporteras till sjöar och hav. Samtidigt avdunstar vatten upp i atmosfären för att sedan återigen falla som regn. I modernare samhällen med städer som till stor del består av asfalt fungerar inte kretsloppet på samma sätt som i naturen. Asfalt är ogenomträngligt och regnvattnet kan därför inte sjunka ner i marken. Regnvattnet rinner då istället på markens yta. Detta vatten kallas dagvatten. Dagvattnet rinner längs markens yta tills det når en gatubrunn då det leds ner i ledningar under marken. Vid kraftiga regn räcker inte ledningarna till. Dagvattnet har då ingenstans att ta vägen och det uppstår översvämningar. Vid översvämningar kan människor och byggnader komma till skada och det kan i sin tur leda till stora kostnader. Det är därför viktigt att samhällen försöker undvika att översvämningar sker. Klimatförändringarna som förutspås leda till varmare och regnigare klimat i framtiden gör att risken för översvämningar kommer att öka.

För att minska risken för översvämningar behöver man bygga om städer så att de kan ta hand om mer dagvatten. Att öka storleken på ledningarna i marken är krångligt och kan dessutom vara ineffektivt. En bättre lösning är att använda öppna dagvattenlösningar, till exempel i form av dagvattendammar. Dagvattendammar är konstgjorda dammar där vatten kan lagras. De kan byggas med syfte att rena och/eller fördröja dagvatten. Om de byggs i städer kan de även användas för att förfina stadsbilden. Genom att samla dagvattnet i dammar innan det leds ner i ledningar minskar flödet och det är då mindre risk att ledningarna fylls och det blir översvämning. För att dammarna ska kunna ta emot mycket vatten är det viktigt att tänka på var de ska placeras ut och hur stora de ska vara. Det är exempelvis viktigt att veta hur vattnet rör sig för att vara säker på att dammarna kommer fånga upp mycket vatten.

Detta examensarbete har undersökt hur placeringen av dagvattendammar påverkar deras förmåga att minska dagvattenflöden. Det har också undersökts huruvida antalet dagvattendammar som anläggs påverkar förmågan att minska dagvattenflöden. Resultaten från arbetet visar att placeringen spelar stor roll eftersom en damm som placeras nära utloppet kan samla upp mycket vatten. En damm som däremot ligger i utkanten av ett system tar inte emot mycket vatten och har därför inte heller en stor förmåga att reducera dagvattenflödet. Gällande antalet dammar verkade flödet minska när fler dammar anlagts. Det är dock osäkert om det berodde på antalet dammar eller om det snarare berodde på hur dammarna placerades när fler dammar anlades.

DEFINTIONER OCH BEGREPP

Avloppsvatten	Vatten, i regel förorenat, som avleds i rörledning, dike eller dylikt. Det kan bestå av bland annat spillvatten, dagvatten och dränvatten.
Dagvatten	Ytligt avrinnande regnvatten och smältvatten.
Dränvatten	Vatten som avleds genom dränering.
Detaljplan	Plan som ofta upprättas i tätbebyggda områden med syfte att reglera förändringar i den fysiska miljön.
Duplikatsystem	Separerat avloppssystem med skilda ledningar för spillvatten och dagvatten.
Klimatfaktor	Faktor som används för att förutspå framtida klimat utifrån klimatförändringarnas påverkan.
Kombinerat system	Avloppssystem med gemensam ledning för spillvatten, dagvatten och dränvatten.
Permeabilitet	Begrepp som beskriver ett mediums genomsläpplighet för vätska eller gas.
Reducerad area	Den del av ett avrinningsområde som medverkar till avrinningen.
Regnintensitet	Begrepp som beskriver mängden nederbörd som faller under en viss tid.
Rinntid	Den maximala tid det tar för regn som faller inom avrinningsområdet att rinna till den punkt där allt dagvatten från området avleds.
Separeratsystem	Separat system med rörledning för spillvatten samt rännsten eller dike för dagvatten.
Spillvatten	Förorenat vatten från hushåll, industrier, serviceanläggningar och liknande.
VA	Vatten- och avlopp.
Återkomsttid	Tidsintervall i medeltal mellan regn- eller avrinningstillfällen av en viss given intensitet och varaktighet.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

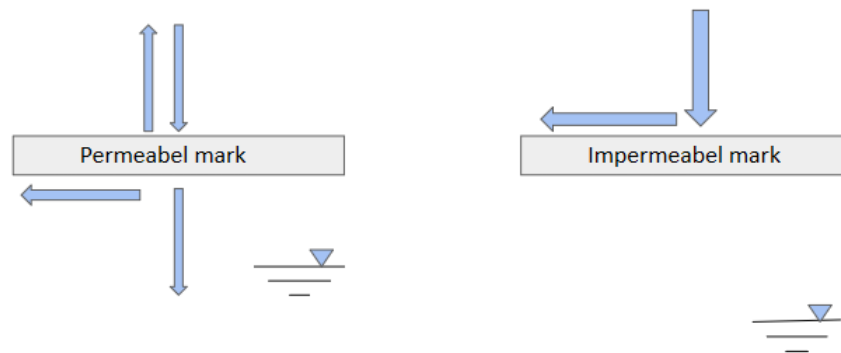
REFERAT	I
ABSTRACT	II
FÖRORD	III
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	IV
DEFINITIONER OCH BEGREPP	V
1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	2
2 TEORI	3
2.1 DAGVATTEN	3
2.1.1 Dagvattenhantering	4
2.1.2 Hållbar dagvattenhantering	5
2.1.3 Berörda samhällsaktörer och planläggning	6
2.1.4 Slutna dagvattensystem	8
2.1.5 Öppna dagvattensystem	9
2.1.6 Dimensionering och placering av öppna dagvattensystem	11
2.2 FRAMTIDA KLIMAT	13
2.2.1 Framtida utmaningar	13
2.2.2 Fallstudie Malmö	14
2.3 BERÄKNING AV DIMENSIONERANDE FLÖDEN	14
2.3.1 Återkomsttid, varaktighet och regnintensitet	15
2.3.2 Avrinningsområden och avrinningskoefficienter	17
2.3.3 Tid-areametoden	18
2.4 HYDRAULISK MODELLERING	19
2.4.1 Funktion och användningsområden	19
2.4.2 MIKE URBAN	19
3 MATERIAL OCH METODER	21
3.1 METODÖVERSIKT	21
3.2 BESKRIVNING AV MODELLOMRÅDEN	23
3.2.1 Järfälla kommun	23
3.2.2 Kungsängen	24
3.3 BESKRIVNING AV MODELLUPPBYGGNAD	26
3.3.1 Modell Viksjö	26
3.3.2 Modell Kungsängen	27
3.4 VAL AV DAGVATTENDAMMARNAS PLACERING	28

3.5	BERÄKNING AV DAMMDIMENSIONER	32
3.6	BERÄKNING AV REDUCERAD AREA	33
3.7	MODELLERING I MIKE URBAN	33
4	RESULTAT	37
4.1	UTVALDA MODELLERINGSSCENARIER	37
4.2	BERÄKNADE DAMMDIMENSIONER	38
4.3	BERÄKNING AV REDUCERAD AREA	39
4.4	MODELLERINGSRESULTAT	40
5	DISKUSSION	44
5.1	TOPOGRAFINS PÅVERKAN	44
5.2	URVAL AV MODELLERINGSSCENARIER	44
5.3	REDUCERING AV FLÖDE BEROENDE PÅ PLACERING	45
5.4	REDUCERING AV FLÖDE BEROENDE PÅ ANTALET DAMMAR	48
6	SLUTSATSER	51
	REFERENSER	52
A	BILAGA	56
A.1	SLUMPSERIER	56
A.2	PLACERING AV DAMMAR I VIKSJÖ	57
A.3	DAMMVOLYMER	61
	A.3.1 Viksjö	61
	A.3.2 Kungsängen	64

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Sveriges befolkning har under de senaste 200 åren förflyttat sig från landsbygden in till städerna. För 200 år sedan bodde 90 % av befolkningen på landsbygden vilket kan ställas i kontrast till idag då 85 % av Sveriges befolkning bor i tätorter (Statistiska Centralbyrån 2015). Denna urbaniseringsprocess som inleddes under 1800-talet ökade behovet av en högre sanitär standard i städer. Tidigare hade smuts och föroreningar transporterats med nederbörden till vattendrag via rännsten och diken, men på grund av den ohållbara sanitära situationen påbörjades under 1800-talets andra hälft anläggningen av underjordiska avloppssystem. Utvecklingen har sedan fortskridit och kapaciteten att avleda dag- och spillvatten har ökat (Svenskt Vatten 2016). I och med att urbaniseringen har fortsatt och städer förtätats är dagvattenhantering dock fortsatt en ständigt aktuell fråga inom samhällsbyggnad. Genom förtätning av städer ökar andelen hårdgjorda ytor i samhället vilket medför att markens infiltrationskapacitet och andelen gröna ytor i städerna minskar. Detta resulterar i att markens förmåga att magasinera vatten reduceras vilket leder till ökad ytavrinning och sänkta grundvattennivåer, se figur 1. Samtidigt minskar den naturliga fördröjning av dagvatten som växtlighet ger upphov till. Detta gör att både dagvattenmängden och dagvattenflödena ökar (Bengtsson & Niemczynowicz 2003).



Figur 1: Förändring i vattenflöden vid förändrad markanvändning. Till höger impermeabel mark efter exempelvis anläggning av asfalt. Till vänster permeabel mark i form av exempelvis naturmark. Den blåa pilarna visar vattenflöden och de blåa trianglarna grundvattennivån (Bengtsson & Niemczynowicz 2003).

Majoriteten av allt dagvatten avleds idag under marken i ledningsnät med begränsad kapacitet (Viklander & Blecken 2012). Att dimensionera upp befintliga ledningsnät för att öka kapaciteten är komplicerat och det finns ingen garanti att det är möjligt att nå en tillräcklig kapacitet. Det är framförallt vid nederbörd av hög intensitet som ledningsnäten belastas hårt (Svensk Vatten 2016). För att minska belastningen på ledningsnät vid intensiva regn kan öppna dagvattenlösningar anläggas. De har till uppgift att avleda dagvatten på ett sätt som efterliknar naturliga system. Genom att anlägga dagvattenanläggningar som baseras på öppna tekniska lösningar kan dagvattnet magasineras. Därmed utjämnas flödet och minskar innan

det når ledningsnätet vilket minskar belastningen (Viklander & Blecken 2012).

I detta projekt studeras öppna dagvattenlösningar i form av dagvattendammar som har till uppgift att reducera dagvattenflöden genom magasinering. I Sverige har en ökning av dagvattendammar skett som en del i en hållbar dagvattenhantering (Blecken 2016). Utöver reduktionen av flöde har deras rekreationella värde även kommit att uppmärksammas. Trots detta har det i liten utsträckning studerats hur placeringen och utformningen av en dagvattenanläggning påverkar flödesreduceringen (Larm 2000). Detta resulterar i att VA-branschen i vissa fall saknar underlag för att motivera val av plats om den utvalda platsen är attraktiv utifrån andra ändamål, till exempel för bostäder. Det har visat sig att effektiviteten vad gäller förmågan att reducera dagvattenflödet i många fall inte optimeras på grund av en ofördelaktig placering eller utformning av dagvattenanläggningen (Hammarlund 2019). Det här projektet undersöker hur olika placering och olika antal dammar i ett dagvattensystem påverkar förmågan att reducera flöden. Det görs genom att simulera hur storleken på flödet förändras då placeringen av dagvattendammar varierar samt då antalet dammar förändras. Variation av antalet dammar utreds genom att jämföra scenarier med en damm, tre dammar och tio dammar. Dessa simuleringar utförs i två modeller, en från Viksjö beläget i Järfälla kommun och en från Kungsängen beläget i Upplands-Bro kommun.

1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta projekt är att utreda hur placeringen av dagvattendammar samt hur antalet dammar som anläggs påverkar dagvattensystemets effektivitet avseende att reducera dagvattenflöden. Detta utvärderas genom att jämföra de maximala flöden som uppstår vid modellernas utlopp under simuleringstiden. Genom att utreda detta kan underlag tas fram för planering och anläggning av dagvattendammar. För att välja dammarnas placering har en metod som systematiserar dammarnas placering tagits fram inom projektet.

Följande frågeställningar ska besvaras för att uppnå projektets syfte.

- Hur påverkas dagvattenflödet vid anläggandet av dagvattendammar jämfört med om inga dammar anläggs?
- Hur påverkar placeringen av dagvattendammar deras förmåga att reducera dagvattenflöden?
- Hur påverkar antalet dagvattendammar som anläggs förmågan att reducera dagvattenflöden?
- Utifrån betingelserna som studeras i frågeställningarna ovan, vilken kombination ger bäst effektivitet avseende flödesreducering?

2 TEORI

2.1 DAGVATTEN

Vatten som når marken i form av nederbörd infiltreras i marken och lagras i markens naturliga magasin som markvatten. En del av detta vatten perkolerar ner och bildar grundvatten. Då jordens infiltrationskapacitet överstigs och jordens magasin är fyllda uppstår ytavrinning (SMHI 2018b). Detta kan beskrivas med hjälp av vattenbalanskvationen, se ekvation 1 (SMHI 2018a).

$$R = P - E - \Delta S \quad (1)$$

R = Avrinning [m^3/s]

P = Nederbörd [m^3/s]

E = Avdunstning [m^3/s]

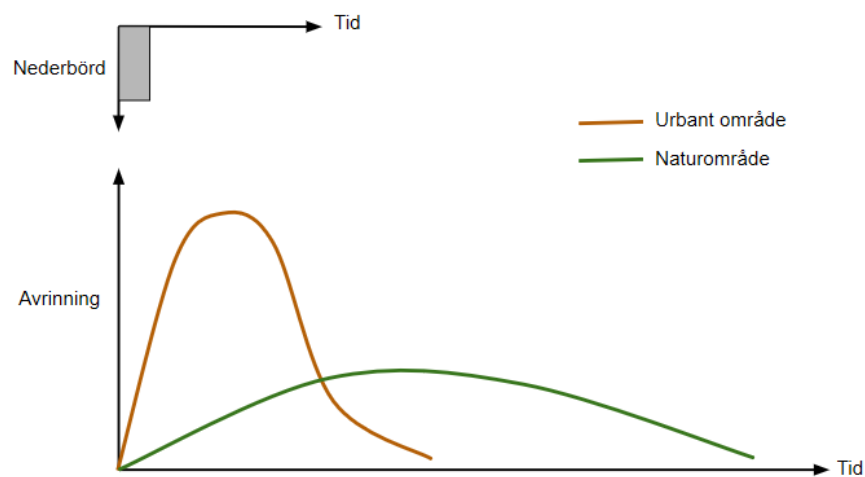
ΔS = Magasinerat vatten [m^3/s]

Vattnet som avleds genom ytavrinning är inkluderat i begreppet dagvatten. Dagvatten innefattar enligt en proposition från regeringen som lämnades till riksdagen i februari 2006 temporära flöden av exempelvis regnvatten, smältvatten, spolvatten och framträngande grundvatten (Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet 2005). Juridiskt delas dagvatten in i kategorierna *avloppsdagvatten* och *annat dagvatten*. Enligt 9 kap. 2 § 3p i Miljöbalken (SFS 1998:808) definieras *avloppsdagvatten* som dagvatten som kommer från mer än ett fåtal fastigheter inom ett detaljplanerat område. *Annat dagvatten* är det dagvatten som kommer från ett detaljplanerat område eller från en eller ett fåtal fastigheter utanför ett detaljplanerat område. Enligt 9 kap § 1 i Miljöbalken räknas dessa båda kategorier in i begreppet miljöfarlig verksamhet (Christensen 2015; SFS 1998:808).

Sverige kan sett till nederbördsmängd antas ligga i en humid klimatzon vilket innebär att nederbörden är större än avdunstningen. Detta leder till ett överskott av vatten i landskapet (SLU 2019). När detta överskott inte infiltreras i marken uppstår flöden som utgör dagvatten (Bengtsson & Niemczynowicz 2003). Dagvattenflödet beror av regintensitet, markytans storlek samt markytans avrinningskoefficient (Svenskt Vatten 2016). I oexploaterade områden inträffar de största dagvattenflödena vanligtvis i samband med snösmältningen eller under milda, regniga perioder under vintern. Anledningen till att flödena är störst under dessa perioder är att marken är vattenmättad samt att grundvattenmagasin och sjöar är fyllda. Sedan 1990-talet har det dock uppmärksamats att höga flöden uppkommit även vid kraftiga regn sommar- och hösttid efter att magasinerna fyllts genom långvariga regn. Dagvattenflödena avleds i diken och vattendrag och dessa naturliga system är känsliga även för små förändringar. Genom att ändra lutning eller markanvändning kan dessa naturliga avledningssystemens kapacitet förändras (Vägverket 2008).

I urbana områden där impermeabla ytor får en allt större utbredning minskar infiltrationskapaciteten vilket leder till att mängden dagvatten ökar enligt vattenbalansen (Bengtsson &

Niemczynowicz 2003). En annan förändring som har stor påvekan på avrinningen i exploaterade områden är det sätt som dagvattnet leds undan. I naturen där ytavrinningen är liten är processerna långsamma. I städer leds dagvattnet däremot undan via stuprör, rännsten och hängrännor ut i dagvattenledningar vilket gör att vattnet får en hög hastighet. I urban miljö rör sig således dagvattnet snabbare genom systemet och mindre vatten magasineras i marken. Detta gör att flödestoppen i dessa system blir högre än i naturmark där flödena utjämnas, se figur 2 (Arnell 1980). Förtätning av städer är nödvändigt ur miljösynpunkt för att utnyttja städernas resurser mer effektivt och på så sätt inte ta oexploaterade områden i anspråk. Ur dagvattensynpunkt skapar dock förtätningar en del problem då den ökade mängden hårdgjord yta minskar infiltrationen och den naturliga fördröjningen, och därmed bidrar till en ökad mängd dagvatten och högre dagvattenflöden (Boverket 2010).



Figur 2: Avrinningshydrografer för urbant område samt naturområde (Arnell 1980).

2.1.1 Dagvattenhantering

Historiskt var dagvattenhanteringen endast en fråga om kvantitet, det vill säga att hänsyn endast togs till mängden dagvatten som skulle tas omhand. Under 1960-talet och 1970-talet började dock krav ställas både på att dagvattensystemen skulle vara mer ekonomiskt lönsamma och en reducering av dagvattensystemens miljöpåverkan utkrävdes. Resultatet av detta blev att de befintliga ledningssystemen i högre utsträckning kompletterades med exempelvis utjämningsmagasin och infiltrationsanläggningar. Dessa lösningar övervägdes även i större utsträckning vid anläggning av nya dagvattensystem (Arnell 1980). Under 1970-talet introducerades även begreppet LOD (Lokalt Omhändertagande av Dagvatten) med syfte att arbeta med fördröjning av dagvattenflöden. Flertalet uppfinningsrika tekniska lösningar prövades under denna tid. LOD fick trots detta dåligt rykte på grund av att det inte var anpassat för att hantera de dagvattenflöden som uppstod vid kraftiga regn eller nederbörd med lång varaktighet. Sådana klimathändelser ledde till marköversvämningar då de naturliga magasin som skapats med LOD var fyllda och inte hade kapacitet att ta hand om de stora mängderna nederbörd. Ett lokalt omhändertagande av dagvatten kan fungera tillfredställande, men det är

viktigt att ha kunskap om lokala förhållanden och planera för hur stora nederbördsmängder som ska hanteras (Svenskt Vatten 2011). Begreppet LOD har idag till stor del ersatts av begreppet *Hållbar dagvattenhantering*.

Under 1990-talet fortsatte utvecklingen och dagvatten började ses som en resurs till skillnad från tidigare, då det enbart ansetts vara en belastning. I samband med detta började öppna dagvattenanläggningar etableras i större utsträckning. Dagvattenhanteringen började då innefatta kvantitet, kvalitet och gestaltning (Svenskt Vatten 2016). I samband med urbanisering och förtätning av städer ökar behovet av en hållbar dagvattenhantering då detta är nödvändigt för att förebygga problem med översvämningar samt fuktskador på byggnader och infrastruktur. För att uppnå en hållbar dagvattenhantering är det viktigt att dagvatten framledes inte enbart ses som en VA-fråga utan hanteras i all samhällsplanering exempelvis genom att arbeta med höjdsättning vid nybyggnationer (Svenskt Vatten 2011).

2.1.2 Hållbar dagvattenhantering

En hållbar dagvattenhantering gynnar både människors hälsa och miljön. Detta kan kopplas till Sveriges miljömål, däribland generationsmålet som berör den samhällsomställning som är nödvändig för att samhället ska kunna överlämnas till nästkommande generationer med lösta miljöproblem. Dessutom kan dagvatten anknytas till fyra av de sexton miljö kvalitetsmål som satts upp. Dessa fyra miljö kvalitetsmål är följande: ingen övergödning, levande sjöar och vattendrag, grundvatten av god kvalitet och en god bebyggd miljö (Naturvårdsverket 2019). En bristfällig dagvattenhantering ger upphov till en rad negativa konsekvenser för både människa och miljö. Eventuella översvämningar kan utöver att skada människor ge upphov till skador på byggnader och infrastruktur. Detta medför negativa konsekvenser ur både ett socialt och ekonomiskt perspektiv (Klimat- och sårbarhetsutredningen 2007). Höga dagvattenflöden för även med sig negativa konsekvenser i form av föroreningstransport då föroreningar från exempelvis vägar spolats med i dagvattenflödet. Föroreningstransport kan ha en negativ påverkan på människors hälsa och miljö då giftiga ämnen sprids i naturen och påverkar ekosystem. Dagvattnet kan även spola med sig näringsämnen som kan leda till övergödning när dagvattnet når recipienten (Viklander, Österlund, Müller, Marsalek & Borris 2019). Höga flöden kan även ge upphov till erosion. Detta kan leda till en sämre släntstabilitet vilket i sin tur kan leda till skred (Klimat- och sårbarhetsutredningen 2007).

Dagvattenfrågan aktualiserades återigen i mars 2019 då Naturvårdsverket presenterade två etappmål för dagvatten. Dessa syftar till att klargöra hur dagvatten bör hanteras för att generationsmålet och Sveriges miljömål ska uppnås genom en samhällsomställning. Naturvårdsverket har föreslagit att dessa mål bör antas av Sveriges regering. De två etappmålen presenteras nedan (Naturvårdsverket 2019).

1. Senast 2023 ska en hållbar dagvattenhantering integreras i planering och byggande. Företrädesvis ska naturbaserade lösningar nyttjas för att förebygga uppkomsten av dagvatten samt vattenvägar utformas för kraftig nederbörd. I övrigt ska dagvattnet nyttjas som en resurs, fördröjas så nära källan som möjligt och vid behov renas.

2. Senast 2025 ska de kommuner som har vattenresurser med risk för betydande påverkan av dagvatten från befintlig bebyggelse, ha genomfört en kartläggning samt tagit fram en handlingsplan för en hållbar dagvattenhantering. Genomförandet av åtgärder enligt handlingsplanen ska dessutom ha påbörjats (Naturvårdsverket 2019).

Dessa etappmål kommer som en reaktion på att samhällets nuvarande dagvattenhantering inte uppfyller de krav för hållbara dagvattenlösningar som på sikt är nödvändiga. En hållbar dagvattenhantering syftar till att efterlikna naturliga avrinningsmönster med långsamma flöden. Detta kan ställas i kontrast till nuvarande hantering av dagvatten där en stor del av avrinningen sker i ledningar samt spolas över hårdgjorda ytor. Enligt Naturvårdsverket är en målsättning att genom dessa etappmål övergå från en linjär syn på dagvattenhantering till ett mer cirkulärt synsätt där dagvattnet kan nyttjas som en resurs i samhället. En del av detta är att minska uppkomsten av dagvatten genom att öka mängden växtlighet och infiltrationsytor samt fördröja vattnet i exempelvis dagvattendammar. På så sätt kan dagvattnet behållas i landskapet och utnyttjas i rekreationssyfte. Vad som innefattas av Naturvårdsverkets definition av en hållbar dagvattenhantering sammanfattas nedan (Naturvårdsverket 2019).

- Förebyggande åtgärder mot uppkomst av dagvatten ska implementeras exempelvis genom att undvika hårdgjorda ytor i så stor utsträckning som möjligt.
- Dagvatten ska omhändertas så nära källan som möjligt, det vill säga där nederbörden faller. Dagvattnet ska fördelaktigen användas som en resurs i samhället.
- Det dagvatten som inte nyttjas som resurs fördröjs och renas nära källan och avleds sedan via öppna stråk, diken eller ledningar.
- Samhället klimatanpassas genom exempelvis höjdsättning så att kraftig nederbörd som överstiger ledningsnätets kapacitet säkert kan avrinna på marken (Naturvårdsverket 2019).

