



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19045

Examensarbete 30 hp
Augusti 2019

Avrinningskoefficientens betydelse vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningssystem

Anna Östrand Myrlund

Referat

Avrinningskoefficientens betydelse vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningssystem

Anna Östrand Myrlund

Den här studien har sökt kartlägga och kvantifiera hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningssystem. Olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter tillämpades på två modellområden av olika karaktär. Varje modellområde bestod av mindre delavrinningsområden kopplade till en ledningsnätmodell i modellverket MIKE URBAN. I MIKE URBAN kopplas ledningssegment i ledningsnätmodellen samman av noder, även tillrinningen från modellområdets delavrinningsområden har sitt inlopp i dessa noder. Noderna kan motsvara nedstigningsbrunnar, tillsynsbrunnar och rännstensbrunnar i det verkliga ledningsnätssystemet (Blomquist et al. 2016).

Skillnader i absolut maximalt nodvattendjup mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter visualiserades i kartbilder. Resultaten visade att det uppstod skillnader i ledningsnätmodellernas maximala simulerade nodvattendjup när olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter användes. Med regressionsanalyser undersöktes samband mellan relativ förändring i reducerad area och relativ förändring i simulerade maximala nodvattendjup mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter. För noder längst uppströms i ledningssystemet påvisades ett positivt linjärt samband mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i ansluten reducerad area. Sambandet mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i reducerad area skiljde sig i styrka för olika modellsimuleringar. För modellområde J som har ett helt separerat spillvattennät och en homogen bebyggelse låg förklaringsgraden på omkring 50 procent för samtliga modellscenarier. I samtliga modellscenarier för modellområde J låg det maximala nodvattendjupet över nedströms ledningshjassa vilket kan tyda på att begränsningar i ledningsdimensioner har inverkan på det maximala simulerade nodvattendjupet. För modellområde E var sambandet mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i ansluten reducerad area starkare än för modellområde J för en majoritet av simuleringsscenarierna.

Resultaten bör betraktas utifrån studiens begränsade omfattning samt utifrån att modellerna är teoretiska då de inte kalibrerats mot mätdata. Studien visualiserar dock att beroende på vilken metod som använts för att ansätta avrinningskoefficienter kan skillnader i simuleringsresultat bli stora för vissa delar av modellområdet. Fortsatta studier är därför viktiga för en ökad transparens vid hydraulisk modellering av ledningsnätssystem och för att tydliggöra osäkerheter som är kopplade till avrinningskoefficienter.

Nyckelord: Avrinningskoefficient, spillvattensystem, hydraulisk modellering, ytaavrinningsmodellering, tid-area metoden, MIKE URBAN

Institutionen för Geovetenskaper, Luft– vatten– och landskapslära, Uppsala universitet, Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala. ISSN 1401–5765

Abstract

The effect of runoff coefficients on hydraulic modelling of sewer networks

Anna Östrand Myrlund

There exist various methods for applying runoff coefficients to catchments, but it is not known how the choice of method affects the simulation results in hydraulic sewer network models. The aim of this study was to map and quantify how different methods of applying runoff coefficients affect model simulation results for hydraulic models. In this study, various methods of applying runoff coefficients was used on two sewer network models with different characteristics. Each of the model areas consisted of smaller catchment areas connected to the network model in the model tool MIKE URBAN. In MIKE URBAN catchments is connected to the network model by nodes. Nodes can represent manholes, inspection wells and outlets in the sewer system.

In this study differences in maximal node water depth was visualized in maps. The results concluded that different methods of estimating runoff coefficients affect simulated node water depths in the network models in different ways. Regression analysis was used to investigate if there was a relation between relative difference in reduced area and relative difference in simulated maximal node water depth when different methods of applying runoff coefficients was used. For nodes in the most upstream part of the sewer system a positive linear relationship between relative difference in maximal node depth and relative difference in reduced area was concluded. The results should be viewed through the limitations of the study and more investigations is needed to gain more transparency in the field of hydraulic modelling of sewage system and the uncertainties connected to runoff coefficients.

Keywords: runoff coefficient, sewage network, hydraulic modelling, rainfall-runoff modelling, time-area method, MIKE URBAN

*Department of Earth Sciences, Program of Air, Water and Landscape Science,
Uppsala University, Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala.
ISSN 1401-5765*

Förord

Detta examensarbetet markerar slutet på mina studier inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på Tyréns avdelning för vattenutredningar i Stockholm under handledning av Hans Hammarlund och Linnéa Siegwán. Mattias Winterdahl har varit ämnesgranskare och Fritjof Fagerlund har varit examinator, båda verksamma vid institutionen för geovetenskaper på Uppsala Universitet.

Tack Hans Hammarlund och Linnéa Siegwán för handledning och stöd under arbetet, tack Martin Rosén för hjälp med FME och GIS och tack till alla medarbetare på avdelningen för Vattenutredningar för tiden jag fått vara hos er.

Tack till Mattias Winterdahl för värdefulla kommentarer och synpunkter.

Jag vill även rikta tack till Sten Blomgren och DHI som tillhandahållit en studentlicens till MIKE URBAN samt till Göteborg Stad, Stockholm Vatten, Sundbyberg avfall och vatten och Tekniska verken som bidragit med ledningsnätmodeller till projektet.

Till sist vill jag tacka min familj och mina vänner för allt stöd jag fått under den här resan.

Anna Östrand Myrlund
Uppsala, augusti 2019

Copyright © Anna Östrand Myrlund och Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.
UPTEC W 19045, ISSN 1401–5765.
Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala 2019.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Avrinningskoefficientens betydelse vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningssystem

Vid kraftiga skyfall kan avloppsledningssystem i städer bli överbelastade vilket kan medföra att byggnader och markområden översvämmas. Dagvatten, det vill säga regn och smältvatten som tillfälligt avrinner från gator och tak, påverkar avloppsledningssystem på olika sätt. Spillvattenförande avloppsledningssystem kan delas in i kombinerade system och separerade system. Kombinerade ledningssystem är designade för att leda bort både spillvatten och dagvatten. Spillvatten består av en kombination av svartvatten från toaletter och gråvatten från bad och tvätt. I separerade system leds däremot spillvattnet bort i en separat ledning skilt från dagvattnet. Separerade ledningssystem kan ändå påverkas av dagvatten eftersom vissa byggnaders taktytor kan vara felaktigt anslutna till det separata spillvattennätet.

Vid utredningar av dagvattenpåverkan på kombinerade och separerade spillvattenförande system brukar hydrauliska ledningsnättsmodeller användas. Ledningsnätet ritas då upp i ett modelleringsprogram och kopplas samman med en ytavrinningsmodell. Ytavrinningsmodellen motsvarar avloppsledningens avrinningsområde. Det finns en mängd olika val och avväganden som måste göras när ytavrinningsmodeller konstrueras. Ett sådant avvägande rör uppskattningen av dagvattenflödet i avloppsledningssystemet. I enkla ytavrinningsmodeller används ofta avrinningskoefficienter för att bestämma den andel av avrinningsområdet som bidrar med dagvattenavrinning till ledningsnätet. Det finns olika sätt att uppskatta avrinningskoefficienter men de är inte känt hur de olika metoderna påverkar modellsimuleringarna och det är därför viktigt att detta undersöks.

Den här studiens syfte har varit att undersöka hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningsnät. Två olika modellområden analyserades inom projektet. Modellområdena valdes utifrån att de skiljer sig karaktärsmässigt ifrån varandra, både vad gäller bebyggelse och typ av ledningsnät. Studien har visat att det uppstår skillnader i maximala vattennivåer mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter. Längst uppströms i ledningssystemet påvisades ett positivt linjärt samband mellan relativ förändring i maximalt vattendjup och relativ förändring av den area som bidrar med dagvattenflöde till ledningssystemet. Sambandet skiljde sig i styrka för olika modellsimuleringar vilket kan tyda på att begränsningar i ledningsdimensioner har inverkan på beräkningsresultatet.

Resultaten bör betraktas utifrån studiens begränsade omfattning samt att modellerna är teoretiska då de inte kalibrerats mot verkliga mätdata. Studien visualiserar att beroende på vilken metod som används för att ansätta avrinningskoefficienter kan skillnader i simuleringsresultat bli stora i vissa mindre delar av modellområdet och i vissa större områden. Fortsatta studier inom området är därför viktiga för en ökad transparens vid hydraulisk modellering av ledningsnätssystem och för att tydliggöra de osäkerheter som är kopplade till avrinningskoefficienter.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING.....	1
1.1	SYFTE OCH MÅL.....	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR.....	2
2	BAKGRUND.....	3
2.1	AVLOPPSLEDNINGSSYSTEM.....	3
2.2	YTAVRINNING.....	5
2.2.1	Hårdgjorda ytor.....	6
2.2.2	Tid-area metoden och rationella metoden.....	7
2.2.3	Avrinningskoefficienter.....	8
2.3	AVRINNINGSKOEFFICIENTER ANPASSADE TILL SPILLVATTENFÖRANDE SYSTEM.....	9
2.3.1	Avrinningskoefficient baserat på typ av yta.....	10
2.3.2	Avrinningskoefficient baserat på bebyggelse typ.....	11
2.3.3	Avrinningskoefficient baserat på kalibrering mot flödesmätning.....	13
2.3.4	Kalibrering av avrinningskoefficienter.....	14
2.4	HYDRAULISK MODELLERING OCH SIMULERING I MIKE URBAN.....	14
2.4.1	Sammanvägd avrinningskoefficient.....	16
2.4.2	Koncentrationstid.....	16
2.4.3	Reduktionsfaktor.....	16
2.4.4	Tid-area kurva.....	17
2.4.5	Nederbördshyetograf.....	17
2.4.6	Ytavrinningssimulering med tid-area metoden.....	17
2.4.7	Hydraulisk simulering.....	18
3	METOD OCH MATERIAL.....	18
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING.....	18
3.1.1	Referensmetod: avrinningskoefficient baserat på typ av yta.....	20
3.2	JÄMFÖRELSEMETODER.....	22
3.2.1	Indelning av delavrinningsområden i delområden och justering av total reducerad area.....	23
3.2.2	Avrinningskoefficient baserat på bebyggelse typ.....	25
3.2.3	Avrinningskoefficient baserat på delområde.....	30
3.3	YTAVRINNINGS- OCH LEDNINGSNÄTSSIMULERING.....	33
3.4	RESULTATJÄMFÖRELSE.....	34
3.4.1	Absolut maximalt vattendjup i noder.....	34
3.4.2	Relativ förändring av maximala nodvattendjup.....	35
4	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	37
4.1	ABSOLUT MAXIMALT VATTENDJUP I NODER.....	37
4.2	RELATIV FÖRÄNDRING AV MAXIMALA NODVATTENDJUP.....	41
4.3	METODDISKUSSION.....	47
5	SLUTSATSER.....	49
6	REFERENSER.....	50

1 INLEDNING

Den 31 augusti 2014 drabbades Malmö av ett häftigt skyfall (Svenskt Vatten 2016a). Stadens avloppsledningsnät saknade kapacitet för att avleda de stora dagvattenvolymer som nederbörden gav upphov till vilket resulterade i att byggnader och markområden översvämmades (Hernebring et al. 2015). Dagvatten trängde även in i separata spillvattenförande ledningssystem via felaktigt anslutna takytor och överläckage från dagvattenledningar (Hernebring et al. 2015). Detta medförde att ett flertal källarvåningar dränktes av en blandning av spill- och dagvatten som på grund av kapacitetsbrist pressades tillbaka via avloppsenheter så som golvbrunnar, toalettstolar och handfat (Hernebring et al. 2015).

Överlag påverkas alla avloppssystem i någon grad av tillskottsvatten i form av dagvatten (Blomquist et al. 2016). Ansvarsfördelningen vid skador på fastigheter till följd av källaröversvämningar regleras av Lagen om allmänna vattentjänster, LAV (2006:412) (Svenskt Vatten 2016). Vid tvister gällande källaröversvämningar används hydrauliska ledningsnätmodeller som ett verktyg för att utreda om villkoren för ledningsnätets kapacitet är uppfyllda (Statens VA-nämnd 2015; Statens VA-nämnd 2011). Hydrauliska modeller är även användbara vid planering för skyfall- och klimatanpassningsåtgärder i städer samt vid dimensionering av nya ledningssystem (Blomquist et al. 2016).

Det finns en mängd olika val och avväganden som kan göras när en hydraulisk modell konstrueras och det är därför viktigt att beställaren av modellen, vanligtvis en VA-huvudman, har möjlighet att granska de avväganden som utredaren, vanligen en konsult, har gjort (Svenskt Vatten 2018). Ett sådant avvägande gäller hur andelen av nederbörden som bidrar med tillrinning, i form av dagvatten, till avloppsledningssystemet uppskattas (Blomquist et al. 2016). Vid modellering av ett avloppsledningssystem kopplas ofta en ytavrinningsmodell till ledningsnätmodellen för att den dagvattenbelastning som påverkar systemet vid en regnhändelse ska kunna simuleras. Ytavrinningsmodellen motsvarar avloppsledningens avrinningsområde och i enkla ytavrinningsmodeller används avrinningskoefficienter för att bestämma den andel av ett avrinningsområde som ger upphov till ett tillrinningsflöde till ledningsnätet (Svenskt Vatten 2016). Den yta av ett avrinningsområde som bidrar med avrinning till ledningssystemet kallas för reducerad area.

Det finns olika sätt att uppskatta avrinningskoefficienter och metoderna kräver mer eller mindre detaljerad information om avrinningsområdets beskaffenhet (Blomquist et al. 2016). Det är däremot inte känt hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar beräkningsresultatet vid hydraulisk modellering. Ytavrinningsmodellen delas vanligtvis upp i mindre delavrinningsområden och för varje delavrinningsområde beräknas en specifik reducerad area. Vid kalibrering av den reducerade arean brukar den sammanlagda reducerade arean för flera mindre delavrinningsområden som ligger uppströms mätpunkten kalibreras mot flödesmätningar från samma mätpunkt i ledningssystemet (Blomquist et al. 2016). Det betyder att även fast modellen är kalibrerad så kan vissa delavrinningsområden fått en felaktig reducerad area. Av ovanstående skäl finns intresse att undersöka hur olika metoder att uppskatta avrinningskoefficienter påverkar modellsimuleringarna vid hydraulisk modellering, även för ytavrinningsmodeller som justerats så de har lika stor total reducerad area.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med detta examensarbete var att kartlägga och kvantifiera hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattenförande ledningssystem. Studien har utgått från följande frågeställningar:

- Hur påverkar olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattennät?
- Finns det ett samband mellan skillnader i simuleringsresultat och skillnader i reducerad area mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Inom studien har olika metoder använts för att ansätta avrinningskoefficienter till ytavrinningsmodeller kopplade till hydrauliska modeller över verkliga avloppsledningsnät. Ytavrinningsmodellerna har varken kalibrerats eller validerats mot empiriska data från de verkliga ledningssystemen. Modellerna som använts inom studien ska betraktas som teoretiska beskrivningar av respektive modellområde. Vidare ska jämförelsen av metodval vid ansättning av avrinningskoefficienter betraktas som en teoretisk analys. Följaktligen går det inte att utifrån denna studie dra några slutsatser om vilken av de olika metoderna att ansätta avrinningskoefficienter som bäst beskriver tillrinningen till det verkliga ledningssystemet.

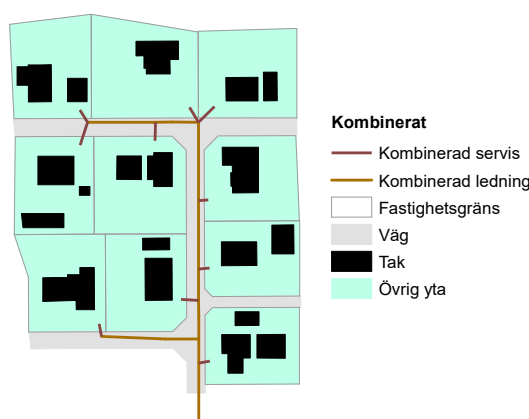
Studien har även begränsats till att endast omfatta hydrauliska modeller vars delavrinningsområden är framtagna av Johansson (2019). Detta för att möjliggöra en jämförelse mellan Johanssons (2019) och föreliggande examensarbete över om metoden att ta fram delavrinningsområden eller metoden att ansätta avrinningskoefficienter har störst inverkan på simuleringsresultatet vid hydraulisk modellering. Jämförelsen ligger dock utanför ramen för detta examensarbete. Båda examensarbetena har utförts parallellt och är knutna till samma utvecklingsprojekt inom hydraulisk modellering som Tyréns genomför tillsammans med Svenskt Vatten, Sweco och RISE.

2 BAKGRUND

2.1 AVLOPPSLEDNINGSSYSTEM

Avloppsvatten är ett paraplybegrepp som generellt omfattar förorenat vatten som leds bort via diken eller rörledningar (Svenskt Vatten 2016). Spillvatten från hushåll och industrier men även dränvatten och dagvatten, det vill säga regn och smältvatten som tillfälligt avrinner från ytor såsom gator och tak, omfattas av begreppet (Svenskt Vatten 2016). Dränvatten består av grundvatten och markvatten som avleds genom dränering medan spillvatten utgörs av svartvatten från toaletter och gråvatten från exempelvis bad och tvätt (Svenskt Vatten 2016; Olshammar & Baresel 2012). Avloppsvatten leds från fastigheter till det allmänna avloppsledningssystemet via servisledningar vilka kan delas upp i spill- och dagvattenserviser (Olshammar & Baresel 2012). Det finns även kombinerade serviser i vilka spill- och dagvatten leds gemensamt till ett kombinerat ledningssystem. Från väg- och gatuytor leds dagvattnet genom ledningar som kopplar samman rännstensbrunnar med avlopps nätet (Olshammar & Baresel 2012).

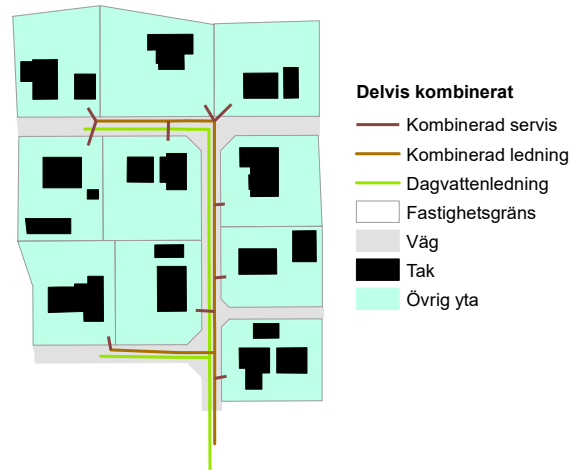
Spillvattenförande avloppsledningssystem kan delas in i kombinerade och separerade system (Svenskt Vatten 2016). I ett kombinerat system avleds spill-, dag- och dränvatten i en gemensam ledning (figur 1) (Svenskt Vatten 2016).



Figur 1 I kombinerade avloppsledningssystem avleds spill-, dag- och dränvatten från fastigheter via en kombinerad servis till en gemensam kombinerad avloppsledning (Svenskt Vatten 2016). Dagvatten från vägytor och liknande ansluts till det kombinerade systemet via ledningar som kopplar samman rännstensbrunnar med ledningsnätet (Olshammar & Baresel 2012).

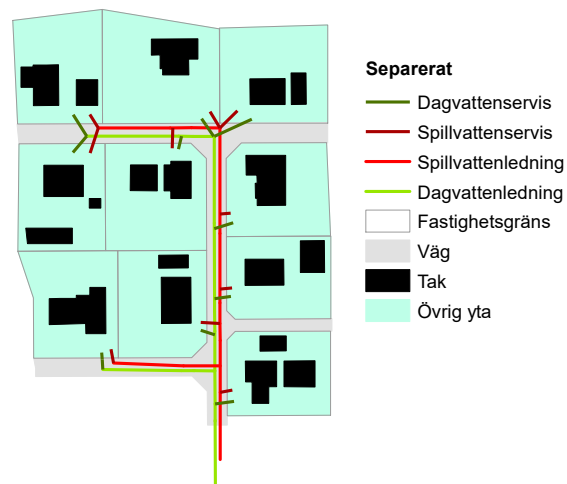
Kombinerade system var den vanligaste typen av avloppssystem i tätbebyggda områden från slutet av 1800-talet fram till mitten av 1900-talet (Svenskt Vatten 2016). En nackdel med dessa system är att deras kapacitet riskerar att överskridas vid stora dagvattenflöden till följd av kraftiga regn (Svenskt Vatten 2016). Överbelastning av ledningsnätet kan leda till baktryck där avloppsvatten trycks uppströms ledningssystemet vilket kan förorsaka översvämningsskador i anslutna byggnader (Olshammar & Baresel 2012). Fastigheter där avloppsenheter, så som toaletter och duschar, installerats i källarvåningar är extra utsatta, framförallt om spillvattnet avleds med självfall, detta eftersom fallhöjden mellan källarplanet och ledningsnätet ofta är liten samt att avloppsenheter är möjliga ingångar för avloppsvattnet när baktryck uppstår (Olshammar & Baresel 2012; Svenskt Vatten 2016).

