

Master Thesis
TVVR 22/5004

Utvärdering av potentialen för blå-grön infrastruktur

Fallstudie av tätorten Veberöd samt en
rekommendation till åtgärder med dess
effekt och pris

Jakob Lindvall



(Brazil Topno, 2021)



Division of Water Resources Engineering
Department of Building and Environmental Technology
Lund University

Utvärdering av potentialen för blå-grön infrastruktur

Fallstudie av tätorten Veberöd samt en
rekommendation till åtgärder med dess effekt
och pris

Av:
Jakob Lindvall

Master Thesis

Division of Water Resources Engineering
Department of Building & Environmental Technology
Lund University
Box 118
221 00 Lund, Sweden

Water Resources Engineering
TVVR-22/5004
ISSN 1101-9824

Lund 2022
www.tvrl.lth.se

Master Thesis
Division of Water Resources Engineering
Department of Building & Environmental Technology
Lund University

Swedish title: Utvärdering av potentialen för blå-grön infrastruktur –
Utvärdering av tätorten Veberöd samt en
rekommendation till åtgärder med dess effekt och pris

English title: Evaluation of the potential for blue-green
infrastructure – Evaluation of the city Veberöd and
recommendations for actions with its effect and cost.

Author(s): Jakob Lindvall

Supervisor: Johanna Sörensen
Examiner: Ronny Berndtsson
Language: Swedish
Year: 2022

Nyckelord: Dagvattenhantering; blå-gröna lösningar; grön
infrastruktur; LAR potentiale;

Keywords: Stormwater management; Blue-green solutions; Green
infrastructure; LAR potentiale; Three point approach;
LAR potentiale

Förord

Detta examensarbete var den avslutande delen av Civilingenjörsprogrammet Väg- och vattenbyggnad vid Lunds tekniska högskola. Arbetet är gjort på avdelningen Teknisk vattenresurslära under våren 2022.

Jag vill tacka min handledare Johanna Sörensen på teknisk vattenresurslära för vägledningen och givande diskussioner kring arbetets utformning. Jag vill också säga tack till Tim Delshammar på VA-syd för värdefull input till arbetet.

Sen vill jag tacka alla mina vänner och min familj som gjort min tid här på LTH en tid att minnas med glädje.

Abstract

The Swedish stormwater networks are designed for a 10-year rainfall event but according to climate models developed by SMHI, it is possible that the precipitation will increase with 25 % at the end of the century. A way to adapt to the future climate and change the existing storm water management practice into more sustainable manner is to implement blue-green infrastructure. The purpose of this work is to develop a method which will present suitable locations for blue-green infrastructure and then implement the method in the village Veberöd in southern Sweden. This thesis also intended to conduct a cost estimation for the recommended solutions.

Suitable locations were marked out in ArcGIS using multiple criteria for four different blue-green solutions. The four solutions that were analysed were rain gardens, swales, soakaways, and green roofs. The suitability for implementing green roofs were dependent on the roof area ($>10 \text{ m}^2$) and slope (0.5-30 degrees). The suitability of soakaways and rain gardens were dependent on the distance to buildings (>4 and 2.5 m), permeability of the soil ($>4.63 * 10^{-6} \text{ m/s}$), and the depth to the groundwater table ($>2 \text{ m}$). The same criteria were used for swales but with a slope criterion included (0.5-6 %). Rain gardens were recommended for roads in residential areas while swales and soakaways were recommended for parking lots and larger roads throughout the village.

The effect of the recommended solutions was estimated using the Danish tool, LAR potientiale, which calculates the water balance for the solutions over a year. The capacity to manage an extreme rainfall were evaluated using rainfall data from Malmö with a rainfall event with duration of one hour.

The calculated water balances showed that most of the yearly precipitation will be dealt with locally through infiltration and evaporation. Assuming that the village is a separate catchment area, the solutions will increase the capacity of Veberöd to be able to handle a 95-year rainfall event.

The cost of the recommendations was estimated to 228 million SEK. This estimation did not include other achieved benefits of the green infrastructure or variable costs.

Sammanfattning

I dagsläget är det svenska dagvattensystemet dimensionerat för att hantera ett 10-års regn men enligt klimatmodeller utvecklade av SMHI kan nederbörden i Sverige öka med 25 % till år 2100. Blå-gröna lösningar är ett sätt att möta dagens och framtidens nederbörd och skyfalls händelser, vilket skapar en mer hållbardagvattenhantering. Syftet med detta arbete är att utveckla en metod för att bedöma var man kan implementera blå-gröna lösningar och sedan använda denna metoden för tätorten Veberöd i södra Sverige. Rapporten ämnade även till att göra en kostnadsuppskattning för rekommenderade lösningar.

I metoden markerades olämpliga platser i området med hjälp av olika kriterier för fyra olika blå-gröna lösningar i programmet ArcGIS Pro. De fyra olika lösningarna som studerades var gröna tak, svackdiken, regnbäddar och perkolationskammare. Kriterierna för att det ska vara lämpligt med gröna tak var takens lutning (0.5-30 grader) och dess area ($>10 \text{ m}^2$). Lämpligheten för perkolationskammare och regnbäddar påverkades av avståndet till byggnader (>4 respektive $>2.5 \text{ m}$), markens hydrauliska konduktivitet ($>4.63 * 10^{-6} \text{ m/s}$) och djupet till grundvattnet ($>2 \text{ m}$). Samma kriterier gällde även för svackdiken inklusive att lutningen var inom intervallet 0.5-6 %. Regnbäddar rekommenderades på villavägar, svackdiken vid större vägar och perkolationskammare på de allmänna parkeringsplatserna i byn.

Effekten av lösningsförslaget uppskattades med hjälp av verktyget LAR potentiale som är ett simpelt verktyg som beräknar en vattenbalans för lösningarna över ett år. Lösningarnas kapacitet till att hantera en översvämning utvärderades med hjälp regndata från Malmö för ett regn med varaktigheten en timme.

De beräknade vattenbalanserna visade att majoriteten av årsnederbörden som når lösningarna kommer hanteras lokalt genom infiltration och avdunstning. Samtliga lösningar tillsammans med ledningsnätet skulle klara av att hantera ett 95-års regn om man antar att tätorten är ett eget avrinningsområde.

Kostnaden för att bygga samtliga rekommenderade lösningar uppskattades till 228 miljoner kronor. I denna kostnaden inkluderades inte mervärden eller rörliga kostnader som tillkommer i samband med implementeringen av lösningarna.

Innehåll

Förord	iii
Abstract.....	v
Sammanfattning	vii
Innehåll	ix
1 Inledning	1
2 Syfte.....	3
2.1 Frågeställning och mål	3
2.2 Avgränsningar	3
3 Bakgrund.....	4
3.1 Historik.....	4
3.2 Blå-grön infrastruktur	5
3.2.1 Vad designar man för?	5
3.2.2 Dagvattenåtgärder i hanteringskedjan.....	5
3.2.3 Lösningarnas funktion.....	10
3.2.4 Exempel på blå-gröna dagvattenlösningar	11
3.2.5 Val av lösning	15
3.3 Three-point approach (3PA).....	15
4 Metod.....	18
4.1 Fallstudie Veberöd.....	18
4.2 Data.....	21
4.2.1 Datahantering.....	22
4.3 Verktyg.....	24
4.3.1 ArcGIS Pro	24
4.3.2 LAR potentiale.....	25
4.4 Kriterier	28
4.4.1 Gröna tak	29

4.4.2	Perkolationskammare	30
4.4.3	Svackdiken och regnbäddar.....	30
4.4.4	Sammanställning av lösningarna kriterier	32
4.5	Implementering.....	32
4.5.1	Val av plats	33
4.5.2	Implementeringsmetodik.....	33
4.6	Sammanfattning av metod.....	36
5	Rekommenderad placering av studerade lösningar	37
5.1	Gröna tak	37
5.2	Svackdiken	37
5.2.1	Område A och B	39
5.2.2	Område C och D	40
5.2.3	Område E.....	41
5.3	Perkolationskammare.....	42
5.4	Regnbäddar.....	44
5.4.1	Villakvarter 1	44
5.4.2	Villakvarter 2	47
6	Effekt av studerade lösningar	49
6.1	Regnbäddar.....	49
6.2	Perkolationskammare.....	50
6.3	Gröna tak	52
6.4	Svackdiken	54
6.5	Total effekt av samtliga lösningar	56
7	Pris för studerade lösningar.....	58
8	Diskussion	61
8.1	Kostnadsuppskattning	62
8.2	Kriterier	64
8.3	Metoden.....	65

8.4 Framtida studier.....	67
9 Slutsatser.....	69
Litteraturförteckning.....	71

1 Inledning

Enligt klimatscenerierna, skapade av FN:s klimatpanel IPCC, kan vi i framtiden vänta oss stora klimatförändringar. Det värsta emissionsscenarioet RCP 8.5 kan leda till att mängden nederbörd kan öka upp med 25 % och temperaturen med 5 grader i Sverige under perioden 2071–2100, enligt klimatmodeller utvecklade av Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SHMI, u.å.). Samtidigt sker det en ökad urbanisering, då 85 % av Sveriges befolkning numera bor i tätorter, enligt Statistiska centralbyrån, SCB (SCB, 2015). En ökad urbanisering tillsammans med allt mer nederbörd leder till att det blir mer vatten som rinner av och belastar dagvattensystemet. Detta har lett till att det blivit en ökad efterfrågan på mer hållbara lösningar som kan göra dagvattensystemet mer robust i dagsläget och framtiden (Sörensen, J. & Emilsson, T., 2019). I dagsläget är dimensioneringsstandarden så att dagvattensystemet skall klara ett 10 år regn (Svenskt Vatten, 2016). Men på grund av extremhändelser har kommuner runtom i Sverige börjat tänka om kring vilken standard som bör ligga grund för planeringsprocessen. Ett exempel på detta är Malmö. Under sommaren 2014 föll 120 mm regn under loppet av sex timmar, vilket ledde till omfattande översvämningar i centrala delar av staden vilket uppskattas kosta ca 600 miljoner kronor (Stadsbyggare, 2016). Sen 2017 har Malmö stad tagit fram en skyfallsplan där kommunen siktar på att klara av ett 100-års regn, utan större personliga och materiella skador samt minimala störningar som resultat, senast året 2045 (Malmö stad, 2016). I deras strategi kommer blå-grön infrastruktur spela en viktig roll.