För att en omställning till en långsiktigt mer hållbar dagvattenhantering i urbana områden ska vara möjlig behövs en omställning där en större del av dagvattnet hanteras på ett naturligt sätt i öppna system ovanför marken snarare än i ledningar under marken. Öppna dagvattenlösningar finns i olika versioner som exempelvis gröna tak, genomsläppliga ytbeläggningar, svackdiken, dagvattenbiofilter och dagvattendammar (Viklander & Blecken 2012). Detta projekt undersöker endast dagvattendammar vilka kan användas i kombination med andra lösningar.

2.1.3 Berörda samhällsaktörer och planläggning

Vid planering och anläggning av ny bebyggelse ställs idag höga krav vad gäller säkerheten avseende vattenfrågor. Detta bör även gälla befintlig bebyggelse och dagvattenflöden bör fördröjas så att de inte skadar samhälliga funktioner (Svenskt Vatten 2011). Lagen om allmänna vattentjänster (SFS 2006:412) syftar till att skydda människors hälsa och miljön genom att se till att vattenförsörjning och avlopp ses i ett större samhällsperspektiv. Tanken är att hushållens behov av vatten skall tillgodoses av samhället, vilket klargörs tydligt vad gäller avledning

av spillvatten och dricksvattenförsörjning. Däremot råder vissa oklarheter vad gäller kommuners ansvar att avleda dagvatten (Christensen 2015). Dagvattnets kvantitet och kvalitet berör samhällen i sin helhet och det är många olika parter som bär ansvaret för att dagvatten hanteras på ett tillfredsställande sätt. Bland aktörer finns bland annat kommuner, fastighetsutövare och verksamhetsutövare. För att uppnå en hållbar dagvattenhantering är det viktigt att dessa aktörer samarbetar inom dagvattenfrågan (Naturvårdsverket 2019). Det finns inom samhällsutveckling ett behov av planering som innefattar dagvattenfrågor samt att klimatåtgärder finns med genomgående i planeringsprocesser (Boverket 2010). Kommuner är planläggare av mark och vatten inom kommungränserna. Därför faller ansvar på dem att introducera dagvattenhantering tidigt i en planeringsprocess. Inom kommuner finns även en VA-huvudman som har ansvar att avleda dagvatten och dränvatten för att skydda människors hälsa och miljön. Att samarbeta med fastighetsägare är viktigt då de kan möjliggöra uppkomsten av en hållbar dagvattenhantering på den egna fastigheten och därmed minska dagvattnets belastning på allmänna ytor (Naturvårdsverket 2019). För att säkerställa att frågan om dagvattenhantering aktualiseras i kommuner kan det vara av värde att skapa en dagvattenstrategi. Svenskt Vatten (2011) har tagit fram förslag på vad som kan ingå i en sådan. Förslagen är följande:

- Dagvattenhanteringsens mål
- En utgångspunkt om att det är av vikt att arbeta med dagvatten för befintliga byggnader och nybyggnation
- Tillvägagångssätt att integrera dagvattenhantering i stadsplanering
- Ansvarsfördelning av dagvattenhanteringen i kommunen
- Planläggning av dagvattenhantering vid kraftig nederbörd
- Åtgärder för att minska miljöeffekter från förorenat dagvatten
- Uppföljning och utvärdering (Svenskt Vatten 2011).

Genom att utforma en dagvattenstrategi har kommunerna vid byggnation en utgångspunkt för hur dagvattnet i kommunen ska hanteras och på så sätt ökar troligheten att frågan om dagvattenhantering introduceras under ett tidigt skede av planeringsprocesser (Svenskt Vatten 2011).

Dagvattenhantering kommer dock ofta in sent i planeringsprocesser, både vad gäller utveckling av befintliga områden och nybyggnation. Detta kan resultera i att bostäder eller dylikt är planerade att byggas på den plats inom detaljplanen som är mest optimal för anläggning av en dagvattendamm. Därför måste ofta den minst otillfredsställande lösningen identifieras. Det är på grund av detta av vikt att dels kunna visa vilka placeringar och utformningar som har hög effektivitet avseende reducering av dagvattenflöden, och dels vilka lösningar som inte uppnår en hög effektivitet och därför bör uteslutas (Hammarlund 2019). För att effektivisera dagvattenhanteringen och anpassa samhällen efter rådande och framtida dagvattenflöden

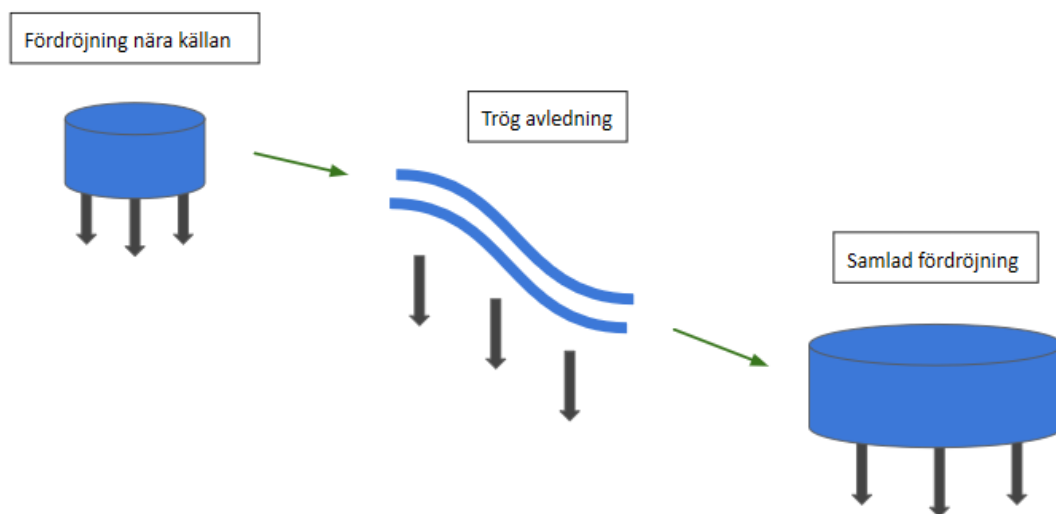
bör framtida scenarier simuleras för att utreda var översvämning kan komma att uppstå. En identifiering av platser som har ett värde ur klimatanpassningssynpunkt bör utföras för att undvika att dessa platser nyttjas för annan verksamhet. Vid förtätning av stadsdelar bör det även utredas vilka konsekvenser som följer av att grönyta tas i anspråk och vilka eventuella områden som kan riskera att översvämmas till följd av detta. På grund av att dessa åtgärder inte vidtagits tidigare har människligheten själv bidragit till en ökad översvämningsrisk genom att exempelvis underdimensionera ledningsnät, förtäta städer samt att bostäder har byggts i översvämningskänsliga områden (Boverket 2010). Det betyder att det inte enbart är viktigt att arbeta med en hållbar dagvattenhantering i planerade områden utan även i befintliga områden. Att anlägga lokala hållbara dagvattenlösningar i befintliga områden är ofta möjligt och kan ha en fördröjande effekt. En stor skillnad mellan planerade och befintliga områden är dock att befintliga områden redan är höjdsatta och därmed kan höjdskillnader inte användas som ett verktyg för att undvika att byggnader skadas (Svenskt Vatten 2016). Det finns ett nuvarande och framtida behov av flödesreducerande åtgärder i stora delar av Sverige (Boverket 2010).

2.1.4 Slutna dagvattensystem

Under 1800-talet då en ökad inflyttning till tätorter skedde ökade behovet av en mer sanitär vattenhantering i städerna. Detta initierade en anläggning av slutna avloppsledningar belägna under mark. År 1905 hade slutna system implementerats i 80 städer i Sverige. Underjordiska avloppssystem kan utformas på olika sätt och fram till 1950-talet var det vanligast med kombinerade avloppsledningssystem där spill-, dag- och dränvatten avleds i en och samma ledning. För att minska risken för översvämningsrisk har kombinerade avloppssystem ofta ett tillhörande bräddutlopp där det vid höga flöden avleds orenat avloppsvatten. Det svenska avloppsledningssystemet består idag till 13 % av kombinerade ledningar. Under 1900-talet anlades även så kallade separata system om än i mindre utsträckning än de kombinerade systemen. I separata system avleds spillvatten och vatten från husgrundsdränning i ledningar medan dagvatten avleds yttligt i exempelvis diken. Vid användande av separata system är underhåll av diken av stor vikt då dåligt underhållna diken kan ge upphov till marköversvämning. Från och med 1950-talet har duplikatsystem implementerats. Detta innebär att spillvatten och dagvatten avleds i varsin separat ledning. Till en början var det vanligast att dränvattnet anslöts till spillvattenledningen. Emellertid var det inte optimalt att låta dränvatten gå genom avloppsreningsverken. På grund av detta avleddes under en kort tid dränvattnet via självfall till dagvattenledningen. Det var dock inte optimalt då en överbelastning av systemet ledde till att dagvatten trängdes bakåt i ledningarna och att källare översvämmades (Svenskt Vatten 2016). Vid utformning av dagens avloppssystem rekommenderas att dagvattenledningen kan dämmas upp till markytan. Dränvattnet måste i dessa system pumpas till dagvattenledningen eller avledas i en separat ledning (Svenskt Vatten 2016).

2.1.5 Öppna dagvattensystem

Öppna dagvattensystem har till uppgift att efterlikna naturliga system. Det innefattar att de ska infiltrera, fördröja och magasinera vatten lokalt till skillnad från ledningsnät där flödena transporteras genom ledningarna med relativt hög hastighet ut till recipienten. Genom att implementera öppna dagvattenlösningar avlastas ledningsnäten (Svenskt Vatten 2011). Öppna dagvattenlösningar exklusive lösningar på privat mark kan delas in i tre olika kategorier: *Fördröjning nära källan*, *Trög avledning* och *Samlad fördröjning*, se figur 3. De olika kategoriernas funktion samt exempel på teknisk utformning som tillhör de olika kategorierna visas i tabell 1 (Boverket 2010).

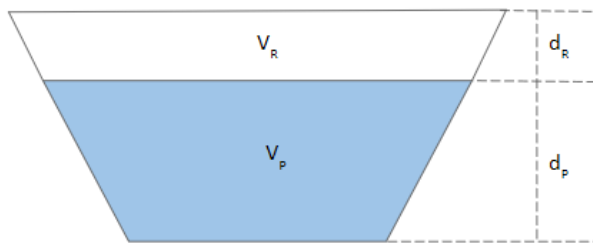


Figur 3: Dagvattnets väg genom ett system av öppna lösningar, från fördröjning nära källan till samlad fördröjning i systemets nedre delar (Boverket 2010).

Tabell 1: Uppdelning av öppna dagvattenlösningar samt dess olika funktioner och exempel på teknisk utformning (Boverket 2010).

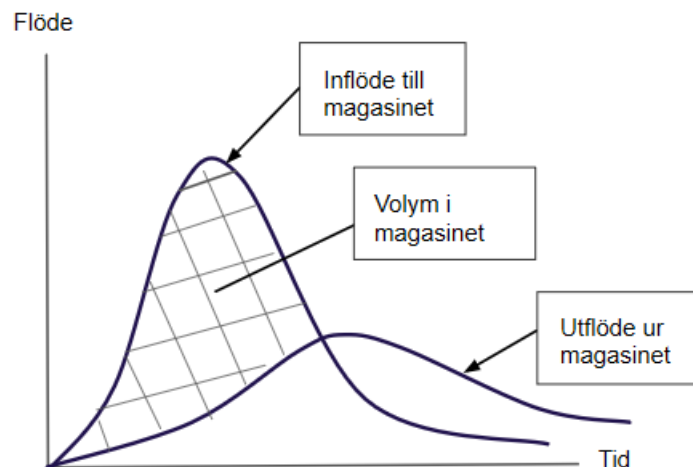
Kategori	Funktion	Exempel på utformning
Fördröjning nära källan	Fördröjning i de övre delarna av systemet	Genomsläppliga ytor, översvämningssytor, dammar, våtmarker
Trög avledning	Långsam transport av dagvatten genom systemet	Svackdiken, kanaler, bäckar
Samlad fördröjning	Fördröjning i större, öppna magasin i systemets nedre delar	Dammar, våtmarker, sjöar

Detta projekt undersöker enbart hur anläggning av dagvattendammar påverkar dagvattenflödet och därmed beskrivs detta mer i detalj. Dagvattendammar kan ha olika funktion, men huvudsyftet är ofta att fördröja samt rena dagvatten. Då det finns ett behov av att fördröja stora volymer är dagvattendammar vanligtvis en bra lösning (Stockholm Vatten och Avfall u.å.). Utöver detta kan dammarna om det är önskvärt utformas på ett sätt som ger dem ett rekreationellt samt ett estetiskt värde i stadsbilden (Persson 1997). I rapporten "Hållbar dag- och dränvattenhantering: råd vid planering och utformning" utgiven av Svenskt Vatten (2011) delas dagvattendammar in i två olika kategorier vilka är *Dammar i parkområden* och *Dammar för samlad fördröjning*. Dammar som anläggs i parker används, utöver att fördröja dagvatten, i rekreationellt syfte. Dammar som anläggs för samlad fördröjning anläggs i de nedre delarna av systemet för att ha möjlighet att magasinera vattenvolymer från en stor del av avrinningsområdet. Utloppsledningen som leds ner i nedströms liggande dagvattensystem, bäck eller recipient bör ligga helt under lägsta vattennivå i denna för att förebygga att utloppet fryser igen. Utloppsledningen ska dimensioneras så att det dimensionerade dagvattenflödet kan avledas även om utloppet däms upp med ytvatten. Utöver detta dimensioneras utloppsledningen efter hur tåligt området nedströms är (Svenskt Vatten 2011). För att en dagvattendamm ska kunna användas i ett fördröjande syfte krävs en reglervolym, det vill säga att vattennivån kan varieras och därmed kan dammen magasinera dagvatten. Den volymen som fördröjer vattnet utgörs av volymen ovanför den permanenta vattennivån om en sådan existerar, se figur 4. I och med magasineringen utjämnas dagvattenflöden vilket leder till en minskad belastning på ledningsnätet (Stockholm Vatten och Avfall u.å.).



Figur 4: Tvärsnitt av en dagvattendamm med permanent volym (V_p), permanent djup (d_p), reglervolym (V_r) och reglerbart djup (d_r) (Stockholm Vatten och Avfall u.å.).

Det är idag vanligt att dagvattendammar anläggs inom VA-huvudmannens verksamhetsområde. Dagvattendammarna dimensioneras efter de flöden de ska ha kapacitet att hantera. Höga flöden kräver ofta större volymer och därmed i de flesta fall att större arealer finns tillgängliga i området (Naturvårdsverket 2019). Genom att dimensionera dammar som har kapacitet att magasinera dagvatten kan flödestoppen reduceras innan dagvattnet lämnar dammen och avleds vidare genom dagvattenledningar, se figur 5 (Arnell 1980).



Figur 5: Funktionen hos dagvattenmagasin. En fördröjning sker som gör att utflödet är lägre än inflödet (Arnell 1980).

Kritiken mot dagvattendammar är idag relativt lågmäld. I de fall då kritik uppkommit har det främst handlat om att dagvattendammar är dyra att anlägga. Utöver detta har kritiker framfört åsikter om problem med mygg samt risk för smittspridning och olyckor. Vinsterna med att anlägga dagvattendammar anses dock vara dominerande. I jämförelse med många andra samhällsätgärder, exempelvis vägbyggen är anläggandet av en dagvattendamm ett projekt utan speciellt höga kostnader. Dammarna har utöver fördröjning dessutom en samhällsnytta genom sociala, ekologiska och estetiska värden (Persson 1999). Avseende flödesreducering finns både fördelar och nackdelar. Fördelarna är att en reduktion av flödet kan ske i slutet av befintliga system vilket gör att stora volymer kan magasineras. Nackdelar med dagvattendammar är dock att de kan vara svåra att implementera i urbana områden på grund av att de kräver en relativt stor yta. De kräver även i vissa fall kontinuerlig skötsel för att exempelvis motverka att sedimentation leder till en reducerad magasinvolym och därmed en minskad kapacitet (Stockholm vatten och avfall u.å.). I jämförelse med slutna system har dagvattendammar en större potential gällande att fördröja dagvattenflöden. Genom att öka dimensionerna på slutna ledningssystem kan endast en måttlig ökning i kapacitet noteras. Dagvattendammar har större kapacitet att kunna magasinera dagvattnet och reducera flödena och är därför ett mer fördelaktigt alternativ för dagvattenhantering vid extrem nederbörd. En övergång till öppna system som del i en långsiktigt hållbar dagvattenhantering minskar flödestoppar och dagvattenvolymer. Därmed minskar risken för att ledningsnätets kapaciteten överträffas vilket resulterar i en minskad översvämningsrisk (Svenskt Vatten 2016).

2.1.6 Dimensionering och placering av öppna dagvattensystem

Vid planeringen av en dagvattenanläggning är det viktigt att ha en klar bild vad syftet med anläggningen är. En väl utformad dagvattenanläggningen ser nämligen olika ut beroende på om syftet är fördröjning eller rening av dagvatten (Svenskt Vatten 2011). Det finns generellt fem faktorer som inverkar på utformningen av en dagvattendamm. Dessa fem är tekniska faktorer,

ekonomiska faktorer, ekologiska faktorer, sociala faktorer och estetiska faktorer. De tekniska faktorerna påverkas av vilka egenskaper vattnet som ska tas emot har samt de villkor som ställs på det vatten som släpps ut ur dammen. Dessa faktorer påverkar dammens storlek. En damm vars syfte är att utjämna dagvattenflöden behöver ha kapacitet att lagra en stor volym vatten så att den har möjlighet att hantera dagvatten vid exempelvis stor nederbördsmängd. Genom att utforma utloppet på ett lämpligt sätt kan magasinets volym kontrolleras och tömningshastigheten regleras (Persson 1999). Vid dimensionering av ledningar och diken som del i ett dagvattensystem görs detta vanligtvis med syfte att systemet ska ha kapacitet att avbörda ett bestämt maximalt dagvattenflöde för att undvika översvämning och överbelastning av systemet (Arnell 1980). Hur dimensionerande dagvattenflöden beräknas presenteras i avsnitt 2.3.

Vid val av placering och utformning av dagvattenanläggningen är det viktigt att ta hänsyn till lokala förhållanden. Generellt är det önskvärt att anlägga dagvattendammar på låga topografiska partier där naturliga flödesriktningar utnyttjas. Detta gör att kostnader i form av installation av pumpar eller schaktning kan undvikas. Tillgängligheten är en viktig faktor när det gäller placering och dimensionering av anläggning i befintliga områden då hänsyn måste tas till exempelvis tomtgränser. Markens egenskaper är en annan faktor som påverkar dagvattendammar utformning. Dessa egenskaper innefattar markens genomsläpplighet samt släntstabilitet (Persson 1999). Infiltrationskapaciteten styrs av markens genomsläpplighet, dock kommer kraftiga regn av en viss magnitud ge upphov till ytavrinning. I områden med täta jordar, exempelvis lerjordar som är vanliga i Sverige, ligger fokus i större utsträckning därför på att fördröja dagvattnet snarare än infiltration (Svenskt Vatten 2016). För att en dagvattendamm ska vara effektiv gällande flödesreducering krävs således tillgång till en yta som är tillräckligt stor för att anlägga en damm samt att platsen är tillfredställande vad gäller hydrologi, geologi och topografi. Om dammen anläggs på en plats som inte är optimal kan det leda till en otillfredställande reduktion av flödet på grund av att magasinets kapacitet är för låg alternativt att volymen inte utnyttjas (Boverket 2010). Som ovan nämnt har dagvattendammar fördelar som ligger inom många olika områden och är av intresse för olika yrkestraditioner. Detta kan leda till att personer som arbetar med planering och anläggning av dagvattendammar utgår från olika kunskapsstraditioner. Utöver detta skiljer sig ofta olika professioner sig åt i värderingar. Exempelvis är det troligt att värden som ekologi och rekreation värderas högre av landskapsarkitekter medan VA-branschen fokuserar mer på tekniska värden som fördröjning och rening. Detta gör att projektörens kunskapsstradition kan vara en faktor som påverkar dagvattendammar utformning (Persson 1999).

I Sverige dimensioneras dagvattensystem vanligtvis enligt rekommendationer från Svenskt Vatten, vilket innebär att de dimensioneras för att ha kapacitet för bortledning av regn med en återkomsttid på 10, 20 eller 30 år. Vilken av dessa återkomsttider som är dimensionerande i ett specifikt område avgörs med avseende på bebyggelsen i området (Naturvårdsverket 2019). Vid kraftiga skyfall med större magnitud än vad dagvattensystemet dimensionerats för måste vattnet kunna ledas bort ovan mark. Det är kommunens ansvar att se till att detta sker på ett säkert sätt (Naturvårdsverket 2019). De dimensionerande faktorerna skiljer sig för

dagvattensystem i naturmark och för urban mark. I naturområden är avrinning relaterat till snösmältning dimensionerande medan intensiva sommarregn är dimensionerande för avrinning på urban mark (Vägverket 2008).

2.2 FRAMTIDA KLIMAT

Den globala uppvärmningen är ett resultat av antropogen påverkan kopplat till utsläpp av växthusgaser. Mellan 1880 och 2012 har den globala medeltemperaturen ökat 0,85 grader Celsius och den senaste 30-årsperioden tros vara den med högst temperatur under de senaste 1400 åren (Kjellström 2013). Denna temperaturökning tros inte avta, utan den globala temperaturen förutspås stiga med 0,5-5 grader Celsius till 2100. Avseende Sveriges klimat förutspås uppvärmningen bli än kraftigare med en temperaturökning på 2-7 grader Celsius fram till perioden 2071-2100. Detta enligt regionala prognoser uppbyggda efter de globala klimatscenerierna RCP4,5 och RCP8,5 (Miljö- och energidepartementet 2017). Temperaturskillnaderna tros bli störst under vinterhalvåret och temperaturen ökar troligen mest i de norra delarna av Sverige. Anledningen till detta är ett minskande snötäcke och därmed en reducerad reflektion av solljus vilket ger upphov till ökade temperaturer (Miljö- och energidepartementet 2017).

Klimatförändringarna förutspås även påverka nederbörden som i Sverige enligt prognoser kommer öka med 0-40%. Stora nederbördsvariationer förutspås däremot för olika år (Miljö- och energidepartementet 2017). Inte enbart mängden nederbörd förutspås öka, nederbörden tros även öka i intensitet och skyfall kommer troligen återkomma med högre frekvens (SMHI 2014). Dessa förändringar i nederbördsmängd och nederbördsintensitet förutspås leda till att avrinningen i Sverige kommer att öka med 5-25 %. Klimatets påverkan på avrinningsmängden tros dock ha stora lokala variationer (Miljö- och energidepartementet 2017). Extrema väderförhållanden påverkar i hög grad en rad olika samhällsfunktioner däribland el, VA, infrastruktur och människors hälsa. Då klimatförändringarna i hög utsträckning påverkar samhällets funktioner bör de beaktas vid dimensionering av exempelvis dagvattendammar och ledningsnät (Boverket 2010).

2.2.1 Framtida utmaningar

En stor utmaning som kommer som ett resultat av klimatförändringarna är hur det befintliga samhället ska anpassas till framtida klimat. Befintliga samhällsfunktioner kan ej flyttas utan samhället måste klimatanpassas. Klimatanpassning är dock en komplex fråga som kräver kompetens inom många olika områden (Boverket 2010). Dagens utbyggnad av vatten- och avloppssystem har skett med stöd av en dimensioneringstradition som inte har tagit hänsyn till framtida klimatförändringar. På grund av detta uppkommer svårigheter att avgöra hur väldimensionerade dagens system är. Dessutom uppstår svårigheter att dimensionera planerade utbyggnader (Vägverket 2008). Den ökande mängden dagvatten som kommer med ökad nederbörd gör att ledningsnäten blir överbelastade (Stahre 2006). Enligt Klimat- och sårbarhetsutredningen som gjorts på uppdrag av Sveriges regering kommer klimatförändringarna att medföra en ökad översvämningrisk (Vägverket 2008). I och med att skyfall förutspås bli vanligare kommer högre krav ställas på att samhällen ska vara översvämningståliga (Svenskt

Vatten 2016). Den nederbörd som skapar mest problem gällande ökad avrinning i urbana områden är intensiv korttidsnederbörd. Dagens klimatmodeller visar på detta och förutser exempelvis att 10-årsregn kommer ha ökat 10 % i omfattning år 2050 (SMHI 2017). Ett sätt att fördröja dagvattenflödena är att implementera dagvattendammar i dagvattensystemen (Stahre 2006).