Det finns även kombinerade system där dagvatten från vägytor avleds via rännstensbrunnar till ett separat rörsystem för dagvatten (figur 2) (Svenskt Vatten 2016). Dagvatten från fastigheter, framförallt takytor, och dränvatten är däremot anslutna till det spillvattenförande systemet (Svenskt Vatten 2016). Dessa system kommer härnäst benämnas som delvis kombinerade system.



Figur 2 I delvis kombinerade system är vägytor via rännstensbrunnar kopplade till ett separat dagvattensystem. Dagvatten från byggnader och dränvatten avleds däremot till ett kombinerat ledningssystem (Svenskt Vatten 2016).

I ett separerat system avleds spillvattnet via spillvattenserviser till ett fristående rörsystem för spillvatten medan dag och dränvatten leds till ett separat dagvattensystem (figur 3) (Blomquist et al. 2016).



Figur 3 I ett separerat ledningssystem avleds spillvattnet i separata ledningar skilt från övrigt avloppsvatten (Blomquist et al. 2016). Alla fastigheter har utbyggda dagvattenserviser (Blomquist et al. 2016).

Trots att ett separerat spillvattensystem enbart ska föra spillvatten så kan även tillskottsvatten bidra till flödet i ledningssystemet (Lundblad & Backö 2014). Tillskottsvatten är ett samlingsbegrepp för vatten, undantaget spillvatten, som återfinns i spillvattenförande avloppsledningsnät och kan delas upp i direkt nederbördspåverkat tillskottsvatten (DNE) och indirekt nederbördspåverkat tillskottsvatten (INE) (Blomquist et al. 2016; Lundblad & Backö 2012). DNE omfattar dagvatten som tillrinner till ledningssystemet från direkt anslutna hårdgjorda ytor och beror ofta på att dagvattensserviser felaktigt anslutits till spillvattennätet (Blomquist et al. 2016; Svenskt Vatten 2004). INE innefattar allt övrigt tillskottsvatten som exempelvis kan härröra från felkopplade dräneringsledningar eller inläckage av grundvatten (Svenskt Vatten 2004; Lundblad & Backö 2014).

Kraftig nederbörd kan genom felkopplade dagvattensserviser snabbt orsaka höga flöden i spillvattensystemet (Lundblad & Backö 2014). Det betyder att bakvattensskador även kan uppstå i separerade spillvattensystem (Olshammar & Baresel 2012). Domar enligt lagen om allmänna vattentjänster, LAV (2006:412), har fastställt att det är VA-huvudmannens ansvar att kombinerade avloppssystem klarar belastningar motsvarande minst ett beräknat 10-års-regn utan risk för källaröversvämningar (Svenskt Vatten 2016; Statens VA-nämnd 2015). För byggnader anslutna till separerade spillvattensystem har VA-huvudmannen däremot fullt ansvar för att det spillvattenförande ledningssystemet inte överbelastas av nederbördspåverkat tillskottsvatten (Hernebring et al. 2015).

2.2 YTAVRINNING

Ett avrinningsområde utgörs av den yta uppströms en punkt, fortsättningsvis kallat beräkningspunkt, som vid en regnhändelse bidrar med flöde i form av avrinning till beräkningspunkten (Grip & Rodhe 1991). Vattenbalansen för ett avrinningsområde kan beskrivas enligt ekvation (1),

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

där P betecknar nederbörd, R avrinning, E avdunstning och ΔS magasinering, det vill säga förändring av vattenmagasinet vanligtvis uttryckt i volym per tids- och ytenhet (Grip & Rodhe 1991). Avrinningstermen i ekvation (1) omfattar både vatten som avrinner parallellt med markytan och vatten som infiltrerar och perkolerar ner i marken (Grip & Rodhe 1991). Vid routing av ett avrinningsområde, det vill säga skildringen av avrinningsförloppet, studeras ofta ytavrinning separat från övrig avrinning (SMHI 2012; Ponce 1989). Andelen av ett regn som bidrar till ytavrinning beror både på beskaffenheten hos olika ytor inom avrinningsområdet och meteorologiska förhållanden på platsen (Lidström 2013). Avrinningsytornas lutning och storlek, regnets intensitet samt årstid är faktorer som kan påverka ytavrinningsvolymen (Lidström 2013).

2.2.1 Hårdgjorda ytor

Inom ytavrinningsmodellering används ofta begreppet hårdgjord yta (*impervious area, IA*) (Boyd et al. 1993; Mikovits et al. 2014; Ebrahimian et al. 2016a; Ebrahimian et al. 2016b; Jacobson 2011; Shuster et al. 2005). Den stora mängden hårdgjorda ytor som finns i urbana områden såsom vägar, byggnader och parkeringsplatser påverkar avrinningsbalansen i städer på så sätt att ytavrinningen ökar medan infiltrationen minskar (Jacobson 2011). Velpuri & Senay (2013) har utifrån månatliga data uppmätta mellan 1950 och 2009 studerat trender i nederbörd, ytavrinning och avrinningskoefficienter för 62 urbana avrinningsområden fördelade över 21 amerikanska stadskärnor. Velpuri & Senay (2013) definierar avrinningskoefficienten som kvoten mellan avrinning och nederbörd vilket enligt Beven (2011) är det enklaste sättet att uppskatta avrinningskoefficientens storlek. Studien av Velpuri & Senay (2013) indikerar att en ökad avrinningstrend för en majoritet av avrinningsområdena kan härledas till mänsklig påverkan, det vill säga korrelerar med en positiv trend för avrinningsområdenas avrinningskoefficienter.

Hårdgjorda ytor kan delas upp i följande kategorier (Boyd et al. 1993; Ebrahimian et al. 2016a; Ebrahimian et al. 2016b):

- Total hårdgjord yta (TIA) vilket omfattar samtliga hårdgjorda ytor inom avrinningsområdet.
- Direkt ansluten hårdgjord yta (DCIA), exempelvis vägar och parkeringsplatser som via rännstensbrunnar är direkt anslutna till avloppsledningssystemet samt tak som är direkt anslutna till avloppsledningssystemet via privata servisledningar.
- Effektiv hårdgjord yta (EIA) vilket definieras som den andel av TIA som är hydrauliskt kopplat till avloppsledningssystemet, det vill säga den yta som faktiskt bidrar med tillrinning till avloppsledningssystemet vid ett nederbördstillfälle.
- Hårdgjorda ytor som inte är direkt anslutna till avloppsledningssystemet eftersom de exempelvis avgränsas av permeabla ytor såsom gräsmattor.

DCIA och TIA kartläggs vanligtvis genom fältmätningar eller utifrån kartinformation medan EIA beräknas utifrån statistiska analyser av nederbörds- och avrinningsdata (Ebrahimian et al. 2016b). Boyd et al. (1993) har utifrån nederbörds- och avrinningsdata visat att EIA är mindre eller lika stor som DCIA för en majoritet av de 26 avrinningsområden som studien omfattade. Resultatet indikerar att endast en del av DCIA bidrar med ytavrinning vid nederbörd (Boyd et al. 1993). Calomino & Paoletti (1994; se Becciu & Paoletti 1997) har visat att avrinningskoefficienten ofta är mindre än DCIA även för stora regnmängder. Ebrahimian et al. (2016b) lyfter fram att vatten som lagras på eller infiltrerar ner genom sprickor i DCIA kan vara orsak till att EIA och DCIA får olika värden men att även igensatta stuprör och inloppspunkter till ledningssystemet kan påverka. En osäkerhet vid kvantifiering av EIA är enligt Jacobson (2011) att viss nederbörd vid hög regnintensitet avleds från DCIA till permeabla ytor istället för till ledningsnätet.

2.2.2 Tid-area metoden och rationella metoden

En metod som kan användas för att beskriva ytvavrinningsförloppet för ett avrinningsområde är tid-area metoden (Svenskt Vatten 2016). Tid-area metoden går ut på att transformera en nederbördshyetograf till en avrinningshydrograf, det vill säga från regnintensitet uttryckt som funktion av tid till ytvavrinningsflöde som en funktion av tid (Blomquist et al. 2016; Ponce 1989; DHI 2017b). Tid-area metoden kan beskrivas som en vidareutveckling av rationella metodens princip om att koncentrera ytvavrinningen till en beräkningspunkt (Ponce 1989). Rationella metoden har använts för att dimensionera maximala flöden från både naturliga och urbana avrinningsområden i över ett sekel (Mulvany 1851; Chamier 1897; Kuichling 1889; Lloyd-Davies 1906, se Dooge 2005). I rationella metoden beräknas maxflödet från ett avrinningsområde enligt ekvation (2),

$$q^{max}(T) = i(t_r, T) \cdot \varphi \cdot A \quad (2)$$

där $q^{max}(T)$ [l/s] är det maximala avrinningsflödet med återkomsttid T , $i(t_r, T)$ [l/(s·ha)] är medelregnintensiteten med varaktighet t_r [minuter], φ [-] är en empirisk avrinningskoefficient och A [ha] är avrinningsområdets area (Arnell 1980; Svenskt Vatten 2016; Beven 2011). Vid beräkning av dimensionerande dagvattenflöden med rationella metoden sätts regnets varaktighet (t_r) som ekvivalent med avrinningsområdets koncentrationstid (t_c) vilket motsvarar tiden det tar innan hela avrinningsområdet bidrar med tillrinning till beräkningspunkten (DHI 2017b; Svenskt Vatten 2016; Mimikou et al. 2016).

I tid-area metoden beräknas tillrinningsflödet istället utifrån en tid-area kurva (Arnell 1980). Tid-area kurva beskriver hur stor del av avrinningsområdet som bidrar med tillrinning i beräkningspunkten som en funktion av tiden (Arnell 1980). För att skapa en tid-area kurva över ett avrinningsområde delas avrinningsområdet först in i mindre delområden (A_d) (Lyngfelt 1981). Ytvattnets flödes hastighet (v) antas vara konstant inom hela avrinningsområdet oberoende av såväl regnintensitet som flödesstorlek (Lyngfelt 1981; Arnell 1980). Detta medför att tiden (t) det tar för ytvattnet att rinna till beräkningspunkten endast beror av avståndet (s) från beräkningspunkten, se ekvation (3) (Lyngfelt 1981).

$$v = s/t \quad (3)$$

Därefter kan avrinningsområdet delas upp i delområden avgränsade av isokroner, vilket är linjer som sammanbinder punkter i avrinningsområdet från vilka det tar lika lång tid för vattnet att rinna till beräkningspunkten (Svenskt Vatten 2016). Sträckan mellan varje isokron motsvaras av tiden det tar för vattnet att rinna mellan isokronerna (Lyngfelt 1981). Avrinningskoefficienten för varje delområde antas vara konstant och tid-area kurvan för respektive delområde antas vara linjär (Arnell 1980). Med utgångspunkt i ovanstående antaganden kan sedan en tid-area kurva för hela avrinningsområdet konstrueras utifrån den deltagande reducerade arean vid varje tidssteg. Den reducerade

arean (A_{red}) för respektive delområde beräknas enligt ekvation (4) (Arnell 1980).

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

Under ett nederbördstillfälle med omväxlande regnintensitet ($i(t)$) kan flödet $Q(t_n)$ i beräkningspunkten för varje tidssteg (t_n), beräknas enligt ekvation (5),

$$Q(t_n) = \sum_{j=1}^n (A_d^{(n-j)} \cdot \varphi_{A_d^{n-j}} \cdot i^j) \quad (5)$$

där area $A_d^{(n-j)}$ motsvarar arean mellan isokron Δt_j och isokron Δt_{j+1} (Lyngfelt 1981; Arnell 1980). Utflödet från varje delområde vid slutet av varje tidsintervall motsvaras av regnintensiteten under tidsintervallet multiplicerat med delområdets reducerade area vilket bygger på samma princip som rationella metoden, se ekvation (2) (Ponce 1989). När regnet upphör minskar ytavrinningen igen enligt tid-area kurvan för avrinningsområdet (Svenskt Vatten 2016). Det beräknade flödet i beräkningspunkten för varje tidssteg bildar avrinningsområdets ytavrinningshydrograf.

2.2.3 Avrinningskoefficienter

Avrinningskoefficienten i tid-areametoden och avrinningskoefficienten i rationella metoden är enligt Arnell (1980) per definition olika koefficienter men samma tabellerade standardavrinningskoefficienter för olika yt- och bebyggelse typer brukar ändå användas för båda metoderna. I rationella metoden definieras avrinningskoefficienten som "förhållandet mellan fördelningsfunktionen för maxflödet $q^{\max}(T)/A$ och fördelningsfunktionen för medelnederbördsintensiteten $i(t_c, T)$..." (Arnell 1980, s. 26). I tid-area metoden bestäms avrinningskoefficienten vanligtvis genom kartering och används för att reglera förhållandet mellan den del av regnvolymen som bidrar med ytavrinning till en beräkningspunkt och den del som på grund av olika hydrologiska förluster inte bidrar till ytavrinningen (Arnell 1980).

I den klassiska rationella metoden anses avrinningskoefficienten vara en konstant som endast variera mellan olika typer av ytor inom avrinningsområdet, dessa ytor kan exempelvis vara vägytor, grusytor, grönytor och takytor (Gottschalk & Weingartner 1998). Gottschalk & Weingartner (1998) lyfter dock fram att det råder delade meningar inom hydrologins forskningsfält om huruvida avrinningskoefficienten kan betraktas som en konstant eller inte (Dooge 1957, Fixfscher 1934, Wundt 1937, Lütshg-Loetscher 1945; se Gottschalk & Weingartner 1998). Enligt Beven (2011) kan avrinningskoefficienten variera både inom ett avrinningsområde vid olika nederbördstillfällen och mellan olika avrinningsområden där regnet haft liknande karaktär.

I vetenskapliga studier beräknas ofta avrinningskoefficienter utifrån förhållandet mellan avrinningsvolym och nederbördsvolym vid en regnhändelse (Becciu & Paoletti 1997; Velpuri & Senay 2013; Gottschalk & Weingartner 1998; Merz et al. 2006; Şen & Altunkaynak 2006). Merz et al. (2006) har utifrån analyser av 50 000 nederbördshändelser i 337 österrikiska avrinningsområden med ytor på mellan 80 och 10 000 km² visat att klimat och avrinningsregim har stor påverkan på avrinningskoefficienternas storlek medan markanvändning och jordtyp påverkar avrinningskoefficienterna i mindre grad. Merz et al. (2006) påpekar dock att den låga korrelationen mellan avrinningskoefficienter och markanvändning skulle kunna vara relaterad till skaleffekter och att markanvändningen troligtvis har större effekt på mindre avrinningsområden.

Şen & Altunkaynak (2006) har använt oskarp logik (*fuzzy logic*) för att beskriva sambanden mellan nederbörd och avrinning för två avrinningsområden i Istanbul. Studien visade att tillämpning av oskarp logik gav en bättre uppskattning av avrinningen från de undersökta avrinningsområdena med mindre prediktionsfel jämfört med den klassiska rationella metoden där avrinningskoefficienter tagits fram baserat på regressionssamband mellan nederbörd och avrinning (Şen & Altunkaynak 2006). Studien visade även att den rationella metoden underskattade avrinningskoefficienternas storlek eftersom variationer i nederbördsdata inte tas i beaktande i den metoden (Şen & Altunkaynak 2006). Gottschalk & Weingartner (1998) har istället för att betrakta avrinningskoefficienten som en konstant beskrivit den som en stokastisk variabel med en statistisk kontinuerlig sannolikhetsfördelning i form av en betafördelning. Becciu & Paoletti (1997) har å sin sida tagit fram en metod för att estimerar medelvärde och standardavvikelse för avrinningskoefficienter utifrån information om nederbördsdjup och förhållandet mellan DCIA och avrinningsområdets totala area.

2.3 AVRINNINGSKOEFFICIENTER ANPASSADE TILL SPILLVATTENFÖRANDE SYSTEM

För avloppssystem motsvarar avrinningskoefficienten den andel av nederbörden som tillrinner till avloppssystemet (Beven 2012; Becciu & Paoletti 1997). Blomquist et al. (2016) beskriver tre vanliga metoder för att ansätta avrinningskoefficienter vid simulering av dagvattentillrinning till avloppsnät, nämligen:

- baserat på typ av yta,
- baserat på bebyggelsetyp,
- baserat på kalibrering mot flödesmätning (Blomquist et al. 2016).

Avrinningskoefficienten kan variera mellan 0 och 1 där 0 betyder att ingen ytavrinning sker och 1 betyder att 100 procent av regnet omvandlas till ytavrinning, det senare är dock ovanligt (Svenskt Vatten 2016).

2.3.1 Avrinningskoefficient baserat på typ av yta

Ytor inom ett avrinningsområde kan ha olika karaktär och därför varierar avrinningskoefficienten mellan olika typer av ytor. Svenskt Vatten (2016) rekommenderar ett antal schablon-avrinningskoefficienter för olika typer av ytor vid beräkning av dagvattenflöde från områden med måttliga lutningar (Svenskt Vatten 2016). Yttyperna är indelade i följande kategorier:

- tak utan ytmagasin (0,9)
- betong- och asfaltsyta, berg i dagen i stark lutning (0,8)
- stensatt yta med grusfogar (0,7)
- grusväg, stark lutande bergigt parkområde utan nämnvärd vegetation (0,4)
- berg i dagen i inte alltför stark lutning (0,3)
- grusplan och grusad gång, obebyggd kvartersmark (0,2)
- park med rik vegetation samt kuperad bergig skogsmark (0,1)
- odlad mark, gräsyta, ängsmark m.m. (0 – 0,1)
- flack tätbevuxen skogsmark (0 – 0,1)

där avrinningskoefficienten för respektive ytkategori är angiven inom parentes (Svenskt Vatten 2016). Den ursprungliga källan till de av Svenskt Vatten (2016) rekommenderade ytavrinningskoefficienterna är oklar men de har enligt Lyngfelt (1981) ”använts under lång tid och stämmer väl överens med motsvarande värden i utländsk litteratur...” (Lyngfelt 1981, s. 50).

Larsson (2010) har i sitt examensarbete tagit fram erfarenhetsbaserade avrinningskoefficienter anpassade till spillvattenförande avloppssystem utifrån de av Svenskt Vatten rekommenderade avrinningskoefficienterna. Larsson (2010) har utgått från att sannolikheten för att en yta är kopplad till ledningssystemet och därmed bidrar med tillrinning i beräkningspunkten både beror på typ av yta, typ av spillvattenförande ledningssystem och avrinningsområdets övergripande karaktär. Dessa parametrar delar Larsson (2010) in i följande underkategorier:

- typ av yta: tak villa/fritidshus, tak flerfamiljshus, tak industri/övrigt, hårdgjord yta, grusad yta och gatuyta;
- typ av ledningssystem: kombinerat (K), delvis kombinerat (DK) och separerat (S);
- typområde: innerstad/höghusförort, villaförort/villaområde i mindre ort och övriga områden (Larsson 2010; Blomquist et al. 2016).

För separata spillvattennät i innerstadsområden antar Larsson (2010) exempelvis att 20 procent av alla tak inom kategorin flerfamiljshus är felaktigt kopplade till spillvattennätet vilket medför att den av Svenskt Vatten rekommenderade avrinningskoefficienten för tak reduceras med 80 procent. Avrinningskoefficienterna har sedan justerats och optimerats genom kalibrering och validering mot befintliga ledningsnätmodeller (Larsson 2010). Inom Tyréns har dessa avrinningskoefficienter sedan utvidgats till att omfatta ytterligare kategorier (tabell 1).