Blå-grön infrastruktur (BGI) även kallat öppna dagvattenlösningar, är ett samlingsnamn för icke-hårdgjorda ytor i stadsmiljö som syftar till att imitera de naturliga avrinningsprocesserna och på så vis fördröja och jämna ut toppflödena som uppkommer i samband med nederbörd (Blecken, Hamann, Ashley, & Viklander, 2020). Huvudsyftet till använda BGI anses ofta vara till att komplementera det traditionella dagvattenssystemet som består av rör belagda i under marken. BGI kan även ge andra positiva aspekter som att rena dagvattnet, rekreativsvärden, förbättrat mikroklimat och luftkvalitet, med mera.

Det finns erfarenheter kring användandet av BGI i Sverige. Publikationen från Svenskt Vatten P105 ”Hållbar dag- och dränvattenhantering – Råd vid planering och utformning” är en samling av kunskap och erfarenheter av detta

(Svenskt Vatten, 2011). Denna publikation syftar till att ge tips och råd vid planering och utformning av ett mer hållbart dagvattensystem. Tillsammans med detta finns det olika publikationer som ger rekommendationer kring dimensioneringsprocessen och syftar till att generellt öka kunskapen kring ämnet, t.ex rapporten från Svenskt Vatten ”Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten” (Larm & Blecken, 2019). Denna rapport ger en sammanställning av mer detaljerade rekommendationer kring hur dimensioneringen av BGI kan gå till. Dock fokuserar dessa publikationer mest på detalj dimensionering och den allmänna utformningen för nybyggda områden. När det kommer till litteratur och publikationer specifikt inriktade till att utveckla redan bebyggda områden till ett mer hållbart tillstånd finns det mest olika allmänna principer och exempel på vad man bör tänka på. Således finns det ett behov av en etablerad metod för att utvärdera möjligheterna till att implementera blå grön infrastruktur i ett bebyggt område.

2 Syfte

2.1 Frågeställning och mål

Detta examensarbete syftar till att utveckla en metod för att utvärdera potentialen till att implementera blå-grön infrastruktur i bebyggda områden under svenska förhållanden. Denna metod ska systematisera planeringsprocessen för det framtida dagvattensystemet och göra det lättare för kommuner att se hur mycket blå-grön infrastruktur som kan implementeras. Metoden är tänkt att fungera som en manual för hur utvärderingen ska gå till. Målet med detta arbete sammanfattas i följande punkter:

- Undersöka vilka kvaliteter och aspekter som kommer vara viktiga i metoden.
- Utveckla en metodik för att bedöma var man kan implementera blå-grön infrastruktur.
- Använda metoden för att uppskatta hur mycket blå-gröna dagvattenlösningar det går att implementera i tätorten Veberöd och mäta dess effekt med hjälp av verktyget LAR-potentiale.

2.2 Avgränsningar

Metoden som utvecklades i arbetet är tänkt att fungera som ett verktyg vid en initial analys av ett område. Fokus lägges på fyra olika blå-gröna dagvattenlösningar och vad som krävs för att de ska kunna implementeras i ett bebyggt område. Således är denna metod inte optimerad för nybebyggelse.

En blå-grön lösning har flera olika effekter och värdeskapande egenskaper till stadsmiljön. I denna rapport uppskattades effekten enbart hydrologiskt, det vill säga vilken effekt lösningarna har på det befintliga dagvattensystemet och vilken bidragande effekt de har på förmågan att hantera extrema regnhändelser.

I rapporten utfördes en kostnadsuppskattning av varje lösning vilket kommer baseras på tre olika källor. I kostnadsuppskattningen togs det enbart hänsyn till investeringskostnaden och inte de rörliga kostnaderna såsom underhåll. Metoden kommer att fokusera på svenska förhållanden där data från svenska myndigheter används bortsett från det danska verktyget LAR potentiale.

3 Bakgrund

3.1 Historik

Sen 100 år tillbaka har det traditionella hanteringssättet av dagvatten varit i form av nedgrävda rör i marken (Svenskt Vatten, 2016). Fram tills 1950-talet ämnade rören att avleda både dag- och spillvatten från staden. Detta ledde till att systemet bräddade i samband med intensiva regn, vilket gjorde att förorenat och smutsigt vatten hamnade uppe på ytan i städerna. För att mildra dessa översvämningar installerades bräddavlopp, vars syfte var att släppa ut vatten till en närliggande recipient i samband med kraftiga regn. Under 60-talet började ett annat system bli mer populärt, vilket var det separata systemet.

I det separata systemet, även kallat duplikatsystem, skiljer man mellan dag- och spillvatten i två olika rörsystem för att bemöta miljö- och kapacitetsproblemen som uppkom i samband med utsläpp av orenat vatten (Swan, 2002). Än idag anläggs separerade system i samband med nya exploateringsprojekt med ett dimensionerande krav att klara ett 10 års regn, vilket motsvarar en nederbördshändelse vars magnitud återkommer en gång per decennium (Svenskt Vatten, 2016).

Då klimatförändringarna tyder på att det kommer bli fler och intensivare regn i framtiden kommer det behöva ske en anpassning av det befintliga dagvattensystemet (Collins, 2013). Enligt en publikation från Malm och Svensson (2011), där åldern och förnyelsebehovet för det svenska ledningsnätet har utvärderats konstaterades det att Sverige har i dagsläget en förnyelsetakt på 0,3 % av dagvattensystemets rör per år (Malm & Svensson, 2011). Detta är en förnyelsetakt som inte hinner med åldrandet på systemet vilket kommer leda till ett ännu större förnyelsebehov för systemet. Att öka kapaciteten på samtliga rör för att klara ett extremare framtida klimat kommer bli kostsamt, vilket gör att det finns ett behov av alternativa och effektiva lösningar. Ett alternativ för detta kan vara blå-grön infrastruktur (Sörensen, 2018).

Sen stormen 2014 togs det fram en skyfallsplan för Malmö stad i syfte att anpassa staden för framtidens extremare nederbördshändelser (Stadsbyggare, 2016). I planen ingår olika metoder för att åstadkomma detta. Ett exempel är att ha en planerad översvämning vid kraftiga regn då vattenvolymer överstiger ledningsnätets kapacitet leds istället regnet till platser där en översvämning kan ske utan att leda till större skador (Malmö stad, 2016). En sådan plats kan vara en park eller idrottsplats. En annan metod för att hantera skyfall är att minska andelen hårdgjorda ytor så att mer vatten kan infiltrera

istället för att ledas till ledningsnätet. Att implementera blå-grön infrastruktur är ett sätt att åstadkomma detta. Det är också en del av Lunds översvämningsplan där målsättningen är att kunna hantera ett 100-års regn i samband med ny bebyggelse och ett 50 års regn i bebyggda områden (Lunds Kommun, 2018).

3.2 Blå-grön infrastruktur

Blå-grön infrastruktur, även kallat hållbara dagvattenlösningar, är ett samlingsnamn på multifunktionella komponenter i dagvattensystemet som är ämnade att härma den naturliga rurala avrinningsprocessen genom att fördröja och magasinera dagvatten (Blecken, Hamann, Ashley, & Viklander, 2020). Det finns många exempel där effekten av blå-grön implementering har undersökts och visat på positiva resultat. I en studie utförd i North Carolina gjordes en jämförelse av flödet 24 timmar efter en regnhändelse i ett ruralt område och ett urbant område där blå-grön infrastruktur var implementerad (DeBusk, Hunt, & Line, 2011). Resultatet från denna studie tyder på att de implementerade blå-gröna lösningarna speglade flödet och flödesvolymen i det icke-urbana området. En annan studie baserad på rapporterade incidenter till försäkringsföretag i Malmö visade att det är färre rapporterade översvämningsincidenter i Augustenborg, där det skett en satsning på blå-grön infrastruktur, jämfört med omkringliggande områden (Sörensen & Mobini, Pluvial, urban flood mechanisms and characteristics - Assessment based on insurance claims, 2017; Sörensen, J. & Emilsson, T., 2019). Utöver dagvattentekniska nyttor bidrar blå-grön infrastruktur med en rad olika positiva effekter. Andra exempel på positiva effekter är ökad trivsel i stadsmiljön, rekreationsvärden, förbättrad luftkvalitet, bullerreducering och en ökad biologisk mångfald (Blecken, Hamann, Ashley, & Viklander, 2020). För att skapa en optimerad hållbar dagvattenhantering bör därför flera principer övervägas.

3.2.1 Vad designar man för?

Den övergripande principen bakom blå-gröna lösningar är att ytvatten ska hanteras på ett sätt som maximerar dess effekt. För att maximera en lösnings effekt bör fyra principer övervägas (CIRIA, 2015):

1. Vattenkvalitet: förbättrad vattenkvalitet och minskning av föroreningar i recipient och grundvattnet.
2. Vattenkvantitet: minska risken för översvämnings och dränera områden på ett effektivt sätt.
3. Rekreation: Skapa en trivsam miljö för befolkningen.

4. Biodiversitet: Bidra till biodiversiteten och skapa ett robust ekosystem.

Vikten av de olika principerna beror på områdets förutsättningar. Denna rapport inriktade sig främst på åtgärder och lösningar för princip 1 och 2.

Vattenkvalitet

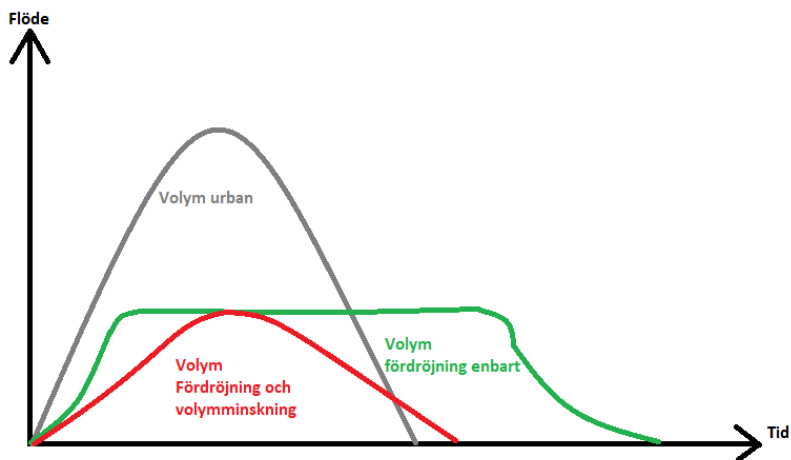
Föroreningar som kommer från diffusa källor, till exempel urban miljö och öppenmark, är en stor faktor som påverkar grundvattnets och recipienters kvalite negativt (Svenskt Vatten, 2019). Sådana föroreningar kommer från en rad olika aktiviteter och källor inne i staden som trafiken, nedskräpning, halkbekämpning mere mera. Ett viktigt begrepp att ha i åtanke då vattenkvaliteten är i fokus är *first flush* som sker under den initiala delen av ett regn då föroreningar som lagrats under torra tider sköljs av, vilket skapar en hög koncentration av föroreningar som transporteras ut i ledningsnätet. Dagvattnet kan renas innan det släpps ut till recipient på olika sätt genom att nyttja processer som sedimentation, adsorption, växtupptag, filtrering via växter och infiltration (NSW Environment Protection Authority, 1997).