Det är inför framtiden nödvändigt att utreda riskområden och finna lämpliga åtgärder inom framtida samhällsbyggnadsprojekt. Det är därför väsentligt att utifrån historiska nederbördsdata simulera framtida händelser med hjälp av en klimatfaktor (Svenskt Vatten 2011). Förslag på klimatfaktor för dagvattenflödena framtagna av Stockholms stad i samarbete med WRS och RISE är 1,25 (Stockholms stad 2017). Genom denna typ av utredningar samt att dagvattenhantering inkluderas i stadsplaneringen kan säkerheten mot översvämning förbättras. Detta kan ske genom höjdsättning av byggnader relativt gator, möjliggörande av infiltration och fördröjning samt genom att identifiera och avsätta översvämningssytor (Svenskt Vatten 2016).

2.2.2 Fallstudie Malmö

År 2014 drabbades Malmö av ett skyfall där regnmängder runt 120 millimeter uppmättes. Återkomsttiderna vid denna händelse översteg generellt 100-årsregn och ansågs baserat på intensitets-varaktighetssamband enligt Dahlström (2010) i de områden där regnen var som kraftigast överstiga en återkomsttid på 360 år. Vid en jämförelse mellan ledningsnätets kapacitet och regnmängden i Malmö visade det sig att regnmängden var cirka fyra gånger så stor. En lärdom av detta är att skyfallshantering ej enbart kan utgå från slutna system. Det är nödvändigt att även addera öppna system för att hantera dagvattenflöden (Svenskt Vatten 2016). I stadsdelen Augustenborg belägen i Malmö har det efter problem med bland annat källaröversvämningar satsats på en mer långsiktigt hållbar dagvattenhantering. En bortkoppling av dagvattnet från avloppssystemet har skett och istället har dagvattenhanteringen till stor del förflyttats ovan jord. Denna omställning har visat sig vara både kostnadseffektiv och fördelaktig då översvämningssytor har minskat. Belastningen på ledningsnätet har reducerats och den biologiska mångfalden i stadsdelen har ökat (Ludzia, Larsson & Aguayo 2014). I samband med skyfallet år 2014 studerades även dagvattenlösningarna i Augustenborg och deras förmåga att reducera översvämningar. Det visade sig då att Augustenborg klarat sig bra avseende översvämningar relaterat till omkringliggande stadsdelar med traditionella avloppsledningssystem (Sörensen & Emilsson 2019).

2.3 BERÄKNING AV DIMENSIONERANDE FLÖDEN

Vid dimensionering av dagvattensystem tas dimensionerande flöden fram för att bestämma vilken kapacitet dagvattensystemet skall ha. Detta avsnitt beskriver hur dimensionerande flöden beräknas och de parametrar som behöver tas fram för att beräkningen ska vara möjlig. Dessa parametrar är regnintensitet och avrinningsområdets reducerade area. Med dessa parametrar kan det dimensionerande flödet beräknas enligt ekvation 2.

$$Q_d = i \cdot A_{red} \quad (2)$$

Q_d = Dimensionerat flöde [m^3/s]

i = Regnintensitet [m/s]

A_{red} = Reducerad area [m^2]

Nedan finns en beskrivning av hur dessa parametrar tas fram samt en beskrivning av tidareametoden som används för att beräkna dimensionerande flöden.

2.3.1 Återkomsttid, varaktighet och regnintensitet

För att minska riskerna att ledningarnas kapacitet överskrids beräknas dimensionerande flöden som ligger till grund för hur dagvattensystem ska dimensioneras. Det är dock inte ekonomiskt försvarbart att dimensionera ledningar så att riskerna elimineras. Därför måste en avvägning göras och ett beslut tas gällande hur ofta det är acceptabelt att en överbelastning av systemet inträffar. Intervallet definieras ofta som en återkomsttid, det vill säga hur lång tid som statistiskt sett fortlöper mellan händelser då dagvattensystemets kapacitet överskrids (Lyngfelt 1981). Återkomsttiden kan ses som en säkerhetsnivå där längre återkomsttid innebär att översvämning kommer ske mer sällan vilket innebär högre säkerhet. Nederbörd är en stokastisk parameter och därför är sannolikheten att ett regn av en viss återkomsttid ska inträffa lika stor varje dag och påverkas inte av tidigare händelser. Sannolikheten att exempelvis ett 100-årsregn ska inträffa är 1 % varje enskilt år. Återkomsttider bestäms utifrån historiska nederbördsdata (Svenskt Vatten 2016), och skiljer sig beroende på vilken typ av ledningssystem som anläggs. Återkomsttiden för dagvattenledningar kan i vissa fall vara lägre än återkomsttiden för kombinerade ledningsnät, se tabell 2. Detta beror på att en överbelastning på de olika systemen ger olika följdverkningar (Vägverket 2008).

Tabell 2: Återkomsttider för regn vid dimensionering av fylld ledning.

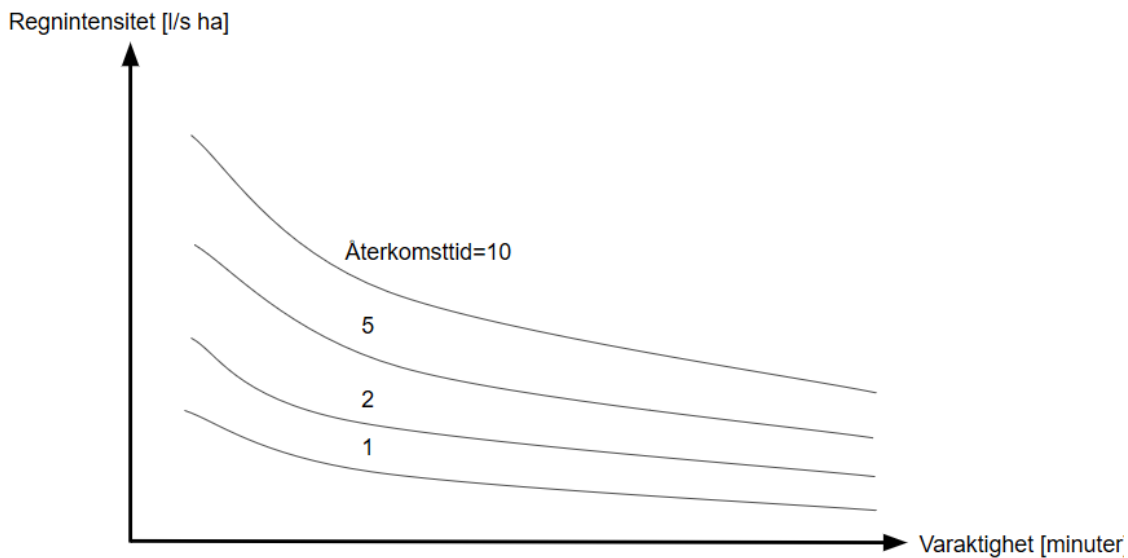
Områdestyp	Dagvattenledning	Kombinerad ledning
Ej instängt område utanför citybebyggelse	1 år	5 år
Ej instängt område inom citybebyggelse	2 år	5 år
Instängt område utanför citybebyggelse	5 år	10 år
Instängt område inom citybebyggelse	10 år	10 år

Regnets varaktighet likställs ofta med rinntiden (Vägverket 2008). Rinntiden definieras som den maximala tid som uppmätts innan all nederbörd avbördats till avrinningsområdets utloppspunkt (VA-guiden 2013). En undersökning av rinntiden krävs därför för att kunna bestämma varaktigheten, vilken i sin tur kan användas för att bestämma regnintensiteten. En uppskattning av rinntiden kan enligt Vägverket göras utifrån vattenhastigheter som finns angivna i tabell 3 samt den längsta avrinningssträckan (Vägverket 2008).

Tabell 3: Dagvattenhastigheter för uppskattning av rinntider.

Avrinningsyta	Hastighet [m/s]
Ledningar i allmänhet	1,5
Tunnel och större ledningar	1,0
Dike och rännsten	0,5
Grunda diken	0,2
Markyta	0,1

För en bestämd varaktighet och en bestämt återkomsttid kan regnintensiteten erhållas ur så kallade intensitets-varaktighetskurvor (IDF-kurvor), se figur 6. Vanligtvis skapas IDF-kurvor utifrån en frekvensanalys av nederbördsdata. Detta gör att IDF-kurvor är områdesspecifika utifrån vilka nederbördsdata som används. Genom att använda IDF-kurvor kan dimensionerande regn bestämmas. Regnintensiteten som erhålls från IDF-kurvor kan användas i ekvation 2 för att beräkna dimensionerande flöden (Svenskt Vatten 2004).



Figur 6: Teoretisk beskrivning av en intensitet-varaktighetskurva (IDF-kurva). Regnintensiteten avläses för bestämt värde på återkomsttid och varaktighet (Svenskt Vatten 2016).

För urbana områden kan nederbördsintensiteten även beräknas givet att information om nederbörd per tidsenhet finns tillgänglig. Regnintensiteten beräknas då enligt ekvation 3, där bokstaven i betecknar regnintensiteten och $i(t)$ betecknar nederbörden per tidsenhet (Vägverket 2008).

$$i = 2,78 \cdot i(t) \quad (3)$$

Beräkningar av regnintensitet med ekvation 3 kan som nämnt enbart appliceras på urbana områden. Det beror på att beräkningarnas exakthet är beroende av andel hårdgjord yta i områden, där resultatet stämmer bättre med verkligheten ju större andel hårdgjord yta området består av (Vägverket 2008).

2.3.2 Avrinningsområden och avrinningskoefficienter

Med ett avrinningsområde avses enligt Vattendirektivet ett landområde varifrån samtlig ytavrinning avbördas genom vattendrag till havet vid ett enskilt flodutlopp, flodmynning eller delta. Avrinningsområden kan delas in i delavrinningsområden. Avrinningsområdets utbredning begränsas av vattendelare som följer topografin (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Vid beräkning av dimensionerande flöde måste avrinningsområdets storlek bestämmas, men då all nederbörd inte avgår som ytavrinning utan en del infiltreras eller magasineras erhålls en reducerad area som beror av markanvändning. Markanvändningen beskrivs med hjälp av en avrinningskoefficient som beskriver hur stor andel av den totala arean som utgörs av hårdgjord yta. Reducerad area beräknas enligt ekvation 4 (Vägverket 2008).

$$A_{red} = A_{tot} \cdot \varphi \quad (4)$$

A_{red} = Reducerad area [m²]

A_{tot} = Total area [m²]

φ = Avrinningskoefficient [-]

Avrinningskoefficienter upp till en återkomsttid på 10 år för olika typ av markanvändning och bebyggelse finns angivna i tabell 4 respektive 5 (Vägverket 2008).

Tabell 4: Avrinningskoefficienter upp till en återkomsttid på 10 år för olika markanvändning (Vägverket 2008).

Markanvändning	Avrinningskoefficient
Tak	0,9
Betong och asfaltsyta	0,8
Stensatt yta med grusfogar	0,7
Grusväg, starkt lutande bergigt parkområde utan vegetation	0,4
Berg i dagen (ej allt för stor lutning)	0,3
Vägslänter beroende på ytbeklädnad och lutning	0,2-0,4
Grusplan och grusgång, obebyggd kvartersmark	0,2
Park med rik vegetation	0,1
Odlad mark, gräsyta, ängsmark mm	0-0,1
Flack tätbevuxen skogsmark	0,1

Tabell 5: Avrinningskoefficienter upp till en återkomsttid på 10 år för olika typer av bebyggelse (Vägverket 2008).

Typ av bebyggelse	Avrinningskoefficient, flackt	Avrinningskoefficient, kuperat
Sluten bebyggelse utan vegetation	0,7	0,9
Slutet byggnadssätt med gårdar	0,5	0,7
Industri -och skolområden	0,5	0,7
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus)	0,4	0,6
Radhus	0,4	0,6
Villor med tomt < 1000 m ²	0,25	0,35
Villor med tomt ≥ 1000 m ²	0,15	0,25

I de fall då det aktuella området utgörs av flera olika delområden med olika avrinningskoefficienter kan en kombinerad avrinningskoefficient beräknas enligt ekvation 5 (Svenskt Vatten 2004).

$$\varphi = \frac{A_1 \cdot \varphi_1 + A_2 \cdot \varphi_2 + \dots + A_n \cdot \varphi_n}{A_1 + A_2 + \dots + A_n} \quad (5)$$

φ = Kombinerad avrinningskoefficient [-]

φ_i = Avrinningskoefficient för delavrinningsområde i [-]

A_i = Total area av delavrinningsområde i [m²]

Den area som beräknas med hjälp av avrinningskoefficienter och områdets totala area kallas för avrinningsområdets reducerade area (Vägverket 2008).

2.3.3 Tid-areametoden

Tid-areametoden är en handräkningsmetod som innefattar dagvattnets rinntid på marken och i ledningarna. Metoden kan användas för planering och dimensionering av stora system av ledningar vilket inkluderar magasin med syfte att utjämna dagvatten. Dock är detta inte en exakt metod (Arnell 1980). Tid-areametoden kan användas för större avrinningsområden med heterogena områden. I metoden delas avrinningsområdet in i flera delområden och metoden tar hänsyn till samverkan mellan dessa olika områden. Området delas in efter landskapets naturliga vattendelare. Därefter beräknas varje delområdes reducerade area.

Det dimensionerande flödet beräknas för den varaktighet som för samtliga delområden ger det största flödet vid den aktuella beräkningspunkten. Då regnintensiteten för bestämd varaktighet och återkomsttid tagits fram beräknas det dimensionerande flödet som ovan. Tid-areametoden ger utdata i form av maximala flöden eller avrinningshydrografer i olika punkter i systemet. Vilken typ av utdata som erhålls beror på hur användaren tillämpar metoden (Arnell 1980). Metoden fungerar för flöden ovanför marken, dock bör datoriserade modeller

ringsprogram tillämpas då dimensionerande flöden i ledningsnät skall beräknas (Vägverket 2008).

2.4 HYDRAULISK MODELLERING

2.4.1 Funktion och användningsområden

Med hjälp av modeller kan olika system och deras beteenden studeras. Hur detaljerat det aktuella systemet beskrivs beror på vad syftet med modellen är. Det är dock viktigt att poängtera att modeller alltid är en förenkling av systemet och därmed aldrig fullständigt beskriver verkligheten. För att skapa underlag för planering och anläggning av dagvattensystem kan simuleringar göras för att undersöka hur olika regnhändelser påverkar dagvattensystemets funktion. Genom att i planeringsskedet arbeta med modeller kan brister upptäckas i tid och därmed är arbetet med modeller ett sätt att undvika onödiga kostnader som uppstår på grund av att en ordentlig genomgång inte gjorts. Modeller är därmed ett viktigt verktyg vid beslutsfattning (Blomquist, Hammarlund, Härle & Karlsson 2016).

Vid hydraulisk modellering kan olika arbetssätt tillämpas beroende på vad modellen ska användas till. I rapport 2016-15 från Svenskt Vatten Utveckling (Blomquist et al. 2016) beskrivs ett exempel på hur arbetsgången kan se ut. I detta exempel är det första steget att bestämma syfte och mål. Detta är viktigt då det är avgörande för vilken typ av modell som används samt hur detaljerad modellen behöver vara. När syftet och målet är definierat är nästa steg datainsamling. Beroende på mängden tillgänglig data samt kvaliteten på denna får det avgöras om befintlig data behöver kompletteras med insamlad data. I nästa skede är det dags att bygga modellen och det är viktigt att dokumentera arbetsgången så att det är lätt att modifiera modellen i efterhand. Modellen ska sedan testas för att upptäcka eventuell instabilitet. Modellen bör sedan även kalibreras mot mätdata för att minimera osäkerheter i modellen. Efter slutförd kalibrering är modellen verifierad. Modellen är då klar att användas (Blomquist et al. 2016).

2.4.2 MIKE URBAN

MIKE, som är en programvara från DHI, innefattar flera olika versioner. Med MIKE är det möjligt att modellera alla typer av vattenmiljöer och programvaran kan användas globalt. Programvaran används ofta för att underbygga information som stöd i beslutsfattande (MIKE Powered by DHI u.å.b). Vid behov av att modellera olika typer av vattenaspekter i urbana miljöer är programvaran MIKE URBAN tillämpbar då den täcker olika typer av vattenledningssystem i städer. MIKE URBAN kan bland annat användas för åtgärdsplanering vid översvämning av urbana områden, utvärdering av dagvattenhantering, hantering vid regnberoende inflöden då infiltrationskapaciteten är begränsad (MIKE Powered by DHI u.å.a). I detta projekt används MIKE URBAN för att undersöka hur dagvattenflöden förändras vid anläggning av dagvattendammar. Model of Urban Sewers (MOUSE), som är en del av MIKE URBAN, är en modelleringsmotor som kan användas för modellering av både öppna och slutna ledningar. Vidare kan MOUSE användas för att modellera vattenkvalitet och sedimenttransport i dräneringsystem, dagvattenbrunnar och sanitetsavlopp. MOUSE kan även simulera flöden och vattennivåer i dagvatten- och spillvattensystem anlagda i stadsmiljö. Simuleringarna kan göras både för en enskild händelse samt för långa tidsperioder (DHI 2017).

MOUSE tillhandahåller olika beståndsdelar som kan adderas vid modelluppbyggnad. Bland dessa finns exempelvis noder och ledningar. Noderna kan representera olika typer av attribut däribland brunnar, utlopp och magasin. Ledningarna kan i MOUSE användas för att i modellen beskriva både slutna ledningar och diken. I noderna beräknas endast vattennivå. I ledningarna beräknas både vattennivå och flöde. Översvämningar i modellen uppstår då vattennivån i en nod överstiger marknivån vid den specifika noden. Det finns olika sätt att hantera översvämningar i MOUSE. Detta görs genom att ansätta olika så kallade *Cover types* vilket beskriver hur det översvämmade vatten ska hanteras i varje enskild nod. De olika typerna som kan väljas är *Normal*, *Sealed* och *Spilled*. Som standard väljer MOUSE att ansätta *Cover type* till *Normal*. Detta innebär att det vid översvämning skapas ett osynligt magasin vid den nod som översvämmas där det överflödiga vattnet lagras. Denna lagring är dock reversibel och då vattennivån i noden sjunker återförs det lagrade vattnet till ledningsnätet. För att undvika översvämning helt i modellen kan nodernas *Cover type* ansättas till *Sealed*. Detta innebär att ett fixt lock skapas vid marknivån och vatten stoppas från att svämma över vilket medför en tryckhöjning i ledningsnätet. Ett tredje alternativ är att ansätta nodernas *Cover type* till *Spilled*, vilket innebär att översvämningar som uppstår i modellen är irreversibla och vattnet återförs således inte till noden då vattennivån sjunker (DHI 2017). Slutna ledningar kan utformas på olika sätt i MIKE URBAN. Ledningarna kan modifieras med avseende på form och storlek. Formen kan bland annat väljas till cirkulär eller rektangulär. Vad gäller öppna diken kan de bland annat beskrivas med hjälp av tvärsnitt (CRS). Ledningarnas position i marken bestäms genom att tilldela ledningarna en övre nivå och en bottennivå. Ledningar karakteriseras även av val av material och genom detta bestäms en friktionskoefficient. Det är även möjligt att välja vilken typ av ledning som anläggs. Valen är då dagvattenledning, spillvattenledning eller kombinerat ledningssystem. Vid anläggning av ett magasin/en dagvattendamm i MIKE URBAN ändras den nod där dammen ska anläggas från brunn till magasin. För att beskriva dammens geometri skapas sedan en geometrifil för dammen. I denna fil ansätts dammens djup och ytareal (DHI 2017).

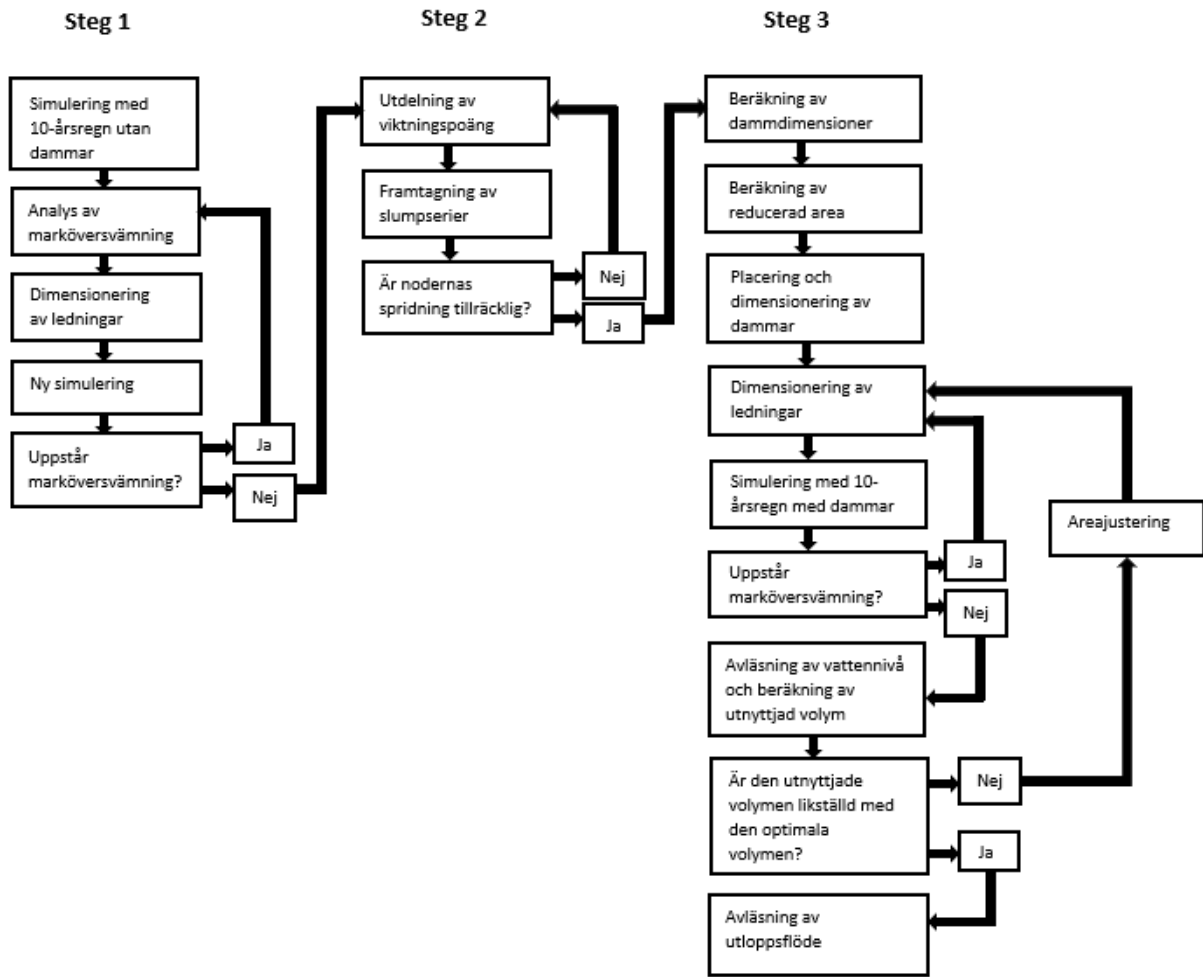
MOUSE kan användas för modellering av nederbörd och avrinning i urbana områden. Modelleringen är vanligtvis uppbyggd i två steg där det första steget innefattar avrinningsmodellering som inkluderar avrinningsområden, anslutning mellan avrinningsområdet och den punkt där vattnet ansluter till ledningsnätet, beskrivning av den hydrologiska modellen samt nederbörd. Utifrån detta beräknas avrinning. Det andra steget simulerar den hydrauliska belastningen på ledningsnätet. I det andra modelleringssteget används den avrinningsfil som skapats i det första modelleringssteget som indata. Från det andra modelleringssteget erhålls utdata i form av bland annat vattennivåer och flöden vid specifika noder och ledningar. Det finns två olika typer av modeller för avrinningsområden i urban miljö, ytavrinningsmodeller och kontinuerliga hydrologiska modeller. Av dessa är ytavrinningsmodeller de som är mest frekvent använda inom avrinningsanalyser i urbana områden. Dessa modeller beräknar endast ytavrinning vilket ger upphov till en diskontinuerlig avrinningshydrograf där nederbörd leder till en uppkomst av ett flöde som sedan upphör då regnet slutar. Detta resulterar i att dessa modeller bör tillämpas i områden som till stor del utgörs av hårdgjorda ytor samt vid analyser

av enskilda händelser. Till skillnad från ytavrinningsmodellerna så behandlar de kontinuerliga hydrologiska modellerna avrinning både ovan och under markytan. Dessa modeller är bättre anpassade för rurala områden och mer långsiktiga analyser. I MOUSE finns fyra olika ytavrinningsmodeller. Dessa är Time-Area (A), Kinematic Wave (B), Linear Reservoir (C1 och C2) och Unit Hydrograph Method (UHM). Vad gäller kontinuerliga hydrologiska modellering finns det en sådan i MOUSE, vilken är MOUSE RDI (DHI 2017). I detta projekt används modeller som tillämpar tid-areametoden.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 METODÖVERSIKT

Figur 7 visar ett övergripande flödesschema över metoden. En mer detaljerad beskrivning av metoden ges i kommande avsnitt. Metoden är uppdelad i tre olika steg. Steg 1 beskriver en modifiering av de två grundmodellerna där marköversvämningar eliminerades. Detta gjordes för att simuleringarna utan dammar skulle kunna jämföras med scenarierna där dammar anlagts. Steg 1 avslutas med en utvärdering där en övergång till steg 2 kan ske om alla marköversvämningar eliminerats. I steg 2 bestämdes dammarnas placeringar med hjälp av en slumpmetod. Slumpmetoden som använts togs fram i detta projekt. Metoden utgick från att alla brunnar erhöll en poäng som bestämdes utifrån en slumpfaktor samt hur lämpliga de ansågs vara för anläggning av dagvattendammar. Lämpligheten bestäms utifrån den reducerade arean uppströms brunnen. Slumpmetoden skapades utifrån bestämda förutsättningar avseende spridningen av dammarna. Förutsättningarna var att spridningen skulle öka med ett ökat antal dammar som anlades. Då dessa förutsättningar uppfylldes kunde en övergång till steg 3 ske. I steg 3 beräknades dammarnas dimensioner för de olika scenarierna. Vidare beräknades även den reducerade arean uppströms dammarna för respektive scenario. Dammarna placerades sedan ut och ledningarna dimensionerades på ett sådant sätt att ledningarna erhöll minsta möjliga dimension utan att marköversvämning uppkom. Därefter avlästes vattennivån och den utnyttjade volymen utvärderades utifrån en optimal volym för vardera modell. Då den utnyttjade volymen överensstämde med den optimala volymen avlästes det maximala flödet som erhöles vid modellens utlopp under simuleringstiden. Steg 3 upprepades för 18 olika scenarier. De maximala utloppsflödena för de olika scenarierna jämfördes sedan utifrån reducerad area uppströms dammarna samt antalet dammar som anlagts.