Tabell 1 Avrinningskoefficienter för olika typytor anpassade till spillvattenförande avloppsledningssystem (Blomquist et al. 2016; Hammarlund uå; Larsson 2010)

Typ av yta	Avrinningskoefficient (φ)								
	Innerstad/tätort Typområde 1			Förort/mindre samhälle Typområde 2			Gles bebyggelse Typområde 3		
	K	DK	S	K	DK	S	K	DK	S
Tak, villa tomt >1 000m ² (V1)	0,9	0,9	0,09	0,45	0,45	0,09	0,22	0,18	0,04
Tak, villa tomt <1 000m ² (V2)	0,9	0,9	0,135	0,675	0,675	0,135	0,425	0,36	0,08
Tak, radhus/kedjehus (R)	0,9	0,9	0,18	0,75	0,75	0,18	0,5	0,45	0,12
Tak, flerbostadshus med öppet byggnadssätt (F1)	0,9	0,9	0,18	0,8	0,8	0,18	0,55	0,5	0,12
Tak, flerbostadshus med slutet byggnadssätt (F2)	0,9	0,9	0,18	0,9	0,9	0,18	0,63	0,54	0,12
Tak, industri/ centrum (I)	0,9	0,9	0,18	0,9	0,9	0,18	0,63	0,54	0,12
Hårdgjord yta /parkering (H)	0,9	0,4	0	0,8	0,4	0	0,56	0,24	0
Grusad yta (GR)	0,2	0,1	0	0,2	0,1	0	0,14	0,06	0
Gatuyta (GV)	0,9	0	0	0,8	0	0	0,56	0	0
Övrig yta/grönyta (C)	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0

Ifall ett flertal olika yttyper påträffas inom samma avrinningsområde kan en sammanvägd avrinningskoefficient (φ_s) för hela avrinningsområdet beräknas genom ett areaviktat medelvärde enligt ekvation (6),

$$\varphi_s = (A_1 \cdot \varphi_1 + A_2 \cdot \varphi_2 + \dots + A_n \cdot \varphi_n) / (A_1 + A_2 + \dots + A_n) \quad (6)$$

där A_n betecknar respektive yttyps area och φ_n betecknar respektive yttyps avrinningskoefficient (Svenskt Vatten 2016).

2.3.2 Avrinningskoefficient baserat på bebyggelsetyp

Vid överslagsberäkningar och dimensionering av dagvattenledningar för nya bebyggelseområden kan Svenskt Vattens (2016) rekommenderade sammanvägda avrinningskoefficienter baserat på bebyggelsetyp användas. Bebyggelsetyperna är indelade i följande kategorier:

- slutet byggnadssätt, ingen vegetation (0,7)
- slutet byggnadssätt med planterade trädgårdar, industri- och skolområden (0,5)
- öppet byggnadssätt (flerfamiljshus) (0,4)
- radhus, kedjehus (0,4)
- villor, tomter <1 000 m² (0,35)
- villor, tomter >1 000 m² (0,20)

där avrinningskoefficienten för respektive bebyggelse typ i flacka områden är angiven inom parentes (Svenskt Vatten 2016). Dessa har i likhet med de rekommenderade schablon-avrinningskoefficienterna för olika typer av ytor använts länge, med undantag för bebyggelse typerna villor (tomter <1000 m² och tomter >1000 m²) vars sammanvägda avrinningskoefficienter på senare tid har ökat med 0,1 respektive 0,05 enheter (Svenskt Vatten 2016; Lyngfelt 1981).

För att anpassa avrinningskoefficienterna till spillvattenförande avloppsnät har Larsson (2010) utgått från ovan beskrivna avrinningskoefficienter med undantag för villor (tomter <1000 m² och tomter >1000 m²) där avrinningskoefficienter om 0,25 respektive 0,15 använts i enlighet med rekommenderade värden i Svenskt Vatten (2004). Bebyggelse typerna delades in efter typområdena innerstad/höghusförort och övriga områden (Larsson 2010). För exempelvis bebyggelse typer i innerstadsområden anslutna till kombinerade, delvis kombinerade respektive separerade spillvattensystem antogs avrinningskoefficienten motsvara 100, 45 respektive 7 procent av avrinningskoefficienten tillhörande samma bebyggelse typ i Svenskt Vatten (2004) (Larsson 2010). Avrinningskoefficienterna justerades och optimerades därefter genom kalibrering och validering mot befintliga ledningsnätmodeller (tabell 2) (Larsson 2010).

Tabell 2 Avrinningskoefficienter för olika bebyggelse typer anpassade till spillvattenförande avloppsledningssystem (Larsson 2010; Blomquist et al. 2016)

Bebyggelse typ	Avrinningskoefficient (ϕ)					
	Innerstad/Höghusförort			Övriga områden		
	K	DK	S	K	DK	S
Slutet byggnadssätt, ingen vegetation (S1)	0,74	0,33	0,052	0,28	0,21	0,028
Slutet byggnadssätt med planterade trädgårdar, industri- och skolområden (S2)	0,53	0,24	0,037	0,20	0,15	0,02
Öppet byggnadssätt (flerfamiljshus) (Ö)	0,42	0,19	0,03	0,16	0,12	0,016
Radhus, kedjehus (R)	0,42	0,19	0,03	0,16	0,12	0,016
Villor, tomter <1 000 m ² (V2)	0,26	0,12	0,019	0,10	0,075	0,01
Villor, tomter >1 000 m ² (V1)	0,16	0,072	0,011	0,06	0,045	0,006
Park, gräsyta med mera (P)	0,053	0	0	0,02	0	0

2.3.3 Avrinningskoefficient baserat på kalibrering mot flödesmätning

Avrinningskoefficienter kan även bestämmas genom att en fiktiv reducerad area kalibreras mot flödesmätningar i ledningssystemet (Blomquist et al. 2016). Den reducerade arean är den yta inom ett avrinningsområde som bidrar med avrinning till ledningssystemet (Svenskt Vatten 2016). Arealen benämns fiktiv eftersom det kan vara svårt att utifrån flödesmätningar skilja direkt nederbördspåverkat tillskottsvatten från annat snabbt nederbördspåverkat flöde (Lundblad & Backö 2012).

V/h-mätning är en metod där vattnets medelhastighet (V) och nivå (h) mäts kontinuerligt över tid i en sektion av en självfallsledning (Granlund & Nilsson 2000). Det huvudsakliga användningsområdet för V/h-mätningar i avloppsledningsnät är att uppskatta storleken på ansluten reducerad area uppströms mätpunkten (Norconsult 2011). Utifrån vattennivån kan sektionens våta area (A_v) beräknas och därefter även flödet (Q) genom tvärsektionen enligt ekvation (7) (Granlund & Nilsson 2000).

$$Q = A_v \cdot V \quad (7)$$

Tillskottsflödet kan uppskattas utifrån jämförelse mellan uppmätta nederbörds- och torrväderflöden varefter nyckeltalet "fiktiv ansluten yta" kan beräknas genom att mängden tillskottsvatten [m^3] divideras med nederbördsvolymen [m] (Lundblad & Backö 2012). För att uppskatta nyckeltalet "fiktiv ansluten yta" behöver flera väl avgränsade nederbördstillfällen av lämplig volym och intensitet analyseras (Lundblad & Backö 2012). Felaktigt uppmätta nederbördsmängder, val av torrvädersdygn och indirekt nederbördspåverkat tillskottsvatten kan påverka beräkningsresultatet (Lundblad & Backö 2012).

Den reducerade arean kan också beskrivas med ekvation (4) vilket betyder att en sammanvägd avrinningskoefficient för hela kalibreringsområdet kan beräknas enligt ekvation (9) (Blomquist et al. 2016):

$$\varphi_s = \frac{A_{Red}}{A} \quad (9)$$

Ofta kalibreras en relativt stor areal utifrån samma kalibreringspunkt vilket kan innebära problem om avloppsledningsnätet innehåller både kombinerade och separerade system eftersom ledningarna vid simulering kan se ut att vara bättre respektive sämre dimensionerade än i verkligheten (Blomquist et al. 2016). Metoden passar därför bättre för avrinningsområden som är homogena med avseende på bebyggelse och avloppsledningsnät (Blomquist et al. 2016).

2.3.4 Kalibrering av avrinningskoefficienter

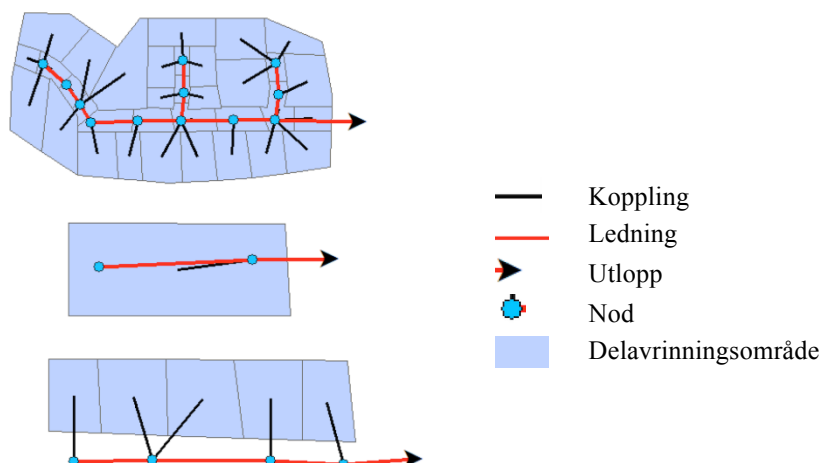
Avrinningskoefficienter kan även kalibreras genom att uppmätta flöden jämförs med simulerade flöden där avrinningskoefficienter bestämts med exempelvis metoderna beskriva i kapitel 2.3.1 och 2.3.2 (Granlund & Nilsson 2000; Blomquist et al. 2016). Kalibreringen går till på så sätt att uppmätta flöden i en mätpunkt på ledningssystemet jämförs med beräknade flöden i motsvarande punkt i en modell av systemet som belastats med en regntidsserie som motsvarar nederbörden vid mättillfället (Blomquist et al. 2016). Avrinningskoefficienterna uppströms mätpunkten justeras sedan med samma faktor så att uppmätta och beräknade flöden stämmer överens (Blomquist et al. 2016).

2.4 HYDRAULISK MODELLERING OCH SIMULERING I MIKE URBAN

Hydraulisk modeller beskriver vattenflöde, flödeshastigheter och vattendjup utifrån matematiska ekvationer (SMHI 2017). MIKE URBAN är ett modellverktyg utvecklat av DHI som innehåller olika modeller för att beräkna ytavrinning och simulera hydrauliska förlopp (DHI 2018a; DHI 2017d). Bach et al. (2014) har genom att granska vetenskapliga artiklar inom ämnet integrerad modellering av urbana vattensystem kommit fram till att termen integrerad kan vara tvetydig eftersom mångfalden bland dessa modeller är stor och föreslår därför en systematisk indelning av modellerna i ett rangordningssystem med fyra kategorier baserat på integreringsgrad. Enligt Bach et al. (2014) ingår MIKE URBAN i kategorin integrerad urban vattenkretsloppsmodell (IUWCMs, integrated urban water cycle models) vilket är den näst högsta integreringsnivån. IUWCMs sammankopplar integrerade urbana avvattningsmodeller (IUDMs) med integrerade vattenförsörjningsmodeller (IWSMs) och beskriver hela vattnets urbana kretslopp (Bach et al. 2014). Både IUDMs och IWSMs tillhör den näst lägsta nivån av integreringsgrad (Bach et al. 2014).

I MIKE URBAN kan modeller över spillvattenförande ledningssystem kopplas samman med ytavrinningsmodeller för att åskådliggöra hur ledningssystemet påverkas av direkt nederbördspåverkat tillskottsvatten (DHI 2017a; Blomquist et al. 2016). MIKE URBANs inbyggda beräkningsmotor MOUSE tillhör kategorin IUDMs och kan användas för att simulera flöden och vattennivåer i ledningsnätmodeller (DHI 2018b; Bach et al. 2014). För att simulera tillrinning av dagvatten till ledningsnätet kan ytavrinningsmodellen *Time-Area (A)* användas vilken är en av fyra valbara ytavrinningsmodeller i MOUSE (DHI 2017a).

MOUSE beräknar nederbördens påverkan på det spillvattenförande ledningssystemet i två separata steg (DHI 2017c). Först beräknas tillrinningen från varje delavrinningsområde till avloppsledningssystemet vilket resulterar i en ytavrinningshydrograf för respektive delavrinningsområde (DHI 2017a). Ytavrinningshydrograferna används sedan som indata när flöden och vattennivåer simuleras i ledningssystemet (DHI 2017a; Svenskt Vatten 2004). För att beräkna ytavrinningen måste ledningsnätets delavrinningsområden först definieras (DHI 2017a). När delavrinningsområdena definierats kopplas de samman med ledningsnätmodellen via ledningsnätets noder (DHI 2017a), se figur 4. Ledningsnätmodellen beskriver avloppssystemets uppbyggnad utifrån information om bland annat brunnar, ledningar, pumpar och utlopp (Blomquist et al. 2016).



Figur 4 Ytavrinningsmodellen är uppdelad i mindre delavrinningsområden. Vart och ett av delavrinningsområdena är kopplade till en brunn, även kallad nod, i ledningsnättsmodellen. Genom en beräkningsmodell för ytavrinning erhålls en ytavrinningshydrograf för varje delavrinningsområde. Ytavrinningshydrograferna kan sedan användas som indata vid simulering av vattennivåer i ledningsnättsmodellen. (Blomquist et al. 2016; DHI 2017a).

Resultaten som erhålls genom en modellsimulering beror på modellens kvalitet och hur väl modellen den motsvarar det undersökta systemet (Ljung & Glad). System brukar inte modelleras i sin helhet, dels beroende på modellens syfte och dels på grund av att de processer som påverkar systemet inte fullt ut är kända (Bach et al. 2014). Utvecklingen av integrerade modeller för urbana vattensystem har enligt Bach et al. (2014) varit en ändamålsdriven process innehållande subjektiva pragmatiska beslut gällande modellkomplexiteten. Osäkerheter i beräkningsresultat från hydrologiska modeller kan bero på brister i modellstrukturen men kan även uppstå som en följd av felklassificering eller förändring av markanvändning inom avrinningsområdet samt på grund av att kalibrering av stora markområden inte alltid blir representativt för mindre delavrinningsområden inom det större området (Coon & Reddy 2008; se Jacobson 2011). Jacobson (2011) framhåller att det är viktigt att tydliggöra osäkerheter kopplade till beräkningsresultat ifall dessa ska användas vid förvaltningsbeslut samt belysa modellens begränsningar. Enligt Pappenberger & Beven (2006; se Jacobson 2011) är det dock inte praxis att redovisa osäkerhetsanalyser när modellresultat presenteras till beslutsfattare. Bach et al. (2014) framhåller att det både inom forskning och för beslutsfattare är viktigt att bättre förstå hur man ska hantera osäkerheter i modelleringsresultaten för att främja användningen av integrerade modeller.

2.4.1 Sammanvägd avrinningskoefficient

I MIKE URBAN reglerar parametern *Imperviousness* den maximal andel av ett delavrinningsområde som bidrar med tillrinning till avloppsledningssystemet vilket motsvarar delavrinningsområdets sammanvägda avrinningskoefficient (DHI 2017c). Den sammanvägda avrinningskoefficienten anges i procent och beskriver andelen av delavrinningsområdet som ger upphov till ytavrinning under ett nederbördstillfälle (DHI 2017b; Blomquist et al. 2016). Den sammanvägda avrinningskoefficienten beskriver således den andel av den simulerade nederbörden som kommer att avspeglas i ytavrinningshydrografen vid simuleringens slut (DHI 2017c; DHI 2017b).

2.4.2 Koncentrationstid

Koncentrationstiden anger vattnets längsta transporttid genom delavrinningsområdet till utloppspunkten, det vill säga tiden det tar innan hela delavrinningsområdet bidrar med tillrinning till systemet (DHI 2017b). Koncentrationstiden påverkar inte avrinningsvolymens storlek men har betydelse för flödestoppens form, ju kortare koncentrationstid desto högre och smalare flödestopp (Blomquist et al. 2016).

2.4.3 Reduktionsfaktor

Reduktionsfaktorn (R) [-] kan användas för att justera den reducerade arean, exempelvis om simulerade och uppmätta vattenflöden inte överensstämmer med varandra uppströms en kalibreringspunkt (Blomquist et al. 2016; DHI 2017b). I *Time-Area* (A) beräknas den reducerade arean för ett delavrinningsområde enligt ekvation (10) (Blomquist et al. 2016):

$$A_{red} = A \cdot \varphi_s \cdot R \quad (10)$$

Även parametrarna A och φ_s kan användas för att justera den reducerade arean, en minskning av reduktionsfaktorn med 0,1 enhet ger samma effekt som att reducera den sammanvägda avrinningskoefficienten med 10 procent (Blomquist et al. 2016). Reduktionsfaktorn har därför inte en unik funktion eftersom en justering av antingen den sammanvägda avrinningskoefficienten eller delavrinningsområdets area kan ge samma effekt på den reducerade arean (Blomquist et al. 2016). Fördelen med att använda reduktionsfaktorn för att justera den reducerade arean är att det tydligt framgår hur mycket den reducerade arean justerats jämfört med den ursprungliga beräkningen.

Vid kalibrering av reducerad area justeras ofta stora områden som består av många mindre delavrinningsområden mot samma kalibreringspunkt (Blomquist et al. 2016). Det beror dels på var i ledningsnätet det finns förutsättningar att utföra mätningar och dels på modellens syfte (Blomquist et al. 2016). Inom kalibreringsområdet justeras vanligtvis delavrinningsområdenas reducerade area med samma faktor (Blomquist et al. 2016).

2.4.4 Tid-area kurva

Tid-area kurvan beskriver delavrinningsområdets form och redogör för andelen av den reducerade arean som bidrar med tillrinning som en funktion av tiden (Svenskt Vatten 2016; DHI 2017b; DHI 2017a). *TACurve1* är en i MIKE URBAN fördefinierad tid-area kurva anpassad för rektangulära avrinningsområden som ger ett linjärt samband mellan avrinningsvolym och tid (Blomquist et al. 2016; DHI 2017b). Tid-area kurvan påverkar, i likhet med koncentrationstiden, inte avrinningsvolymen men den har betydelse för flödestoppens lutning (Blomquist et al. 2016). *TACurve1* medför en symetrisk flödetopp utan skevhet (Blomquist et al. 2016).

2.4.5 Nederbördshyetograf

Den simulerade tillrinningen från ett delavrinningsområde till avloppsledningsnätet genereras genom att varje delavrinningsområde belastas med ett regn i form av en nederbördshyetograf vilket är en regntidsserie som anger regnintensiteten som en funktion av tiden (DHI 2017b). Ett exempel på regntidsserier som används vid dimensionering av ledningssystem är CDS-regn (*Chicago Design Storm*) vilket är syntetiskt sammansatta regn bestående av blockregn med olika varaktighet (Blomquist et al. 2016).

2.4.6 Ytavrinningssimulering med tid-area metoden

Time-Area (A) baseras på tid-area metoden som är den mest frekvent använda metoden vid beräkning av snabb nederbördspåverkad avrinning från hårdgjorda ytor i Sverige (DHI 2017b; Blomquist et al. 2016; Lidström 2013). Ytavrinningsmodellen beräknar regnintensiteten för varje beräkningstidssteg Δt så att den resulterande regnvolymen som belastar delavrinningsområdet motsvarar regnvolymen i hyetografen för samma tidsintervall (DHI 2017b). Genom att anta att avrinningshastigheten är konstant, $v(t) = s/t$, delar beräkningsmodellen in delavrinningsområdet i mindre delceller enligt ekvation (11),

$$n_{cell} = t_c / \Delta t \quad (11)$$

där n_{cell} står för antalet celler, Δt är beräkningstidssteget och t_c är delavrinningsområdets koncentrationstid (DHI 2017b). Delcellerna avgränsas av cirkelformade koncentrisk isokroner som har sin mittpunkt i delavrinningsområdets utlopp (DHI 2017b). Arean för varje delcell beräknas utifrån tid-area kurvan och summan av alla delceller motsvarar delavrinningsområdets reducerade area, A_{red} (DHI 2017b).

För varje tidssteg Δt förflyttas den ackumulerade vattenvolymen från en delcell till delcellen nedströms (DHI 2017b). Vattenvolymen i en cell beräknas således utifrån inflödet från den uppströms belägna delcellen, den aktuella nederbörden (multiplicerat med delcellens area) och utflödet till den nedströms belägna cellen enligt ekvation (12) (DHI 2017b),

$$V_{cell} = V_{in} + V_p \cdot A_{cell} - V_{ut} \quad (12)$$

Utfloppet från delcellen närmast utloppet bildar delavrinningsområdets ytavrinningshydrograf (DHI 2017b). Den totala ytavrinningsvolymen från ett delavrinningsområde beror på delavrinningsområdets reducerade area och nederbörds mängden medan tid-area kurvan och koncentrationstiden styr ytavrinningsförloppet genom att påverka avrinningshydrografens form med avseende på flödestoppens lutning respektive flödestoppens höjd och bredd (DHI 2017b; Blomquist et al. 2016).

2.4.7 Hydraulisk simulering

MOUSE beräknar hydrodynamiken i ledningsnätmodellen utifrån Saint Venants flödesekvationer (DHI 2017d). För att förhindra att delar av ledningsnätmodellen blir torra, vilket påverkar beräkningsstabiliteten, upprätthåller beräkningsmodellen ett artificiellt minimivattendjup på maximalt 5 mm under hela simuleringen (DHI 2017e). För en mer detaljerad beskrivning av de hydrauliska beräkningarna hänvisas till *MOUSE Pipe Flow Reference Manual* (DHI 2017e).