Föroreningar kan kategoriseras mellan stora och fina partikelbunda samt lösta föroreningar (Stockholm vatten och avfall, 2017). De som har bäst potential till att rena vattnet är de som både kan rena vattnet från partikelbunda och lösta föroreningar. Sådana lösningar är perkolationskammare, våtmarker, regnbäddar och skelettkonstruktioner (Larm & Blecken, 2019). Reningsprocesser som verkar i sådana lösningar är filtrering via växter och mark, adsorption, sedimentation. De lösningarna med allra bäst renande förmåga är de som har vegetation för då sker även ett växtupptag där lösta föroreningar kan avskiljas från vattnet.

Vattenkvantitet

Om fokus ligger på att hantera så stor kvantitet som möjligt är det viktigt att kontrollera hur snabbt vattnet rinner av stadsytorna, det vill säga att kontrollera toppflödena som uppkommer, i samband med ett regn men även att kontrollera själva volymen vatten som rinner av (CIRIA, 2015). Orsaken till att vattenavrinning skall fördröjas är för att efterlikna den naturliga avrinningsprocessen lägre flöden vilket gör att det inte blir lika stora flöden att hantera. Med fördröjning implementerat i systemet blir den grå grafen blir mer enligt den gröna grafen i figur 1. Men problemet med endast en fördröjning är att toppflödet bibehålls under en längre tid vilket inte är naturligt för det

mottagande vattendraget. Det kan leda till erosion och att ekologin skadas nedströms på grund av de höga vattenhastigheterna som uppkommer. För att förhindra detta bör även den totala avrunna volymen minskas, vilket tillsammans med fördröjning ger en graf mer likt den röda i figur 1.



Figur 1: Jämförelse mellan flödeshydrografer för ett urban område (grå), ett urbant område där fördröjning är implementeras (grön) och ett urbant område där både fördröjnings- och volymminskande åtgärder är implementerade (röd) (CIRIA, 2015).

För att kontrollera och vägleda implementering av blå-grön infrastruktur i främsta syfte att minska översvämningsrisken finns ofta olika standarder som styr dimensioneringen. Dimensioneringsrekommendationer kan uttryckas på olika sätt, genom att de ska klara en specifik återkomsttid för ett regn eller att deras storlek upptar en viss procent av arean som bidrar med avrunnet vatten (CIRIA, 2015; Larm & Blecken, 2019).

Rekreation

För att skapa en trivsamt och bekvämlig stadsmiljö krävs det ett planerat samspel mellan flera olika aspekter. I samspelet kan hanteringen av dagvattnet vara ett nyckeltillskott i stadsmiljön där de blå-gröna lösningarna uppfyller en hydrologisk funktion samtidigt som det ökar platsens estetiska och rekreativvärde (CIRIA, 2015). För att optimera rekreativvärdet av blå-grön infrastruktur bör man ta hänsyn följande kriterier:

1. *Maximera multifunktionaliteten*: Att skapa ytor i den urbana miljön som uppfyller flera syften, vilket är viktigt i samband med en ökad förtätning av den urbana miljön.

2. *Förbättra den visuella karaktären:* Om den gröna infrastrukturen byggs på ett attraktivt sätt kan det ge olika värden till områden, såsom ökade fastighetsvärden och ökad produktivitet.
3. *Säkerhet:* Lösningarna skall byggas på ett säkert sätt.
4. *Främja klimatanpassning för framtiden:* Att hantera vattnet på ytan är lättare att anpassa och ändra än underjordiska rör.

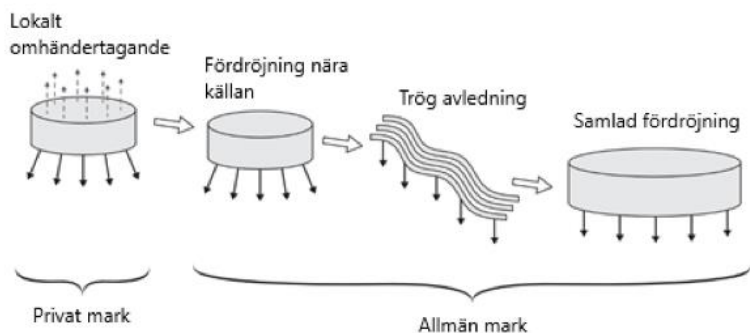
Biodiversitet

Rekreativvärden och biodiversitet övervägs ofta samtidigt men skiljer sig ändå åt. Biodiversitet handlar om att främja antalet, mängden och distributionen av alla arter på jorden (CIRIA, 2015). Lokalt handlar det ofta om samspelet mellan djur och växtlivet i miljön. För att främja biodiversitet i samband med blå-grön infrastruktur krävs det att man tar hänsyn till följande aspekter:

1. *Främja och skydda den lokala habitaterna och arterna:* Vid implementering av blå-grön infrastruktur bör man sikta på att skapa lösningar som liknar den naturliga lokala miljön.
2. *Bidra till de lokala målen för biodiversitet:* Lösningarna bör sikta mot att försöka bidra till de lokala målen, där de exempelvis kan användas för att främja och återställa miljöer för utrotningshotade arter.
3. *Bidra till habitatens anslutningar:* Lösningarna bör främja det gröna nätverket för att minska fragmenteringen av lokala habitat inne i stadsmiljön.
4. *Skapa självförsörjande, uthålliga och diversitet i ekosystem:* Den gröna infrastrukturen skall helst ha en rad olika arter och habitat typer, vilket främjar biodiversitet och resulterar i självförsörjande ekosystem.

3.2.2 Dagvattenåtgärder i hanteringskedjan

Vid val av åtgärder är det viktigt att tänka vilken typ av effekt som lösningsvalen kommer bidra med. De blå-gröna dagvattenlösningarna kan klassificeras in i fyra kategorier beroende på var i avrinningsprocessen ”från regn-till-recipient” vattnet omhändertas (Stahre, 2006). Denna avrinningsprocess kommer benämnas hanteringskedjan härnäst och processen redovisas i figur 2.



Figur 2: Princip för avrinning där olika delar av avrinningsområdet visas (Sörensen, 2018). Bild är anpassad efter Stahre (2006)

Lokalt omhändertagande (privat mark) är en term för lokala åtgärder där dagvatten omhändertags tidigt i hanteringskedjan på privat mark, även kallad LOD. Vattnet kan avledas lokalt, infiltreras, eller fördröjas med hjälp av exempelvis gröna tak, diken, dammar och underjordiska kammare. Dagvattenlösningar i denna kategori är beroende av privat ansvar och engagemang. Som enskild lösning påverkar åtgärden inte särskilt mycket, men som en kombinerad och kollektiv åtgärd för ett bebyggt område kan sådana lösningar ge en anmärkningsvärd effekt (Stahre, 2006).

Fördrojning nära källan är åtgärder som omhändertar dagvatten i de övre topografiskt belagda områdena i avrinningsområdet på allmän mark. Sådana åtgärder och lösningar ligger på kommunens ansvar att anlägga och underhålla (Stahre, 2006). Exempel på sådana typer av lösningar kan vara regnbäddar och infiltrationsytor.

Trög avledning är åtgärder var syfte är att ersätta eller komplettera transporten via nedgrävda rör i marken, genom att istället avleda vattnet långsamt från de högre topografiskt belagda områdena nedåt i topografin (Stahre, 2006). En sådan lösning kan leda dagvattnet direkt på ytan till ett vattendrag eller leda det till ledningsnätet. Ett exempel på detta kan ett gräsbeklätt dike på allmän mark som leds sidan om en väg nedåt i topografin med en svag lutning. En sådan transportmekanism fördröjer tiden det tar för vattnet att nå ledningsnätet.

Samlad fördrojning är åtgärder på privat mark där flödet regleras på en lägre belagd höjd i avrinningsområdet och på så vis hanterar vatten från en större area (Stahre, 2006). Detta kan till exempel vara en våtmark där vatten kan

ansamlas i större mängder och svämma över under kontrollerade former eller större dammar (Stahre, 2006).

Vid implementering och planering av BGI i bebyggda områden är det viktigt att planera utifrån ett helhetsperspektiv. Det är allmänt rekommenderat att blå-gröna lösningar bör implementeras så ”högt upp” i hanteringsprocessen som möjligt (Swan, 2002). Om ett överbelastat område utvecklas med hjälp av BGI i mitten av hanteringskedjan kan det leda till att översvämningens risker lindras lokalt på bekostnad av att det blir mer översvämningar nedströms (Haghighatafshar, o.a., 2018). Därför är det viktigt ur ett hållbarhetsperspektiv att prioritera områden som inte redan är överbelastade, de ligger ofta mer uppströms.

3.2.3 Lösningarnas funktion

Blå-gröna dagvattenlösningar har flera funktioner som bidrar till omhändertagandet av dagvattnet. Det kan vara infiltration, magasinering, avledning till recipient, avdunstning och fördröjning (CIRIA, 2015). Ofta förekommer flera av funktionerna i en och samma lösning.

Infiltration innebär att dagvattnet dräneras ned i jorden där det lagras eller fortsätter ner till grundvattnet. Infiltrationssystem underlättar för dagvattensystemet genom att de tillåter dagvatten att infiltrera ned i marken och till grundvattnet i stället för att ledas bort via ledningsnätet. Bortsett från att vattnet avskiljs från ledningsnätet så sker det även en ökad grundvattenbildning samt en rening av vattnet genom att sediment och partikelbundna föroreningar avskiljs (Larm & Blecken, 2019). För att denna rening skall vara tillräcklig krävs det ett avstånd mellan basen av lösningen till grundvattnet som bör vara minst en meter för att förhindra att orenat vatten når grundvattnet samt att det inte ska bli en grundvattenöversvämning i samband med höga grundvattennivåer (CIRIA, 2015). I en fallstudie där potentiella områden för regnbäddar, en typ av infiltrationsanläggning, skulle lokaliseras i en tätort i Slovakien med hjälp av kriterier bedömdes det att det bör vara minst två meter mellan markytan och grundvattennivån (Vaculova, Stepankova, & Fuska, 2017).