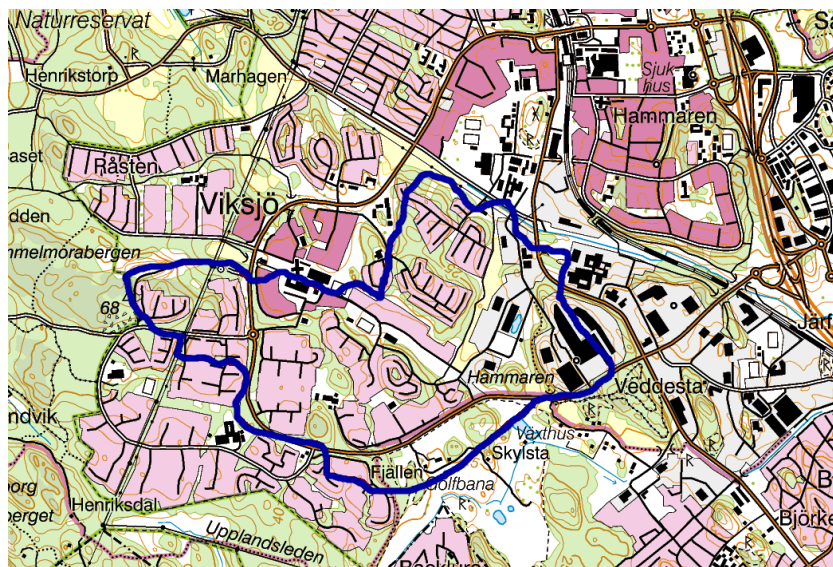


Figur 7: Flödesschema som beskriver arbetsprocessen.

3.2 BESKRIVNING AV MODELLOMRÅDEN

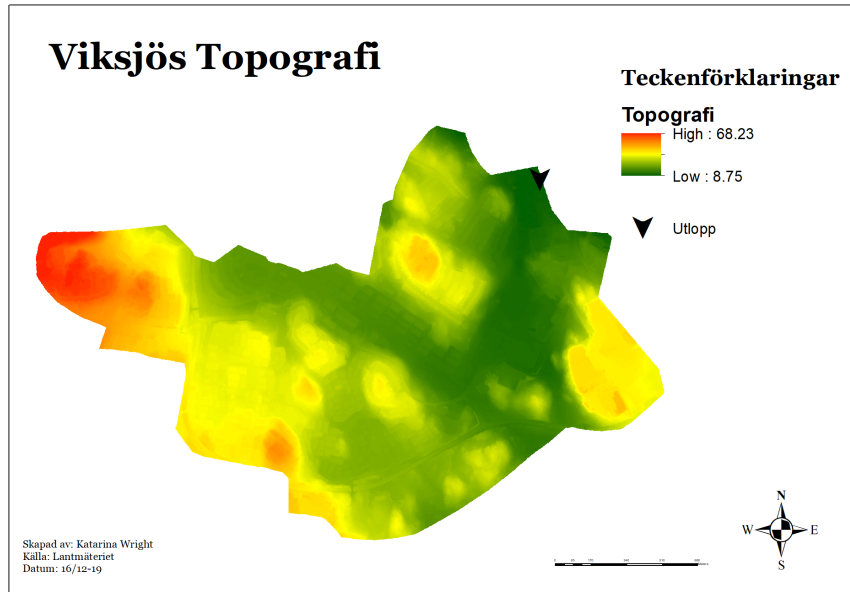
3.2.1 Järfälla kommun

Området Viksjö ligger i Järfälla kommun. Kommunen har en befolkning på drygt 80 000 invånare. Befolkningsstillväxten i kommunen är god och år 2018 ökade befolkningen med 2020 invånare till följd av födelseöverskott samt inflyttning (Järfälla kommun 2019). Figur 8 visar en karta där modellområdet Viksjö är utmärkt. I kartan ses att bebyggelsen i området är relativt utspridd över hela modellområdet. Modellområdet består även av en del grönområden som även de är utspridda över hela ytan. I utkanten av modellområdet i nordöstlig riktning rinner Bällstaån.



Figur 8: Karta över området Viksjö. Modellen Viksjö som används i denna studie omfattar det område som ligger innanför den blåa linjen. Kartan är hämtad från Lantmäteriet © och redigerad av författaren.

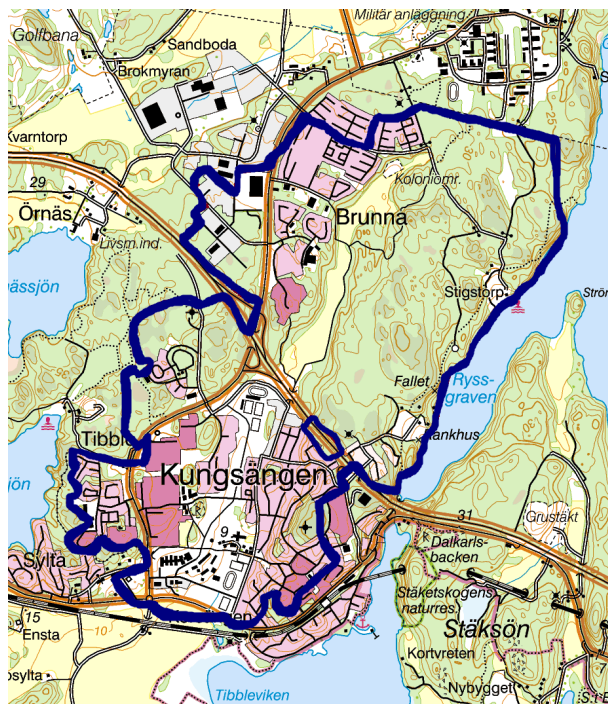
Då topografin är en faktor som påverkar dagvattendammars förmåga att magasinera och således reducera dagvattenflöden undersöktes modellområdenas topografi. Detta för att få information angående om någon av de eventuella placeringarna var belägen på exempelvis en höjd. Detta skulle i sådana fall kunna påverka dammarnas förmåga att reducera flödet och därmed vara intressant vid analys av resultaten. Topografikartor togs därför fram i ArcGIS utifrån Lantmäteriets höjddata. Figur 9 visar topografin i modellområdet Viksjö. Vid jämförelse med ledningsnätet som visades i figur 12 ses att ledningsnätet till stor del följer topografin. Det kan även noteras att modellområdet sluttar från de borte delarna ned mot utloppet. I övrigt visar denna topografikarta att modellområdet är relativt plant vad gäller markyta och inga stora lokala höjder kan uppfattas.



Figur 9: Topografikarta över modellområdet Viksjö skapad med hjälp av höjddata hämtad från Lantmäteriet ©.

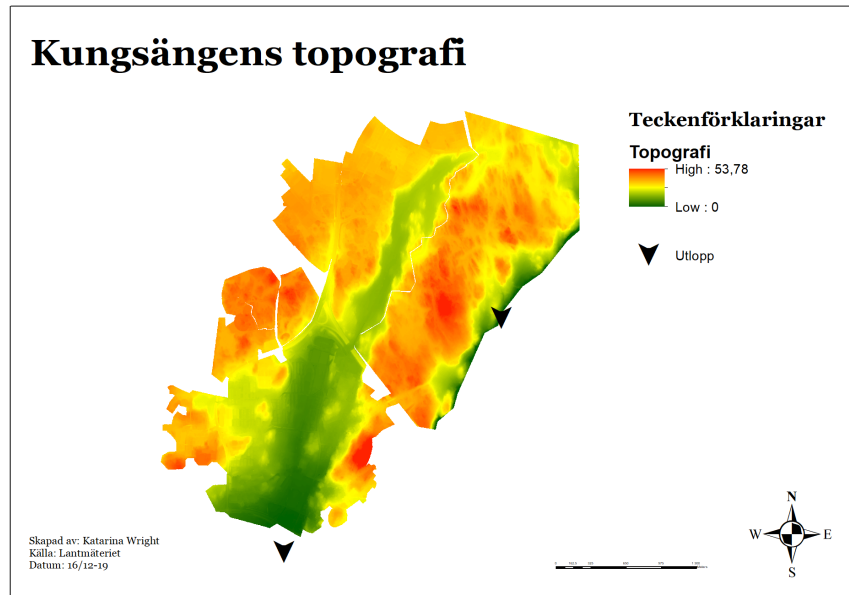
3.2.2 Kungsängen

Området Kungsängen ligger i Upplands-Bro kommun. Kommunen ligger nordväst om Stockholms kommun, i Mälardalen. Kommunen har cirka 28000 invånare (Upplands-Bro kommun u.å.a) och har en växande befolkning som ökat med 5117 invånare på 10 år. Födelseantalet i kommunen är relativt konstant, men inflyttningen till kommunen har ökat (Upplands-Bro kommun u.å.b). Figur 10 visar Kungsängen med utmärkt modellområde. Det kan noteras att majoriteten av bebyggelsen är belägen i områdets södra delar. Utöver detta finns en del bebyggelse i områdets nordvästra delar. Modellområdets mittersta delar och nordöstra delar utgörs av naturmark. Gällande närliggande vatten omges modellen av Ryssgraven i öst och Tibbleviken i söder.



Figur 10: Karta över området Kungsängen. Modellen Kungsängen som används i denna studie omfattar det område som ligger innanför den blå linjen. Kartan är hämtad från Lantmäteriet © och redigerad av författaren.

I figur 11 visas topografien i modellområdet Kungsängen. Även i denna modell ses att området sluttar ned mot utloppet, då det är det södra utloppet som undersöks i denna modell. Det kan noteras att det finns en höjdrygg längs modellens högra sida som sluttar mot ett utlopp på östra sidan. Som tidigare nämnt studeras detta utlopp dock inte i denna studie. Inte heller i denna modell noteras några lokala höjder.



Figur 11: Topografikarta över modellområdet Kungsängen skapad med hjälp av höjddata hämtad från Lantmäteriet ©.

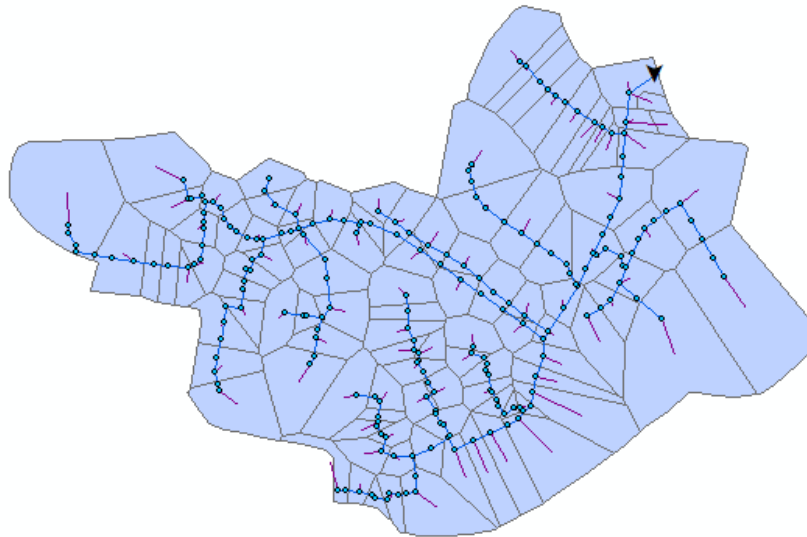
3.3 BESKRIVNING AV MODELLUPPBYGGNAD

I detta projekt användes två modeller för att utreda hur dagvattendammars placering samt hur antalet dammar som anläggs påverkar dagvattensystemens förmåga att reducera dagvattenflöden. I projektet utförs simuleringar i en mindre och en större modell. Den mindre modellen är Viksjö, som är ett område i Järfälla kommun. Den större modellen är Kungsängen vilket är ett område beläget i Upplands-Bro kommun. Således utförs simuleringarna i modeller över befintliga bebyggda områden. Detta är dock en teoretisk studie där en del av studien syftar till att undersöka hur olika placeringar av dagvattendammar påverkar dagvattenflöden. Därför ansågs alla brunnar vara potentiella placeringar för anläggning av dagvattendammar. Ingen hänsyn togs därför till tomtgränser, bebyggelse eller liknande. Däremot utgick studien från att områdena är bebyggda och den reducerade arean som används i studien är densamma som för de befintliga områdena. Detta medför att denna studie endast utrett hur anläggning av dagvattendammar påverkar dagvattenflödena i urbana områden och inte i naturmark. Nedan följer beskrivningar av de två modellernas uppbyggnad. På grund av sekretess visas modellen från Kungsängen inte i denna rapport, den är dock uppbyggd på samma sätt som modellen från Viksjö som visas i rapporten.

3.3.1 Modell Viksjö

Den modell från Viksjö som använts i denna studie består av 102 delavrinningsområden med en total area på cirka 300 hektar. Den reducerade arean beräknades till 46 hektar vilket innebär att cirka 15 % av den totala arean utgörs av hårdgjord yta. Modellen består av 209 noder, varav 208 brunnar och ett utlopp. Utloppet är placerat i nordöstlig riktning och visas i figur 12 med en svart pil. Noderna (blåa cirklar) är sammankopplade med cirkulära ledningar (blåa

linjer). Avrinningsområdena är anslutna till brunnarna som leder dagvattnet från ett specifikt avrinningsområde ner i en brunn och ut i ledningsnätet, se figur 12. Anslutningarna mellan nod och avrinningsområde ses i figuren som lila linjer. *Cover type* för alla noder i denna modell utgår från standardinställningarna, det vill säga är satt till *Normal*. Detta innebär att vatten vid översvämning lagras i ett osynligt magasin och sedan återförs till ledningsnätet då vattennivån sjunkit.



Figur 12: Översiktsbild över modellen Viksjö innan anläggning av dagvattendammar. De blåa polygonerna visar avrinningsområdena, de blåa cirklarna nodernas placering, de blåa linjerna ledningsnätet och de lila linjerna visar anslutningen mellan avrinningsområde och brunn.

3.3.2 Modell Kungsängen

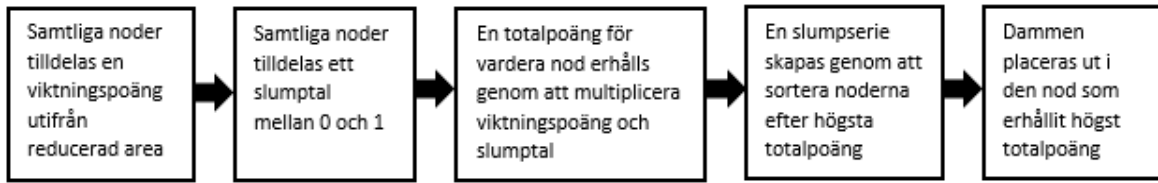
Modellen från Kungsängen får inte visas i denna rapport på grund av sekretess, men är uppbyggd på samma sätt som modellen över Viksjö. Modellen från Kungsängen täcker ett avrinningsområde på cirka 820 hektar, vilket gör att modellen är mer än dubbelt så stor som modellen Viksjö. Modellen är uppdelad i 290 delavrinningsområden. Avrinningsområdets totala reducerade area täcker cirka 110 hektar vilket medför att drygt 15% av den totala arean är hårdgjord yta i likhet med modellen Viksjö. Modellen Kungsängen inkluderar 699 noder som är anslutna till de olika delavrinningsområdena. I modellen finns två utlopp varav ett är beläget i modellområdets södra del och ett i områdets östra del. Det delavrinningsområde som är anslutet till det östra utloppet utgörs dock inte av någon hårdgjord yta och således uppkommer ingen ytavrinning. Till följd av detta är det endast det södra utloppet som studeras i denna studie. Noderna är i denna modell sammankopplade med både slutna cirkulära ledningar och öppna diken. Materialet på ledningarna i modellen varierar. Ledningstypen har

valts till dagvattenledning. De ledningssträckor som består av öppna diken beskrivs av två olika diken, ett som i modellen är benämnt som dike och ett som är benämnt som dike_stort, där dike är mindre än dike_stort.

3.4 VAL AV DAGVATTENDAMMARNAS PLACERING

För att anlägga dagvattenmagasin i MIKE URBAN ändras nodernas typ från brunn till magasin. Modellen Viksjö inkluderar som tidigare nämnt 208 brunnar och Kungsängen 697 brunnar som alla ansågs vara potentiella platser där dagvattendammar kan anläggas. Med tanke på antalet potentiella placeringar utvecklades i denna studie en systematiserad metod för urval av placeringar. Då en del av syftet med studien var att utreda hur olika placeringar för dagvattendammar påverkar flödet vid modellens utlopp var det viktigt att få en bra spridning på de utvalda placeringarna. Resultaten från denna studie skall kunna användas för både bebyggda och obebyggda områden. I obebyggda områden finns det, om dagvattenhantering beaktas tidigt i planeringsskedet, större möjlighet att hitta en optimal plats. Om området dock redan planerats avseende exempelvis bostäder kan alternativet vara färre. I redan bebyggda områden finns ofta få alternativ och det gäller då att finna det bästa alternativet. Syftet är därför inte att hitta en optimal lösning utan att placera ut dammar på olika positioner samt att placera ut olika antal dammar för att sedan undersöka hur detta påverkar utloppsflödet ur modellerna. Utifrån detta kan det sedan diskuteras vilka alternativ som gav en tillfredsställande reduktion av flödet samt vilka alternativ som fungerade sämre avseende reduktion av flödet.

För att systematisera placeringen av dammarna beslutades det att dammarnas placering till viss del skulle bestämmas utifrån en slumpmässig faktor. En metod för att slumpmässigt placera ut dammarna skapades därför inom detta projekt. Denna metod beskrivs översiktligt i figur 13. Slumpmetoden som skapades inspirerades av riktad slumpmässig provtagning som bland annat används för att bestämma provpunkter på förorenade områden (Naturvårdsverket 2009). I fallet med förorenade områden används metoden för att slumpa ut provpunkter genom att vikta slumpningen då det finns en misstanke om att vissa områden är mer förorenade än andra. Viktningen gör att sannolikheten att provtagningspunkter placeras på områden som tros vara förorenade ökar. Detta översätts i denna studie till att det finns en viss föräning om att vissa noder är mer lämpliga än andra avseende anläggning av dagvattendammar. Genom att skapa en slumpmetod inspirerad av riktad slumpmässig provtagning ökade sannolikheten att dagvattendammarna hamnade på noder som ansågs vara lämpliga för anläggning av en damm. Detta var nödvändigt då det i de båda modellerna fanns fler placeringar som ansågs vara olämpliga än placeringar som ansågs vara lämpliga.



Figur 13: Översiktlig beskrivning av den metod som utvecklades för att bestämma dammar-
nas placering.

Slumpmetoden som skapades fungerar på så sätt att varje nod tilldelades en viktningspoäng samt ett slumpstal. Slumptalen erhöles med hjälp av funktionen *SLUMP* i Microsoft Excel som genererar ett slumpstal mellan 0 och 1 varje gång den körs. Viktningspoängen erhöles genom att ledningssträckorna tilldelades olika viktningspoäng efter hur lämpliga de ansågs vara för anläggning av en dagvattendamm. Slumptalet och viktningspoängen multiplicerades vilket resulterade i att samtliga noder erhöles en totalpoäng. Det beslutades att dagvattendammar skulle placeras i de noder som erhöles högst totalpoäng. Viktningspoängen valdes på ett sådant sätt att noder som ansågs vara mest lämpliga för anläggning av dagvattendammar tilldelades högst viktningspoäng. Lämpligheten bestämdes utifrån hur mycket hårdgjord yta som var ansluten till brunnar på en viss ledningssträcka. Detta gjordes då en större reducerad area uppströms dammen innebär att mer vatten passerar genom dammen och därmed kan magasineras. Hypotesen är att dammar placerade med större reducerad area uppströms är mer effektiva än dammar som placeras i utkanten av avrinningsområdet. Ledningar som var anslutna till störst reducerad area tilldelades således högst viktningspoäng.

Utgångspunkten för val av värden på viktningspoängen var att endast de placeringar som erhöles en hög eller medelhög viktningspoäng skulle användas i de fall då endast en damm anlades. Detta till följd av att vattenvolymen som placerades ut i dessa fall var relativt stor. Hypotesen var att dammarnas volym inte skulle utnyttjas om dammen placerades i utkanten av avrinningsområdet. Detta då endast en mindre mängd vatten skulle passera igenom dammen. Ett kriterie för modelleringen var att en lika stor total volym skulle placeras ut i samtliga scenarier. Detta medförde att vardera damms volym reducerades då antalet dammar ökade. Detta innebar att sannolikheten att dammarnas volym skulle utnyttjas ökade med ett ökat antal dammar. Således utgick tilldelningen av viktningspoäng från att noder med hög eller medelhög viktningspoäng skulle väljas som placering för dammar i de fall då få dammar placerades ut. Vidare skulle spridningen av dammarna öka med ett ökat antal dammar. Detta för att undersöka hur det maximala flödet vid modellens utlopp påverkades då den magasinerade vattenvolymen spreds ut. I de fall då tio dammar placerades ut var det därför önskvärt att dammar skulle placeras på ledningssträckor som tilldelats en hög viktningspoäng samt sträckor som tilldelats en låg viktningspoäng. De värden som användes som viktningspoäng bestämdes med hjälp av metoden ”trial-and-error”. Olika värden provades således till dess att ovanstående förutsättningar uppfylldes. För att undvika att endast ledningar med högst viktningspoäng erhöles hög totalpoäng var det nödvändigt att inte intervallet mellan viktningspoängen var för stort. De värden som valdes var 1, 1,1 och 1,15 då de gav en adekvat sprid-

ning utifrån de förutbestämda förutsättningarna. De ledningssträckor med stor reducerad area uppströms erhöll således viktningspoäng 1,15. Vidare erhöll de ledningssträckor med liten reducerad area uppströms viktningspoäng 1. Tabell 6 visar andelen noder som tilldelats vardera viktningspoäng för modellen Viksjö och modellen Kungsängen.

Tabell 6: Andelen noder som tilldelats en viss viktningspoäng för modellen Viksjö samt Kungsängen. Noderna tilldelades viktningspoäng efter reducerad area uppströms dammarna.