3 METOD OCH MATERIAL

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Två olika modellområden med tillhörande ledningsnät analyserades inom projektet, se tabell 3. Modellområdena valdes ut bland hydrauliska modeller tillhandahållna av *Stockholm vatten och avfall*, *Sundbyberg avfall och vatten*, *Tekniska verken* och *Göteborg kretslopp och vatten*. Modellområdena skilde sig karaktärs mässigt från varandra. Modellområde J kan betraktas som homogent både vad gäller ledningsnät- och bebyggelse typ medan modellområde E kan betraktas som heterogent. Modellområdena anonymiserades eftersom vissa uppgifter gällande ledningsnätet omfattas av offentlighets- och sekretesslagen (2009:400) samt säkerhetsskyddslagen (1996:627) och med hänsyn till lagstiftningen redovisas ingen detaljerad information rörande ledningsnätets karaktär. Modellerna ska betraktas som teoretiska eftersom beräknade flöden och vattennivåer varken kalibrerats eller validerats mot uppmätta data (Johanssons 2019).

Tabell 3 Områdesbeskrivning

Modell- område	Spillvattenförande ledningsnätssystem	Typområde	Bebyggelse	Area [ha]	Delområden
E	- Separerat - Delvis kombinerat - Kombinerat	- Innerstad/tätort - Förort/mindre samhälle	- Blandad	294	5
J	- Separerat	- Innerstad/tätort	- Industri	138	1

Modellområde E och J bestod av ett antal mindre delavrinningsområden kopplade till en ledningsnätmodell i MIKE URBAN. Delavrinningsområdena var framtagna av Johansson (2019) och användes eftersom både Johanssons (2019) och föreliggande examensarbete är knutna till samma utvecklingsprojekt inom hydraulisk modellering som Tyréns genomför tillsammans med Svenskt Vatten, Sweco och RISE. Enligt Tyréns fanns intresse att undersöka vilka parametrar som har störst inverkan på simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering, å ena sidan avgränsningsmetoden eller å andra sidan metoden att ansätta avrinningskoefficienter. Examensarbetena pågick parallellt, syftet med Johanssons (2019) examenarbete var bland annat att jämföra olika avgränsningsmetoder för att ta fram delavrinningsområden till ledningsnätssystem. I Johanssons (2019) och i föreliggande examensarbete användes därför samma referensscenarier på önskemål av uppdragsgivaren Tyréns.

Johansson (2019) har i sitt examensarbete tagit fram delavrinningsområden till modellområdena E och J dels utifrån digitala höjdmodeller (DEM) med MIKE URBAN-verktyget *Catchment Delineation Wizard* och dels utifrån information om fastighetsgränser. De digitala höjdmodellerna var av rasterformat med 2 m upplösning (Johansson 2019). Modellverktyget *Catchment Delineation Wizard* kan utifrån en digital höjdmodell, ledningsnätets inlopp samt en polygon som motsvarar ledningsnätets yttre gräns skapa delavrinningsområden till ledningssystemet (DHI 2017d). Inloppen utgörs av ledningsnätets noder till vilka avrinningsområden och ytavrinningshydrografer sedan kan anslutas med hjälp av *Catchment Connection Wizard* (DHI 2017d). Eftersom modellområde E innehåller kombinerade ledningsnät, där dagvatten normalt leds via rännstensbrunnar till det kombinerade systemet, så använde Johansson (2019) noder motsvarande rännstensbrunnar som indata i *Catchment Delineation Wizard*. Modellområde J har däremot ett helt separerat spillvattennät som saknar rännstensbrunnar och här har Johansson (2019) istället valt noder motsvarande nedstigningsbrunnar som indata. *Catchment Delineation Wizard* använder verktyget *Spatial Analyst* för att ta bort DEM-rasterrutor med samma geografiska position som noder så att dessa positioner i höjdmodeller fungerar som hål (DHI 2017d). *Spatial Analyst* fyller sedan igen lokala sänkor i den nya digitala höjdmodellen för att säkerställa att alla ytor sluttar ned mot antingen höjdmodellens hål eller ytterkanter (DHI 2017d). Därefter skapas ytterligare ett raster som visar höjdmodellens flödesriktningar (DHI 2017d). Rastret med flödesriktningar kan till sist användas för att dela in ledningsnätets totala avrinningsområde i mindre delavrinningsområden (DHI 2017d).

Utifrån Lantmäteriets fastighetskarta skapade Johansson (2019) även delavrinningsområden efter fastighetsgränser eftersom dagvatten från byggnader ofta är kopplade direkt till ledningssystemet via dagvattensserviser eller kombinerade serviser och därmed inte följer markens topografi. Johansson (2019) kombinerade sedan de båda delavrinningsmetoderna på så sätt att delavrinningsområden skapade efter fastighetsgränser i största möjliga mån fångade in bebyggda områden medan delavrinningsområden skapade utifrån DEM så långt som möjligt endast omfattade övriga ytor utan bebyggelse så som vägar och gräsytor. Referensscenarierna i föreliggande studie är således hämtade från Johansson (2019) vilka han benämner som *E metod I* och *J metod II* i sitt examensarbete. *E metod I* och *J metod II* har således använts som referensscenarier inom båda examensarbetena. För en mer detaljerad beskrivning av hur delavrinningsområdena tagits fram hänvisas till Johansson (2019) examensarbete.

3.1.1 Referensmetod: avrinningskoefficient baserat på typ av yta

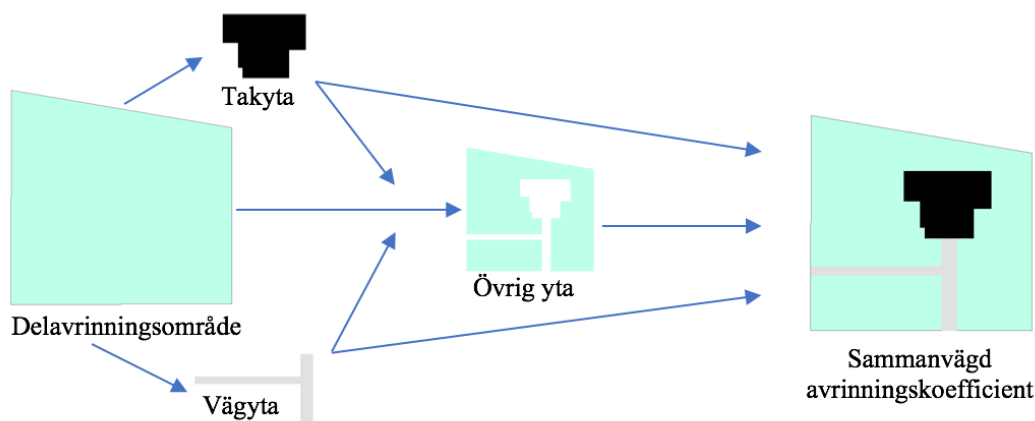
För delavrinningsområdena i modellområde E och J har Johansson (2019) tagit fram sammanvägda areaviktade avrinningskoefficienter baserade på olika typer av ytor. De sammanvägda avrinningskoefficienterna togs fram genom att varje delavrinningsområde klassificerades utifrån typ av yta, typ av spillvattenförande ledningssystem samt typområde enligt tabell 1 (Johansson 2019). De klassificerade delavrinningsområdena lagrades i en polygonshapefil och varje delavrinningsområde bedömdes utifrån ortofoton och utifrån information om ledningsnät och serviser i området (Johansson 2019), se figur 5 samt figur 1 – 3.



Figur 5 Till vänster flerbostadshus med slutet byggnadssätt (F2) och till höger flerbostadshus med öppet byggnadssätt (F1). Bilderna har ingen koppling till de undersökta områdena utan är endast illustrativa exempel. GSD-Ortofoto 1m © Lantmäteriet (2016).

För att beräkna en sammanvägd avrinningskoefficient för varje delavrinningsområde importerade Johansson (2019) den färdigklassificerade polygonshapefilen till programmet *Feature Manipulation Engine* (FME) tillsammans med shapefiler över tak- och vägytor i området. I FME kopplades ytorna i varje delavrinningsområde samman

med en avrinningskoefficient, se figur 6, varefter en sammanvägd avrinningskoefficient för varje delavrinningsområde beräknades enligt ekvation (6).



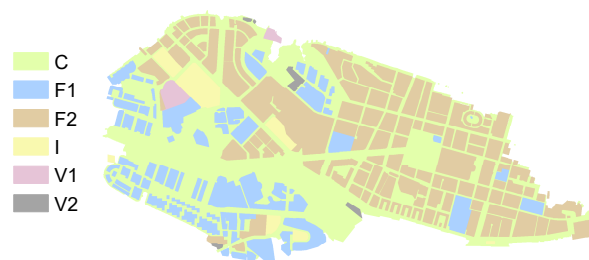
Figur 6 Polygonshapefiler över vägytor, takytor och delavrinningsområden importerades till FME. Andelen övrig yta beräknades genom att vägytor och takytor subtraherades från avrinningsområdets totala area. För att beräkna en sammanvägd avrinningskoefficient för respektive delavrinningsområde tilldelades yttyperna en avrinningskoefficient utifrån klassificering enligt tabell 1. En sammanvägd avrinningskoefficient för delavrinningsområdet beräknades genom ett areaviktat medelvärde baserat på ytornas avrinningskoefficienter och storlek.

I FME beräknades även koncentrationstider för respektive delavrinningsområden enligt ekvation (13):

$$t_c = 5 + \frac{3 \cdot \sqrt{A}}{60} \quad (13)$$

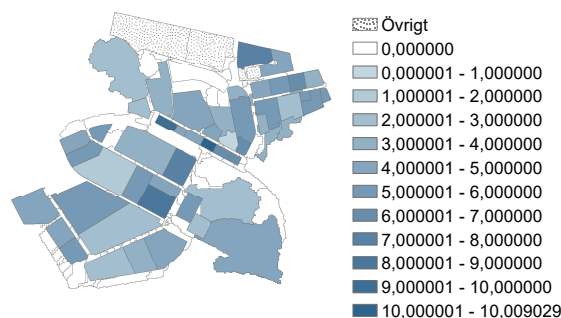
Ekvation (13) är erfarenhetsbaserad och utgår från delavrinningsområdets area [m²] (Blomquist et al. 2016). I metoden antas att delavrinningsområdena är kvadratiska, att ytavrinningen har en medelhastighet på 0,5 m/s, att det tar minst 5 minuter innan tillrinningen når fram till den nod som avvattnar delavrinningsområdet samt att vattnets väg över delavrinningsområdet inte är den kortast möjliga (Blomquist et al. 2016). Metoden valdes eftersom den möjliggör att snabbt ta fram koncentrationstider för områden som är uppdelade i många delavrinningsområden (Blomquist et al. 2016).

Bebyggelse typerna inom område E bestod av slutet byggnadssätt (F1), öppet byggnadssätt (F2), övrig yta (C), några industrier (I) och ett fåtal villor (V1, V2), se figur 7. Modellområdet är sammansatt av 2596 stycken delavrinningsområden och antalet delavrinningsområden med bebyggelse är 940 stycken. Både separerade och kombinerade spillvattenledningar finns inom modellområdet, vissa delar av modellområdet har innerstadskaraktär medan andra delar har förortskaraktär.



Figur 7 Modellområde E klassificerat av Johansson (2019) utifrån olika typer av ytor och markanvändning inom varje delavrinningsområde.

Modellområde J är klassat som ett helt separerat spillvattennät och bebyggelsen är klassad som industri, se figur 8. Området är sammansatt av 155 stycken delavrinningsområden och antalet delavrinningsområden med bebyggelse är 54 stycken.



Figur 8 Inom modellområde J fanns endast yttypskategorierna "industritak" och "övrig yta". Den sammanvägda avrinningskoefficienten varierade mellan 0 och 10 procent beroende på förhållandet mellan respektive delavrinningsområdes "industritakyta" och "övriga yta".

3.2 JÄMFÖRELSEMETODER

I föreliggande studie användes avrinningskoefficienter ansatta utifrån typ av yta som referensmetod, se kapitel 3.1.1, och jämfördes mot andra metoder att ansätta avrinningskoefficienter vilka benämndes som metod 2a, 2b, 3a och 3b, se tabell 4. Avrinningskoefficienter ansatta med metod 2a och metod 2b baserades på vilken bebyggelsetyp som respektive delavrinningsområde tillhörde medan metod 3a och metod 3b baserade sig på vilket delområde som respektive delavrinningsområde ingick i.

Tabell 4 Metodöversikt

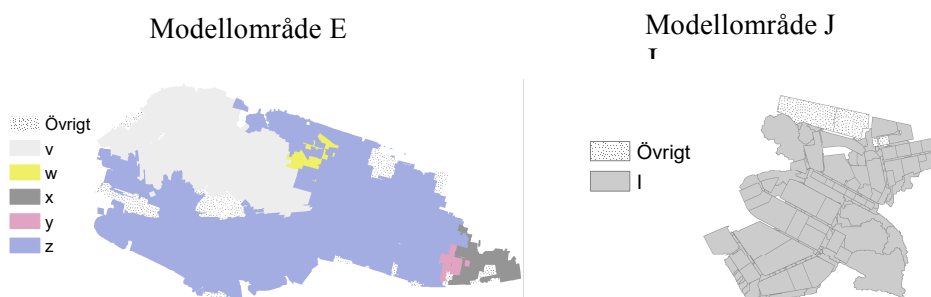
Scenario	Metod	Typ av yta	Typ av bebyggelse	Delområde
Referensscenario	Referensmetod	X		
2a	2a		X	
2b	2b		X	
3a	3a			X
3b	3b			X

Metoderna 2a, 2b, 3a och 3b utgick från de metoder att ansätta avrinningskoefficienter som presenteras i kapitel 2.3.2 och 2.3.3, det vill säga baserade på bebyggelsetyp och baserade på kalibrering mot flödesmätning. Målet med samtliga metoder var att förse alla delavrinningsområden inom varje modellområde med sammanvägda avrinningskoefficienter.

3.2.1 Indelning av delavrinningsområden i delområden och justering av total reducerad area

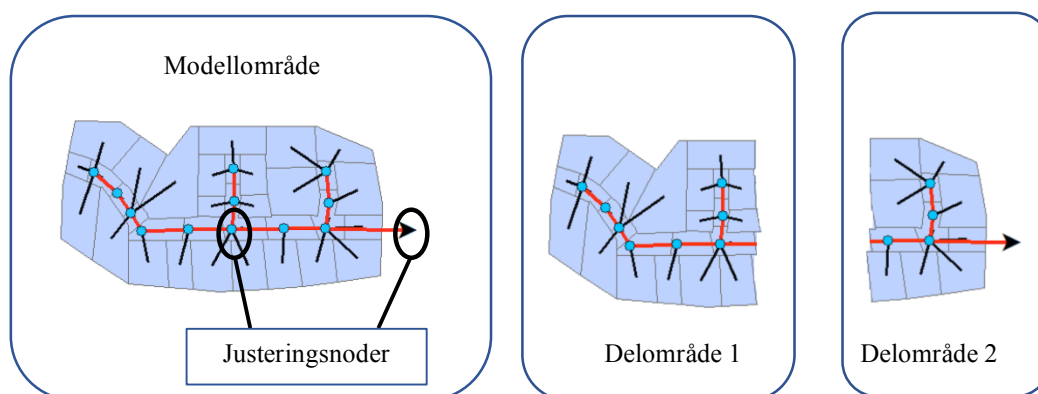
Enligt uppdragsgivaren, Tyréns, fanns intresse att undersöka modellområden där olika metoder använts för att ansätta avrinningskoefficienter men där den totala reducerade arean hållits konstant mellan olika simuleringsscenarioer. Vid kalibrering av den reducerade arean kalibreras ofta stora områden mot mätdata från en enskild mätpunkt (Blomquist et al. 2016). Ett problem som kan uppstå när stora områden kalibreras mot en och samma mätpunkt är att enskilda mindre delavrinningsområden kan få en felaktig reducerad area även fast modellen är kalibrerad.

Tyréns gav därför uppdraget i föreliggande examensarbete att undersöka vilken betydelse olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter har på simuleringresultaten även fast modellområdenas totala reducerade areor justerats så att de förblir lika stora. Den totala reducerade arean i föreliggande studie justerades därför så att den totala reducerade arean alltid blev lika stor för ett delområde oberoende av vilken metod att ansätta avrinningskoefficienter som använts, detta på önskemål av uppdragsgivaren. Modellområde E delades in i 5 delområden medan modellområde J endast bestod av ett delområde, se figur 9.



Figur 9 Modellområde E indelat i fem delområden, v; w; x; y och z. Modellområde J bestod däremot endast av ett delområde (I). Områden klassade som "Övrigt" är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

Delområdena togs fram antingen utifrån noder där mätningar för kalibrering tidigare utförts i det verkliga ledningssystemet eller i systemets utloppsnod, dessa noder kommer härnäst kallas för justeringsnoder. Med funktionerna *backward flow tracing* och *catchment connected to node* togs ovan nämnda delområden fram i MIKE URBAN. *Backward flow tracing* användes för att markera det ledningssystem med tillhörande noder som låg uppströms justeringsnoden. Sedan användes *catchment connected to node* för att markera de delavrinningsområden som var kopplade till de markerade noderna. För en justeringsnod som låg högst uppströms i ledningsnätssystemet definierades alla delavrinningsområden uppströms denna justeringsnod att tillsammans utgöra ett delområde. Vissa justeringsnoder låg dock nedströms i relation till justeringsnoder högre upp i systemet vilket medförde ett problem eftersom delavrinningsområden som tillhörde en justeringsnod uppströms även kom att tillhöra justeringsnoder nedströms i systemet. För att lösa problemet beslöts i dialog med handledare att delavrinningsområden tillhörande uppströms justeringsnod inte kom att tillhöra delområdet för nedströms justeringsnod, se figur 9.5.



Figur 9.5 Indelning av ett modellområde i mindre delområden.

För att efterlikna att modellscenarierna var kalibrerade mot flödesdata justerades varje delområdes totala reducerade area så att den var lika stor oberoende av vilken metod som användes för att ansätta avrinningskoefficienter. I referensscenariot var reduktionsfaktorn satt till 1 för samtliga delavrinningsområden och den totala reducerade arean för ett delområde beräknades genom att först multiplicera de ingående delavrinningsområdenas totala areor med den sammanvägda avrinningskoefficienten för respektive delavrinningsområde och sedan summera dessa produkter.

För jämförelsescenarierna, där avrinningskoefficienter tagits fram med metoderna 2a, 2b, 3a eller 3b, justerades den totala reducerade arean för respektive delområde så att de blev lika stora som den totala reducerade arean för motsvarande delområde enligt referensscenariot, se figur 13.5:

$$R = \frac{\sum A_{red_referensscenario}}{\sum A_{red_jämförelssscenario}} \quad (13.5)$$

Justeringen utfördes på så sätt att alla delavrinningsområden inom samma delområde tilldelades en lika stor reduktionsfaktor. På så vis kunde skillnader i simuleringsutfall undersökas för delområden där total reducerad area var konstant men metoden för att ansätta avrinningskoefficienter ändrats. Sett till varje enskilt delavrinningsområde så skilde sig dock den reducerade arean åt beroende på vilken metod som använts för att ansätta avrinningskoefficienter.

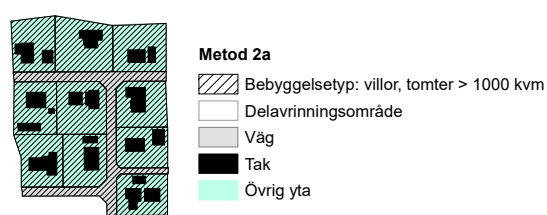
När delområdena togs fram upptäcktes att vissa delavrinningsområden inte ingick i något delområde med tillhörande justeringsnod, i vissa fall berodde det på att delavrinningsområden var felaktigt anslutna till dagvattenledningar istället för till spillvattenförande ledningar och i andra fall på att ledningsnätet var felvänt i modellen. De delavrinningsområden som inte ingick i något delområde är markerade som "Övrigt" i figur 9 och tilldelades samma sammanvägda avrinningskoefficienter och reduktionsfaktorer som i referensscenariot oberoende om referensmetoden eller någon av metoderna 2a, 2b, 3a eller 3b användes för att ansätta avrinningskoefficienter. Detta för att säkerställa att den totala volymen simulerad avrinning blev lika stor oberoende av vilken metod som använts för att ansätta avrinningskoefficienter.

3.2.2 Avrinningskoefficient baserat på bebyggelsetyp

I metod 2a och 2b tilldelades varje delavrinningsområde en färdig sammanvägd avrinningskoefficient utifrån bebyggelsetyp enligt tabell 2. Delavrinningsområdena klassades utifrån bebyggelsetyp, typområde och ledningsnätssystem.