Magasinering innebär att en volym lagras inom lösningen och på så vis bidrar till att en mindre volym når ledningsnätet (Roldin, Bergman, & Gustafsson, 2021). Det magasinierande vattnet kan sedan användas för olika syften

alternativt att det avleds genom att det är ett strypt utflöde som långsamt släpper ut vattnet till ledningsnätet, då har lösningen också en flödesfördröjande funktion. Nackdelen med lösningar med magasinering som huvudfunktion är att de ofta kräver mycket plats vilket ofta kan vara en bristvara i tätbebyggda områden (Swan, 2002). En annan funktion en BGI kan ha är att de avleder dagvattnet till en recipient direkt utan att passera ledningsnätet och på så sätt öka kapaciteten i ledningsnätet (Swan, 2002).

Avdunstning innebär att vattnet går från flytande form till gasform genom tillförsel av solenergi. Graden av avdunstning blir större ju mer vind, högre temperatur och lägre luftfuktigheten det är på platsen (SMHI, 2021a). Avdunstning kan även ske via växter där vattnet tas upp via rötterna där det sedan släpps ut som vattenånga via bladen på växterna, då kallas det istället transpiration.

Enligt en undersökning utförd av Andrew Swan bör infiltrationslösningar prioriteras i första hand före sådana som enbart fördröjer eller magasinerar vatten (2002). En annan rapport publicerad av Svenskt Vatten jämförde effekten av olika typer av lösningar beroende på hur de påverkar det samlade flödet i ledningsnätet (Roldin, Bergman, & Gustafsson, 2021). I rapporten observerades att lösningar som minskar den totala volymen vatten i ledningsnätet gav bäst effekt tillsammans med åtgärder som minskar andelen hårdgjord yta som bidrar med avrunnet vatten. Gemensamt för dessa studier är att båda föreslår lösningar som har en infiltrerande och magasinande förmåga.

3.2.4 Exempel på blå-gröna dagvattenlösningar

Det finns många olika typer av dagvattenlösningar som klassas som komponenter av begreppet blå-grön infrastruktur. Denna rapport fokuserade på fyra olika lösningstyper: svackdiken, perkolationskammare, gröna tak och regnbäddar.

Svackdike och översilningsyta

Svackdiken är vegetationsbeklädda breda kanaler som har en svagt lutande sida som ger en bredare tvärsnitt än ett vanligt dike (Larm & Blecken, 2019). Fördelen med ett svackdike jämfört med röreledning är att tvärsnitten kan ha en fördelaktig form som ger hög flödeskapacitet vid små vattendjup samt den renande och infiltrerande funktionen. Ett svackdikes breda tvärsnitt gör även

att flödes hastigheten blir lägre jämfört med ett vanligt dike, vilket gör att vattnet fördröjs mer samt att vattnet renas mer genom sedimentation. På grund av vegetationen kan även mer lösta ämnen avskiljas genom växtupptag men även att avdunstningen kompletteras av transpiration. Då svackdiken har en god renande effekt kan denna typ av lösning vara aktuell intill vägar där det avrunna vattnet är förorenat. Nackdelen med ett svackdike är dock att de kräver breda stråk vilket kan vara svårt att hitta plats för i tätbebyggda områden (CIRIA, 2015). Det finns olika sätt att utforma ett svackdike, till exempel genom att diken är kopplat till det övriga dagvattensystemet genom en brunn en sträcka nedströms. Är det kopplat på det sättet, påverkas flödet i ledningsnätet genom en kombination fördröjning, minskad bidragande area och att volymen vatten minskas, förutsatt att brunnens inlopp är belagt på en nivå över bottenytan (Roldin, Bergman, & Gustafsson, 2021; CIRIA, 2015).

Om plats finns kan även ett svackdike kompletteras med en översilningsyta. Översilningsytor är vegetationsklädda ytor vars främsta syfte är att ta emot ett utspritt tillflöde av avrunnet vatten i stället för att ta emot ett samlat flöde i en enskild punkt (Larm & Blecken, 2019). De förekommer ofta tillsammans med diken och deras hydrauliska funktion är att leda vattnet till ett avledningsdike där vatten kan infiltrera på vägen dit samt att föroreningar kan filtreras bort när vattnet rinner igenom vegetationen.

Gröna tak

Ett sätt att lokalt omhänderta avrinningen genom fördröjning och magasinering är att använda gröna tak (Stahre, 2006). Ett grönt tak är ett tak där det installeras ett vegetationslager ovanpå som oftast består av någon typ av sedum art. Tjockleken på lagret varierar mellan 3 till 4 centimeter och undertill installeras ett dränerande lager. Vikten av ett vegetationsbeklätt tak är cirka 40–60 kg/kvm vilket kan jämföras med betongtak som ofta ligger på cirka 50 kg/kvm. Funktionen hos installationen är bland annat en viss mängd vatten magasineras i vegetationen och när denna volymkapacitet överskrids rinner resten av vattnet av. Det uppskattas att grönt tak kan magasinera upp till 75% av årsavrinningen i Sverige, vilket motsvarar till mesta dels volymen av relativt små regnhändelser (Svenskt Vatten, 2011). Utöver de hydrauliska fördelarna med gröna tak ger de andra goda effekter såsom bullerreducering, isolering av värme men har även en nedkylande effekt under sommartid (SMHI, 2019). Utmaningarna med gröna tak är att hållfastheten och egenskaperna hos taket måste vara kända. Dränerande lager behöver utföras noggrant för att

belastningen på taket inte ska bli för högt, i vissa fall behövs även ett rotskydd för att förhindra att växternas rötter inte tränger in i takets skarvar och orsakar läckage.

Effekten av gröna tak påverkar flödet i dagvattennätet på främst två sätt: fördröjning av flödet samt magasinering av vatten (Roldin, Bergman, & Gustafsson, 2021). Desto mindre lutning ett tak har desto mer volymreglerande effekt blir det och mindre fördröjande effekt. Om den magasineringseffekten är tillräckligt hög kan ytan klassas som att inte bidra till avrinningen. Är taket mer lutande och har en god dränerande förmåga blir effekten istället mer flödesreglerande.

Perkolationskammare

Ett sätt att fördröja och tillåta infiltration utan att göra anspråk på yta i stadsrummet kan vara att använda sig av underjordiska magasin, även kallat kassetmagasin, perkolationsmagasin och perkolationskammare (Larm & Blecken, 2019). De kan bestå av kassetter som kan bestå av polypropen eller betong och anläggs under marken vilket gör dem utrymmes effektiva. Bästa användningen av en perkolationskammare är då markytan är täckt av en ogenomsläpplig beläggning, såsom asfalt eller betong (Cotterill Civils, 2019). De fungerar så att ytvatten som rinner av ytan och leds ned i magasinet där vattnet sedan kan infiltrera ned till grundvattnet. Det kan även finnas ett utlopp som har en mindre dimension vilket gör att ett reglerat flöde rinner ut från konstruktionen till ledningsnätet.

Fördelarna med sådana magasin, utöver deras flödesutjämnande funktion, är att de går att placeras under marken i anslutning till vägar, parkeringar bostadsgårdar utan att exploatera markytan, att de ökar den naturliga grundvattenbildningen och renar vattnet på vägen (Stockholm Vatten och Avfall, u.å.). Reningsprocessen sker genom sedimentation i magasinet samt att vattnet som infiltrerar får en ytterligare biologisk och kemisk rening i marken. En nackdel med perkolationskammare är osäkerheten kring hur ofta de behöver underhållas och hur lång deras livslängd är då det kan variera från plats till plats. En grov uppskattning för perkolationskammarens livslängd är 25 till 50 år. Underjordiska kammare förekommer i olika typer, de kan anläggas med ogenomsläppliga sidor samt med ett strypt utflöde, vilket istället ger lösningen en fördröjande effekt på flödet (Larm & Blecken, 2019).

Beroende på hur magasinet utformas får det olika effekter. Ett underjordiskt magasin med ogenomsläpplig bottenyta som har ett strypt utlopp bidrar till en reglering av toppflödet som rinner av från ytan medan om det samtidigt tillåts ske en infiltration blir det även en minskning av volymen, enligt figur 1.

Regnbäddar

Regnbäddar (engelska: *rain garden*), även kallat biofilter, är anläggningar som oftast implementeras då rening av dagvattnet är en viktig faktor för området (Fridell & Jergmo, 2015). En regnbädd är en blå-grön dagvattenlösning som är en infiltrationsanläggning som är täckt med vegetation som kan magasinera, fördröja och rena dagvatten. Ett karaktärsdrag hos sådana filter är att vegetationen kan tillåta evapotranspiration och upptag av föroreningar. Ett exempel på hur en regnbädd kan se ut visas i figur 3. Regnbäddar kan utformas på olika sätt. Om den renande förmågan står i fokus bör ett tätare filtermaterial väljas vilket leder till att infiltrationshastigheten är lägre medan om fördröjning och magasinering av dagvatten är i fokus bör ett mer genomsläppligare material väljas (Larm & Blecken, 2019). Gemensamt för de olika typerna är att det finns ett inlopp, en fördröjningszon, ett bräddavlopp, ett erosionsskydd, växtjord och ett avvattnande system (Fridell & Jergmo, 2015). Om syftet med regnbäddarna främst avser att fördröja flöden, bör de vara nedsänkta i relation till omgivande yta så att rum skapas för fördröjning av dagvatten. En regnbädd kan till exempel fördröja ett intensivt regn med en varaktighet på 20 minuter upp till 24 timmar.

Om en dräneringsledning är kopplad till regnbädden kan lösning klassas som en flödesreglerande enhet samt till viss del volymreglerande men om det avvattnande systemet enbart sker i form av infiltration är det enbart en volymreglerande enhet (Roldin, Bergman, & Gustafsson, 2021). För att uppnå en reningsförmåga som kan hantera så mycket olika föroreningar som möjligt krävs ett filterdjup på minst 900 mm (Larm & Blecken, 2019). Beroende på till vilken grad regnbädden skall rena vattnet väljs olika filtermaterial för att skapa en viss infiltrationshastighet. Till exempel krävs det att infiltrationshastigheten inte överstiger 150 mm/h för att rena vattnet från metaller och PAH'er medan det kravet är mer strikt för att kunna rena vattnet från kväve och bakterier, 25 till 50 mm/h.



Figur 3: Regnbädd i Staffanstorp som även fungerar som farthinder.