Viktningspoäng	Andel noder för Viksjö	Andel noder för Kungsängen
1,15	6,7 %	2,6 %
1,1	8,3 %	9,2 %
1	75,0 %	88,0 %

Modellen från Viksjö är relativt liten och består av relativt få ledningar. Därför kunde viktningspoängen tilldelas manuellt för denna modell. Modellen från Kungsängen är betydligt större och därför systematiserades tilldelningen av viktningspoäng för denna modell. Viktningspoängen tilldelades i modellen Kungsängen efter ledningsdimensionerna. Ledningar med stor diameter tilldelades högsta viktningspoäng då ledningarnas diametrar tenderar att öka ju mer hårdgjord yta som är belägen uppströms. Således tilldelas viktningspoängen efter reducerad area uppströms även i denna modell, men uppströms reducerad area kvantifierades med hjälp av ledningsdiametrarna. Viktningspoängen var densamma som för modellen Viksjö, det vill säga 1,15 för de ledningar med störst diameter och 1 för de ledningar med minst diameter. Tabell 7 visar hur viktningspoängen tilldelades efter ledningsdiameter. Indelningen i tabell 7 gjordes på ett sådant sätt att spridningen i de olika körningarna skulle efterlikna den spridning som erhållits för modellen Viksjö. Modellen Kungsängen är uppbyggd av både slutna ledningar och öppna diken. Ledningar med en diameter över 2 meter är generellt öppna diken. Efter att viktningspoängen tilldelats efter ledningsdimensioner fick vissa manuella justeringar göras. Justeringar gjordes manuellt för ledningar med brant lutning. Detta gjordes då ledningar med brant lutning hade mindre dimensioner än ledningar med flack lutning. Detta gjorde att ledningsdiametern annars inte alltid återspeglade den reducerade arean uppströms. Manuella justeringar gjordes även för en del överdimensionerade diken som var placerade i utkanten av avrinningsområdet och således inte var anslutna till en stor reducerad area, men i grundmodellen hade en stor diameter.

Tabell 7: Viktningspoäng tilldelade efter ledningsdiameter för modellen från Kungsängen.

Ledningsdiameter [m]	Viktningspoäng
0 - 1,2	1
1,21 - 1,9	1,1
1,9 - 3	1,15

Genom att tilldela varje nod ett slumpantal inom intervallet 0 till 1 samt en viktningspoäng be-

räknades för varje nod en totalpoäng enligt ekvation 6. Genom att beräkna totalpoängen för vardera nod i de båda modellerna och sedan sortera noderna efter högsta totalpoäng skapades en slumpserie. Detta upprepades tre gånger för vardera modell, således skapades totalt sex slumpserier. De slumpserier som skapats för modellen Viksjö namngavs a, b och c. Slumpserie a visas i Bilaga ?? De slumpserier som skapats för modellen Kungsängen namngavs A, B och C. Utifrån dessa slumpserier placerades dammarna ut i de olika scenarierna. Dammarna placerades ut i de noder som erhöll högst totalpoäng.

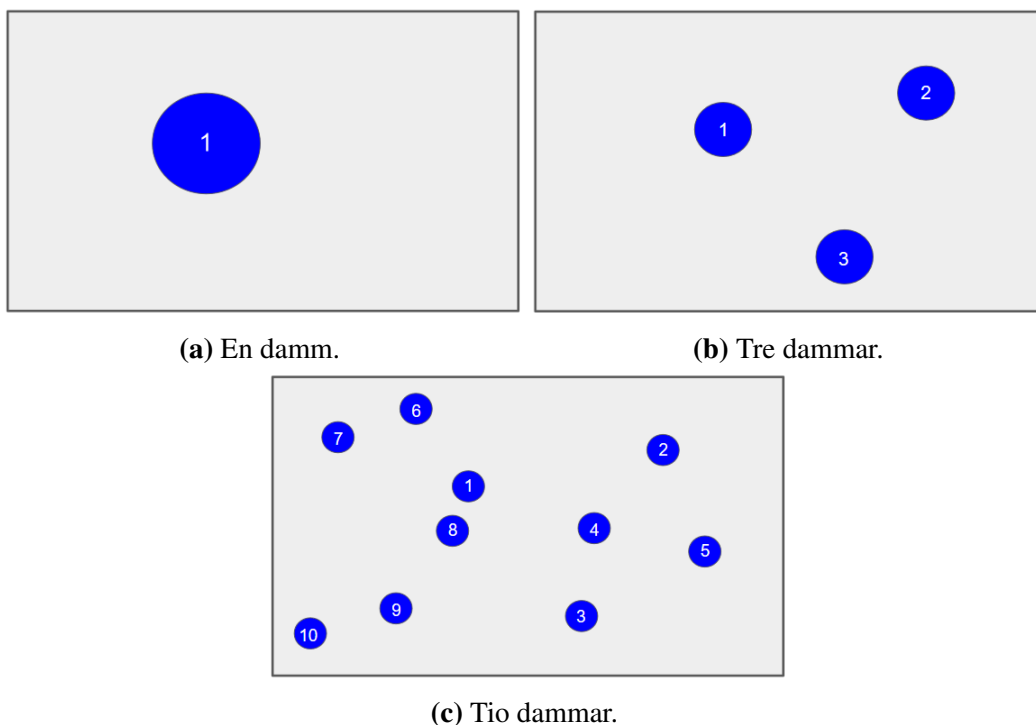
$$\text{Totalpoäng} = \text{Viktningspoäng} \cdot \text{Slumptal} \quad (6)$$

För att utreda hur antalet dammar som anläggs påverkar flödesreduceringen jämfördes scenarier där en damm, tre dammar respektive tio dammar anlagts. För vardera slumpserie skapades tre olika scenarier, ett med vardera antalet dammar. Totalt skapades således nio scenarier för vardera modell. I slumpserierna sorterades alla noder efter totalpoäng och i scenarierna med en damm placerades dammen i den nod som erhölet högst totalpoäng i respektive slumpserie. Från detta skapades tre scenarier där endast en damm anlades. Dessa scenarier namngavs 1a, 1b och 1c, där siffran 1 betecknar hur många dammar som placerats ut och bokstäverna a, b och c betecknar vilken slumpserie som använts för respektive scenario. På samma sätt skapades sedan scenarier med tre dammar genom att välja de tre noder som erhölet högst totalpoäng i respektive slumpserie. Dessa scenarier namngavs 3a, 3b och 3c efter samma princip som för scenarierna med en damm. Vidare skapades scenarier med tio dammar genom att välja de tio noder som erhölet högst totalpoäng i respektive slumpserie. Dessa namngavs 10a, 10b och 10c. Tabell 8 visar hur de olika slumpserierna och antalet dammar kombinerades för att skapa de olika scenarierna för modellen Viksjö.

Tabell 8: Beskrivning hur olika scenarier skapades genom att kombinera slumpserier med antalet dammar.

Slumpserie / Antal dammar	1	3	10
a	1a	3a	10a
b	1b	3b	10b
c	1c	3c	10c

Samma slumpserie användes således för exempelvis scenario 1a, 3a och 10a. Beslutet att göra på detta sätt istället för att använda en ny slumpserie för varje nytt scenario togs för att kunna jämföra flöden för olika antal dammar. På detta sätt användes samma utgångsnod och dammvolymer omfördelades istället för att en helt ny slumpning med nya placeringar gjordes. Figur 14 visar en teoretisk bild över hur volymen fördelades. På samma sätt som ovan skapades scenarier för modellen Kungsängen vilka namngavs 1A, 1B, 1C, 3A, 3B, 3C, 10A, 10B och 10C.



Figur 14: Teoretisk bild över hur magasinvolymen omfördelades mellan scenarier med en, tre respektive tio dammar.

3.5 BERÄKNING AV DAMMDIMENSIONER

Vid dimensionering av dagvattendammarna var kriteriet att den totala volymen för dammarna som anlagts skulle vara densamma för alla scenarier. Detta kriterie fastställdes då den optimala volymen för respektive modell i ett annat examensarbete (Söderberg 2019) bestämts till 15000 m^3 för modellen Viksjö och 36773 m^3 för modellen Kungsängen. Dessa optimala volymer bestämdes utifrån förutbestämda kriterier som skulle uppfyllas. För modellen Viksjö var dessa kriterier att flödet vid utloppet inte fick överstiga 1000 l/s och att inga marköversvämningar fick förekomma då simuleringar gjordes med ett 10-årsregn med varaktighet i 24 timmar. I Söderbergs examensarbete gjordes sedan försök med en, tre och tio dammar där de placerades utifrån den reducerade arean. I fallet med en damm placerades dammen så att hela den reducerade arean var ansluten till dammen, det vill säga vid utloppet från avrinningsområdet. I fallet med tio dammar dividerades den reducerade arean med tio och dammarna placerades i största möjliga mån på ett sådant sätt att en tiondel av den reducerade arean var ansluten till vardera damm. Samma sak gjordes för tre dammar där en tredjedel av den reducerade arean anslöts till vardera damm. Då dammarna placerats ut dimensionerades de upp och utflödet ur dammarna ströps. Detta gjordes till dess att det önskade utflödet uppnåts och marköversvämningar eliminerats. I fallet med tio dammar erhöles den minsta volymen och denna valdes till den optimala volymen. Volymen som erhöles i detta fall var 15000 m^3 . För Kungsängen användes samma metod men det flöde som ansågs vara det maximalt tillåtna flödet bestämdes utifrån det maximala flödet från Viksjö samt relationen mellan den reduce-

rade arean i de båda modellerna. Detta resulterade i att det optimala volymen för modellen Kungsängen bestämdes till 36773 m³ (Söderberg 2019).

För denna studie beslutades det att alla dammar skulle ha samma utgångsvolym, vilket medförde att dammarna i scenarierna med en damm hade en volym på 15000 m³, dammarna i scenarierna med tre dammar hade en volym på 5000 m³ och dammarna i scenarierna med 10 dammar hade en area på 1500 m³ för modellen Viksjö. På samma sätt dividerades den optimala volymen med antalet dammar för att erhålla volymen för vardera damm i modellen Kungsängen. För att skapa dammarnas magasinsgeometri i MIKE URBAN beräknades ytarean utifrån den bestämda utgångsvolymen samt dammarnas djup som hämtats från MIKE URBAN. Då utgångspunkten var att alla dammar skulle ha samma volym bestämdes ett medeldjup för samtliga dammar som ingick i ett specifikt scenario. Dammarnas yta för ett specifikt scenario beräknades enligt ekvation 7.

$$a = \frac{v}{h} \quad (7)$$

a = yta för dagvattendamm [m²]

h = medeldjup av dagvattendammar [m]

v = volym av dagvattendamm [m³]

En yta beräknades således för respektive scenario. Dessa användes sedan för att skapa en magasinsgeometri för dammarna i vardera scenario.

3.6 BERÄKNING AV REDUCERAD AREA

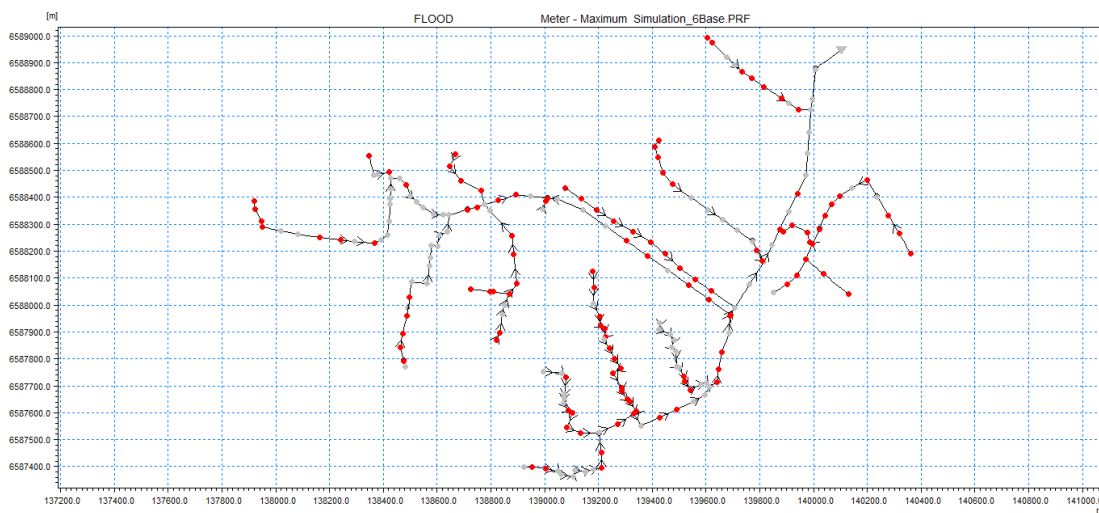
Jämförelsen mellan dammarnas placering kvantifierades baserat på den reducerade arean som var ansluten uppströms dammen/dammarna. MIKE URBAN användes för att utreda vilka avrinningsområden som var anslutna till respektive damm. Den reducerade arean beräknades sedan för alla delavrinningsområden som var anslutna till någon damm för ett specifikt scenario. Därefter summerades dessa reducerade areor för att erhålla den area uppströms dammen/dammarna som bestod av hårdgjord yta.

3.7 MODELLERING I MIKE URBAN

Modelleringen i detta projekt gjordes i två olika modeller. Dessa modeller beskriver områdena Viksjö samt Kungsängen. Modellernas uppbyggnad beskrivs närmare i avsnitt 3.3. Följande krav ställdes upp inför modelleringen:

- Noder i modellen får ej översvämmas.
- Den totala volymen magasinerat vatten skall vara detsamma för alla scenarier i modellen Viksjö samt för alla scenarier i modellen Kungsängen.
- Ledningarna dimensioneras maximalt upp till en storlek där deras översta punkt inte överstiger markytan. Om större dimensioner är nödvändiga anläggs öppna diken.

Med hjälp av slumpmetoden beskriven i avsnitt 3.4 skapades 18 olika scenarier med olika placering av dagvattendammar samt olika antal dammar. Nio av dessa scenarier skapades för modellen Viksjö och de resterande nio skapades för modellen Kungsängen. De olika scenarierna beskriver hur många dammar som anlagts, var dammarna placerats och vilken modell scenariot tillhör. Innan dammar anlades i någon av grundmodellerna över Viksjö och Kungsängen modifierades modellerna. Anledningen till detta var att det vid simulering utan dagvattendammar med 10-årsregn uppstod översvämning vid vissa noder i de båda modellerna. Figur 15 visar de översvämningar som uppstod i grundmodellen för området Viksjö.



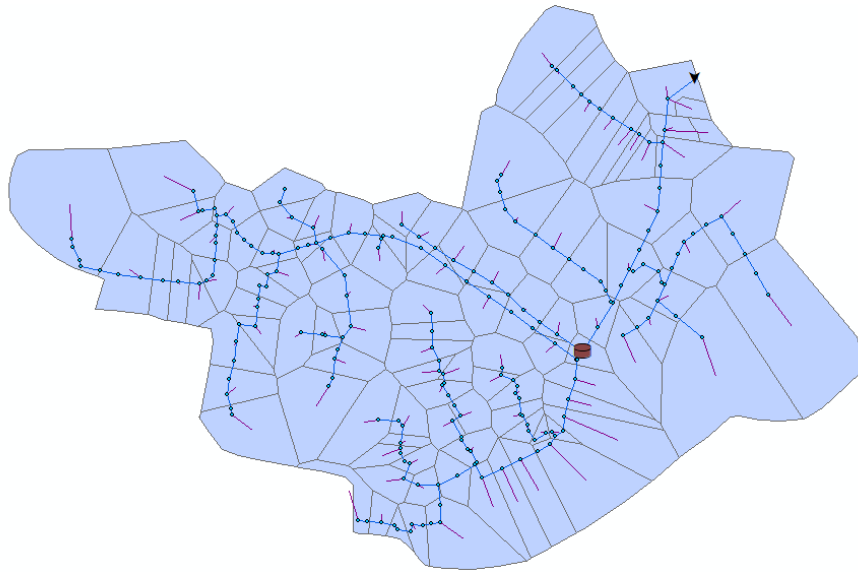
Figur 15: Noder som var översvämmade i grundmodellen för området Viksjö. Översvämmade noder visas i rött.

Modifieringen gjordes genom att ledningsnätet dimensionerades om för att eliminera översvämningar i modellen. Modifieringen av modellerna var nödvändig då översvämningarna innebar att allt vatten inte inkluderades i systemet på grund av att det lagrades i osynliga magasin ovanför markytan. Detta till följd av att modellernas så kallade *Cover type* var ansatt till *Normal*. Denna osynliga volym skulle i annat fall ha påverkat hur mycket vatten som magasineras i de olika scenarierna då mängden vatten som översvämmade modellen skulle variera mellan de olika scenarierna. Genom att eliminera översvämningar möjliggjordes en jämförelse mellan scenarierna utan och med dammar. Modifieringen gjordes således för att säkerställa att flödesreduceringen i de olika scenarierna inte påverkades av översvämningar. Genom att ha samma magasinerade vattenvolym i de olika scenarierna eliminerades en faktor som kunde ha påverkat flödet utöver dammarnas placering. En förändring av *Cover type* var inte aktuell. Om modellernas *Cover type* ändrats till *Spilled* hade det vatten som översvämmade markytan försvunnit och således inte beaktats i modelleringen. Att ansätta *Cover type* till *Sealed* hade medfört att allt vatten hölls kvar i modellen men detta hade i sig resulterat i förändrade tryckförhållanden i ledningarna som inte överensstämmer med verkligheten. I modellen Kungsängen var det i vissa fall nödvändigt att anlägga öppna diken för att eliminera översvämning. Då dimensionering av diken för varje enskild sträcka skulle ha varit tidskrä-

vande användes två diken som fanns inlagda i modellen, dike och dike_stort.

Ledningsdiametrar nedströms översvämmade noder ökades successivt och modellen kördes regelbundet för att se hur dimensioneringen påverkat översvämningssituationen. Denna process itererades sedan till det att alla översvämningar eliminerats. En överdimensionering av systemet var inte önskvärd. Därför utgick dimensioneringen från att ledningsdiameterna skulle ökas i minsta möjliga mån utan att översvämning uppstod. Detta gjordes med en noggrannhet på 5 cm. Noggrannheten valdes till 5 cm då det är vanligt att dagvattenrör produceras med dessa dimensioner (Dahl u.å.). Emellertid ökades noggrannheten på branta sträckor där dimensionerna i vissa fall ändrades centimetervis. Noggrannheten ökades för ledningar med brant lutning eftersom de är känsligare för förändringar, och små ändringar har därmed en större påvekan på flödet i dessa ledningar. Om dessa ledningar dimensionerats med en noggrannhet på 5 cm hade ledningsnätet överdimensionerats. Detta undveks för att ledningarna inte skulle magasinera vatten, då det hade påverkat den totala magasinerade vattenvolymen i dagvattensystemet.

För de modifierade modellerna gjordes sedan en avrinningsmodellering för ett 10-årsregn med klimatfaktor 1,25. Denna simulering resulterade i en avrinningsfil som användes som indata i modellering av de olika scenarierna som simulerade belastningen på ledningsnätet. För att anlägga en dagvattendamm på valda placeringar ändrades de utvalda noderna från brunn till magasin, se figur 16.



Figur 16: Exempelbild på hur anläggning av magasin/dagvattendammar visualiseras i MIKE URBAN. Dammen visas som en brun cylinder.

För vardera scenario skapades sedan en magasinetsgeometri i MIKE URBAN för att beskriva dammdimensionerna. Den beräknade ytarean för respektive scenario användes som indata. I

denna studie utreddes endast reduceringen av flöde med hänsyn till magasineringkapacitet. Dammarnas infiltrationskapacitet sattes således till 0. I praktiken planteras även växtlighet ofta i samband med anläggning av dagvattendammar. Växtligheten får då i sig en fördröjande effekt. Detta beaktades inte i denna studie.

För samtliga 18 scenarier genomfördes samma modelleringssteg. Då dammarna anlagts i modellen minskade flödet och därmed belastningen på ledningsnätet. För att reducera flödet ytterligare ströps ledningarna nedströms dammarna från dammarnas utlopp ned till modellernas utlopp. Detta medförde att vattennivån i dammarna steg. Detta innebar att en större volym vatten magasineras och därmed reducerades flödet ytterligare. Ledningarna ströps endast så mycket att ingen marköversvämning uppstod uppströms dammarna. Precis som vid tidigare modifiering av modellerna ströps ledningarna med en noggrannhet på 5 cm utöver de ledningar med brant lutning som ströps centimetervis. I denna process kördes modellerna successivt och det analyserades hur dimensioneringen påverkade flödet samt kontrollerades det att ingen översvämning uppstod. Genom att upprepa denna process anträffades de ledningsdimensioner då ledningarna dimensionerats ned så långt som möjligt utan att översvämning uppstått uppströms dammarna. Då dessa ledningsdimensioner bestämts öppnades resultatfilen från körningen och vattennivån i de noder där dammar anlagts avlästes. Utifrån vattennivån beräknades den utnyttjade volymen i vardera damm enligt ekvation 8.

$$\text{Utnyttjad volym} = \text{Beräknad ytarea} \cdot \text{Vattennivå} \quad (8)$$

Därefter beräknades den totala utnyttjade volymen för respektive scenario. Detta visade att dammarna vanligtvis inte kunde fyllas helt utan att översvämning uppstod uppströms. Detta innebar i sin tur att den utnyttjade volymen var mindre än den bestämda optimala volymen, det vill säga 15000 m³ för modellen Viksjö och 36773 m³ för modellen Kungsängen. Då ett kriterie som skulle uppfyllas i modelleringen var att den totala volymen i samtliga scenarier skulle vara likställd med den optimala volymen för respektive modell behövde magasin geometrin för respektive scenario. Detta för att möjliggöra en rättvis jämförelse mellan de olika scenarierna. För att uppnå den optimala volymen ökades dammarnas ytarea. I MIKE URBAN påverkar detta dock inte magasinens storlek utan det registreras att en större volym vatten magasineras. Därför påverkar ökningen i ytarea inte den reducerade arean uppströms dammarna. Då ytarean ökas ströps ledningarna ytterligare och en ny utvärdering av den utnyttjade volymen gjordes på samma sätt som ovan tills den i det närmaste uppgick till 15000 m³ för modellen Viksjö och 36773 m³ för modellen Kungsängen. Spridningsintervallet som tilläts för totalvolymen var 1000 m³, det vill säga volymer på 15000 ± 500 m³ respektive 36773 ± 500 m³. Detta beslut togs utifrån tidsaspekten då det var tidskrävande att erhålla den exakta optimala volymen för samtliga 18 scenarier. Denna process upprepades för de nio scenarierna i modellen Viksjö samt för de nio scenarierna i modellen Kungsängen. Då den totala volymen magasineras vatten uppgick till den volym som bestämts vara optimal för respektive modell avlästes det maximala flödet vid modellens utlopp. Utifrån dessa flöden gjordes en analys av hur flödena påverkades av dammen/dammarnas placering samt hur flö-

dena varierade vid anläggning av en damm, tre dammar samt tio dammar. Jämförelser gjordes mellan de maximala utloppsflödena i de olika scenarierna utifrån reducerad area och antalet dammar. Utvärderingen av de olika scenariernas förmåga att reducera flöden gjordes således utifrån det maximala flöde som avläses vid modellernas utlopp. Flöden inom modellområdet påverkade inte utvärderingen.

Vid hydraulisk modellering görs vanligtvis en känslighetsanalys för att utreda hur känsliga resultaten är för förändring av olika parametrar. I detta projekt var det dock inte de specifika flödena som var viktiga utan skillnaden mellan de olika flödena. På grund av detta anses en känslighetsanalys inte vara nödvändig i detta projekt och har därför ej genomförts.

4 RESULTAT

4.1 UTVALDA MODELLERINGSSCENARIER

I detta avsnitt presenteras de dammplaceringar som erhöles med slumpmetoden som beskrivs närmare i avsnitt 3.4. Tabell 9 och 10 visar hur många av dammarna som placerades på ledningar med en viss viktningspoäng för Viksjö respektive Kungsängen. Figurer som visar dammarnas placering för vardera scenario i modellen Viksjö finns i Bilaga A.2. Som tidigare nämnt utvecklades slumpmetoden på ett sådant sätt att spridningen av dammarna på ledningar med olika viktningspoäng skulle öka med ökat antal dammar. Resultatet av slumpningen visar att inga dammar placerades på ledningssträckor med viktningspoäng 1 i de scenarier då endast en damm anlades. Vidare var det få dammar som placerades på dessa ledningar i de fall då tre dammar anlades. Då tio dammar anlades var det dock större spridning.

Tabell 9: Dammarnas fördelning på ledningarna efter viktningspoäng i de olika scenarierna för modellen Viksjö.