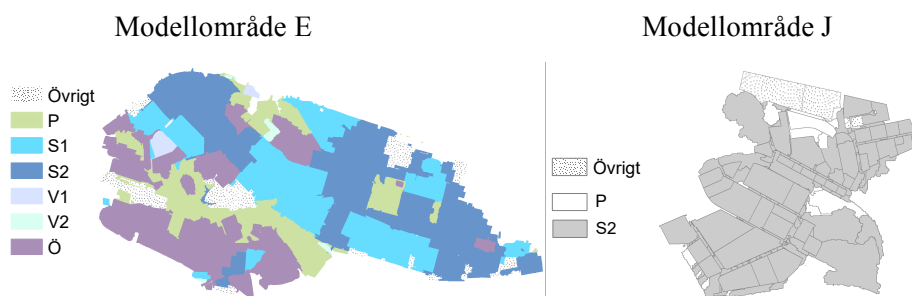
Metod 2a

Metod 2a testades utifrån att sammanhängande områden med samma bebyggelsetyp tilldelades samma sammanvägda avrinningskoefficient, se figur 10.



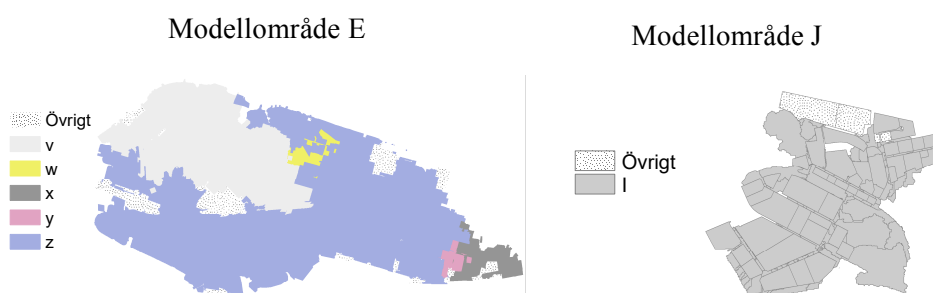
Figur 10 Vägar inom ett villaområde tilldelas samma avrinningskoefficient som intilliggande delavrinningsområden med villor. Bilden har ingen koppling till de undersökta områdena utan är endast ett illustrativt exempel.

Delavrinningsområden utan bebyggelse som angränsade till bebyggda delavrinningsområden tilldelades samma avrinningskoefficient som den närmast intilliggande bebyggelsetypen, se figur 11. Grönområden och vägar med större avstånd från bebyggelse klassificerades däremot efter kategori *park*, *gräsyta* mm enligt tabell 2.



Figur 11 Delavrinningsområden klassificerade efter bebyggelsestyp enligt tabell 2. Delavrinningsområden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

För att andelen reducerad area skulle stämma överens med den reducerade arean i referensmetoden justerades den reducerade arean för respektive delområde med hjälp av reduktionsfaktorn, se figur 12 och tabell 5.



Figur 12 Modellområde E indelat i fem delområden, v; w; x; y och z. Modellområde J består endast av ett delområde, I. Områden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

För delområde v i modellområde E beräknades exempelvis reduktionsfaktorn enligt ekvation (16):

$$R_v = \frac{\sum A_{red_v, referensmetod}}{\sum A_{red_v, metod_2a}} \quad (16)$$

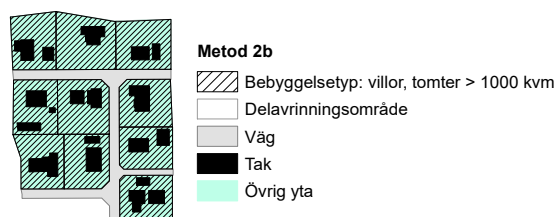
Alla delavrinningsområden inom delområde v tilldelades en reduktionsfaktor med värde 1,02 vilket motsvarar att den reducerade arean ökades med 2 procent för alla delavrinningsområden inom delområde v , se tabell 5.

Tabell 5 Reduktionsfaktorer för delområden och delavrinningsområden

Modellområde E		Modellområde J	
Delområde	R [-]	Delområde	R [-]
v	1,02	Modellområde J	0,92
w	1,07	Övrigt	1
x	0,85		
y	0,80		
z	1,06		
Övrigt	1		

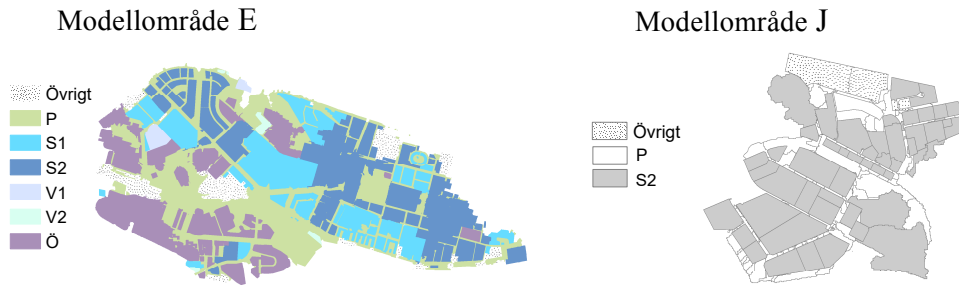
Metod 2b

Metod 2b testades utifrån att det enligt Blomquist et al. (2016) ”är lämpligt att utesluta de ytor som avvattnas åt annat håll än till det studerade systemet” (Blomquist et al. 2016, s. 53). Endast delavrinningsområden med bebyggelse tilldelades en sammanvägd avrinningskoefficient större än noll (figur 13), undantaget delavrinningsområden utan bebyggelse som var anslutna till kombinerade ledningsnät.



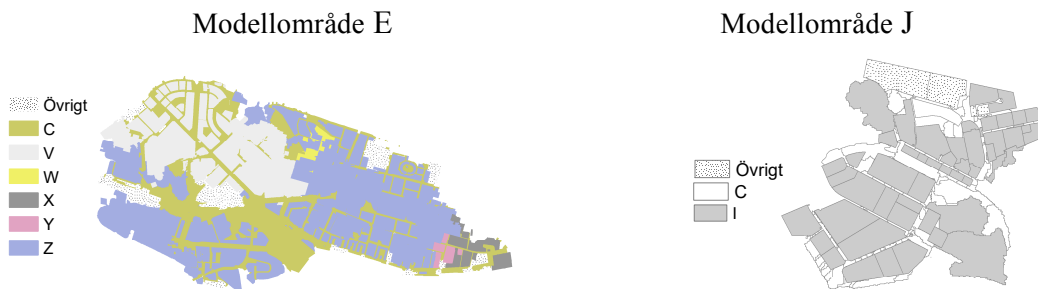
Figur 13 Endast delavrinningsområden med bebyggelse tilldelades en avrinningskoefficient i områden med separerade och delvis kombinerade ledningssystem. Bilden har ingen koppling till de undersökta områdena utan är endast ett illustrativt exempel.

Delavrinningsområden utan bebyggelse som var anslutna till ett kombinerat ledningsnät tilldelades samma avrinningskoefficient som närmast intilliggande bebyggelse, se figur 14. Grönområden och vägar anslutna till kombinerade ledningssystem men med större avstånd från bebyggelse klassificerades däremot efter kategori *park*, *gräsyta mm* enligt tabell 2.



Figur 14 Delavrinningsområden klassificerade efter bebyggelsetyp enligt tabell 2. Delavrinningsområden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

För att den totala reducerade arean skulle stämma överens med den i referensmetoden justerades A_{red} för respektive delområde (figur 15) med en reduktionsfaktor (tabell 6).



Figur 15 Modellområde E indelat i fem delområden, V; W; X; Y och Z. Modellområde J består endast av ett delområde, I. Områden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet. Delavrinningsområden inom kategorin C har avrinningskoefficient noll.

För delområde V i modellområde E beräknades exempelvis reduktionsfaktorn enligt ekvation (17):

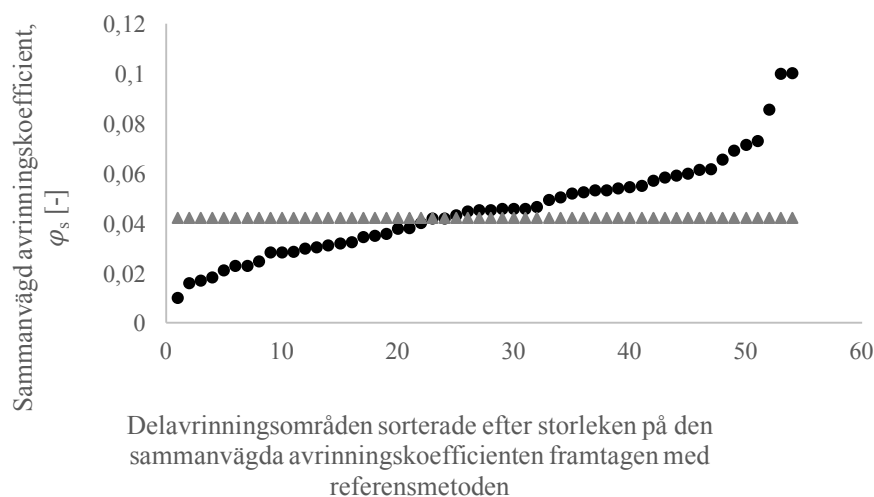
$$R_V = \frac{\sum A_{red_v, referensmetod}}{\sum A_{red_v, metod_2b}} \quad (17)$$

Alla delavrinningsområden inom delområde V tilldelades en reduktionsfaktor med värde 1,11 vilket motsvarar att A_{red} ökades med 11 procent för alla delavrinningsområden inom delområde V, se tabell 5.

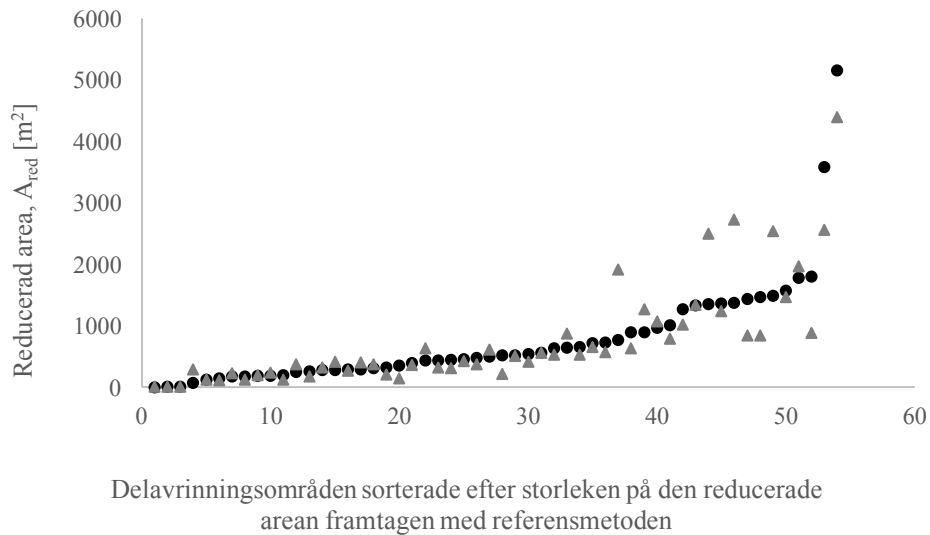
Tabell 6 Reduktionsfaktorer för delområden och delavrinningsområden

Modellområde E		Modellområde J	
Delområden	R [-]	Delavrinnings- områden	R [-]
V	1,11	I	1,14
W	1,13	C	1
X	0,96	Övrigt	1
Y	0,82		
Z	1,09		
Övrigt	1		

Figur 16 och 17 illustrerar hur sammanvägda avrinningskoefficienter och beräknade reducerade areor kan skilja sig åt mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter.



Figur 16 Exempel på hur sammanvägda avrinningskoefficienter för olika delavrinningsområden kan skilja sig åt mellan referensmetoden (cirkclar) och jämförelsemetoden, metod 2b (trianglar), för ett område med homogen bebyggelsestyp. Avrinningskoefficienterna är hämtade från modellområde J.



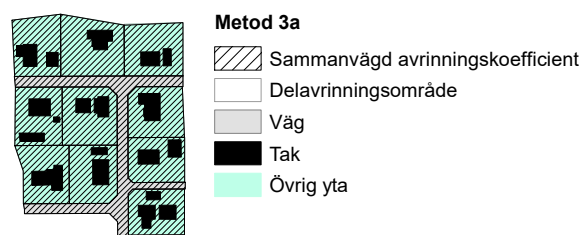
Figur 17 Exempel på hur sammanvägd reducerad area för olika delavrinningsområden kan skilja sig åt mellan referensmetoden (cirkelar) och jämförelsemetoden, metod 2 (trianglar), för ett område med homogen bebyggelse. De reducerade areorna är hämtade från modellområde J.

3.2.3 Avrinningskoefficient baserat på delområde

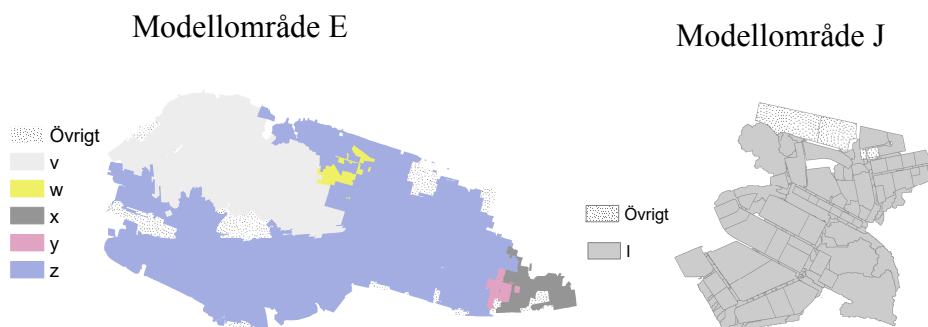
I metod 3a och 3b beräknades en sammanvägd avrinningskoefficient för varje delområde för att efterlikna metoden som är beskriven i kapitel 2.3.3. Alla delavrinningsområden inom samma delområde tilldelades samma sammanvägda avrinningskoefficient.

Metod 3a

I metod 3a tilldelades alla delavrinningsområden inom ett delområde samma sammanvägda avrinningskoefficient, se figur 18, figur 19 och tabell 7.



Figur 18 I metod 3a tilldelades alla delavrinningsområden inom ett delområde samma sammanvägda avrinningskoefficient.



Figur 19 Modellområde E består av delområdena v, w, x, y och z. Modellområde J består endast av ett delområde, I. Områden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

Den sammanvägda avrinningskoefficienten för respektive delområde beräknades utifrån referensmetodens totala reducerade area i motsvarande delområde. Den totala reducerade arean från referensmetoden dividerades sedan med delområdets totala area. Den totala reducerade arean för ett delområde blev då lika stor för referensmetoden och metod 3. För delområde v i modellområde E beräknades exempelvis den sammanvägda avrinningskoefficienten enligt ekvation (19):

$$\varphi_{s,v,metod_3a} = \frac{\sum A_{red,v,referensmetod}}{\sum A_{v,metod_3a}} \quad (18)$$

För delområde v i modellområde E blev den beräknade sammanvägda avrinningskoefficienten för alla delavrinningsområden 12,75 procent.

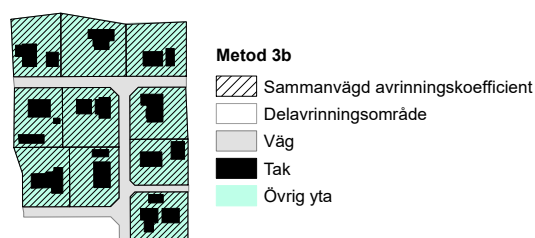
Tabell 7 Avrinningskoefficienter för delavrinningsområden enligt metod 3a

Modellområde E		Modellområde J	
Delområden	φ_s [%]	Delavrinningsområden	φ_s [%]
v	12,75	I	3,2
w	25,16		
x	12,56		
y	35,35		
z	24,25		

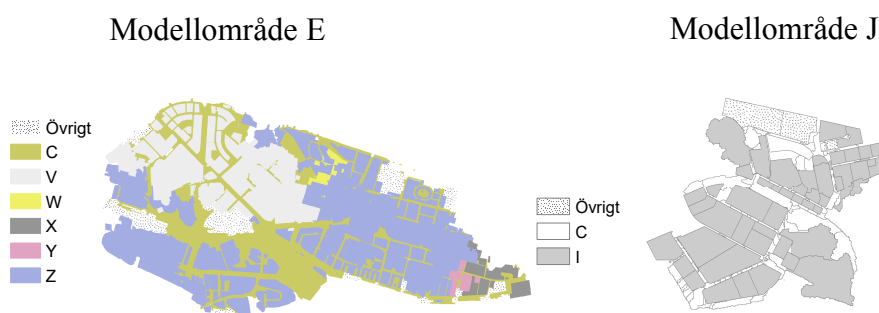
Metod 3b

Metod 3b testades utifrån att det enligt Blomquist et al. (2016) "är lämpligt att utesluta de ytor som avvattas åt annat håll än till det studerade systemet" (Blomquist et al. 2016, s. 53). I metod 3b användes samma metod för att beräkna sammanvägda

avrinningskoefficienter som i metod 3a med undantag för de delavrinningsområden som ej bidrar med avrinning till ledningssystemet, det vill säga delavrinningsområden utan bebyggelse som är anslutna till separerade ledningsnätssystem, se figur 20 och tabell 8. För dessa delavrinningsområden förblev avrinningskoefficienten noll.



Figur 20 I metod 3b tilldelades alla delavrinningsområden inom ett delområde samma sammanvägda avrinningskoefficient förutom delavrinningsområden utan bebyggelse anslutna till separerade eller delvis kombinerade ledningsnätssystem vilka tilldelades avrinningskoefficient noll.



Figur 21 Modellområde E indelat i fem delområden, V; W; X; Y och Z. Modellområde J består endast av ett delområde, I. Alla delavrinningsområden inom samma delområde tilldelades samma sammanvägda avrinningskoefficient. Delavrinningsområden inom kategorin C har avrinningskoefficient noll. Områden klassade som övrigt är inte kopplade till det spillvattenförande ledningsnätet.

För delområde V i modellområde E beräknades exempelvis den sammanvägda avrinningskoefficienten enligt ekvation (19):

$$\varphi_{s,V,metod_3b} = \frac{\sum A_{red,V,referensmetod}}{\sum A_{V,metod_3b}} \quad (19)$$

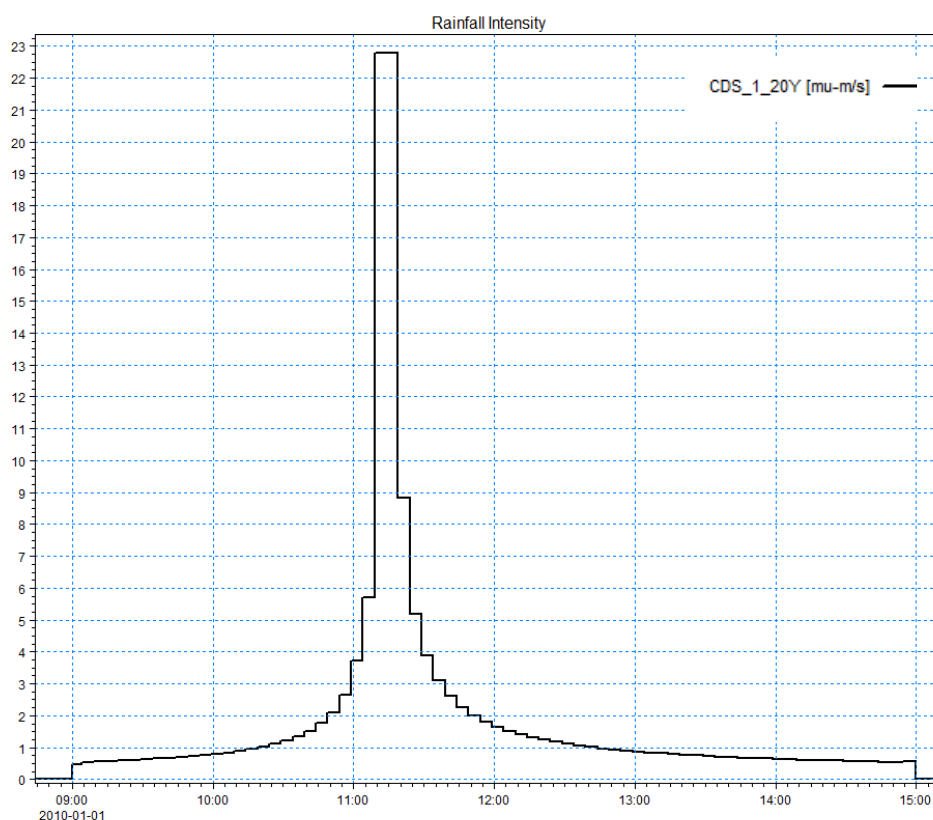
För delområde V i modellområde E blev den beräknade sammanvägda avrinningskoefficienten för alla delavrinningsområden 17,17 procent.