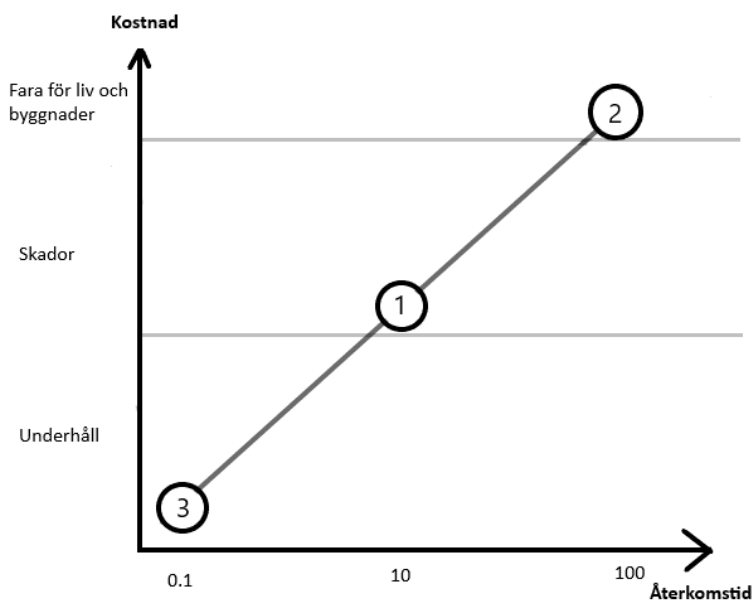
3.2.5 Val av lösning

Vid val av lösning är det också viktigt att ta hänsyn till vilken aktivitet som sker på området. Kvaliteten och innehållet i dagvattnet påverkas av faktorer som markanvändning, byggnadsmaterial samt hur mycket trafik det förekommer i området (Svenskt Vatten, 2019). En stor faktor är trafiken då avgaser, däck- och vägslitage leder till förekomsten av skadliga tungmetaller och PAH:er (Polycykliska aromatiska kolväten) i vattnet. Faktorer som påverkar graden av väg- och däckslitage är inte bara mängden trafik utan också hastigheten på fordonen (Agardh & Parhamifar, 2014). Vid sådana platser krävs det en högre grad rening av dagvattnet, vilket kan hanteras genom implementerandet av vegetationsbaserade lösningar, såsom regnbäddar och svackdiken.

3.3 Three-point approach (3PA)

Tre punkts metoden (3PA) baseras på Petr Baks teori från 1996 där det observerades ett förhållande mellan storleken av en naturkatastrof och dess återkomsttid på logaritmisk skala (Fratini, Geldof, Kluck, & Mikkelsen, 2012).

Detta förhållande tyder på att komplicerade system såsom en föränderlig urban miljö kontra dess risk vid extrema skyfall kan representeras av en relativt rak linje i ett frekvens-skada log-log diagram. Detta förhållande har anpassats för analys av förekomsten av översvämningar på ett sätt där den vertikala axeln visar kostnaden av händelsen medan den horisontella axeln visar återkomsttiden.



Figur 4: Grafen visar hur konceptet kan illustreras. Tre olika domäner som ligger i grund i 3PA metoden

1. *Dimensioneringsdomän:* På denna nivå har dagvattensystemet dimensionerats traditionellt sett vilket motsvarar en händelse med återkomsttid på 10 år men kan variera internationellt från land till land. Enligt, ansvaret ligger på områdets VA-huvudman att uppfylla detta kravet (Sørup, Lerer, Nielsen, Mikkelsen, & Rygaard, 2016). Om staden inte är strukturerad för händelser i denna domän kan det leda till skador på egendom och infrastruktur.
2. *Extremvärdesdomän:* I denna domän beaktas extrema och ovanliga händelser som orsakar översvämningar då ledningsnätets kapacitet överskrids. För att planera inför händelser inom denna domän krävs ett interdisciplinärt samarbete mellan VA-huvudmän, landskapsarkitekter och stadsplanerare. Potentiella skador som kan uppkomma i samband

med sådana händelser är stora skador på infrastruktur och privat egendom men kan även utgöra stor fara för människor (Fratini, Geldof, Kluck, & Mikkelsen, 2012). Återkomsttiden för ett event i denna domän kan var 100 år

3. *Vardagsdomän*: I denna domän beaktas vanliga regnhändelser med låg återkomsttid, till exempel 0,1 år, i relation till den urbana miljön, dvs hur väl fungerar samspelet och hur kan det förbättras. Man kan säga att denna domän utvärderar hur dagvattnet kan användas som en resurs i stadsmiljön (Sørup, Lerer, Nielsen, Mikkelsen, & Rygaard, 2016). Händelser i denna domän omhändertas av det dimensionerade systemet utan att det bräddar till omkringliggande områden.

Att dimensionera ett dagvattensystem för punkt 1 och 3 är något som varit en självklarhet i dagen system. Den stora utmaningen ligger i punkt nummer 2 och här är det viktigt att det sker ett transdisciplinärt samarbete mellan olika beslutsfattare och intressenter under processen men även i de tidiga planeringskedena (Fratini, Geldof, Kluck, & Mikkelsen, 2012). Dagens skyfalls och översiktsplaner är ett medel för just en sådan kommunikation. Genom att strukturera upp mål för kommuner vid ny bebyggelse och omvandling av befintlig bebyggelse. Konceptet 3PA är att framhäva en helhetsbild av att ha alla tre punkter i åtanke vid stadsplanering och investeringar i städers infrastruktur.

4 Metod

4.1 Fallstudie Veberöd

Området som analyserades i detta arbete var tätorten Veberöd som ligger centralt i södra Skåne, se figur 5. Dagens dagvattensystem är dimensionerat för att hantera ett 10-års regn, vilket statistiskt sätt betyder ett regn som faller en gång på tio år (Lunds Kommun, 2021b). Veberöd har mött återkommande översvämningar i samband med snösmältning och kraftiga skyfall, vilket fått Veberödsbäcken att bredda. För att hantera dessa problem vill Lunds Kommun att ny bebyggelse på ej tidigare exploaterade områden säkras för 100-års regn samt att bebyggda områden skall säkras för ett 50-års regn.



Figur 5: Karta över södra Sverige och Skåne, var Veberöd är markerat med den röda pilen (Google maps, u.d.)

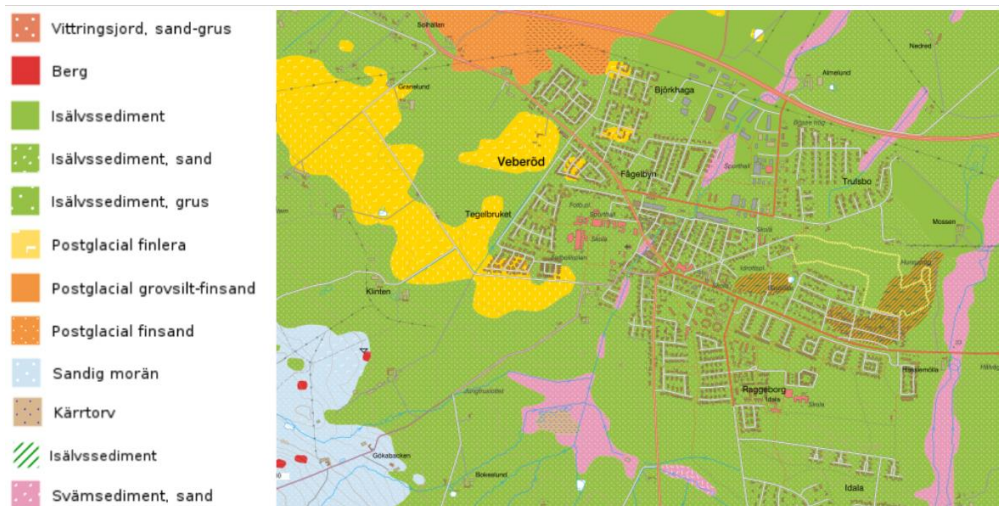


Figur 6: Karta över Veberöd (Lunds kommun, 2021a)

Markanvändningen i Veberöd karakteriseras främst av villaområden med ett industriområde i norra delarna och omkringliggande jordbruksmarker. Genom tätorten går Veberödsbäcken där vattnet rinner igenom byn med riktning norrut där den möter upp Kävlingeån (Lunds Kommun, 2021b). Detta vattendrag grävdes fram i slutet av 1800-talet.

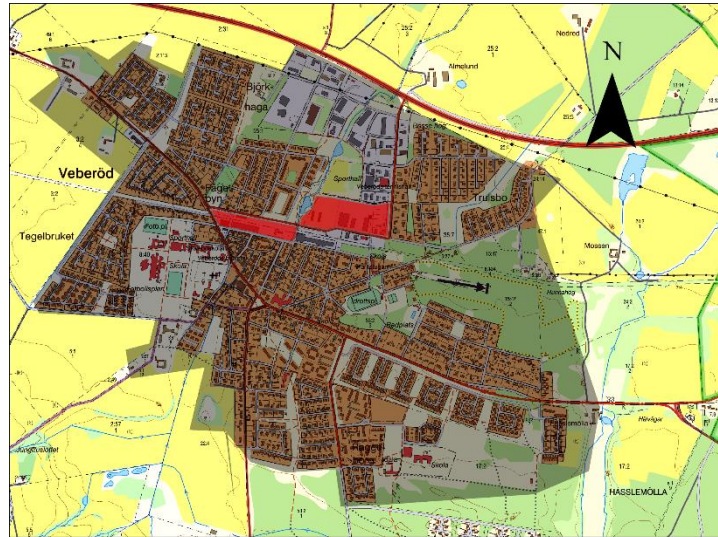
Topografin karakteriseras av högre belagda områden, med sin högsta topp på 186 m.ö.h., sydväst med slutning mot nordväst samt med en lägre topografi runt omkring vattendragen genom byn på ca 30 m.ö.h.

Markens jord består främst av sand i de större delarna av tätorten med inslag av några få områden där det är finkorning jord i form av postglacial finlera samt ett område i sydväst som består främst av sandigmorän, se figur 7. Isälvsavlagringarna har en hög genomsläpplighet av vatten, den sandiga moränen har en medelhög genomsläpplighet medan där det är lera och morän är en låg genomsläpplighet (Sveriges geologiska undersökning, u.d.).



Figur 7: Karta med områdets jordarter där större delen av byn ligger över sand (Sveriges geologiska undersökning, u.d.).

I studien avgränsades tätorten enligt det mörka området i figur 8 som motsvarar 374 hektar. Det rödmarkerade området i tätorten är i nuläget större byggnader som planeras att ändras till bostäder vilket leder till att det området inte kommer analyseras i denna analys (Lunds kommun, 2021a).