Scenario / Viktningspoäng	1,0	1,1	1,15
1a	0	0	1
1b	0	1	0
1c	0	1	0
3a	0	1	2
3b	1	2	0
3c	0	3	0
10a	2	4	4
10b	8	2	0
10c	4	5	1

Tabell 10: Dammarnas fördelning på ledningarna efter viktningspoäng i de olika scenarierna för modellen Kungsängen.

Scenario / Viktningspoäng	1,0	1,1	1,15
1A	0	1	0
1B	0	1	0
1C	0	0	1
3A	0	3	0
3B	0	3	0
3C	0	1	2
10A	6	4	0
10B	3	6	1
10C	4	4	2

I tabellerna 11 och 12 visas andelen dammar som placerades på en ledningssträcka med en viss viktningspoäng för Viksjö respektive Kungsängen. Det kan noteras att utplaceringen i de olika modellerna skiljer sig relativt lite.

Tabell 11: Andelen dammar som placerades ut på ledningssträckor av en viss viktningspoäng för olika antal dammar. Dessa resultat är för modellen Viksjö.

Antal dammar / Viktningspoäng	1,0	1,1	1,15
1	0 %	67 %	33 %
3	11 %	67 %	22 %
10	47 %	37 %	16 %

Tabell 12: Andelen dammar som placerades ut på ledningssträckor av en viss viktningspoäng för olika antal dammar. Dessa resultat är för modellen i Kungsängen.

Antal dammar / Viktningspoäng	1,0	1,1	1,15
1	0 %	67 %	33 %
3	0 %	78 %	22 %
10	43 %	47 %	10 %

4.2 BERÄKNADE DAMMDIMENSIONER

Tabell 13 visar dammens djup för de scenarier med en damm och medeldjupet för scenarierna med tre samt tio dammar för modellen Viksjö och modellen Kungsängen. Tabellen visar även de ytareor som beräknats för dammarna i de olika scenarierna för båda modellerna. Det kan noteras att den beräknade arean varierar mellan scenarierna med olika antal dammar. I

scenarierna med en damm har dammarna störst yta, det vill säga dammen är större än dammarna i scenarierna med fler dammar. Detta till följd av att den totala volymen för alla scenarier i respektive modell skall vara lika.

Tabell 13: Dammarnas djup för scenarier med en damm och medeldjupet för scenarierna med tre samt tio dammar. Tabellen visar även den beräknade ytarean för dammarna i de olika scenarierna. Denna tabell visar resultat från modellen Viksjö och modellen Kungsängen.

Scenario Viksjö	Djup [m] Viksjö	Beräknad yta [m²] Viksjö	Scenario Kungsängen	Djup [m] Kungsängen	Beräknad yta [m²] Kungsängen
1a	2,39	6276	1A	2,28	16129
1b	3,03	4951	1B	2,56	14365
1c	1,99	7533	1C	2,00	18387
3a	2,71	1843	3A	2,04	6009
3b	2,50	2003	3B	2,57	4770
3c	2,69	1856	3C	2,19	5589
10a	2,86	524	10A	1,85	1992
10b	2,58	581	10B	2,48	1485
10c	2,86	525	10C	2,00	1782

4.3 BERÄKNING AV REDUCERAD AREA

Tabell 14 visar den reducerade arean uppströms dammen/dammarna för respektive scenario i modellen Viksjö och modellen Kungsängen. Dammarnas olika placeringar som jämförs i denna studie utgår från detta resultat då det är på detta sätt som dammarnas placering relaterat till utloppet kvantifieras. För båda modellerna ses variation i storleken på den reducerade arean vilket innebär att olika mycket vatten passerar genom dammanläggningarna i de olika scenarierna. Det kan noteras att den reducerade arean generellt ökar med ett ökat antal dammar.

Tabell 14: Denna tabell visar storleken på den anslutna reducerade arean uppströms dammen/dammarna för modellen Viksjö och modellen Kungsängen.

Scenario Viksjö	Reducerad area [ha] Viksjö	Scenario Kungsängen	Reducerad area [ha] Kungsängen
1a	29,94	1A	21,53
1b	11,05	1B	18,96
1c	9,75	1C	90,27
3a	42,14	3A	81,41
3b	20,79	3B	58,21
3c	23,61	3C	111,75
10a	42,14	10A	83,18
10b	34,83	10B	111,75
10c	41,81	10C	111,75

4.4 MODELLERINGSRESULTAT

Tabell 15 visar de utloppsflöden som avlästes efter simuleringarna i modellerna Viksjö och Kungsängen innan anläggning av dagvattendammar. Utloppsflödet från modellen Kungsängen, som är den större av modellerna, är högre än utloppsflödet från modellen Viksjö.

Tabell 15: De utloppsflöden som erhöles för modellen Viksjö samt modellen Kungsängen innan dagvattendammar anlagts.

Modell	Utloppsflöde [m ³ /s]
Viksjö	7,661
Kungsängen	10,634

I tabell 16 presenteras för modellen Viksjö den utnyttjade dammvolymer innan areajustering, de justerade dammareorna och den slutgiltiga utnyttjade dammvolymer. Ingen justerad area har beräknats för scenario 1b och 1c. Detta beror på att dammarnas utlopp stryps helt och därmed finns ingen möjlighet att magasinera mer vatten i dessa dammar. Detta innebär att den optimala volymen på 15000 m³/s i dessa fall inte utnyttjas helt. Genom att jämföra den utnyttjade volymen för de olika scenarierna noteras att scenario 1b och 1c approximativt endast utnyttjar hälften av volymen jämfört med övriga scenarier.

Tabell 16: Utnyttjad volym innan areajustering, justerad area och slutgiltig utnyttjad total volym för samtliga scenarier i modellen Viksjö.

Scenario	Utnyttjad volym innan justering [m ³]	Justerad dammarearea [m ²]	Utnyttjad dammvolum [m ³]
1a	8724	8500	14960
1b	8713	-	8713
1c	7764	-	7764
3a	11702	2000	14560
3b	10554	2250	15249
3c	13441	2300	14720
10a	11592	640	14643
10b	10959	900	14922
10c	8684	850	15309

Tabell 17 visar utnyttjad volym innan areajustering, justerade dammareor och slutgiltig utnyttjad dammvolum för samtliga scenarier i modellen Kungsängen. För scenario 1A och 1B har arean inte justerats. Detta beror på att utloppsledningen för dammarna i dessa scenarier ströps helt och ingen möjlighet fanns att magasinera en större vattenvolym i dessa dammar. Den utnyttjade volymen kan således inte likställas med den optimala volymen på 36773 m³/s. För scenario 1A utnyttjades knappt två tredjedel av den optimala volymen och för scenario 1B utnyttjades knappt hälften av den optimala volymen.

Tabell 17: Utnyttjad volym innan areajustering, justerad area och slutgiltig utnyttjad total volym för samtliga scenarier i modellen Kungsängen.

Scenario	Utnyttjad volym innan justering [m ³]	Justerad dammarearea [m ²]	Utnyttjad dammvolum [m ³]
1A	20322	-	20322
1B	15083	-	15083
1C	35118	18500	36445
3A	34550	6400	36416
3B	33673	5300	36941
3C	31184	6500	36530
10A	19422	4100	36285
10B	25812	2100	36771
10C	23782	3000	36750

Tabell 18 presenterar modelleringsresultat i form av maximalt flöde som erhållits vid modellens utlopp för de olika scenarierna i modellen Viksjö. Det kan noteras att samtliga scenarier ger ett lägre utloppsflöde än vid simuleringen utan dammar, där ett flöde på 7,661 m³/s erhöles. Genom att jämföra flöden vågrätt kan en jämförelse mellan antalet dammar göras. Denna jämförelse visar entydigt att utloppsflödena minskar med ett ökat antal dammar som anläggs. Det kan dock noteras att skillnaden mellan flödena i scenario 3a och 10a är relativt liten. Genom att istället jämföra flödena lodrätt i respektive kolumn kan påverkan från dammarnas placering, med hjälp av den beräknade reducerade arean i tabell 14, undersökas.

Tabell 18: Modellerade flöden vid utloppet från modellen för de olika scenarierna i modellen Viksjö. Flödet är angett i m³/s.

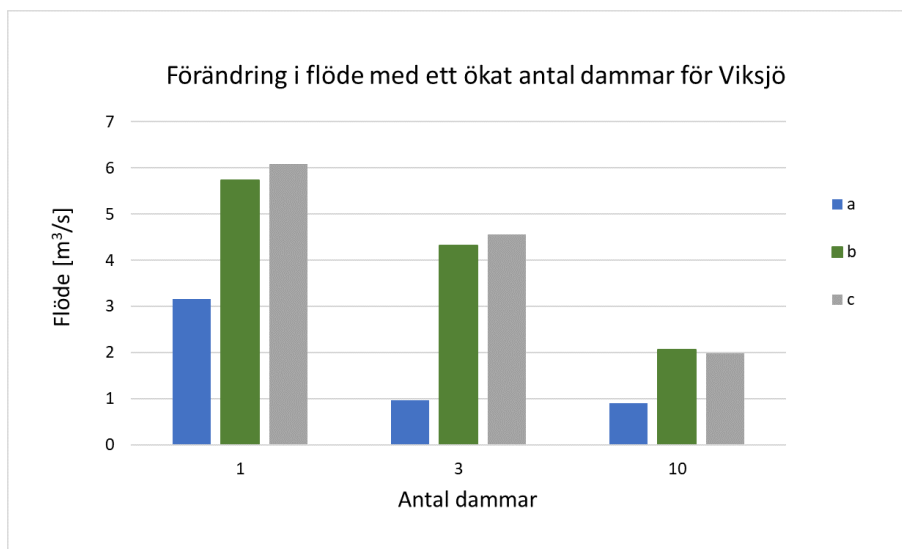
Slumpserie / Antal dammar	1	3	10
a	3,165	0,974	0,907
b	5,732	4,316	2,060
c	6,084	4,555	1,990

Tabell 19 visar de flöden som erhållits för de olika scenarierna i modellen Kungsängen. Det kan noteras att samtliga scenarier ger ett lägre utloppsflöde än vid simuleringen utan dammar, där ett flöde på 10,634 m³/s erhöles. Som ovan för modellen Viksjö kan en jämförelse mellan olika antal dammar göras genom att avläsa flödena vågrätt. Resultatet skiljer sig något från resultatet från modellen Viksjö. För scenarierna gjorda med slumpserierna A och B minskar flödet med ett ökat antal dammar precis som för modellen Viksjö. Skillnaden mellan flödena för scenario 3B och 10B är dock relativt liten. För de scenarier som skapats utifrån slumpserie C är resultatet dock det omvända, det vill säga att utloppsflödet ökar med ett ökat antal dammar. Vad gäller påverkan från dagvattendammarnas placering kan detta undersökas genom att avläsa flödena lodrätt och jämföra flödena utifrån den beräknade reducerade arean uppströms för respektive scenario i tabell 19.

Tabell 19: Modellerade flöden från utloppet av modellen för de olika scenarierna i modellen Kungsängen. Flödet är angivet i m³/s.

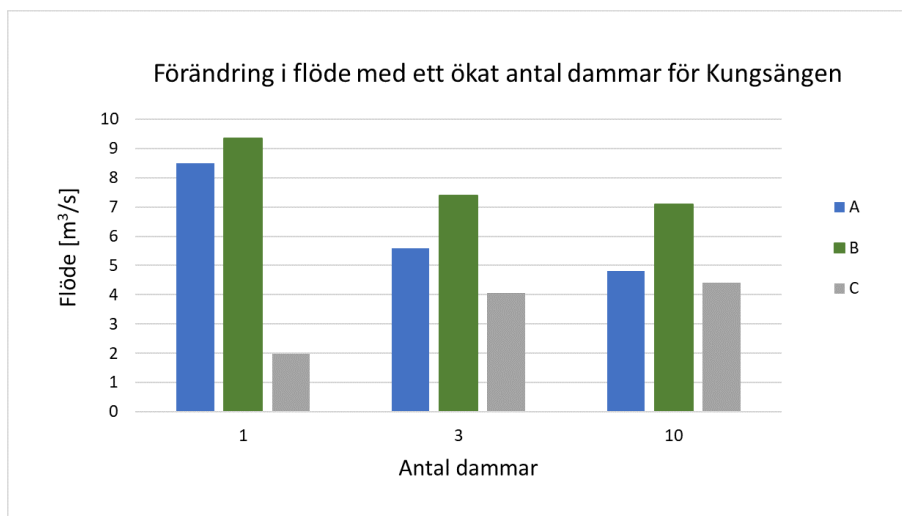
Slumpserie / Antal dammar	1	3	10
A	8,504	5,578	4,809
B	9,357	7,384	7,093
C	1,975	4,061	4,412

Figur 17 visar flöden för olika antal dammar som beräknats utifrån de olika flödena som erhållits för respektive scenario. Precis som resultatet för de enskilda scenarierna visar flödena från modellen Viksjö att flödet minskar med ett ökat antal dammar.



Figur 17: Flöden för de olika antal dammar erhållna från simuleringar i modellen Viksjö.

Figur 18 visar flöden för olika antal dammar för modellen Kungsängen. Flödena visar även för denna modell, precis som för Viksjö, att flödet minskar med ett ökat antal dammar.



Figur 18: Flöden för de olika antal dammar erhållna från simuleringar i modellen Kungsängen.

5 DISKUSSION

5.1 TOPOGRAFINS PÅVERKAN

De topografikartor som tagits fram visar att ledningsnätet och således flödet följer topografin. Inga betydande lokala höjder som skulle kunna påverka dammarnas effektivitet har identifierats. Således har slutsatsen dragits att topografin inte bör ha någon stor påverkan på dammarnas förmåga att reducera flöden. Till följd av detta anses jämförelsen med de olika dammarnas placering vara rättfärdigad för de områden som studeras i detta projekt.

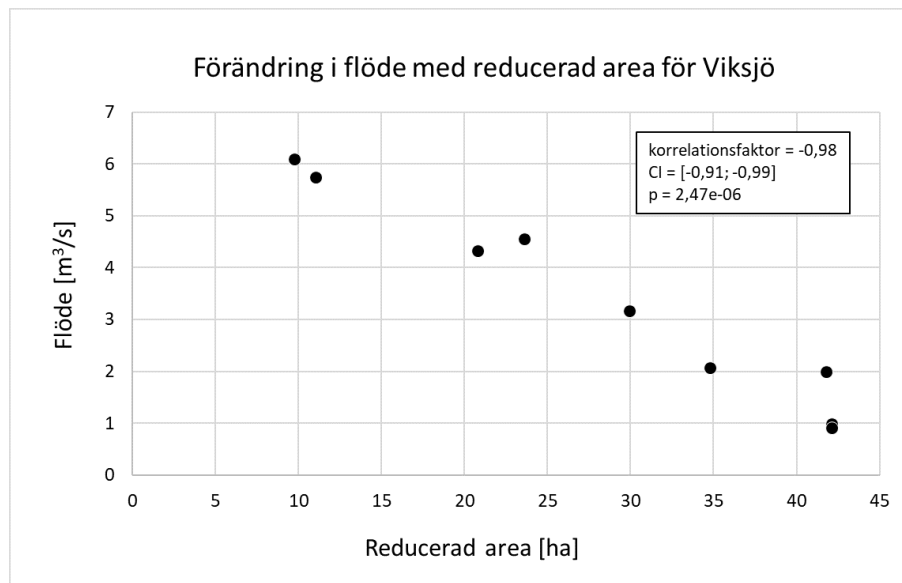
5.2 URVAL AV MODELLERINGSSCENARIER

Den slumpmässiga placeringen av dammarna gjordes på ett sådant sätt att dammarnas spridning skulle öka med ökat antal dammar. För scenarierna med endast en damm var det önskvärt att dammen inte skulle placeras på en ledningssträcka med viktningspoäng 1 då det uppskattades att den optimala volymen då inte skulle kunna utnyttjas. Modelleringsresultaten visar dock att den optimala volymen inte heller utnyttjades i de fall då dammen placerades på en ledningssträcka med viktningspoäng 1,1. Detta var fallet för både modellen Viksjö och modellen Kungsängen. Anledningen till detta var att en för liten vattenmängd passerade genom dammen. Till följd av detta kunde dammen inte fyllas helt. I de fall då dammar placerades ut i noder med viktningspoäng 1,15 kunde däremot den optimala volymen utnyttjas. För scenarier med tre samt tio dammar placerades dock dammar ut på ledningar med samtliga viktningspoäng även om antalet dammar som placerades på sträckningar med viktningspoäng 1 ökade i scenarierna med tio dammar.

Denna studie är teoretisk och syftar inte till att hitta någon optimal lösning. Därför ansågs alla noder vara potentiella placeringar för anläggning av dagvattendammar. Detta medförde att dammarna i vissa fall, speciellt i scenarierna med tio dammar, placerades i noder i utkanten av avrinningsområdet. Dessa dammar hade således inte mycket hårdgjord yta uppströms och kunde i flera fall strypas helt. Detta ledde i sin tur till att hela volymen inte utnyttjades. Vid areajustering påverkades inte dessa dammar. Följdaktligen varierar dammvolymer inom scenarierna. De dammar som hade kapacitet att magasinera mycket vatten kompenserade i dessa fall för de dammar som ströps helt och således kunde den optimala volymen uppnås i scenarierna med flera dammar. Den totala magasinerade vattenvolymen för scenarierna med en damm skiljer sig dock för bägge modellerna. Detta medför att kriteriet att den totala volymen i varje scenario för respektive modell ska vara densamma inte uppfylldes för alla scenarier med en damm. Det leder till att flödesjämförelsen i dessa fall inte blir rättvis då olika vattenvolym magasineras. Detta är dock ett viktigt resultat då det visar att det vid planering av öppna dagvattensystem inte är tillräckligt att hitta en plats där det är möjligt att anlägga damm. Det är därtill viktigt att ta hänsyn till hydrologi och utreda om dammens volym kommer att utnyttjas på den valda platsen.

5.3 REDUCERING AV FLÖDE BEROENDE PÅ PLACERING

Utifrån studiedesignen där översvämningar eliminerades från grundmodellerna och samtliga scenarier med dammar visar resultaten från modelleringen att alla scenarier med dammar gav upphov till en flödesreducering jämfört med det fall då ingen damm anlågts. Hur mycket flödet reducerades vid utloppet av modellen skiljer sig dock mellan de olika scenarierna. Dammarnas placering relaterades genom att jämföra arean hårdgjord yta uppströms dammen/dammarna i de olika scenarierna. Beräkningar av dessa presenterades i tabell 14. För modellen Viksjö gav scenario 10a det lägsta flödet vid modellens utlopp. Detta flöde avlästes till 0,907 m³/s. Det högsta flödet, och därmed det scenario som påvisade sämst flödesutjämning, var scenario 1c. Flödet från modellens utlopp avlästes för scenario 1c till 6,084 m³/s. Det finns ett signifikant samband mellan flödesreducering och ökad reducerad area, se figur 19. Den reducerade arean uppströms dammarna är störst för scenario 3a och 10a. Den reducerade arean för båda dessa scenarier är 42,14 hektar. Scenario 10a har dock en något effektivare flödesreducering än scenario 3a där flödet avlästes till 0,974 m³/s. Detta kan bero på att reduceringen av flödet gynnas av att fler dammar anläggs och att den magasinerade volymen därmed sprids ut. Alternativt kan detta bero på att den totala utnyttjade volymen för scenario 10a är något större än för scenario 3a. Volymskillnaden ligger dock inom felmarginalen som bestämts för denna studie, dvs ett spridningsintervall på 1000 m³.

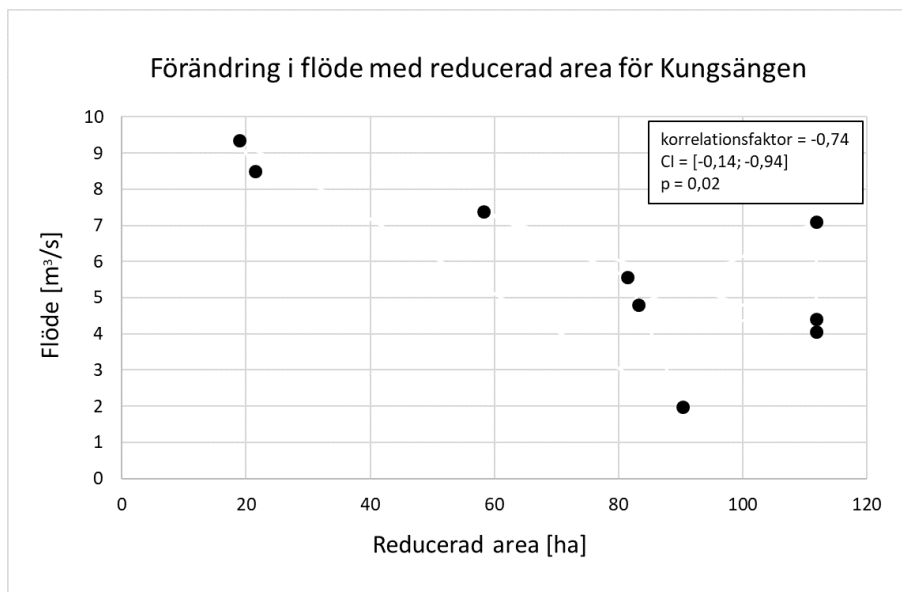


Figur 19: Förändring i maximalt flöde vid modellens utlopp med reducerad area för modellen Viksjö. Korrelationstest är utfört med Pearsons metod för ett 95-procentigt konfidensintervall (CI).

Det scenario som hade den minsta hårdgjorda ytan ansluten uppströms dammen var 1c som även gav sämst flödesreducering. Som tidigare nämnt är dock denna jämförelse inte rättvis då hela den optimala volymen inte utnyttjades i detta scenario eftersom utloppet ströps helt och vattennivån därmed inte kunde höjas ytterligare. Detsamma gäller scenario 1b som ef-

ter scenario 1c hade minst hårdgjord yta ansluten till dammen och även sämst reducering av flödet. Resultaten från scenario 1b och 1c visar att volymen av en dagvattendamm som är placerad på ett olämpligt ställe inte kommer kunna utnyttjas vilket leder till att reduceringen av flödet anses vara otillfredsställande. För de scenarier där en damm anlagts erhöles således den största flödesreduceringen i scenario 1a. Detta beror på att dammen i scenario 1a hade drygt tre gånger så mycket hårdgjord yta uppströms och därav utnyttjades hela volymen. Vid jämförelse mellan de scenarier med tre dammar för modellen Viksjö kan noteras att scenario 3c har ett något högre flöde vid modellens utlopp än scenario 3b. Flödet i scenario 3c avlästes till 4,555 m³/s och i scenario 3b avlästes ett flöde på 4,316 m³/s. Detta trots att ansluten hårdgjord yta uppströms är större i scenario 3c än i scenario 3b. Skillnaden är dock relativt liten avseende både flöde och reducerad area. Skillnaden kan bero på att den totala utnyttjade volymen är något större för scenario 3b än scenario 3c. Vid jämförelse mellan scenarierna med tio dammar ses att flödesreduceringen ökar med en ökad reducerad area uppströms dammarna.

Även för Kungsängen fanns ett signifikant samband mellan flödesreducering och ökad reducerad area, om än inte lika tydligt som för Viksjö. se figur 20, Skillnaden mellan modellerna visar att potentialen för en allmän generalisering av metoden är begränsad eftersom sambandet är modellspecifikt. Därför finns begränsade förutsättningar för användning av prediktiva modeller i sammanhanget. I modellen för Kungsängen var scenario 1C det som gav störst flödesreducering. I scenario 1C erhöles flödet 1,975 m³/s. Detta scenario hade dock inte den största reducerade arean uppströms dammen. Det som istället troligen är anledningen till att detta scenario hade en stor reducering av flödet är att hela den optimala volymen placerades nära utloppet med en stor reducerad area uppströms. De scenarier som hade den sämsta utjämningseffekten var scenario 1A och 1B. Detta beror på att den utnyttjade volymen i dessa scenarier inte kunde likställas med den optimala volymen. Dammarna placerades i dessa scenarier på ledningssträckor med medelhög viktningspoäng. Utloppen till dessa dammar kunde strypas helt och således var det inte möjligt att göra en justering av ytarean för att uppnå den optimala volymen. Scenarierna för en damm kan därmed inte likställas eftersom den totala magasinerade vattenvolymen skiljer sig mellan scenarierna. Den flödesskillnad som noterats mellan dessa kan bero på en volymskillnad alternativt en volymskillnad i kombination med att scenario 1C har en större reducerad area uppströms. Skillnaden mellan de flöden som erhöles för scenario 1A och 1B var relativt liten. Flödet i scenario 1A var lägre än flödet i scenario 1B. Detta beror troligtvis på att scenario 1A hade en större reducerad area uppströms och således även en större utnyttjad volym.