Tabell 8 Avrinningskoefficienter för delavrinningsområden enligt metod 3b

Modellområde E		Modellområde J	
Delområden	φ_s [%]	Delavrinnings- områden	φ_s [%]
V	17,17	I	4,2
W	41,11	C	0
X	18,75		
Y	43,43		
Z	35,23		

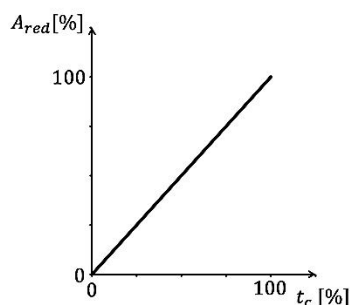
3.3 YTAVRINNINGS- OCH LEDNINGSNÄTSSIMULERING

I MIKE URBAN beräknades tillrinningsflöden och vattennivåer i ledningsnätssmodellen för respektive modellområde och scenario, 1, 2a, 2b, 3a och 3b. I undersökningen simulerades ytvavrinning från nodernas tillrinningsområden med MOUSE inbyggda ytvavrinningsmodell *Time-Area (A)*. Randvillkoret för undersökningens ytvavrinningssimulering bestod av en nederbördshyetograf i form av ett CDS-regn med en beräknad återkomsttid på 10 år. I studien belastades samtliga delavrinningsområden med samma nederbördshyetograf, se figur 22.



Figur 22 CDS-regn [$\mu\text{m/s}$] med varaktighet på x-axeln och regnintensitet på y-axeln. Den maximala regnintensiteten inträffar efter 2 timmar och 10 minuter och uppgår till 22,8 μm per sekund vilket motsvarar 1,4 mm per minut.

Varje delavrinningsområde tilldelades en i MIKE URBAN fördefinierad tid-area kurva, *TACurve1*, anpassad för rektangulära avrinningsområden vilken ger ett linjärt samband mellan avrinningsvolym och tid (figur 23) (Blomquist et al. 2016; DHI 2017b).



Figur 23 Tid-area kurva, *TACurve1*, anpassad för rektangulära avrinningsområden (DHI 2017a; DHI 2017b).

Tid-area kurvan valdes eftersom en stor del av delavrinningsområdena inom de studerade modellområdena har en fyrkantig form. Avrinningsprocessen diskretiserades med beräkningstidssteget Δt , vilket sattes till 60 sekunder för samtliga simuleringar. Varje ytavrinningsmodell resulterade i en ytavrinningshydrograf som beskrev tillrinningen från varje delavrinningsområde till den nod i ledningsmodellen som delavrinningsområdet var kopplat till. Ytavrinningshydrograferna användes sedan som randvillkor vid simulering av flöden och vattennivåer i ledningsnättsmodellen. Ytterligare ett randvillkor användes i form av ett konstant basflöde som representerade spillvattenflödet i ledningsnättsmodellen (Blomquist et al. 2016). Beräkningstidssteget vid ledningsnätssimuleringen sattes till 60 sekunder.

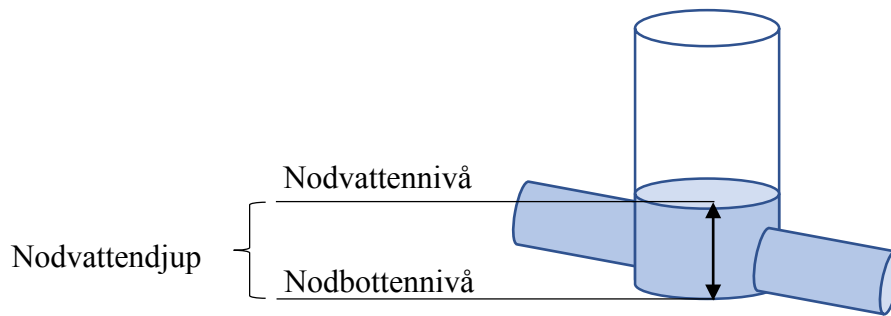
För varje scenario utfördes en ny ytavrinningsmodell baserat på de sammanvägda avrinningskoefficienter som tagits fram med referensmetoden samt metoderna 2a, 2b, 3a och 3b. Delavrinningsområdenas koncentrationstider, ytor och form ändrades inte mellan olika modellkörningar. Sammanvägda avrinningskoefficienter och reduktionsfaktorer var de enda parametrar som ändrades mellan modellsimuleringarna.

3.4 RESULTATJÄMFÖRELSE

3.4.1 Absolut maximalt vattendjup i noder

För att jämföra hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar resultatet vid hydraulisk modellering undersöktes de beräknade maximala nodvattendjupen i systemet. Noderna kopplar samman ledningssegment i den hydrauliska modellen och kan exempelvis motsvara nedstigningsbrunnar, tillsynsbrunnar och rännstensbrunnar i det verkliga ledningssystemet (Blomquist et al. 2016). I MIKE URBAN beräknas nodvattendjupet [mvp] enligt ekvation (20) (figur 23.5) (DHI 2017d; DHI 2017a):

$$\text{nodvattendjup} = \text{nodvattennivå} - \text{nodbottennivå} \quad (20)$$



Figur 23.5 Nodvattendjupet beräknas som differensen mellan nodvattennivå och nodbottennivå.

Det maximala nodvattendjupet kan således beskrivas som det maximala simulerade vattendjupet i ledningsnätets brunnar. Den typ av noder som undersökes var öppna noder som i den hydrauliska modellen hade en fri vattenyta, noder i tryckledningar exkluderades. Skillnaden i simulerat maximalt nodvattendjup mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter undersöktes utifrån ekvation (21),

$$\text{nodvattendjup}_n - \text{nodvattendjup}_{ref} \quad (21)$$

där n symboliserar någon av metoderna, 2a, 2b, 3a och 3b som använts för att ansätta avrinningskoefficienter och ref betecknar referensmetoden. Resultaten redovisades i kartbilder över modellområdenas noder.

3.4.2 Relativ förändring av maximala nodvattendjup

För att undersöka om det fanns ett samband mellan skillnader i simuleringsresultat och skillnader i reducerad area mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter utfördes regressionsanalyser där relativ förändring i A_{red} jämfördes mot relativ förändring i maximalt nodvattendjup för utvalda noder. I MIKE URBAN beräknas vattennivån i en nod utifrån vattennivån i noden vid föregående tidssteg, flödesbidrag från de ledningar som är kopplade till noden samt tillrinning från eventuella anslutna avrinningsområden (DHI 2017a). Mängden vatten i en nod styrs av vattenbalansen enligt ekvation (22)

$$\frac{dS}{dt} = Q_{in} + T - Q_{ut} \quad (22)$$

där dS/dt är magasinering, Q_{in} är inflöde från ledning/(-ar) uppströms, T är tillflödet från de delavrinningsområden som är direkt anslutna till noden och Q_{ut} är utflödet från

noden (DHI 2017a). Q_{in} består dels av tillflöde från delavrinningsområden kopplade till uppströms noder och dels av ett konstant basflöde Q_{bas} som symboliserar spill- och dränvatten. För toppnoder, det vill säga noderna längst uppströms i ledningsnätet, kan förändringen i nodvolym då beskrivas enligt ekvation (23):

$$A_t \frac{dh}{dt} = T - Q_{ut} + Q_{bas} \quad (23)$$

där A_t är tvärsnittsarean för noden och h är vattennivån i noden.

Noder belägna i ledningsnätets ”början” valdes ut, det vill säga noder som inte hade en ledning uppströms, för att undersöka om det fanns ett samband mellan stora respektive små skillnader i simuleringsresultat och stora respektive små skillnader i sammanvägd avrinningskoefficient mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficient. Noderna valdes ut utifrån följande kriterier:

- Noden har ingen ledning uppströms
- Noden är endast kopplad till en ledning nedströms noden, det vill säga noden är inte kopplad till flera ledningar nedströms eller något annat objekt som överfall, pump m.m.
- Noden tillhör det spillvattenförande ledningsnätet
- Noden är för referensmetoden kopplad till åtminstone ett delavrinningsområde med en sammanvägd avrinningskoefficient större än noll

Noderna hade dock olika form och diameter. En regressionsanalys utfördes där relativ förändring i reducerad area jämfördes med relativ förändring i maximalt nodvattendjup i de utvalda noderna mellan scenario 2a, 2b, 3a och 3b och referensscenario. Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup beräknades enligt ekvation (24):

$$\log \left(\frac{\text{nodvattendjup}_n - \text{nodvattendjup}_{ref}}{\text{nodvattendjup}_{ref}} + 1 \right) \quad (24)$$

Relativ förändring i reducerad area uppströms varje nod uppskattades därefter genom att den reducerade arean för de delavrinningsområden som var kopplade till noden summerades varefter den relativa förändringen mellan respektive metod och referensmetoden beräknades enligt ekvation (25):

$$\log \left(\frac{\sum A_{red,n} - \sum A_{red,ref}}{\sum A_{red,ref}} + 1 \right) \quad (25)$$

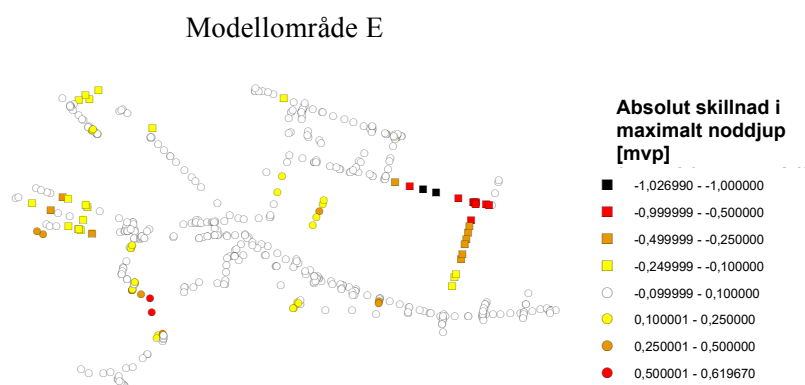
Därefter plottades relativ förändring i maximalt nodvattendjup mot relativ förändring i reducerad area mellan scenario 2a, 2b, 3a och 3b och referensscenariot.

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 ABSOLUT MAXIMALT VATTENDJUP I NODER

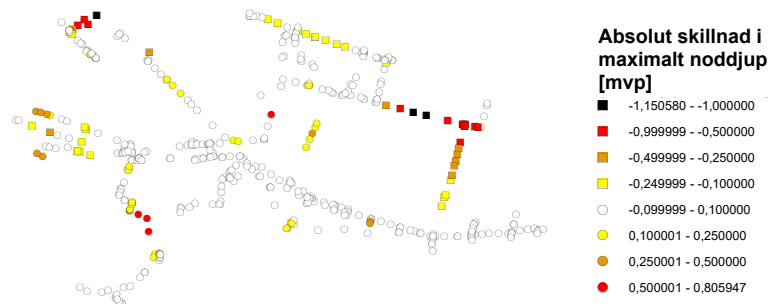
För att undersöka hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattennät jämfördes skillnader i maximalt nodvattendjup. Beräkningsresultaten från modellområde E visade att nodernas maximala vattendjup skilde sig åt mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter (figur 24 – 31). Metoderna 2a, 2b, 3a och 3b både överskattade och underskattade de beräknade maximala nodvattendjupen i vissa delar av ledningssystemet jämfört med referensmetoden.

För metod 2a och 2b (figur 24 – 27) låg majoriteten av nodvattendjupen inom ett intervall på $\pm 0,1$ mvp i förhållande till referensmetoden. I vissa noder underskattades det maximala nodvattendjupet med drygt 1 mvp medan det maximala nodvattendjupet överskattades i andra delar av systemet jämfört med referensmetoden. Att beräkningsresultatet i vissa delar av systemet blev så pass stora, trots att modellområdets totala reducerade area var lika stor för samtliga metoder, tyder på att valet av metod för att ansätta avrinningskoefficienter har betydelse för simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattennät.

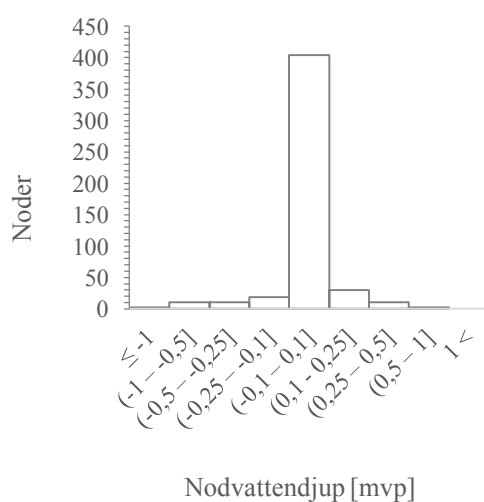


Figur 24 Skillnad i maximalt nodvattendjup mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2a och referensmetoden uttryckt i meter vattenpelare [mvp]. Cirklar symboliserar noder där det beräknade maximala nodvattendjupet är större för metod 2a än för referensmetoden och kvadrater representerar det omvända förhållandet, det vill säga metod 2a underskattar det maximala nodvattendjupet jämfört med referensmetoden, undantaget vita cirklar som både kan representera en över- och underskattning gentemot referensmetoden.

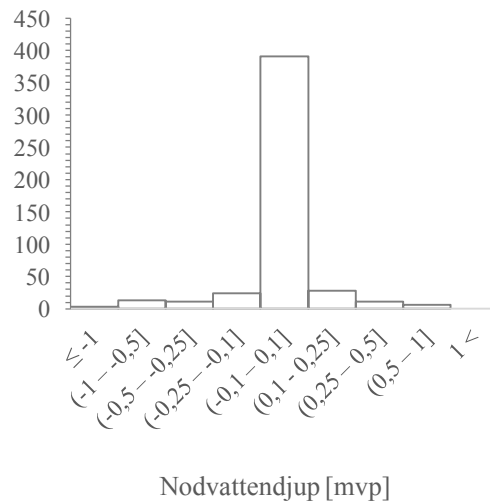
Modellområde E



Figur 25 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2b och referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.

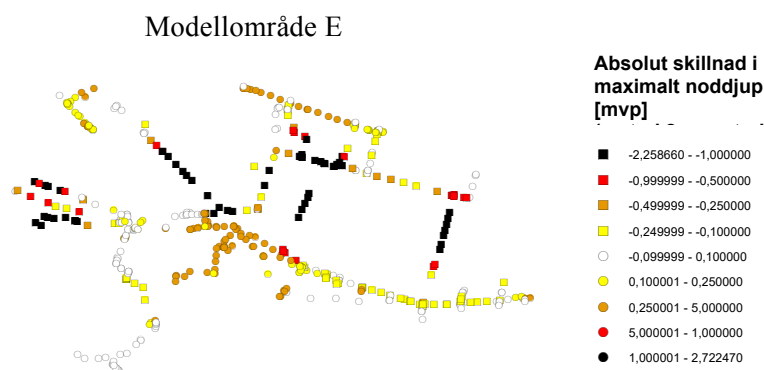


Figur 26 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2a och referensmetoden.

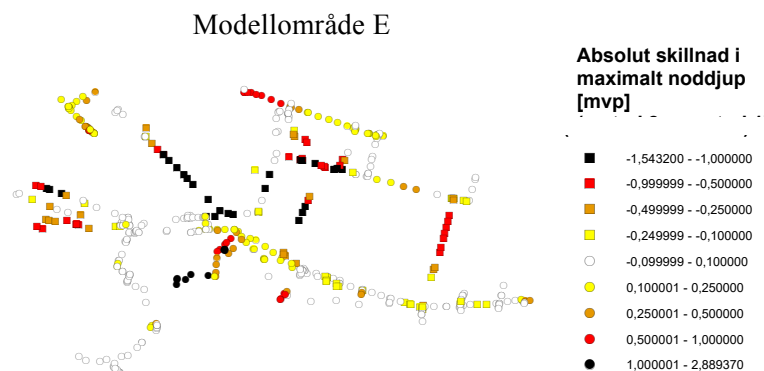


Figur 27 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2b och referensmetoden.

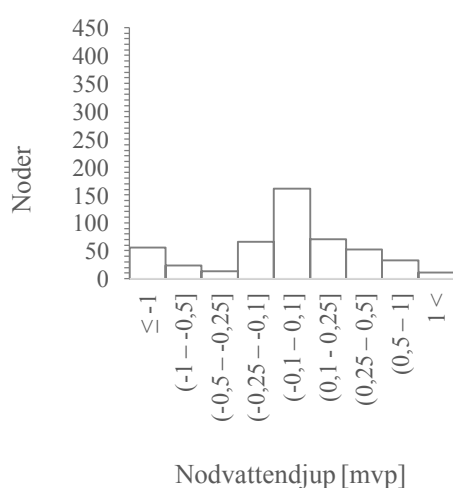
För metoderna 3a och 3b (figur 28 – 31) uppvisade en majoritet av noderna en skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] som var större än $\pm 0,1$ mvp jämfört referensmetoden. Beroende på vilken av metoderna 2a, 2b, 3a och 3b som användes så skilde sig de simulerade maximala nodvattendjupen olika mycket från referensmetoden. Metod 3a och 3b skilde sig mer från referensmetoden än metoderna 2a och 2b. Resultaten i denna studie tyder på att det kan vara osäkert att använda metod 3a och metod 3b i områden som är av heterogen karaktär, både vad gäller ledningsnät och bebyggelse.



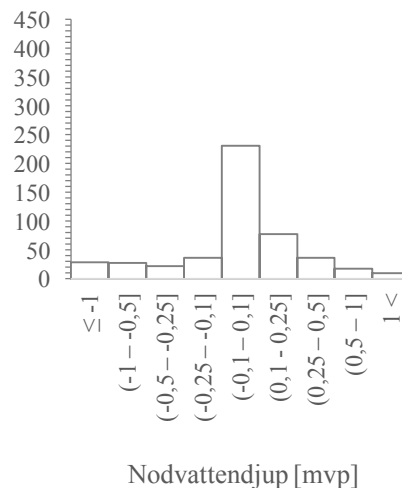
Figur 28 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3a och referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.



Figur 29 Skillnad i maximat nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3b och referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.

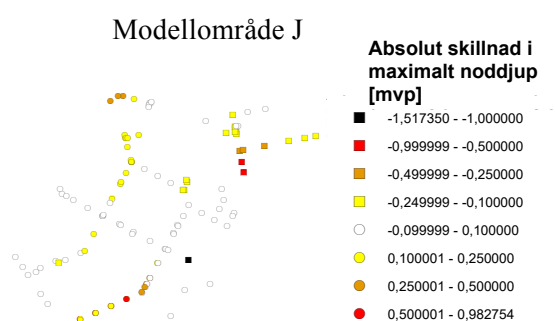


Figur 30 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3a och referensmetoden.

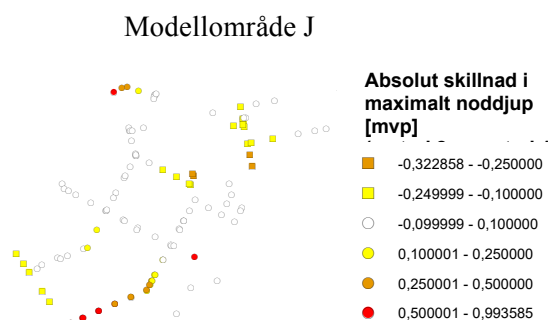


Figur 31 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3b och referensmetoden.

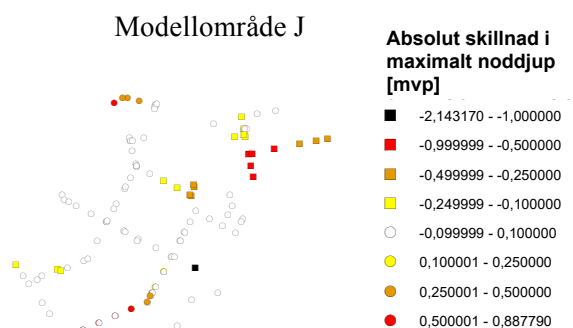
En skillnad i maximalt nodvattendjup mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter fanns även för modellområde J (figur 32 – 37). Metoderna 2a, 2b, 3a och 3b både överskattade och underskattade de maximala nodvattendjupen i vissa delar av systemet jämfört med referensmetoden. Det var överlag samma områden i ledningssystemet som omfattades av stora respektive små förändringar i maximalt nodvattendjup gentemot referensmetoden, oberoende av vilken metod som referensmetoden jämfördes mot.