Figur 8: Markerade området analyserades i rapporten, där det röda området är exkluderade på grund av planerat nybyggesprojekt (Lunds kommun, 2021a).

4.2 Data

För att kunna genomföra analysen krävdes det data för topografin, byggnader, vägar och geologin. Data hämtades från verktyget Geodata Extraction Tool, vilket är en databas där geodata från Lantmäteriet, Sveriges geologiska undersökning, Statistiska centralbyrån och Sjöfartsverket finns tillgängligt. Data som hämtades för studien var:

- Ytmodell RGBI 0,25 m latest (tif) True orthophoto: Rasterlager som visar topografin över Veberöd med en 0,25 meters upplösning. Källa: Lantmäteriet 2020
- By_12 från fastighetskartan Bebyggelse 2021: Vektorlager som visar byggnaders omfattning i området. Källa: Lantmäteriet
- Ortofoto RGB 0,25 latest (tif) Orthophoto: Ortofoto över Veberöd med upplösningen på 0,25 meter. Foto som användes tog 2018. Källa: Lantmäteriet.
- V1_riks från Fastighetskartan kommunikation 2021: Vektorlager som visar vägarnas geografiska plats och utbredning. Källa: Lantmäteriet
- Brunnar 2021: Vektorlager som visar jordens sammansättning samt grundvattennivå. Källa: Sverige Geologiska Undersökning

- Fastighetskartan hydrografi 2021: Vektorlager som visar var vattendragen och vattenytorna ligger i området.
- Jordarter 1:25 000: Vektorlager som ger information kring jordarters bildning, kornstorlek och förekomst av block m.m.
- Regndata från Malmö, se figur 11.

4.2.1 Datahantering

Med hjälp av det högupplösta höjdlagret *Ytmodell RGBI 0,25* beräknades lutningen för varje pixel vilket kunde ge en uppfattning kring områdets lutning samt takens lutning. Lutning beräknades med hjälp av *slope* funktionen i ArcGIS. För att få takens lutning valdes ett medelvärde för varje polygon i byggnadslagret. Detta medelvärde påverkades av takens komponenter såsom skorstenar, antenner, ventiler och fönster vilket kan ge missvisande värden i olika fall. Då lutningen beräknades för de övriga ytorna påverkas resultatet av olika objekt som kan ge missvisande resultat. Sådana objekt kan vara bilar, träd, lyktstolpar och skuggor.

För att ha med kriteriet djup till grundvattnet i analysen krävs det data på grundvattnet vilket i detta fall fanns i form av 11 brunnar. Fyra av dessa punkter visade en grundvattennivå som var i höjd med markytan där det i dagsläget är bebyggelse och vägar. De fyra punkterna försumrades i analysen. För de övriga punkterna var grundvattennivån i höjd med markytan längs med vattendraget som går igenom byn. De övriga punkterna visade ett djup till grundvattnet som var betydligt större än 2 meter vilket var kravet för samtliga infiltrationslösningar som analyseras i detta arbete. Interpolering är ett effektivt sätt att uppskatta en grundvattennivå i ett område ifall tillräckligt med mätpunkter finns tillgängligt (Xiao, o.a., 2016). Bedömningen i fallstudien var att punkterna som fanns tillgängliga för interpolering inte var tillräckliga utan i stället användes ett bufferlager runtomkring vattenytorna och vattendragen. Inom detta bufferlager, som valdes till sju meter, antogs djupet till grundvattennivån vara mindre än 2 meter.

När det kommer till att markera ut områden med god permeabilitet är osäkerheten stor. Enligt produktbladet för jordartsdata från SGU uppskattas ett lägesfel på cirka 25 meter (Sveriges geologiska undersökning, 2014). Jordlagret användes i studien för markera ut olämpliga platser där permeabiliteten var för låg för att infiltration ska kunna ske i noterbar

utsträckning. Olämpliga platser var i detta fallet jord som bestod av lera och silt.

Tabell 1: Tabellen enligt nedan visar en sammanställning över data som nyttjades i rapporten.

Lösning	Data som behövs	Data tillgängligt i studien	Kommentar
Grönt tak	Byggnader Lutning på tak Area på tak	Byggnader Lutning och area beräknades från fastighetskartor samt ytmodellen	Lutningen beräknades som ett medelvärde för alla pixlar för varje tak.
Regnbädd	Byggnader Djup till Grundvatten Permeabilitet Lutning område	Byggnader Grundvattennivåer för 11 punkter Jordarter för området Lutning beräknades från ytmodellen	Enbart 7 punkter bedömdes vara giltiga. Från jordarter antogs värden för permeabiliteten.
Perkolationsmagasin	Byggnader Permeabilitet	Byggnader Jordarter för området.	Från jordarter antogs värden för permeabiliteten.
Svackdike	Vägar Lutning område Permeabilitet	Vägar Lutning beräknades från ytmodellen Jordarter för området	Osäkerheter och brister uppkom i beräkning av lutningen p.g.a. fordon och träd Från jordarter antogs värden för permeabiliteten.

4.3 Verktyg

4.3.1 ArcGIS Pro

För att analysera området användes programvaran ArcGIS Pro, vilket är en vidareutveckling av det geografiska informationssystem verktyget ArcGIS. I programmet användes verktygslådan *Hydrological Toolbox* för att kunna genomföra hydraulisk analys av ytavrinningsvägar samt för att se punkter där vatten ackumuleras.

Hydrological Toolbox

I programmet Arcgis genomfördes en flödesanalys med hjälp av verktygslådan *Hydrological Toolbox*, vilket gav ytavrinningsvägarna för regnvattnet. Verktygen i *Hydrological Toolbox* som användes är: *fill*, *flow direction*, *flow accumulation* och *stream order*. Data som används i den hydrologiska analysen är ett rasterlager som visar höjden över havet i varje pixel.

- *Fill* fyller igen mindre förhöjningar och lågpunkter i området. Detta verktyget användes för att undvika fel som ofta förekommer i form av då upplösningen är för grov.
- *Flow direction* räknar ut den topografiska lutningen i varje cell, det vill säga i vilken riktning vattnet kommer rinna av i för varje enskild pixel i rasterlagret. Indatan till denna operation var markhöjdslaget.
- *Flow accumulation* räknar ut hur många cellers avrunna vatten som ackumuleras i varje cell. Indata till denna operation är utdata från flow direction operationen. När detta lagret är skapat används raster kalkylator för att bestämma hur detaljerad flödeskartan skall vara genom.
- *Stream order* var den sista operationen som användes i den flödesanalysen. Den ger ett rasterlager där varje flödesväg rankas beroende på hur många flödesvägar som adderats. Lagret användes sedan för att se vart vattnet rinner av, vilket kan ge insikt till var de olika lösningarna bör placeras

Övriga GIS verktyg

ArcGIS användes även för att skapa kartor som visar lämpliga platser där de olika blå-gröna dagvattenlösningarna kan implementeras genom att definiera önskvärda platskrav. Platskraven för de olika lösningarna baserades på

terrängens lutning, geologin, djupet till grundvattnet, avstånd från byggnader, area på tak och lutning för taken. För att skapa sådana kartor användes operationerna *euclidian distance*, *reclassify*, *image classification* och *slope*.

- *Euclidian distance* är ett verktyg som beräknar avståndet till de olika objekten för varje pixel. Detta verktyg användes för byggnads-, vattendrag-, och ytvattenlagret. Utdata är ett rasterlager där varje pixel visar avståndet i meter till närmaste objekt.
- *Slope* är en operation som beräknar hur stor lutningen är i varje cell. Indata till detta lager är ett topografiskt rasterlager och utdata är ett rasterlager där varje pixel visar en lutning i procent.
- *Reclassify* används för att skapa ett rasterlager där kriterierna är beaktade. Indata är utdata från *slope* och *euclidian distance* Utdata är ett rasterlager där värdet "0" ges till pixlar som ej uppfyller avståndskravet och värdet "1" till de pixlar som uppfyller kravet.
- *Image classification* är ett verktyg som klassificerar ytor beroende på deras reflektion. Indata är ett ortofoto över området som kan antingen vara i RGB eller IR färgspektrumet. Utdata är ett rasterlager där ytorna har olika numeriska värden, t.ex. värdet 1 för vegetationsbekladda områden, 2 för byggnaders tak, 3 för hårdgjorda ytor etc.

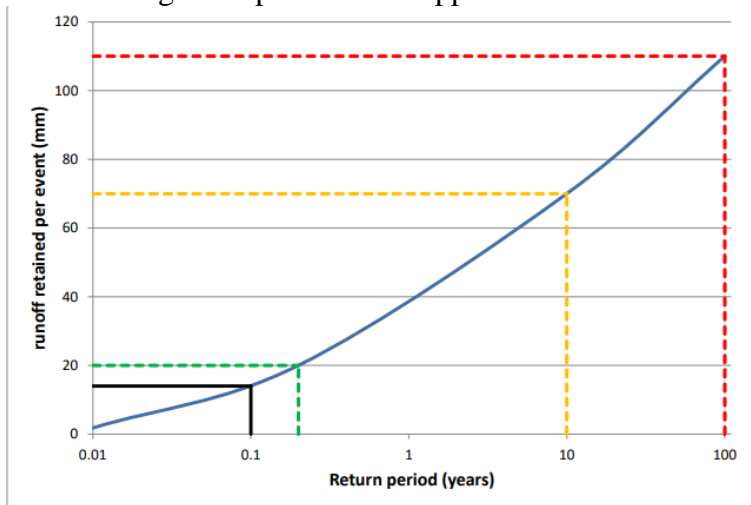
4.3.2 LAR potentiale

LAR-potentiale är ett danskt verktyg som syftar till att kvantifiera effekten av olika typer av blå-gröna dagvattenlösningar på ett förenklat sätt (Lerer, Danielsen, Nielsen, & Mikkelsen, 2015). LAR motsvarar uttrycket LOD på svenska vilket innebär lokalt omhändertagande av dagvatten. Indata till verktyget är årlig nederbörd för ett område, dimensioner för de olika lösningarna, hydraulisk konduktivitet för jorden, avrinningsområdets area samt andel hårdgjordyta i området. Detta producerar två indikatorer som visar effektiviteten hos lösningen. Den ena ställer kapaciteten i relation till återkomsttid och den andra visar en årlig vattenbalans. I vattenbalansen redovisas hur mycket vatten som fördröjs, avleds direkt till ledningsnätet, avdunstar, brädda samt hur mycket vatten som infiltrerar ned i marken. Med hjälp av de två indikatorerna kan lösningens effekt utvärderas med avseende på:

- A) Minskad vattenförbrukning: Dagvatten kan ersätta dricksvatten.