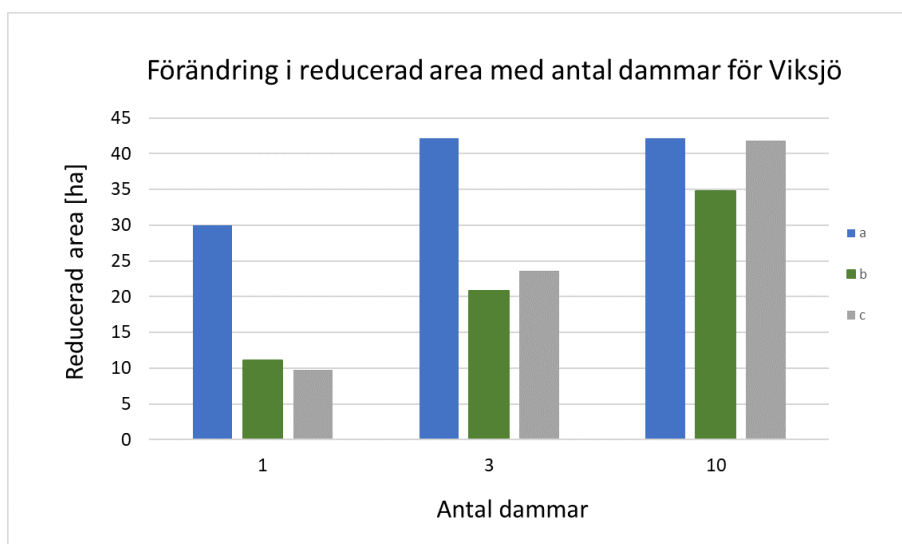
Figur 20: Förändring i maximalt flöde vid modellens utlopp med reducerad area för modellen Kungsängen. Korrelationstest är utfört med Pearsons metod för ett 95-procentigt konfidensintervall (CI).

Vid jämförelse mellan de flöden som erhållits i scenarierna med tre dammar ses att flödesreduceringen förbättrades med ökad reducerad area uppströms. I detta fall hade scenario 3C den största reducerade arean uppströms och även det lägsta flödet. Scenario 3B som hade den minsta reducerade arean gav den minsta reduceringen av flödet. I scenarierna med tio dammar hade däremot scenario 10B och 10C den största reducerade arean uppströms. Det lägsta flödet erhöles dock från scenario 10C. Skillnaden i flöde mellan 10B och 10C var betydande. Genom att studera volymfördelningen i de olika scenarierna noterades det att störst volym magasineras på ledningssträckor med högsta viktningspoäng i scenario 10C, se bilaga A.3. Följdaktligen magasineras en större volym vatten långt ned i systemet i detta scenario vilket möjligen kan förklara den mer effektiva reduceringen av flöde. Det kan för scenarierna med tio dammar även noteras att scenario 10A gav ett lägre flöde än scenario 10B trots en mindre reducerad area. Detta avvikande resultat är svårt att förklara då scenario 10B har en något större total volym än scenario 10A. Vidare magasineras även mer vatten i dammar placerade på ledningssträckor med högsta viktningspoäng i scenario 10B. Skillnaden kan dock bero på att många dammar placerade på ledningssträckor med viktningspoäng 1 stryps hårt i scenario 10A. Detta medför att en stor del av den magasinerade volymen omfördelats till dammar på ledningssträckor med högre viktningspoäng. Genom att jämföra volymen som magasineras i dammar som placerats på ledningssträckor med viktningspoäng 1,1 eller 1,15 ses att en större volym placerats i dessa dammar i scenario 10A. Det betyder att scenarier där fler dammar placerats i noder med viktningspoäng 1 kan ge upphov till en större flödesreducering än scenarier där färre dammar placerats i noder med viktningspoäng 1. Det förutsätter emellertid att dammarna placerade i noder med viktningspoäng 1 kan strypas helt så att volymen omfördelas till dammar placerade i noder med högre viktningspoäng. Detta kan vara

en möjlig förklaring till att flödet i scenario 10A är lägre än flödet i scenario 10B.

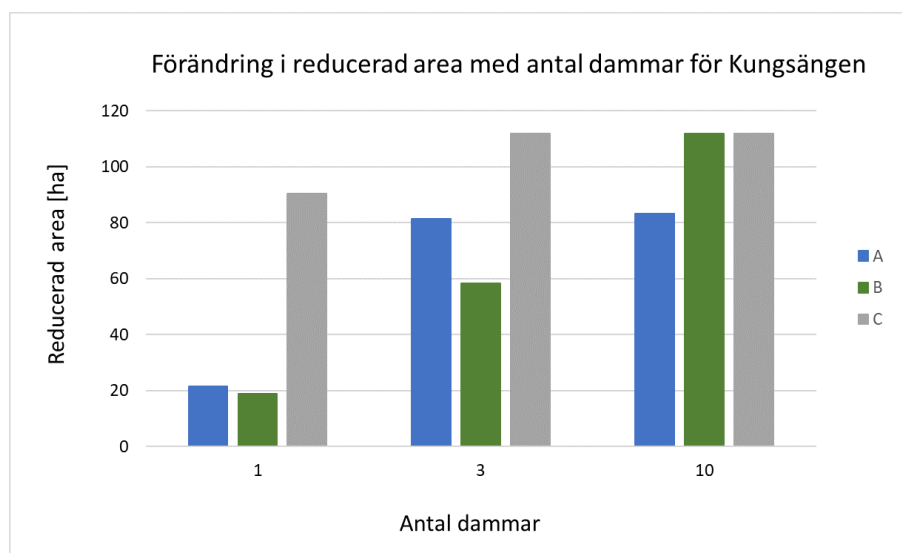
5.4 REDUCERING AV FLÖDE BEROENDE PÅ ANTALET DAMMAR

Resultaten från modellen Viksjö visade entydigt att flödet vid utloppet minskade med ett ökat antal dammar. Det kan dock noteras att även den reducerade arean uppströms dammarna ökade då antalet dammar ökade i samtliga scenarierna utom mellan scenario 3a och 10a, se figur 21. Skillnaden i flöde var minst mellan dessa två scenarier och kan som tidigare nämnt även bero på en viss volymskillnad. Utifrån resultatet är det av värde att fundera på om det är ett ökat antal dammar som ger upphov till flödesreduceringen eller om det snarare beror på att den reducerade arean uppströms dammen/dammarna ökar. Även om det är så att ett ökat antal dammar ger upphov till en ökad flödesreducering visar resultaten från modellen Viksjö att den relativa skillnaden minskar när den reducerade arean inte ökar i samband med att fler dammar anläggs. Då arbetet med att anlägga fler dammar rimligen är mer omfattande och kostnadskrävande än anläggning av en damm är det därför intressant att fundera över hur stor skillnaden i flöde blir beroende på antalet dammar som anläggs. Även i jämförelsen mellan anläggning av en, tre eller tio dammar bör det tas med att den utnyttjade volymen i scenario 1b och 1c är mindre än i övriga scenarier. Därför blir jämförelsen mellan flödet i scenario 1b och 3b samt 1c och 3c inte rättvis avseende förändring av antalet dammar. Detta då även volymskillnaden påverkar flödesskillnaden. Däremot kan slutsatsen dras att förutsättningarna för att hela volymen kan utnyttjas ökar med antalet dammar då volymen sprids ut. I bebyggda områden kan det i vissa fall vara svårt att hitta en stor yta som är placerad på ett lämpligt ställe. I dessa fall kan det vara ett alternativ att anlägga flera mindre dammar där den yta som tas i beslag inte behöver vara lika stor. Det är även värt att betona att denna studie endast tar hänsyn till de maximala flöden som uppstår vid modellernas utlopp. I vissa fall kan det vara av värde att reducera flödet inom ett modellområde. Således kan anläggning av flera dammar uppfylla ytterligare funktioner utöver att reducera flödet vid modellens utlopp.



Figur 21: Förhållande mellan reducerad area och antalet dammar för modellen Viksjö.

Resultatet från scenarierna i modellen Kungsängen visade inget entydigt resultat. För de scenarier som gjordes inom slumpserierna A och B, det vill säga 1A, 3A och 10A samt 1B, 3B och 10B, minskade utloppsflödet med ett ökat antal dammar. Vilket innebär att ett ökat antal dammar i detta fall gav en förbättrad flödesreducering. Det är dock så att även den reducerade arean ökade med ett ökat antal dammar i dessa scenarier, se figur 22. Därför kan det inte uteslutas att det är på grund av den reducerade areans ökning som flödet minskar och inte på grund av att antal dammar ökat. Så långt stämmer resultatet överens med de resultat som erhållits för modellen Viksjö. Resultatet från scenarierna inom slumpserie C, det vill säga 1C, 3C och 10C, skiljer sig dock från övriga resultat. I dessa scenarier ökade utloppsflödena med ett ökat antal dammar. Det lägsta flödet erhöles i detta fall i scenario 1C där flödet avlästes till 1,975 m³. Vidare avlästes flödena för scenario 3C och 10C till 4,061 m³ respektive 4,412 m³. Skillnaden mellan flödena som erhållits i scenario 3C och 10C är således relativt små. Dessa scenarier har samma reducerade area uppströms dammarna och skillnaden i flöde skulle kunna bero på andra faktorer. Flödesskillnaden skulle exempelvis kunna vara ett resultat av att en viss volym skillnad. I scenario 3C magasineras även en större del av den vattenvolymen i dammar som tilldelats högsta viktningspoäng och således längre ned i systemet, se Bilaga A.3. Detta skulle kunna förklara varför flödet i scenario 3C är lägre än i scenario 10C.



Figur 22: Förhållande mellan reducerad area och antalet dammar för modellen Kungsängen.

Skillnaden i utloppsflöde mellan scenario 1C och 3C är markant. Detta trots att scenario 1C innefattar ett mindre antal dammar och även en mindre reducerad area uppströms dammen. Detta resultat avviker från övriga resultat i denna studie. Detta kan vara ett resultat av att ledningssträckan närmast utloppet i modellen Kungsängen består av öppna diken och inte ledningar. Då en stor volym placerades långt nedströms i modellen, som var fallet i scenario 1C, kunde ledningarnas diametrar strypas i en utsträckning så att de öppna dikena kunde bytas ut mot slutna ledningar med mindre dimensioner. Detta resulterade i en betydande flödesminskning. Trots att den reducerade arean ökade i scenario 3A så fördelades totalvolymen

över tre dammar istället för en. I scenario 1C placerades dammen på en ledningssträcka med högsta viktningspoäng. Således placerades hela volymen på en sträcka som ansågs vara mest lämpad för anläggning av en dagvattendamm. I scenario 3C omfördelades volymen på ett sådant sätt att två av dammarna placerades på sträckor som ansetts vara mest lämpliga för anläggning av en damm, medan en damm placerades på en ledningssträcka med medelhögt viktningspoäng. Följdaktligen var inte hela volymen placerad på den sträcka som var mest lämplig i scenario 3C. Detta gör att en del vatten magasineras högt upp i systemet. Det vatten som nedströms denna damm sedan avleddes i öppna diken fick ett relativt högt flöde. Den kvarvarande volymen var i detta scenario inte tillräcklig för att de öppna dikena skulle kunna dimensioneras om till slutna ledningar utan att översvämning uppstod uppströms dammarna. Således avleddes dagvattnet via öppna diken med stora dimensioner till utloppet och reduceringen av flödet blev således sämre i scenario 3A än i scenario 1C. På samma sätt omfördelades även volymen i scenario 10C och den totala volymen som placerats på den mest lämpade ledningssträckan minskade. Även i detta scenario gjorde det att magasineringsskapaciteten i nedre delarna av systemet inte var tillräckligt stor för att de öppna dikena skulle kunna bytas mot slutna ledningar och således erhöles ett högre flöde i scenario 10C än i 3C och framförallt än i scenario 1C.

För båda modellerna visade dessa resultat att flödet minskar med antalet dammar. Tendensen var dock tydligare för modellen Viksjö vilket beror på ett avvikande resultatet i modellen Kungsängen. Som tidigare noterat sammanföll ett ökat antal dammar i denna studie i flera fall med en ökad reducerad area. Det är därför svårt att avgöra om det är ett ökat antal dammar eller en ökad reducerad area som ger upphov till en flödesreducering. Eftersom de maximala utloppsflödena i flera fall skiljer sig mer vid jämförelse mellan olika placeringar än vid jämförelse av antalet dammar kan det vara så att placeringen har en större påverkan än antalet dammar. För ett mer tillförlitligt resultat skulle fler scenarier behöva skapas samt att detta skulle kunna utredas för fler modeller. Generellt sätt verkar dock utloppsflödet ur modellerna minska med ökat antalet dammar.

6 SLUTSATSER

Denna studie visar att de maximala utloppsflödena reducerades i samtliga scenarier där dammar anlagts jämfört med scenarierna utan dammar. Detta resultat påverkades dock av studiedesignen då marköversvämningar eliminerades i samtliga scenarier och utgår således inte från de verkliga modellerna.

Placeringen av dagvattendammar har en stor påverkan på dagvattensystemets förmåga att reducera flöden. I denna studie beskrivs placeringarna utifrån reducerad area uppströms dammarna. Resultatet av studien visar att flödesreduceringen ökar med ökad reducerad area uppströms dammarna. Placeringen visar sig även vara viktig för att hela dammvolymer ska utnyttjas. Detta är speciellt av vikt om hela volymen skall magasineras i en damm. Om inte tillräckligt mycket hårdgjord yta är ansluten uppströms dammarna kan hela volymen inte utnyttjas för stora dammar, vilket ofta är fallet då endast en damm anläggs.

Det förefaller som att förmågan att reducera flöden generellt sätt ökar med antalet dammar. Detta kan bero på att det finns större möjligheter att utnyttja hela dammvolymer eller att den reducerade arean uppströms dammarna ökar. Då hela volymen utnyttjas och den reducerade arean uppströms dammarna är konstant tycks dock den relativa flödesskillnaden vara relativt liten. Vid anläggning av flera dammar kan slutsatsen dras att det har betydelse var dammarna placeras samt deras kapacitet att magasinera vatten om en bestämd volym ska magasineras i systemet. Vissa resultat tyder på att det är bättre att ha färre dammar om dessa är placerade på lämpliga ställen. Detta då dammar som är placerade på olämpliga ställen inte bidrar till flödesutjämningen i särskilt stor omfattning.

Sammanfattningsvis tyder dessa resultat på att den reducerade arean uppströms dammarna har stor betydelse samt ett ökat antal dammar kan vara fördelaktigt om dessa placeras på lämpliga ställen. Genom att anlägga dagvattendammar i noder med stor reducerad area uppströms kan en tillfredställande flödesutjämning uppnås.

REFERENSER

LAGAR OCH FÖRORDNINGAR

SFS 1998:808. *Miljöbalken*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.

SFS 2006:412. *Lagen om allmänna vattentjänster*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.

PUBLICERAT MATERIAL

Arnell, V. (1980). *Dimensionering och analys av dagvattensystem: val av beräkningsmetod*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola (ISSN 0347-8165).

Bengtsson, L. Niemczynowicz, J. (2003). *Vattenomsättning i några svenska städer*. Stockholm: Svenskt Vatten AB. (VA-Forsk rapport 2003-33).

Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning dagvattenrening*. Bromma: Svenskt Vatten AB. (Rapport 2016-05).

Blomquist, D., Hammarlund, H., Härle, P. Karlsson, S. (2016). *Riktlinjer för modellering av spillvattenförande system och dagvattensystem*. Bromma: Svenskt Vatten AB (Rapport 2016-15)

Boverket (2012). *Mångfunktionella ytor: klimatanpassning av befintlig bebyggd miljö i städer och tätorter genom grönstruktur*. Karlskrona: Boverket. (ISBN 978-91-86559-02-1).

Christensen, J. (2015). *Juridiken kring vatten och avlopp: En översiktlig genomgång av juridiken kring dricksvattenförsörjning samt avledning och rening av spillvatten och dagvatten*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (Rapport 2015:15).

DHI (2017). *MIKE URBAN: Collection System: Modelling of stormwater drainage networks and sewer collection systems*. Tekn. rapport.

Havs- och vattenmyndigheten (2014). *Vägledning för kommunal VA-planering: för hållbar VA-försörjning och god vattenstatus*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (Rapport 2014:1).

Kjellström, E. (2013). *FN:s klimatpanel klimatförändring 2013: den naturvetenskapliga grunden: sammanfattning för beslutsfattare: bidrag från arbetsgrupp I (WG I) till den femte utvärderingen från Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC*. Bromma: Naturvårdsverket. (Rapport 6592).

Klimat- och sårbarhetsutredningen (2007). *Sverige inför klimatförändringarna - hot och möjligheter* (SOU 2007:60). Stockholm: Miljödepartementet.

Larm, T. (2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar*. VAV AB. (VA-FORSK 2000:10).

Ludzia, A., Larsson, R. Aguayo, S. (2014). Utvärdering av dagvattensystemets hållbarhet i Augustenborg, Malmö. *Vatten*. Vol. 2(14), ss. 107-108.

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

Miljö -och energidepartementet (2017). *Sweden's Seventh National Communication on Climate Change*. Bromma: Naturvårdsverket. (ISSN 0282-7298).

Miljö -och samhällsbyggnadsdepartementet (2005). *Allmänna vattentjänster*. Stockholm: Sveriges riksdag. (2005/06:78).

Naturvårdsverket (2009). *Provtagningsstrategier för förorenad jord*. Naturvårdsverket. (Rapport 5888).

Naturvårdsverket (2019). *Regeringsuppdrag att föreslå etappmål om dagvatten*. Naturvårdsverket. (Rapport NV-08865-17).

Persson, J. (1997). *Utformning av dammar: en litteraturstudie med kommentarer dagvatten-, polerings- och miljödammar*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola. (Rapport B:63).

Persson, J. (1999). *Bestämmande faktorer vid dammutformning*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola. (Rapport B:65).

Stahre, P. (2006). *Sustainability in urban storm drainage: planning and examples*. Svenskt Vatten. Stockholm. 08 Tryck.

Stockholms stad (2017). *Dagvatten: PM Beräkningsmetodik för dagvattenflöde och föroreningstransport*. Stockholm: Stockholms stad.

Svenskt Vatten (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Svenskt Vatten AB (Publikation P90).

Svenskt Vatten (2011). *Hållbar dag- och dränvattenhantering - råd vid planering och utformning*. Svenskt Vatten AB. (Publikation P105).

Svenskt Vatten (2016). *Avledning av dag-, drän -och spillvatten: funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem*. Svenskt Vatten (Publikation P110).

Sörensen, J. Emilsson, T. (2019). Evaluating Flood Risk Reduction by Urban Blue-Green Infrastructure Using Insurance Data. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 145.

Viklander, M. Blecken, G. (2012). Blågrön dagvattenhantering bra för människa och miljö. I: Johansson, B. (red), *Miljonprogrammet: utveckla eller avveckla?*. Stockholm, ss. 357-373.

Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J. Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet*. Bromma: Svenskt Vatten AB. (Rapport 2019-2).

Vägverket (2008). *VVMB Hydraulisk dimensionering*. Borlänge: Vägverkets tryckeri. (Publikation 2008:61).

OPUBLICERAT MATERIAL

Dahl (u.å.). *Dagvattenhandboken*. Tillgänglig: https://content-eshop.dahl.se/wcsstore/Dahl%20B2B/Konceptkataloger/Dagvattenboken_utg%202.pdf [2019-12-17]

Hammarlund, H. (2019). Specialist i hydraulisk modellering. Tyréns AB, möte 2019-09-17.

Havs -och vattenmyndigheten (2013). *Ordbok*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok.html> [2019-06-10]

Järfälla kommun (2019) *Statistik*. Tillgänglig: <https://www.jarfalla.se/kommunochpolitik/kommunfakta/statistik.4.640dac6b1300db73e7c800010856.html> [2019-09-13]

SMHI (2014). *Klimatförändringar i Sverige och världen i ny svensk rapport*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsnyheter/klimatforandring-i-sverige-och-varlden-i-ny-svensk-rapport-1.81497> [2019-11-20]

SMHI. (2017). *Häftigare skyfall i framtida klimat*. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/forskning/haftigare-skyfall-i-framtida-klimat-1.32213>

SMHI (2018a). *Det hydrologiska året*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/det-hydrologiska-aret-1.280> [2019-11-25]

SMHI (2018b). *Vattnets kretslopp - förenar hydrologi, meteorologi och oceanografi*. Till-

gänglig: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vattnets-kretslopp-forenar-hydrologi-meteorologi-och-oceanografi-1.20615> [2019-11-21]

Statistiska Centralbyrån (2015). *Urbanisering - från land till stad*. Tillgänglig: <https://www.scb.se/hitta-statistik/artiklar/2015/Urbanisering--fran-land-till-stad/> [2019-11-20]

Stockholm vatten och avfall (u.å.). *Dammar och våtmarker*. Tillgänglig: <http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/dammar.pdf> [2019-09-04]

Sveriges Lantbruksuniversitet (2019). *Klimat*. Tillgänglig: <https://www.slu.se/miljoanalys/statistik-och-miljodata/miljodata/webbtjanster-miljoanalys/markinfo/markinfo/standort/klimat/> [2019-09-16]

Söderberg, E. (2019). Examensarbetare. Tyréns AB. E-post 2019-12-17.