Figur 32 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2a och referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.

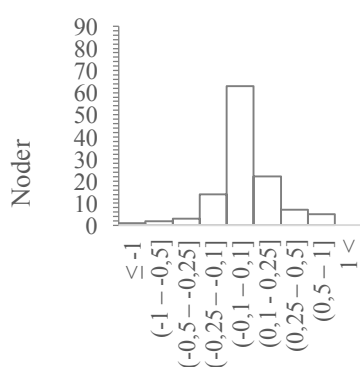


Figur 33 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2b och metod 3b jämfört med referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.



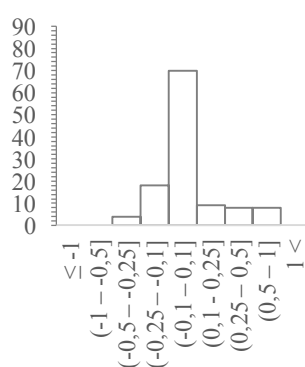
Figur 34 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3a och referensmetoden. Symbol- och färgbetydelse är samma som i figur 18.

Metoderna 2b och 3b har mindre spridning med avseende på skillnad i maximalt nodvattendjup jämfört med metoderna 2a och 3a (figur 35 – 37). Maximala nodvattendjup för metoderna 2b och 3b blev lika stora eftersom avrinningskoefficienterna ansatta med metod 2b justerades med en reduktionsfaktor. Justeringen medförde att de sammanvägda avrinningskoefficienterna enligt dessa två metoder fick samma värde eftersom modellområde J endast innehöll ett delområde. Avrinningskoefficienterna enligt metod 3b samt reduktionsfaktorn för metod 2b var dessutom båda framtagna utifrån den totala reducerade arean för område J enligt referensmetoden.



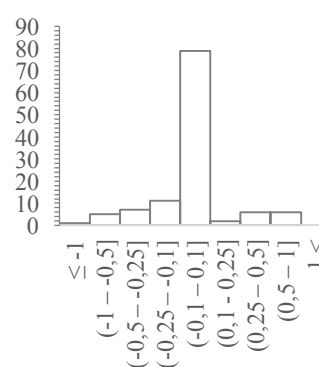
Nodvattendjup [mvp]

Figur 35 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2a och referensmetoden.



Nodvattendjup [mvp]

Figur 36 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 2b och 3b jämfört med referensmetoden.



Nodvattendjup [mvp]

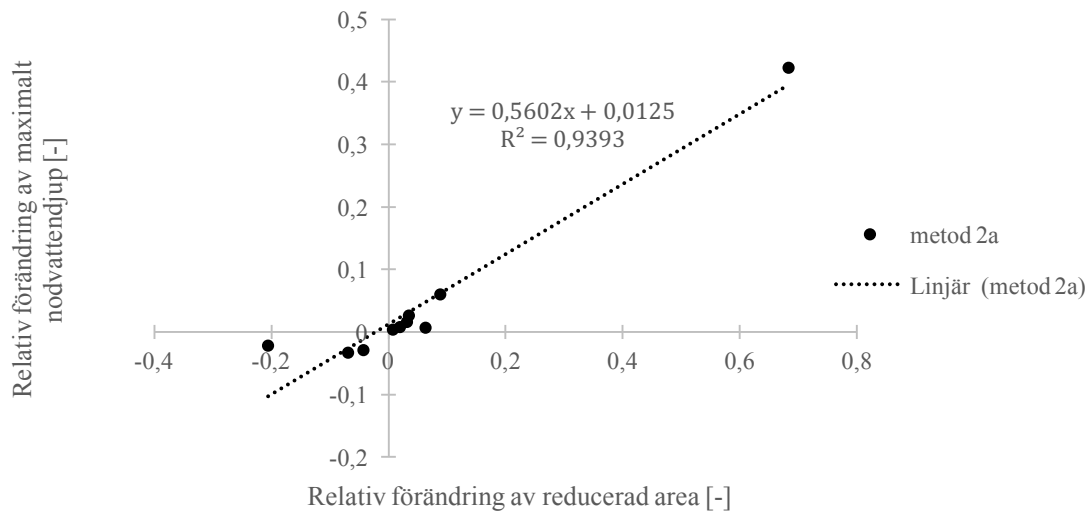
Figur 37 Skillnad i maximalt nodvattendjup [mvp] mellan avrinningskoefficienter ansatta enligt metod 3a och referensmetoden.

4.2 RELATIV FÖRÄNDRING AV MAXIMALA NODVATTENDJUP

För att undersöka om det fanns ett samband mellan skillnader i simuleringsresultat och skillnader i reducerad area mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter utfördes regressionsanalyser för utvalda noder där relativ förändring i reducerad area jämfördes mot relativ förändring i maximalt nodvattendjup (3.4.2). Samtliga regressioner (figur 38 – figur 46) är transformerade enligt $\log(x+1)$ både med avseende på relativ förändring av maximalt nodvattendjup och relativ förändring av reducerad area. Inom modellområde E uppfyllde tio noder de kriterier som finns angivna i metodbeskrivningen.

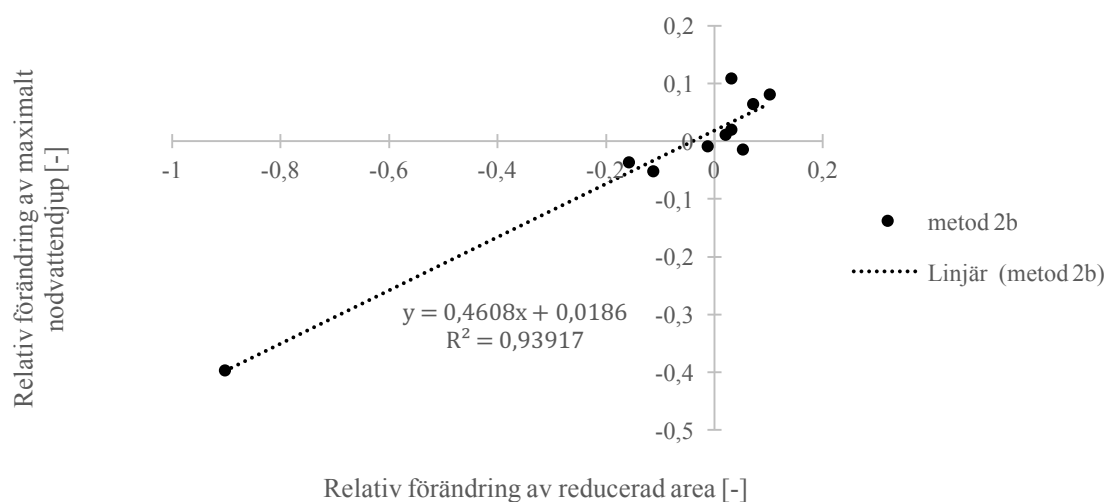
Regressionsanalysen där relativ förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativ förändring av reducerad area för metod 2a jämfört med referensmetoden visade på ett linjärt samband enligt $y = 0,56x + 0,01$ för modellområde E ($p < 0,05$; $r^2 = 0,94$; $n = 10$) (figur 38). Således kan 94 procent av variationen i den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mellan de två metoderna att ansätta avrinningskoefficienter

förklaras av den relativa förändringen av reducerad area mellan de två metoderna men regressionerna överskattar förmodligen sambandet eftersom det finns ett extremvärde. Resultatet visar att det finns ett positivt samband mellan relativa förändring i reducerad area och relativ förändringen i maximalt nodvattendjup. Eftersom de undersökta noderna inte är slumpmässigt utvalda kan resultatet inte sägas gälla generellt för övriga noder i modellen utan ska endast ses som en indikation.



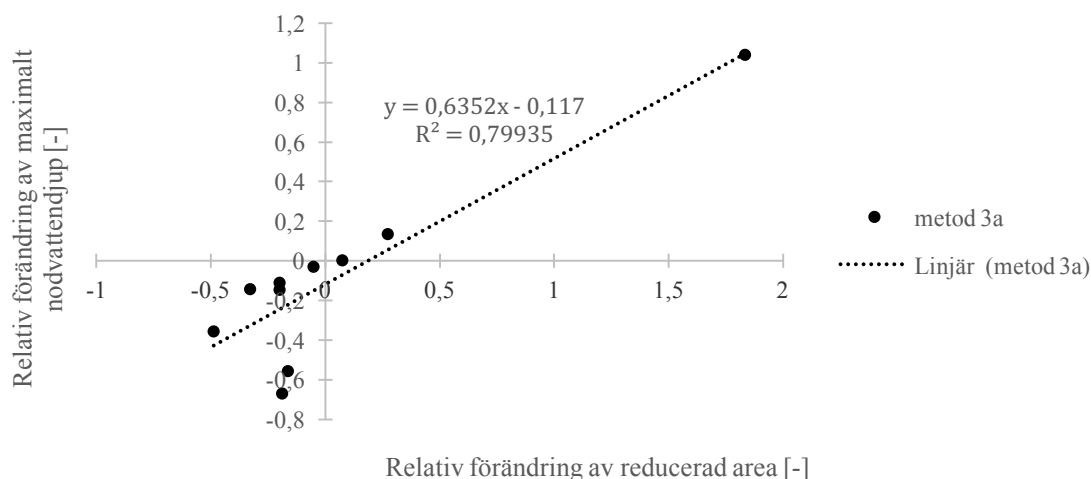
Figur 38 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 2a och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 2a och referensmetoden för modellområde E. $P = 3,80535E-06$; $n=10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 2b jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,46x + 0,02$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,94$; $n = 10$) (figur 39).



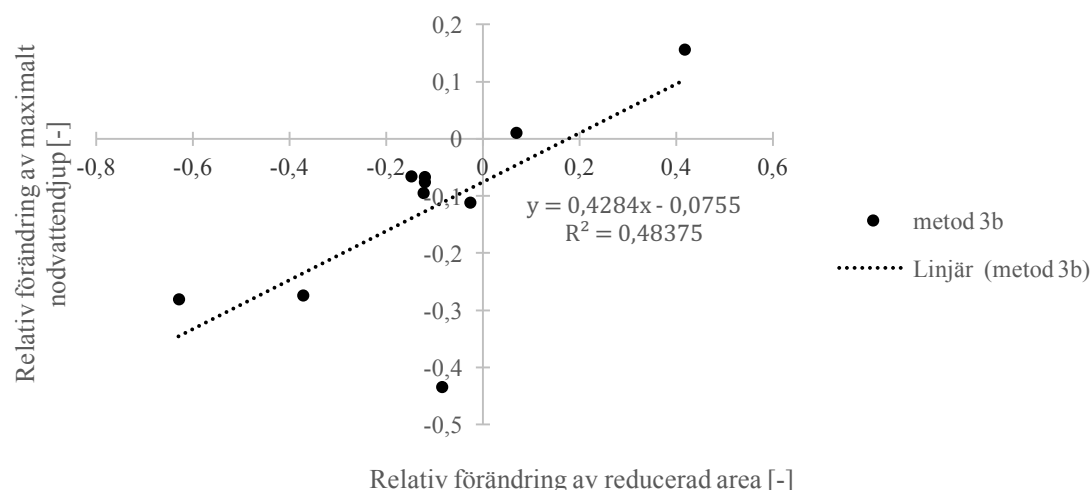
Figur 39 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 2b och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 2b och referensmetoden för modellområde E. $P = 3,83748E-06$; $n=10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 3a jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,64x - 0,20$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,80$; $n = 10$) (figur 40).



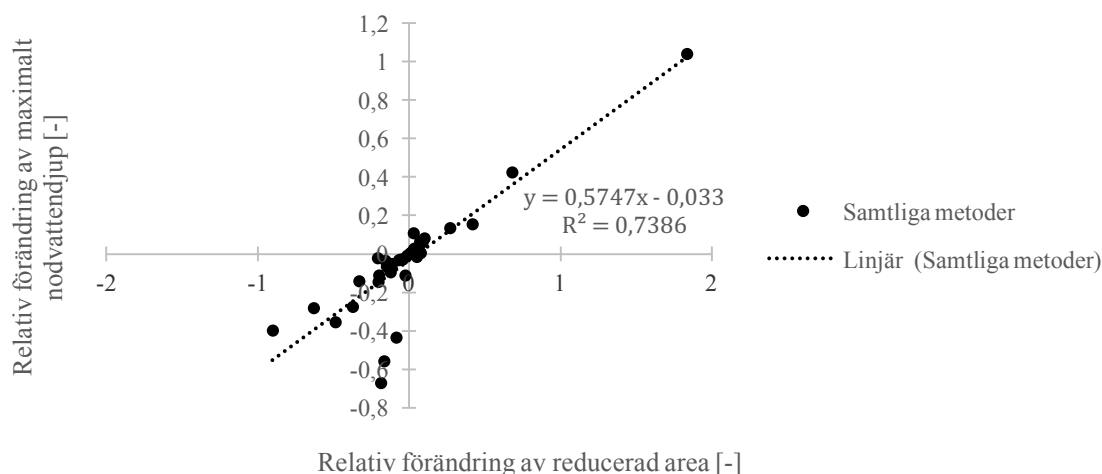
Figur 40 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 3a och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 3a och referensmetoden för modellområde E. $P = 0,000483994$; $n=10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 3b jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,43x - 0,08$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,48$; $n = 10$) (figur 41).



Figur 41 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 3b och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 3b och referensmetoden för modellområde E. $P = 0,025529394$; $n=10$.

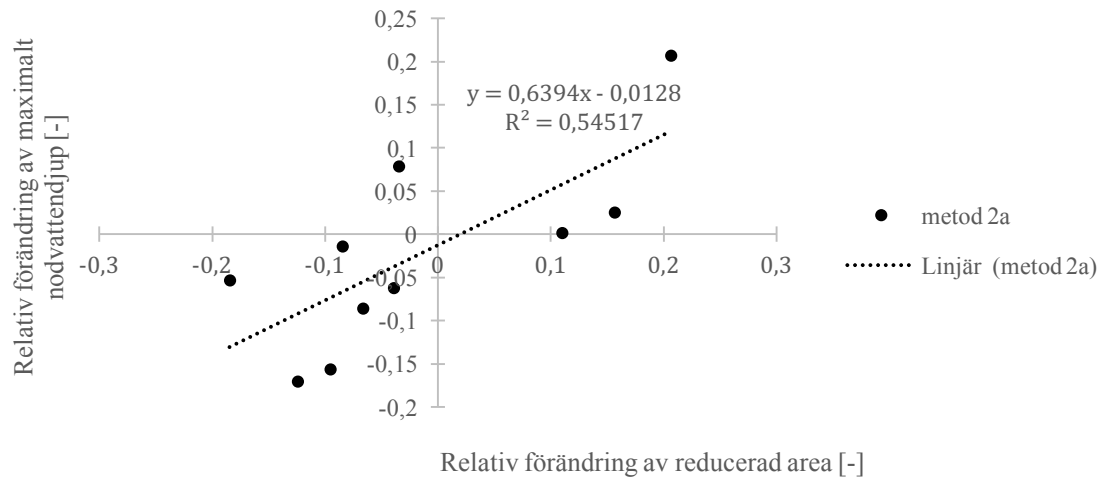
Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för samtliga metoder 2a, 2b, 3a och 3b jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,57x - 0,03$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,73$; $n = 10$) för modellområde E (figur 42).



Figur 42 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup för metoderna 2a; 2b;3a och 3b jämfört med referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area för metoderna 2a; 2b;3a och 3b jämfört med referensmetoden, för modellområde E. $P = 1,25941E-12$; $n=10$.

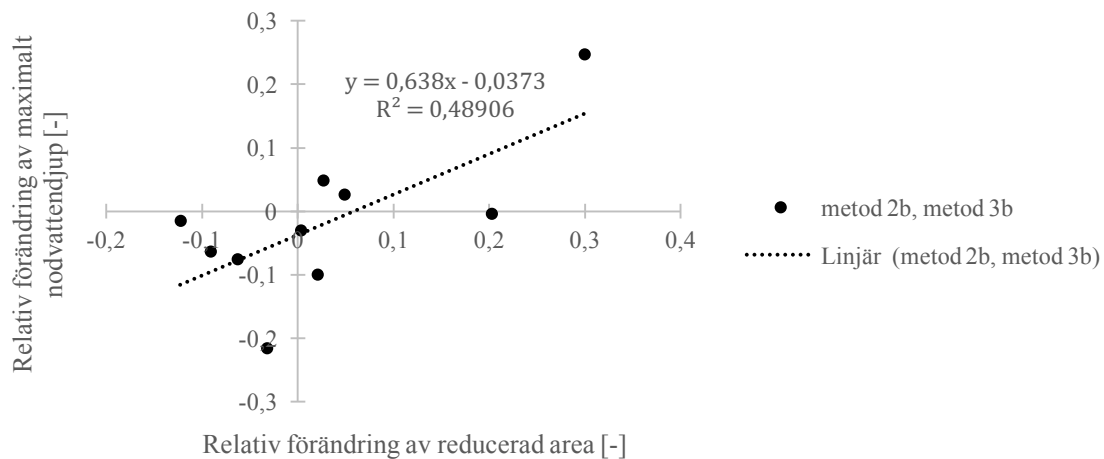
För modellområde E uppvisade samtliga jämförelsescenarier ett signifikant positivt samband mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i reducerad area jämfört med referensscenariot (figur 38 – figur 42). Förklaringsgraden var dock högre för de scenarier där metod 2a och metod 2b jämförs med referensmetoden, drygt 90 procent, än för de scenarier där metod 3a och 3b jämförs med referensmetoden. Regressionerna överskattar förmodligen sambandet eftersom det finns extremvärden. Lägst förklaringsgrad uppvisade metod 3b där förklaringsgraden var knapp 50 procent. Modellscenario 2a och 2b hade fem noder med en maximal nodvattennivå som låg under nedströms ledningshjässa medan resterande noder hade en maximal nodvattennivå som låg över nedströms ledningshjässa. I modellscenario 3a och 3b hade fyra en maximal nodvattennivå som låg under nedströms ledningshjässa medan resterande noder hade en maximal nodvattennivå som låg över nedströms ledningshjässa.

För modellområde J påträffades också tio noder som uppfyllde kriterierna i metodkapitlet. Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 2a jämfört med referensmetoden visade på ett signifikant positivt linjärt samband enligt $y = 0,64x - 0,01$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,55$; $n = 10$) (figur 43).



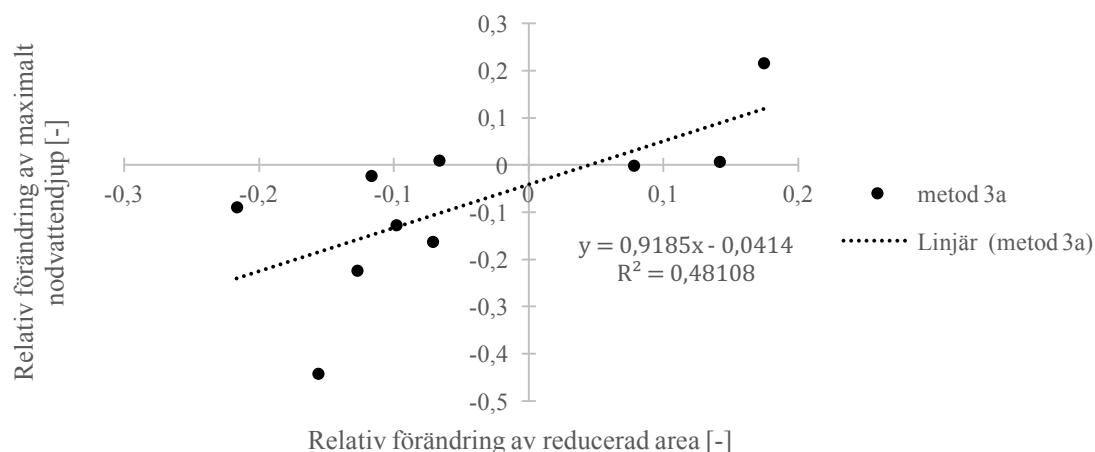
Figur 43 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 2a och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 2a och referensmetoden för modellområde J. $P = 0,014741182$; $n = 10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 2b samt metod 3b jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,64x - 0,04$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,49$; $n = 10$) (figur 44).