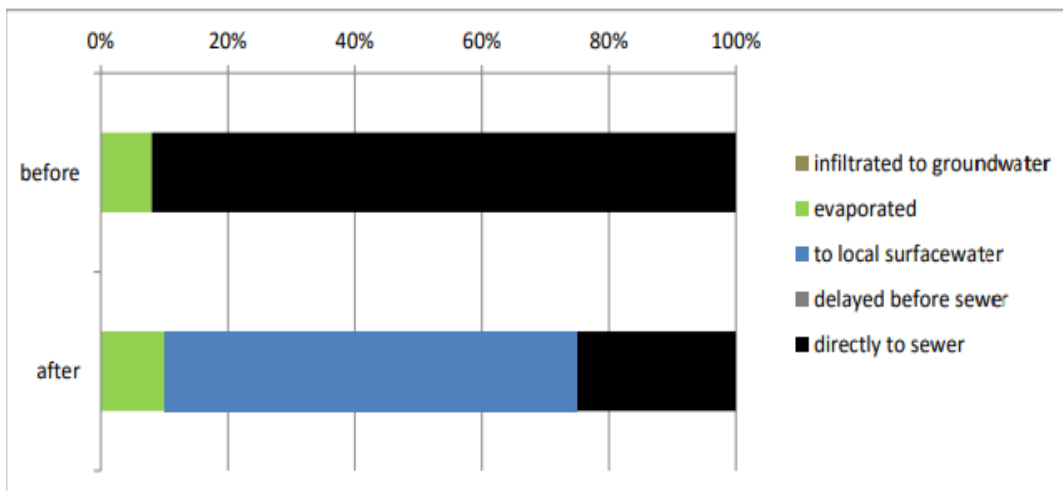
- B) Minskad volym till reningsverk: Mängd vatten som hanteras lokalt och bortkopplas från vattenreningsverket eller dagvattenledningen.
- C) Kapacitetsbidrag för extrema regn: Ytavrinning fördröjs och magasineras vid enskilda regn.

Verktøget kopplas till 3PA genom att utvärdera kriterium C). För att utvärdera effektiviteten för att motverka översvämningar i samband med extremregn markeras regnet ut i ett diagram där det är volym på y-axeln och återkomsttid på x-axeln. I detta diagram är även ett 0,2, 10 och 100 års regn är markerade så att lösningens kapacitet kan kopplas till de tre domänerna, se figur 9.



Figur 9: En lösningens magasineringsskapacitet uttryckt i mm per regn visas inom 3PAs tre domäner (Sørup, et al., 2016).

För de övriga två kriterierna beräknar verktøget en vattenbalans där man kan avläsa hur mycket vatten som hanteras av lösningen över ett år, se figur 10. Exempelvis i bilden enligt nedan visas den årliga vattenbalansen för en dagvattenlösning som hanterar ca 75 % av vattnet.



Figur 10: Årlig vattenbalans före och efter en lösning är implementerad (Lerer, Danielsen, Nielsen, & Mikkelsen, 2015).

Verktyget användes i denna rapporten för att utvärdera effekten av gröna tak, perkulationskammare, svackdiken och regnbäddar. Svackdiken fanns inte med verktyget och därför utvärderas de enbart med hjälp av ett diagram enligt figur 9.

Verktyget är främst anpassat för förhållanden i Danmark där den hydrauliska konduktiviteten som går att använda är inom intervallet $2.78 \cdot 10^{-8}$ till $3.35 \cdot 10^{-5}$ m/s. I Veberöd uppskattades den hydrauliska konduktiviteten vara högre än $3.35 \cdot 10^{-5}$ m/s då det förekommer mycket sand i området. I analysen användes $3.35 \cdot 10^{-5}$ m/s som värde för genomsläppligheten. Vattenbalansen som beräknas enligt figur 10 uppskattas med hjälp av regnserier uppmätta i Köpenhamn.

Regndata

För att beräkna vattenbalansen med LAR potentiale krävdes att områdets årsmedelnederbörd var känd. För sydvästra Skåne är detta cirka 600 mm, uppmätt för perioden 1991–2020 (SMHI, u.d.).

För att kunna utvärdera lösningarnas effekt gentemot dess förmåga att motverka översvämningar behöver vattenvolymer beräknas för olika återkomsttider för att kunna skapa ett diagram likt det i figur 9. Ett sätt att beräkna regnintensitet och volym för ett regn beroende på återkomsttid och

regnets varaktighet är Dahlströms ekvation, se ekvation 1 (Gustafsson, Svensson, & Viklander, 2014). Denna ekvation används bland annat för att bestämma det dimensionerande regnet vid dimensionering av ledningsnätet.

$$i = 190 * \sqrt[3]{\dot{A}} * \frac{\ln(T_R)}{T_R^{0,98}} + 2 \quad \text{Ekvation 1}$$

Där i är regnet intensitet [l/s,ha], \dot{A} är återkomsttiden i månader och T_R är regnets varaktighet [min]. Sambandet beskrivet i ekvation 1 är beroende på platsen och giltigheten för sambandet är för hela Sverige. Efter skyfallet som ägde rum i Malmö 2014 skapades ett intensitets-varaktighetssamband för Malmö där regndata från 8 stationer med data för totalt 90 stationsår. Resultatet från rapporten sammanställdes i en tabell enligt nedan (Hernebring, Milotti, Kronborg, Wolf, & Mårtensson, 2015). Mätdata från Malmö antogs vara representativt för Veberöd i rapporten.

Återkomst- tid, år	Blockregnvaraktigheter, min									
	5	10	15	20	30	40	50	60	90	120
0,5	110,7	78,4	62,5	52,6	40,9	33,9	29,5	26,4	20,4	17,0
1	144,1	102,2	81,6	68,7	53,2	43,9	38,0	33,8	25,8	21,3
2	183,4	130,7	104,5	88,1	68,1	56,0	48,2	42,9	32,4	26,3
5	247,3	177,3	142,3	120,4	93,2	76,2	65,4	58,0	43,0	34,5
10	306,8	221,0	178,0	151,1	117,2	95,7	81,8	72,4	53,1	42,0
20	378,0	273,8	221,3	188,6	146,7	119,5	102,0	90,1	65,3	51,1
50	494,2	360,7	293,1	251,3	196,3	159,7	135,8	119,8	85,4	65,7
100	602,3	442,3	360,9	311,0	243,9	198,3	168,1	148,2	104,3	79,3

Figur 11: Regnintensiteter (l/s,ha) för olika regns varaktigheter och återkomsttider baserat på statistiska fördelningar till regndata från Malmö (Hernebring, Milotti, Kronborg, Wolf, & Mårtensson, 2015)

4.4 Kriterier

I denna undersökning analyserades fyra olika typer av lösningar för Veberöd. De som analyserades var perkolationskammare, regnbäddar, svackdiken och gröna tak. Det finns olika typer av varianter på lösningarna i LAR-potentiale men i denna studie begränsades de. För regnbäddar implementerades och analyserades enbart sådana som tillåter infiltration och inte är kopplade till ledningsnätet. För perkolationskammare togs det enbart hänsyn till sådana som enbart syftar till att infiltrera, det vill säga sådana kammare som också har ett strypt utlopp kommer inte att ingå.

4.4.1 Gröna tak

Kriterierna för att kunna anlägga ett tak styrs av takets lutning, då för stor lutning kan innebära att takets magasinering förmåga minskas samt att vegetationslagret riskerar att glida ned. En rekommendation av Skanska AB är att lutning inte bör vara över 30 grader (Kvalitetssäkring av sedumtak, 2013). Det finns även risker med ett allt för platt tak då avrinningen kan hindras och en ökad belastning kan överstiga takets hållfasthet. Minsta rekommenderade lutning för ett tak är därför 0.5 grader. Enligt Swan (2002), bör takets area styra implementerandet av gröna tak vid en omfattande kommunal implementeringsstrategi av ett område då det är mer bedöms vara mer lönsamt att implementera gröna tak på större tak. Orsaken till detta är att större tak, såsom skolor och andra kommunala byggnader, har fördelen att de ofta kräver färre inblandade för att implementera, underhålla och övervaka. Dock finns det olika strategier för att uppmuntra privat engagemang, till exempel som i Lunds kommun där det sker ett avdrag från vattentaxan vid bortkoppling av tak från ledningsnätet (VA syd, u.d.). Enligt Stockholm Vatten och avfall kan gröna tak läggas på alla typer av tak (Stockholm Vatten och Avfall, 2017a). Grunwald med fler (2017), gjorde en studie i den tyska staden Braunschweig som syftade till att hitta lämpliga tak att göra om till gröna tak. Där bestämdes att taken bör vara större än 10 kvm med bakgrund till rekommendationer om att ett homogent grönt lager utan flera diskontinuiteter är att föredra. En utredning i Järfälla kommun som syftade till att bedöma förutsättningarna att anlägga gröna tak på byggnader, anmärkte att det finns möjliga åtgärder som möjliggör att det även går att implementera gröna tak på platta och starkt lutande tak (Erlandsson, 2017). Vid starkt lutande tak bör förstärkande åtgärder användas samt att växtskikten måste hängas upp i ett nät. Vid helt platta tak behövs ytterligare en dränerande komponent installeras. Priset för sådana åtgärder behöver studeras då det kommer leda till en dyrare insats.

I studien applicerades gröna tak på alla tak som är större än 10 m² likt studien utförd för Braunschweig. Detta kriterium baserades dels på tidigare erfarenhet, dels att flera tak som är mindre än 10 m² visade sig vara felaktigt utritade på fastighetskartan, vilket beror på att de kan vara utdaterade eller motsvarar små komplementbyggnader såsom tak entréer eller lekstugor. Ett annat krav i undersökningen är att taket behöver ha en lutning på 0.5 – 30 grader, för att undvika kostsamma åtgärder för tak som faller utanför intervallet.

Gröna taks förmåga att magasinera och fördröja vatten varierar beroende av flera faktorer, såsom lutningen på taket, typ av sedumtak och tjocklek på taket. Enligt Svenskt Vatten (2011) uppskattas gröna tak kunna hantera de första 5 mm av ett regn. Dock visar en studie från Augustenborg i Malmö att ett 4 cm tjockt sedumtak kan magasinera de första 10 mm av ett regn (Bengtsson, 2002). I denna studien valdes den senare uppskattningen på 10 mm att vara värdet som användes i denna studien.