Upplands-Bro kommun (u.å.a). *Om kommunen*. Tillgänglig: <https://www.upplands-bro.se/kommun--politik/om-kommunen.html> [2019-11-21]

Upplands-Bro kommun (u.å.b). *Statistik*. Tillgänglig: <https://www.upplands-bro.se/kommun--politik/om-kommunen/statistik.html> [2019-11-21]

VA-guiden (2013). *Ordlista med dagvattenrelaterade uttryck*. Tillgänglig: <https://vaguiden.se/2013/01/ordlista-med-dagvattenrelaterade-uttryck/> [2019-09-09]

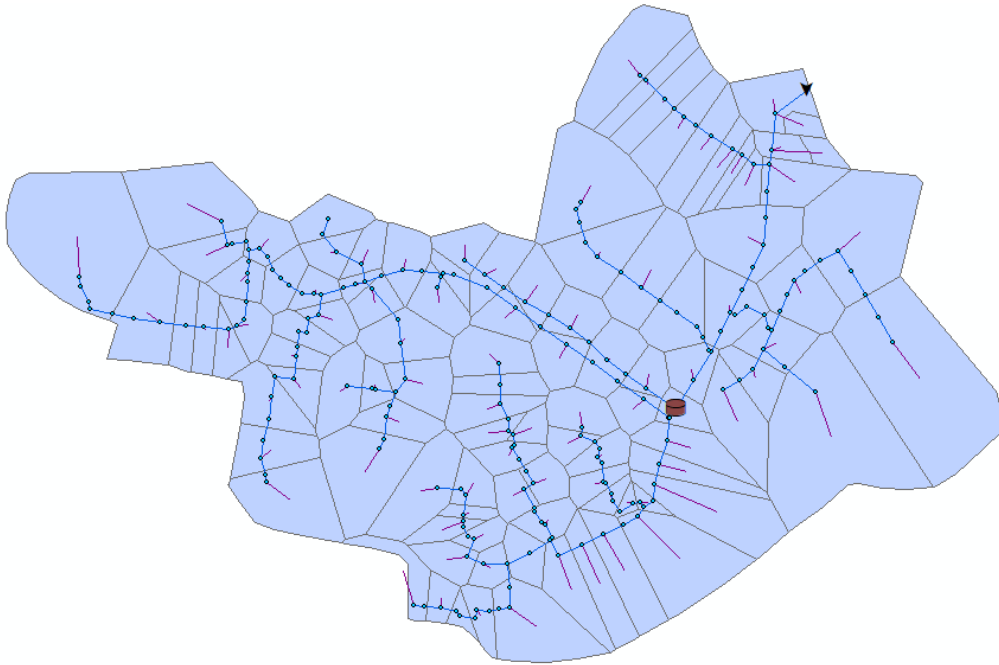
A BILAGA

A.1 SLUMPSERIER

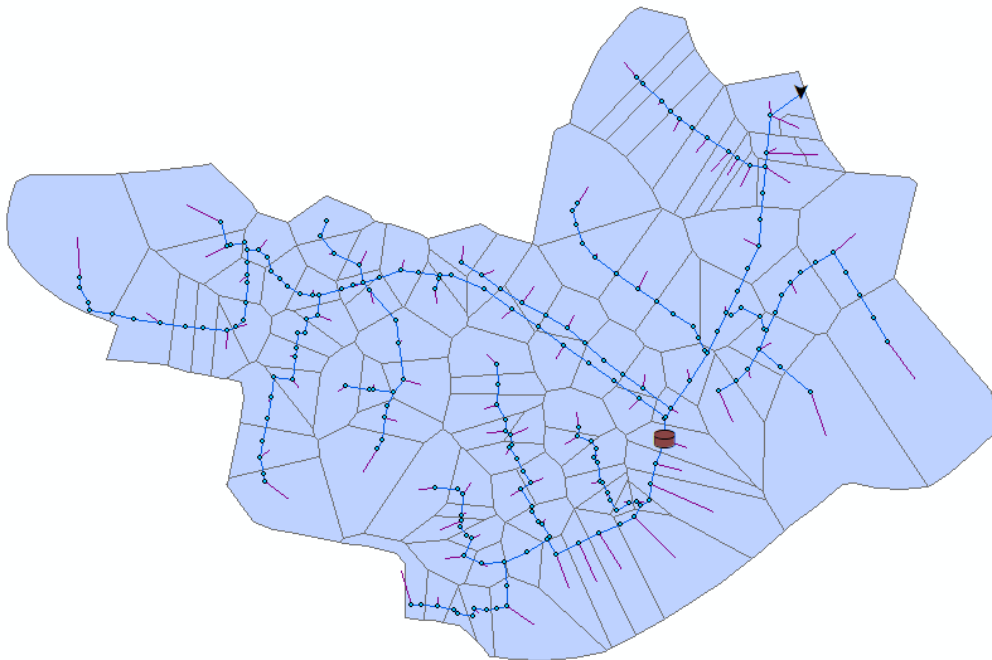
NOD	VIKTNING	SLUMPTAL	TOTALPOÄNG			
Node_63	1.15	0.98277547	1.130191794			Placering en damm
Node_54	1.15	0.95888586	1.102718741			Placering tre dammar
Node_74	1.1	0.99674275	1.096417026			Placering av tio dammar
Node_85	1.1	0.99497715	1.09447486			
Node_67	1.1	0.9819923	1.080191528			
Node_60	1.15	0.90024377	1.035280333			
Node_125	1.1	0.91923681	1.011160492			
Node_55	1.15	0.85361888	0.981661716			
Node_220	1	0.97955134	0.979551344			
Node_196	1	0.97190709	0.971907093			
Node_69	1.1	0.87879329	0.966672622			
Node_223	1	0.96405161	0.964051611			
Node_101	1	0.95911562	0.959115624			
Node_92	1	0.95540967	0.955409671			
Node_316	1	0.95388584	0.953885836			
Node_108	1	0.95020508	0.950205075			
Node_254	1	0.94011513	0.940115126			
Node_123	1.1	0.85421491	0.939636404			
Node_86	1.1	0.84893751	0.93383126			
Node_231	1	0.92601611	0.926016113			
Node_252	1	0.92558683	0.925586829			
Node_163	1	0.92428947	0.924289471			
Node_88	1.1	0.83687939	0.920567332			
Node_191	1	0.90980653	0.90980653			
Node_206	1	0.90557462	0.905574616			
Node_111	1	0.90403723	0.904037232			
Node_58	1.15	0.78494248	0.902683857			
Node_59	1.15	0.78100576	0.898156629			
Node_73	1.1	0.80980038	0.890780415			
Node_180	1	0.88746019	0.887460193			
Node_114	1	0.88704702	0.887047016			
Node_215	1	0.88598526	0.885985259			
Node_188	1	0.88592905	0.885929053			
Node_257	1	0.88193742	0.881937419			
Node_311	1	0.88161611	0.881616115			
Node_129	1.1	0.80126653	0.881393187			
Node_83	1.1	0.79996563	0.879962195			
Node_162	1	0.87884961	0.878849609			

Figur 23: En del av slumpserie a från modellen Viksjö. Den damm som placerades ut i scenario 1a är markerad i grönt. De dammar som placerades ut i scenario 3a är markerade i grönt och blått. De dammar som placerades ut i scenario 10a är markerade i grönt, blått och gult.

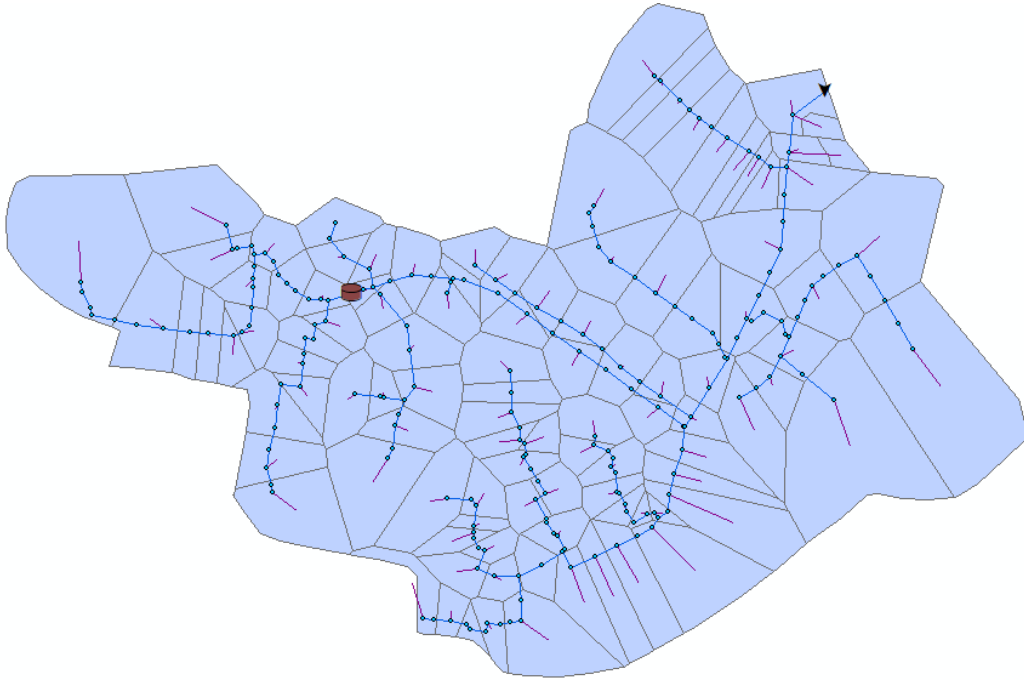
A.2 PLACERING AV DAMMAR I VIKSJÖ



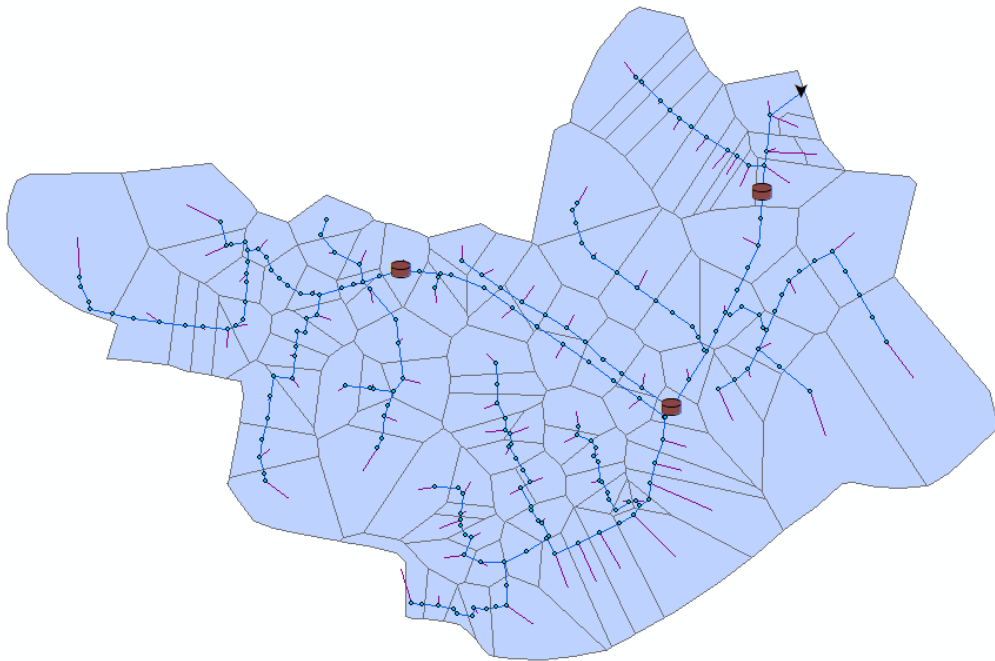
Figur 24: Visar modellen Viksjö med placering av dammen i scenario 1a.



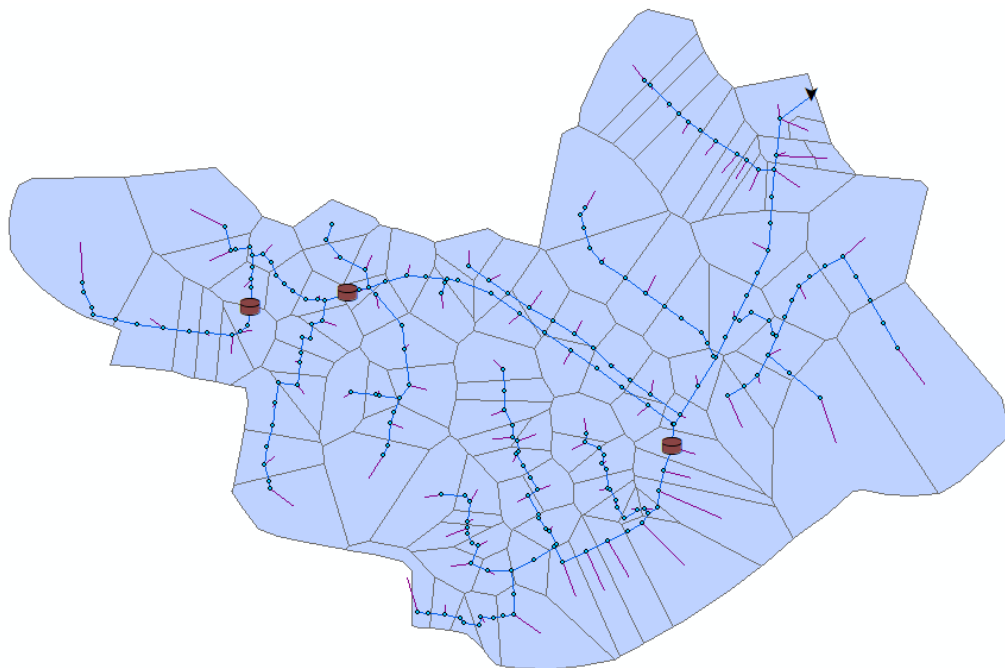
Figur 25: Visar modellen Viksjö med placering av dammen i scenario 1b.



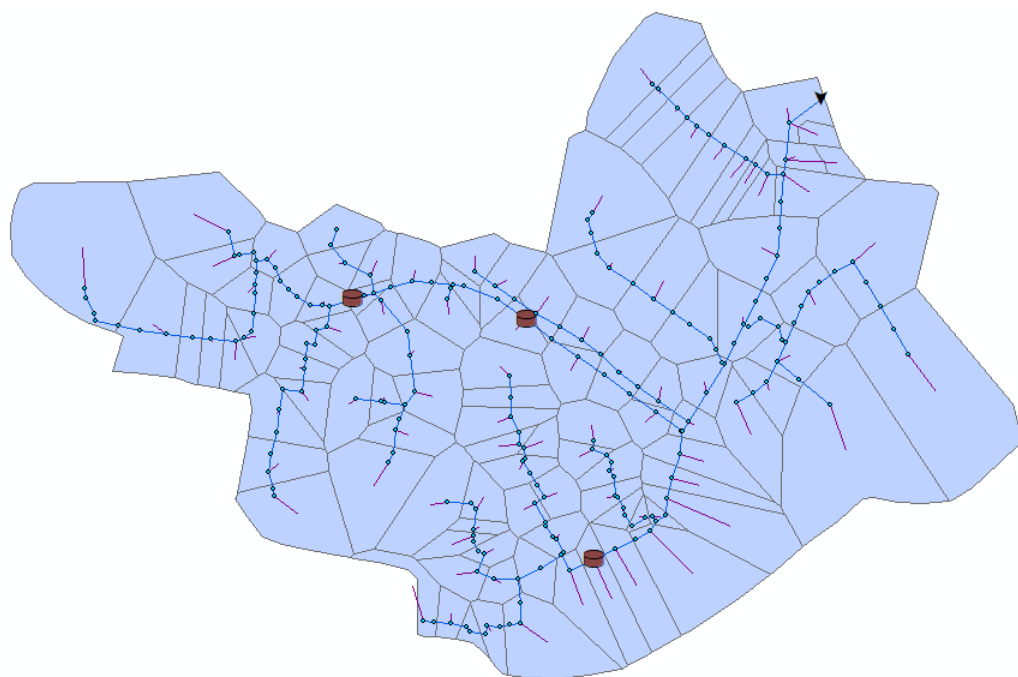
Figur 26: Visar modellen Viksjö med placering av dammen i scenario 1c.



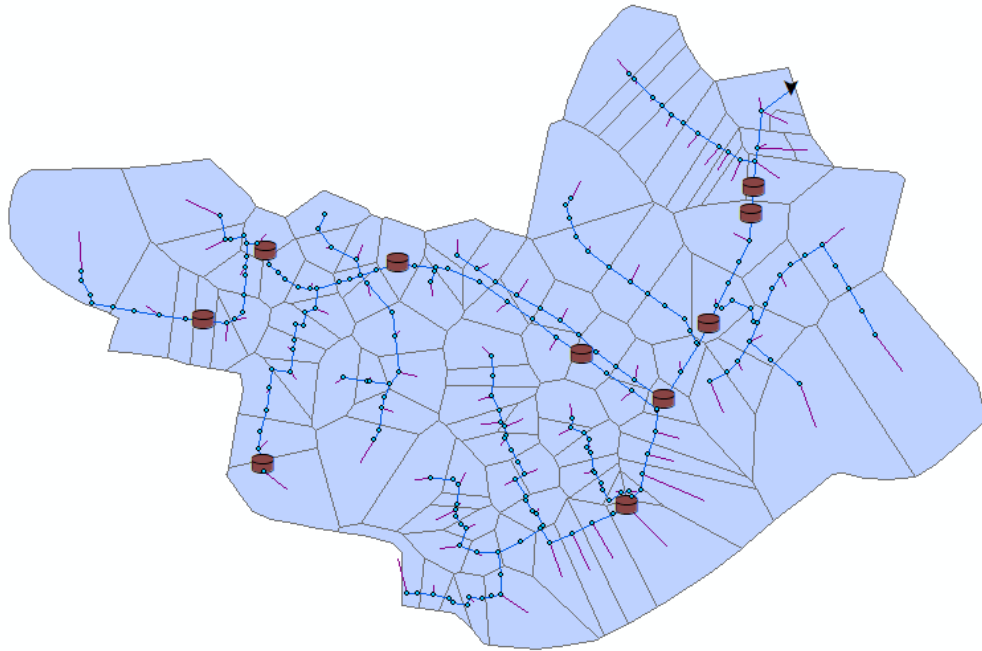
Figur 27: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 3a.



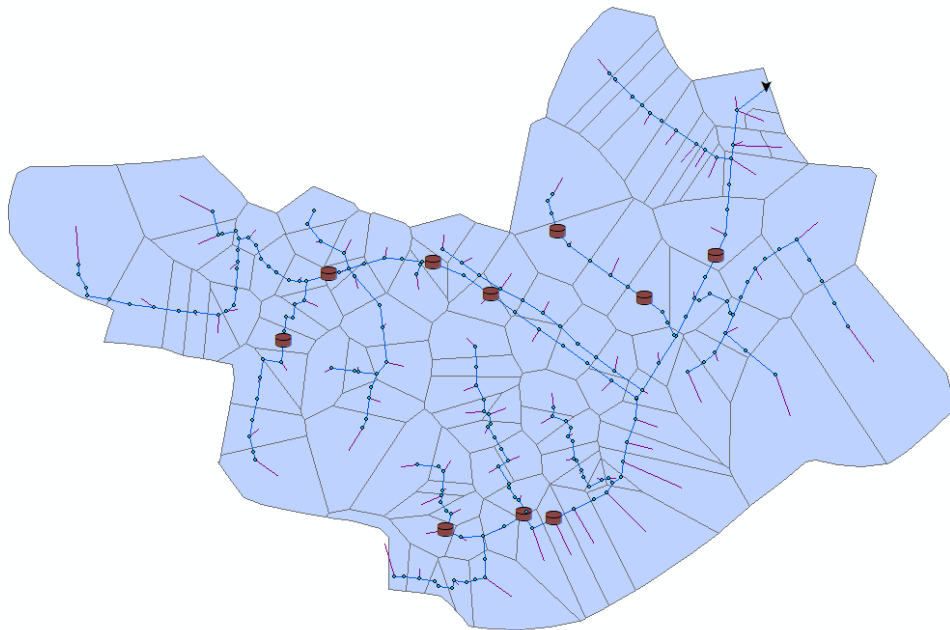
Figur 28: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 3b.



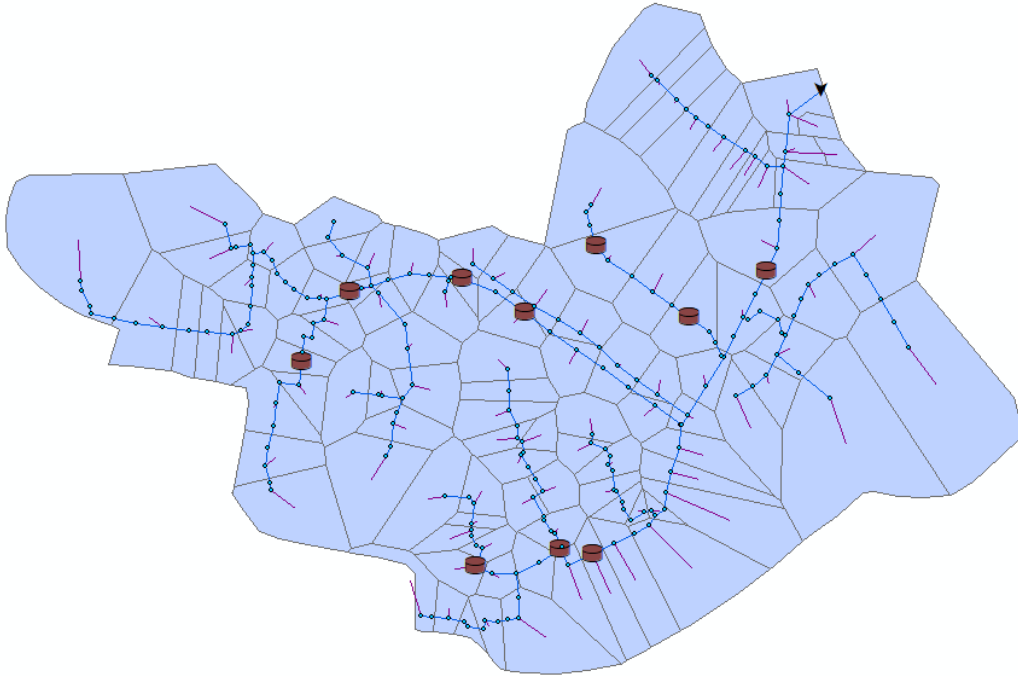
Figur 29: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 3c.



Figur 30: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 10a.



Figur 31: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 10b.



Figur 32: Visar modellen Viksjö med placering av dammarna i scenario 10c.

A.3 DAMMVOLYMER

A.3.1 Viksjö

Tabell 20: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3a.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
63	1,15	13,14	2000	15,29	2,15	4300
54	1,15	9,88	2000	11,87	1,99	3980
74	1,1	18,05	2000	21,19	3,14	6280

Tabell 21: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3b.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
130	1,1	14,68	2550	17,62	2,94	7497
78	1,1	21,46	2550	23,05	1,59	4055
224	1	34,09	2550	35,54	1,45	3698

Tabell 22: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3c.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
78	1,1	21,46	2300	23,17	1,71	3933
70	1,1	17,3	2300	19,54	2,24	5152
122	1,1	21,93	2300	24,38	2,45	5635

Tabell 23: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10a.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
63	1,15	13,14	640	15,32	2,18	1395
54	1,15	9,88	640	12,08	2,20	1408
74	1,1	18,05	640	20,62	2,57	1645
85	1,1	27,02	640	28,32	1,30	832
67	1,1	15,53	640	17,89	2,36	1510
60	1,15	11,79	640	13,34	1,58	992
125	1,1	21,36	640	24,79	3,43	2195
55	1,15	9,97	640	12,48	2,51	1606
220	1	39,31	640	42,91	3,60	2304
196	1	35,73	640	36,91	1,18	755

Tabell 24: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10b.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
130	1,1	14,68	900	17,70	3,02	2718
78	1,1	21,46	900	23,05	1,59	1431
224	1	34,09	900	35,97	1,88	1692
91	1	28,80	900	29,66	0,86	774
177	1	30,11	900	30,91	0,80	720
311	1	10,66	900	12,81	2,15	1935
107	1	24,75	900	27,56	2,81	2529
171	1	23,14	900	25,04	1,90	1710
97	1	16,36	900	17,92	1,56	1404
108	1	18,95	900	18,96	0,01	9

Tabell 25: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10c.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
78	1,1	21,46	850	23,37	1,91	1624
70	1,1	17,30	850	18,81	1,59	1352
122	1,1	21,93	850	23,25	1,32	1122
145	1,1	22,43	850	23,98	1,55	1318
72	1,1	17,93	850	20,69	2,76	2346
57	1,15	10,30	850	12,48	2,18	1853
203	1	32,77	850	35,11	2,34	1989
154	1	23,43	850	25,31	1,38	1173
102	1	31,27	850	32,20	0,93	791
107	1	24,75	850	26,80	2,05	1743

A.3.2 Kungsängen

Tabell 26: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3A.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
DNB1180	1,1	21,59	6400	23,79	2,2	14080
DTB50243	1,1	12,11	6400	13,27	1,16	7424
DNB288	1,1	5,48	6400	7,81	2,33	14912

Tabell 27: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3B.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
DNB1184	1,1	13,31	5300	15,63	2,32	12296
DNB394	1,1	7,09	5300	9,95	2,86	15158
DNB55534	1,1	10,29	5300	12,08	1,79	9487

Tabell 28: Visar bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 3C.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
DNB326	1,15	2,53	6500	4,52	1,99	12935
DUT900	1,15	0,4	6500	1,82	1,42	9230
DNB1168	1,1	23,65	6500	25,86	2,21	14365

Tabell 29: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10A.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
DNB1180	1,1	21,59	4100	23,77	2,18	8938
DTB50243	1,1	12,11	4100	13,30	1,19	4879
DNB288	1,1	5,48	4100	7,71	2,23	9143
DNB1181	1,1	13,63	4100	15,84	2,21	9061
DNB294	1	7,05	4100	7,17	0,12	492
DTB50255	1	9,80	4100	9,82	0,02	82
DNB134	1	17,24	4100	17,31	0,07	287
DTB888	1	26,38	4100	26,93	0,55	2255
DNB253	1	13,89	4100	14,0	0,11	451
DNB55077	1	10,6	4100	10,77	0,17	697

Tabell 30: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10B.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m ²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m ³]
DNB1184	1,1	13,31	1950	15,60	2,29	4466
DNB394	1,1	7,09	1950	10,04	2,95	5753
DNB55534	1,1	10,29	1950	12,17	1,88	3666
DUT20175	1,15	-2,21	1950	1,52	3,73	7274
DNB1170	1,1	23,02	1950	25,50	2,48	4836
DNB402	1,1	11,36	1950	13,29	1,93	3764
DNB1175	1,1	13,94	1950	16,19	2,25	4388
DNB889	1	28,84	19,50	29,16	0,32	624
DNB334	1	2,23	1950	2,78	0,55	1073
DNB296	1	6,93	1950	7,43	0,5	975

Tabell 31: Visar viktningspoäng, bottennivå, justerad area, vattennivå, vattendjup och slutgiltig volym för respektive damm i scenario 10C.

Nod	Viktning	Bottennivå [m ö h]	Justerad area [m²]	Vattennivå [m ö h]	Vattendjup [m]	Volym [m³]
DNB326	1,15	2,53	3000	4,26	1,73	5190
DUT900	1,15	0,40	3000	1,64	1,24	3720
DNB1168	1,1	23,65	3000	26,20	2,55	7650
DTB50243	1,1	12,11	3000	13,54	1,43	4290
DUT901	1,1	0,38	3000	2,22	1,84	5520
DNB20017	1	12,09	3000	13,13	1,04	3120
DNB886	1	29,18	3000	29,39	0,21	630
DNB20053	1	25,98	3000	26,26	0,28	840
DNB296	1	6,93	3000	7,13	0,2	600
Nedstrms78	1,1	9,16	3000	10,89	1,73	5190