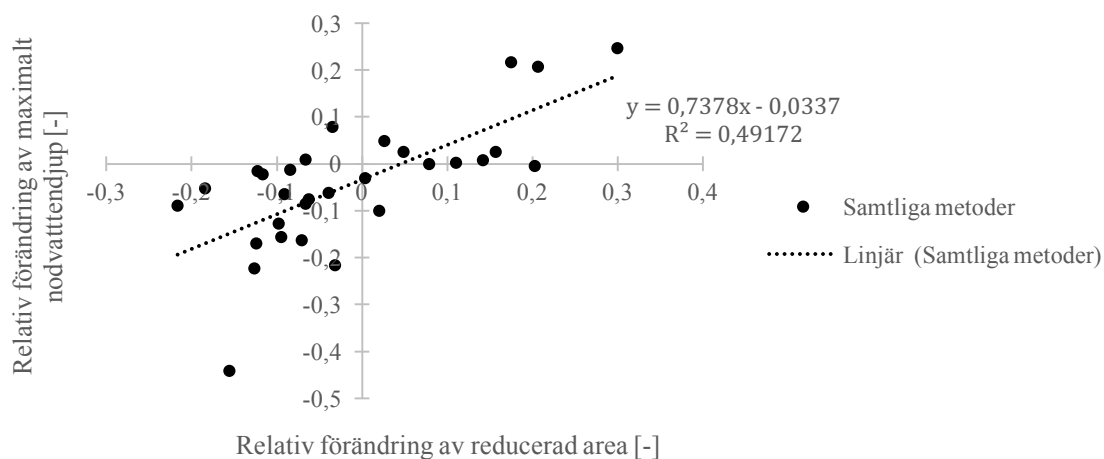
Figur 44 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 2b samt metod 3b och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 2b samt metod 3b och referensmetoden för modellområde J. $P = 0,024401447$; $n = 10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för metod 3a jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,9x - 0,04$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,48$; $n = 10$) (figur 45).



Figur 45 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup mellan metod 3a och referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area mellan metod 3a och referensmetoden för modellområde J. $P = 0,026112103$; $n=10$.

Den relativa förändringen i maximalt nodvattendjup mot relativa förändringen av reducerad area för samtliga metoder 2a, 2b, 3a och 3b jämfört med referensmetoden visade på ett positivt linjärt samband enligt $y = 0,74x - 0,04$ ($p < 0,05$; $r^2 = 0,49$; $n = 10$) för modellområde J (figur 46).



Figur 46 Relativ förändring av maximalt nodvattendjup för metoderna 2a; 2b;3a och 3b jämfört med referensmetoden mot relativ förändring av reducerad area för metoderna 2a; 2b;3a och 3b jämfört med referensmetoden, för modellområde J. $P = 1,58522E-05$; $n = 10$.

Resultaten (figur 38 – figur 46) tyder på att en stor relativ förändring i maximalt nodvattendjup till viss del kan förklaras av en stor relativ förändring av den reducerade arean som är kopplad respektive nod, oberoende av om modellområdet som undersöks har heterogen eller homogen karaktär. Samtliga regressionsanalyser (figur 38 – figur

46) visar på ett positivt linjärt för samtliga regressionslinjer med ett p-värde mindre än 0,05. Vad som är värt att påpeka är att förklaringsgraden för regressionsanalyserna i modellområde J i de flesta fall är lägre än de för modellområde E och ligger runt 50 procent (tabell 9). En anledning till att förklaringsgraden mellan relativ förändring av maximalt nodvattendjup och relativ förändring i reducerad area skulle kunna vara att det maximala nodvattendjupet för samtliga undersökta noder i modellområde J låg över nedströms ledningshjässan för samtliga simuleringsscenarier. För modellområde E låg simulerade maximala nodvattendjup både under och över nedströmsledningshjässa för de undersökta noderna. Detta samband har dock inte undersökts i studien. Andra parametrar som skulle kunna påverka att förändringen i maximalt nodvattendjup varierar mellan olika noder är exempelvis noddimensioner, dimensioner på nedströms ledning och hur väl dimensionerat övriga delar av ledningssystemet är.

Tabell 9 R^2 -värde för regressionslinjer mellan relativ förändring i reducerade area och relativ förändring i maximalt nodvattendjup

Modellområde E		Modellområde J	
Metod	R^2	Metod	R^2
2a	0,9393	2a	0,54517
2b	0,93917	2b	0,48906
3a	0,79935	3a	0,48108
3b	0,48375	3b	0,48906
2a;2b;3a;3b	0,7386	2a;2b;3a;3b	0,49172

4.3 METODDISKUSSION

Tillvägagångssättet att hålla total A_{red} konstant mellan olika simuleringsscenarier valdes eftersom att det enligt uppdragsgivaren fanns intresse att undersöka modellområden där olika metoder använts för att ansätta avrinningskoefficienter men där den totala reducerade arean hållits konstant mellan olika simuleringsscenarier. Metoden som valdes för att hålla modellområdets totala A_{red} konstant, oberoende av vilken metod som användes för att ansätta avrinningskoefficienter, kan ha medfört att de olika modellscenarierna för respektive modellområde justerades för ”bra” mot varandra. För ”bra” eftersom A_{red} justerades mot referensscenariots totala reducerade area vilket medförde att de olika metoderna att ansätta avrinningskoefficienter inte var oberoende av varandra.

Att istället justera modellscenarierna mot en fiktiv A_{red} framtagen utifrån kalibrering mot flödesmätningar kunde ha varit ett annat möjligt tillvägagångssätt. Det tillvägagångssättet kunde ha varit en fördel eftersom avrinningskoefficienterna i tabell 1 och 2 är rekommenderade för modeller som ska kalibreras (Blomquist et al. 2016). Trots att de olika modellscenarierna justerades visar resultatet ändå att det uppstår skillnader i maximalt nodvattendjup mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter. Att resultaten visade på en skillnad i maximalt nodvattendjup, trots att det finns ett beroende mellan de olika modellscenarierna, kan tyda på att valet av metod för att ansätta avrinningskoefficienter har betydelse för simuleringsresultaten och att det därför är viktigt att vara transparent med vilken metod som används och

vilka osäkerheter som är kopplade till vald metod.

En annan osäkerhet i studiens resultat rör de noder i modellen från vilka de maximala nodvattendjupen hämtades. Både i modellområden E och i modellområde J identifierades några noder som tillhörde dagvattensystemet och inte var direkt kopplade till det spillvattenförande ledningssystemet. Utloppsnoder och dagvattennoder i ledningsnätmodellerna kan ha medverkat till att resultaten i figurerna 24 – 37 blivit något missvisande eftersom det var det spillvattenförande ledningssystemet som undersöktes i studien. Detsamma gäller de noder som är kopplade till vad som i figur 24 – 37 kallas för ”övriga områden” eftersom dessa delavrinningsområden har haft samma avrinningskoefficient för samtliga modellsimuleringar. De noder som undersöktes i regressionsanalyserna, figur 38 – 45, tillhörde däremot endast det spillvattenförande systemet och delavrinningsområden knutna till dessa noder tillhörde inte ovan nämnda ”övriga områden”.

Nackdelen med att använda färdigtabellerade avrinningskoefficienter är att det är oklart om avrinningskoefficienten för ett avrinningsområde kan betraktas som en konstant (Dooge 1957, Fixfscher 1934, Wundt 1937, Lütschg-Loetscher 1945; se Gottschalk & Weingartner 1998). Merz et al. (2006) har till exempel visat att klimat och avrinningsregim är parametrar som påverkar avrinningskoefficientens storlek. Boyd et al. (1993) har visat att vid regnhändelser bidrar endast en del av DCIA med tillrinning till ledningssystemet, nämligen EIA. EIA beräknas utifrån statistiska analyser av nederbörds- och avrinningsdata (Ebrahimian et al. 2016b). En brist när avrinningskoefficienter tas fram utifrån regressionssamband mellan nederbörd och avrinning är dock att variationer i nederbördsdata ofta inte tas i beaktande (Şen & Altunkaynak 2006). Şen & Altunkaynak (2006) har genom att implementera oskarp logik visat att variationer i nederbördsdata kan tas hänsyn till (Şen & Altunkaynak 2006).

Ofta används långa tidsserier med nederbörds- och avrinningsdata för att uppskatta avrinningskoefficientens storlek (Velpuri & Senay 2013; Merz et al. 2006). Att samla in mätdata från ledningssystem kräver både investeringar i form av tid och mätutrustning, ibland finns inte mätdata tillgängliga för alla områden (Ebrahimian et al. 2018). Ebrahimian et al. (2018) framhåller att det behövs metoder för att uppskatta EIA för urbana avrinningsområden utifrån mer lättillgängliga data om flödesmätningar saknas. Ebrahimian et al. 2018 har tagit fram en metod för att beräkna andelen EIA inom ett avrinningsområde utifrån information om jordtyp och markdata. Det finns både för och nackdelar med att använda avrinningskoefficienter och fortsatta studier inom området är därför viktiga för att tydliggöra de osäkerheter som är kopplade till avrinningskoefficienter.

5 SLUTSATSER

I modellverktyget MIKE URBAN kopplas ledningar i ledningsnätssmodellen samman med noder. Noderna kan motsvara nedstigningsbrunnar, tillsynsbrunnar och rännstensbrunnar i det verkliga ledningsnätssystemet (Blomquist et al. 2016). I examensarbetet har förändringar i maximalt nodvattendjup mellan olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter kartlagts med syfte att kvantifiera hur olika metoder att ansätta avrinningskoefficienter påverkar simuleringsresultaten vid hydraulisk modellering av spillvattennät.

Undersökningen har visat att det blir en skillnad i maximalt simulerat nodvattendjup mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter för de modellområden som undersökts i studien. För noder längst uppströms i ledningssystemet påvisades ett positivt linjärt samband mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i ansluten reducerad area mellan referensmetoden och övriga metoder att ansätta avrinningskoefficienter. Sambandet mellan relativ förändring i maximalt nodvattendjup och relativ förändring i reducerad area skilde sig i styrka för olika modellsimuleringar. För modellområde J, som har ett helt separerat spillvattennät och homogen bebyggelse, låg förklaringsgraden på omkring 50 procent för samtliga modellscenarier. För modellområde J låg även det maximala nodvattendjupet över nedströms ledningshjassa vilket kan tyda på att begränsningar i ledningsdimensioner har inverkan på det maximala simulerade nodvattendjupet. För modellområde E varierade förklaringsgraden mellan 48 och 94 procent beroende på vilken metod som användes för att ansätta avrinningskoefficienter. Endast 10 stycken noder från respektive modellområde ingick i regressionsanalysen. Noderna var ej slumpmässigt utvalda och därför kan inga generella slutsatser dras för samtliga noder i de undersökta modellområdena. Resultaten bör betraktas utifrån studiens begränsade omfattning och att modellerna är teoretiska då de inte kalibrerats mot verkliga mätdata samt att den metod som använts för att justera modellområdenas totala reducerade area kan ha påverkat beräkningsresultaten.

Resultat och slutsatser i denna undersökning är begränsade till de teoretiska modeller som har undersökts och inga generella slutsatser kan dras. Studien tyder på att vilken metod som används för att ansätta avrinningskoefficienter kan ge skillnader i simuleringsresultat både i mindre delar och större delar av modellområdet. Detta stödjer Jacobsons (2011) påpekande om vikten att belysa modellers begränsningar och tydliggöra osäkerheter kopplade till beräkningsresultat. Fortsatta studier inom området är därför viktiga för en ökad transparens vid hydraulisk modellering av ledningsnätssystem och för att tydliggöra osäkerheter som är kopplade till avrinningskoefficienter.

6 REFERENSER

- Arnell, V. (1980). *Dimensionering och analys av dagvattensystem. Val av beräkningsmetod*. Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers tekniska högskola (meddelande nr 50). Tillgänglig: http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/179005/local_179005.pdf [2019-03-07].
- Bach, P. M., Rauch, W., Mikkelsen, P. S., McCarthy, D. T. & Deletic, A. (2014). A critical review of integrated urban water modelling – Urban drainage and beyond. *Environmental Modelling & Software*, 54, ss. 88–107, doi:10.1016/j.envsoft.2013.12.018.
- Becciu, G. & Paoletti, A. (1997). Random characteristics of runoff coefficient in urban catchments. *Water Science and Technology*, 36(8–9), doi:10.1016/S0273-1223(97)00620-3.
- Beven, K. J. (2011). *Rainfall-runoff modelling: the primer*. 2. uppl. Chichester, West Sussex: Wiley-Blackwell. doi:10.1002/9781119951001
- Blomquist, D., Hammarlund, H., Härle, P. & Karlsson, S. (2016). *Riktlinjer för modellering av spillvattenförande system och dagvattensystem*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling (Rapportnummer: 2016–15). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-15.pdf [2018-10-01].
- Boyd, M. J., Bufill, M. C. & Knee, R. M. (1993). Pervious and impervious runoff in urban catchments. *Hydrological Sciences Journal*, 38(6), ss. 463–478, doi:10.1080/02626669309492699.
- DHI (2018a). *MIKE programvara*. Tillgänglig: <https://worldwide.dhigroup.com/se/mike%20programvara> [2018-12-02].
- DHI (2018b). *Storm Water and Waste Water*. Tillgänglig: <https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-urban/collection-systems> [2018-12-02].
- DHI (2017a). *MIKE URBAN Collection System. Modelling of storm water drainage networks and sewer collection systems. User guide*. Tillgänglig: <http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Cities/CollectionSystem.pdf> [2018-10-24].
- DHI (2017b). *MOUSE Runoff Reference Manual*. Tillgänglig: <http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Cities/MOUSERunoffReference.pdf> [2018-12-02].
- DHI (2017c). *MIKE URBAN Tutorials. Step-by-step training guide*. Tillgänglig: <http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Cities/MIKEURBANTutorials.pdf> [2018-12-10].

- DHI (2017d). *MIKE URBAN Model Manager User Guide*. Tillgänglig: <http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Cities/ModelManager.pdf> [2019-03-18].
- DHI (2017e). *MOUSE Pipe Flow Reference Manual*. Tillgänglig: <http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Cities/ModelManager.pdf> [2019-03-18].
- Dooge, J. C. I. (2005). Bringing it all together. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2005(9), ss. 3–14.
- Ebrahimian, A., Gulliver, J. S. & Wilson, B. N. (2018). Estimating effective impervious area in urban watersheds using land cover, soil character and asymptotic curve number. *Hydrological Sciences Journal*, 63(4), ss. 513–526, doi:10.1080/02626667.2018.1440562.
- Ebrahimian, A., Wilson, B. N. & Gulliver, J. S. (2016a). Improved methods to estimate the effective impervious area in urban catchments using rainfall-runoff data. *Journal of Hydrology*, 536, ss. 109–118, doi:10.1016/j.jhydrol.2016.02.023.
- Ebrahimian, A., Gulliver, J. S. & Wilson, B. N. (2016b). Effective impervious area for runoff in urban watersheds: EIA in Urban Watersheds. *Hydrological Processes*, 30(20), ss. 3717–3729, doi:10.1002/hyp.10839.
- Gottschalk, L. & Weingartner, R. (1998). Distribution of peak flow derived from a distribution of rainfall volume and runoff coefficient, and a unit hydrograph. *Journal of Hydrology*, 208(3–4), ss. 148–162, doi:10.1016/S0022-1694(98)00152-8.
- Granlund, B. & Nilsson, D. (2000). *Mätningar i avloppsnät samt principer för verifiering av avloppsmodeller*. Stockholm: VAV AB (VA-Forsk rapport nr 2000–7). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2000-07_Del1.pdf [2019-03-04].
- Grip, H. & Rodhe, A. (1991). *Vattnets väg från regn till bäck*. 2 uppl. Uppsala: Hallgren & Fallgren Studieförlag AB.
- Hammarlund, H (uå). Opublicerat manuskript.
- Hernebring, C., Milotti, S., Steen Kronborg, S., Wolf, T. & Mårtensson, E. (2015). Skyfallet i sydvästra Skåne 2014-08-31. Fokuserat mot konsekvenser och relation till regnstatistik i Malmö. *VATTEN: Journal of Water Management and Research*, (71), ss. 85–99. Tillgänglig: https://www.tidskriftenvatten.se/wp-content/uploads/2017/04/48_article_4764.pdf [2019-02-28].

- Jacobson, C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(6), ss. 1438–1448, doi:10.1016/j.jenvman.2011.01.018.
- Johansson, D. (2019). *Avgränsningsmetodens betydelse för hydraulisk modellering av spill- och dagvattennät*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för vatten och miljö (Examensarbete, W19 009).
- Ljung, L. & Glad, T. (2004). *Modellbygge och simulering*. 2 uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Larsson, J. (2010). *Metodik för beräkning av anslutna hårdgjorda ytor till spillvattennätet*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper (Examensarbete, W10 011).
- Lidström, V. (2013). *Vårt vatten*. Lund: Svenskt Vatten.
- Ljung, L. & Glad, T. (2011). *Modellbygge och simulering*. 3 uppl. Lund: Studentlitteratur AB.
- Lundblad, U. & Backö, J. (2014). *Juridisk och ekonomisk hantering av tillskottsvatten som sker till spillvattenförande ledning innanför förbindelsepunkt*. Stockholm: Svenskt Vatten (Rapport nummer: 2014–11). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2014-11.pdf [2019-02-17].
- Lundblad, U. & Backö, J. (2012). *Undersökningsmetoder för att hitta källor till tillskottsvatten*. Stockholm: Svensk Vatten (Rapport nummer: 2012–13). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2012-13.pdf [2019-03-05].
- Lyngfelt, S. (1981). *Dimensionering av dagvattensystem, rationella metoden*. Göteborg: Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers tekniska högskola (meddelande nr 56). Tillgänglig: http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/179020/local_179020.pdf [2019-03-27].
- Merz, R., Blöschl, G. & Parajka, J. (2006). Spatio-temporal variability of event runoff coefficients. *Journal of Hydrology*, 331(3–4), ss. 591–604, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.008.
- Mikovits, C., Rauch, W. & Kleidorfer, M. (2014). Dynamics in Urban Development, Population Growth and their Influences on Urban Water Infrastructure. *Procedia Engineering*, 70, ss. 1147–1156, doi:10.1016/j.proeng.2014.02.127.
- Mimikou, M. A., Baltas, E. A. & Tsihrintzis, V. A. (2016). *Hydrology and water resource systems analysis*. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group. ISBN: 978-1-4665-8130-2

- Norconsult (2011). *Tillskottsvatten i avloppsledningsnät. Ett förslag till utredningsstrategi anpassad till dagens teknik*. Göteborg: Norconsult AB. Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/C%20Norconsult_2011-11-14 [2019-03-05].
- Olshammar, M. & Baresel, C. (2012). *Vattenskador orsakade av baktryck i avloppssystemet - erfarenheter, regler, hantering och tekniska lösningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet och Svensk Försäkring (Rapport nummer: B2029). Tillgänglig: https://www.svenskforsakring.se/globalassets/rapporter/baktryck-i-avloppssystem/vattenskador-orsakade-av-baktryck-i-avloppssystem_b2029_pa18-2012.pdf [2019-04-01].
- Ponce, V. M. (1989). *Engineering Hydrology, Principles and Practices*. Prentice Hall.
- Şen, Z. & Altunkaynak, A. (2006). A comparative fuzzy logic approach to runoff coefficient and runoff estimation. *Hydrological Processes*, 20(9), ss. 1993–2009, doi:10.1002/hyp.5992.
- Shuster, W. D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E. & Smith, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, 2(4), ss. 263–275, doi:10.1080/15730620500386529.
- SMHI (2017). *SMHI handleder studenter i hydraulisk modellering*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/bygg-och-infrastruktur/smhi-handleder-civilingenjorsstudenter-i-hydraulisk-modellering-1.119646> [2019-03-18].
- SMHI (2012). *Beräkningsmodeller*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/berakningsmodeller-1.22665> [2019-04-04].
- Statens VA-nämnd (2015). *Beslut 2015-10-09, Va 640/12 (målnummer BVa 115)*. Tillgänglig: <http://www.domstol.se/Ladda-ner--bestall/Domar-beslut-och-handlingar/Statens-va-namnnds-avgoranden/Avgoranden-enligt-2006-ars-vattentjanstlag/-45---Ersattning-for-oversvamningsskada-/> [2019-03-01].
- Statens VA-nämnd (2011). *Beslut 2011-10-27, Va 7/10 (målnummer BVa 55)*. Tillgänglig: <http://www.domstol.se/Ladda-ner--bestall/Domar-beslut-och-handlingar/Statens-va-namnnds-avgoranden/Avgoranden-enligt-2006-ars-vattentjanstlag/-45---Ersattning-for-oversvamningsskada-/> [2019-03-01].
- Svenskt Vatten (2018). *Rekommendationer för redovisning av modellutredningar för avloppsledningsnät*. Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/forskning/svenskt-vatten-utveckling/pagaende-svu-projekt/rekommendationer-for-redovisning-av-modellutredningar-for-avloppsledningsnat/> [2019-03-02].

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

Svenskt Vatten (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling (P90)

Velpuri, N. M. & Senay, G. B. (2013). Analysis of long-term trends (1950–2009) in precipitation, runoff and runoff coefficient in major urban watersheds in the United States. *Environmental Research Letters*, 8(2), s. 024020, doi:10.1088/1748-9326/8/2/024020.