4.4.2 Perkulationskammare

Perkulationskammare kan anläggas i anslutning till hårdgjorda ytor men det bör vara ett säkerhetsavstånd från byggnader på minst 4 meter för att förhindra att byggnadens dränerande kapacitet överstigs (Svenskt Vatten, 1983). Det är även viktigt att ta hänsyn till avståndet till grundvattnet. Är avståndet till grundvattnet inte tillräckligt stort kan det leda till att det infiltrerande vattnet inte renas tillräckligt och grundvattnet blir förorenat (Cotterill Civils, 2019). I rapporten sattes ett säkerhetskrav till minst 2 meters avstånd mellan markytan och grundvattnet likt de gjort i studien för tätorten Aleksince (Vaculova, Stepankova, & Fuska, 2017). När man väljer sådana krav är det viktigt att kontrollera historiska grundvattennivåer för att få en uppskattning kring hur stora fluktuationerna är, då höga toppnivåer kan leda till att grundvattennivån når konstruktionen. Ett annat krav för att kunna implementera perkulationskammare är att det viktigt att veta hur god omkringliggande jords genomsläpplighet är. Perkulationskammare bör inte implementeras där det är låg genomsläpplighet, till exempel där det förekommer jord rik på lera. En gräns för genomsläpplighet i marken som användes av Swan i en liknande analys där de följde brittiska rekommendationer var att marken bör ha en högre permeabilitet än $4.6 \cdot 10^{-6}$ m/s (Swan, 2002). Det motsvarar partikelstorleken för grovsilt (Larson, 1995). Denna gräns användes även i undersökningen.

4.4.3 Svackdiken och regnbäddar

Hur svackdiken bör dimensioneras är beroende på geologin samt vilket syfte de främst avser, som exempelvis kan vara rening, reducerings av kraftiga flöden eller magasinering. För att exempelvis dimensionera för rening, rekommenderas en bottenbredd på 0.5-3 meter, sidolutning mindre än 1:3 (Larm & Blecken, 2019). Längdslutning beror på områdets topografi där mindre lutning ger mer fördröjning. Dimensionerar man enbart för reducering av flöden handlar det mer om att göra svackdikets tvärsnitt så stort som möjligt. Enligt den brittiska *The SuDS Manual* rekommenderas en längdslutning på

0.5-6 % och om lutningen är större bör nyttjandet av flödesreglerande dammar övervägas (CIRIA, 2015).

För att regnbäddar skall fungera väl kräver det att underliggande jords permeabilitet är tillräckligt god annars krävs ett dränerande rör som leder bort vattnet till en annan infiltrationsyta eller till ledningsnätet (Fridell & Jergmo, 2015). Avståndet från markytan till grundvattnet bör vara större än två meter för att säkerställa att infiltrerande vatten renas tillräckligt (CIRIA, 2015). Regnbäddar bör implementeras i områden med en svag lutning för att optimera infiltrationen och minska risken för erosion. Två tidigare analyser av att hitta lämpliga platser för regnbäddar rekommenderar en terränglutning lägre än 12 % (Ronald & Marney, 2012; Vaculova, et al., 2017). Enligt Virginia Department of Environmental Quality (2011) bör området ha en lutning på 1-5 %. Däremot kan utformningen anpassas till områdesförhållandena på olika sätt genom att till exempel använda sig av olika typer av kantstens konstruktioner. Ett annat sätt att anpassa regnbädden är att använda sig av så kallade terrasser.

Det rekommenderas även att en regnbädd som infiltrerar dagvatten till omkringliggande jord bör placeras på ett säkerhetsavstånd från byggnader, på ca 2.5 meter, för att inte överbelasta det omkringliggande dräneringslagret runt byggnader (Svenskt Vatten, 2011). Detta användes som ett kriterie i studien för regnbäddar och svackdiken. Det är dock möjligt att göra olika utformningar av regnbäddar som har vattentäta sidor, där det inte sker någon infiltration utan att vattnet enbart dräneras via ett rör till ledningsnätet (Fridell & Jergmo, 2015).

Terrängens lutning påverkar funktionen av svackdiken och regnbäddar. Rekommendationer för terrängens lutning varierar mellan 5 och 12 % för regnbäddar. I denna studie valdes ett lutningskriterium på 8%, som ett medianvärde från tidigare studier. För svackdiken rekommenderas en lutning inom intervallet 0.5-6%, vilket användes i denna analys (CIRIA, 2015).

För att ta hänsyn till grundvattennivån och markens permeabilitet användes samma kriterier som för perkolationskammare, det vill säga ett säkerhetsavstånd till grundvattnet på minst 2 meter och en permeabilitet högre än $4.6 \cdot 10^{-6}$ m/s (Swan, 2002).

4.4.4 Sammanställnings av lösningarna kriterier

I tabell 2 enligt nedan sammanfattas samtliga kriterier tillsammans med kommentarer. Kriterierna i tabellen användes sedan för att skapa kartor i ArcGIS där olämpliga platser är markerade.

Tabell 2: Implementeringskriterier för de fyra lösningstyperna som använts i denna undersökning.

Lösning	Lämplighetskrav	Kommentar
Grönt tak	Lutning: inom intervallet 0.5-30 grader Area: > 10 kvm	
Regnbädd	Djup till grundvatten: > 2 m Avstånd till byggnad: > 2.5 m Lutning terräng: < 8 % Markens genomsläpplighet: $4.6 * 10^{-6}$ m/s	* ** ***
Perkolationskammare	Djup till grundvatten: minst 2 meter Avstånd till byggnad: > 4 meter Markens genomsläpplighet: $4.6 * 10^{-6}$ m/s	
Svackdike	Djup till grundvatten: minst 2 meter Lutning terräng: 0.5-6% Avstånd till byggnad: > 2.5 m Markens genomsläpplighet: $4.6 * 10^{-6}$ m/s	*** **

* Kan läggas närmare hus om de har tät botten och dränerande rör

** Kan läggas där det finns mer ogenomsläpplig jord ifall det kopplas ett rör till ledningsnätet eller närliggande recipient

*** Kan läggas i brantare lutning men kräver vatten hållande åtgärder såsom terrasser eller andra vattenhållande åtgärder

4.5 Implementering

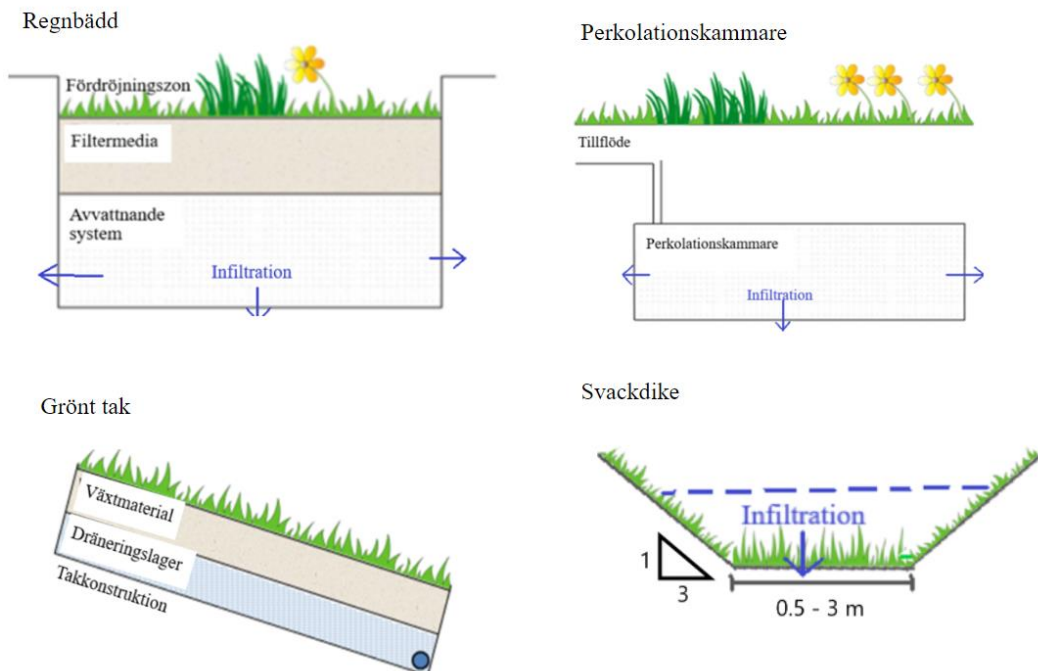
När kriterier är definierade för de olika lösningarna användes de sedan för att skapa kartor där lämpliga platser är markerade vilka användes för att bestämma var de olika lösningarna är rimliga att implementera. Hur de placerades ut och hur de dimensionerades presenteras enligt nedan.

4.5.1 Val av plats

Vid val av lösning för de olika platserna spelar olika faktorer roll. Som tidigare nämnt lämpar sig växtbaserade lösningar bättre för situationer då dagvattnet är mer förorenat, såsom för trafikerade vägar. Med detta i åtanke kommer regnbäddar implementeras vid mindre vägar såsom villakvartersvägar medan svackdiken kommer implementeras vid större vägar där det förekommer mer trafik. Perkulationskammare kommer implementeras vid övriga hårdgjorda ytor såsom parkeringar och lastplatser. Orsaken för detta är dels för enkelhetens skull vid implementeringsfasen, dels för att bibehålla parkeringsplatser, då Veberöds fördjupade översiktsplan vill fokusera på att behålla och införskaffa pendlarparkeringar i tätorten för att underlätta byte till kollektivtrafik (Lunds kommun, 2021a). För enkelhetens skull dimensionerades lösningarna på ett standardiserat sätt i implementeringsfasen. De olika lösningarna och dess utformning som implementerades i denna rapport visas i figur 12.

4.5.2 Implementeringsmetodik

Samtliga regnbäddar hade en fördröjningszon på 300 mm, filtermaterial på 300 mm och det avvattnande systemet bestod av ett 400 mm tjockt lager, vilket ger ett totalt djup från markytan på en meter, se figur 12. Ytformen för en regnbädd rekommenderas att vara 2-11 % av arean för ytan som bidrar med avrinning (Larm & Blecken, 2019). I denna rapport var regnbäddarna cirka 2 % som är rekommendationen för minsta storlek. Perkulationskammarna som implementerades har ett djup på en meter, där ytformen formen anpassades till den bidragande ytans storlek. I verktyget LAR potential kan basytan vara mellan 4–40 % av den bidragande ytan, vilket i rapporten bestämdes att vara 4 % (Klimatilpasning, 2022). Dimensionerna för gröna tak bestod av ett 70 mm tjockt växtmaterial över ett 30 mm dränerande lager.



Figur 12: Principlösning för de olika blå-gröna lösningarna. Bilderna är anpassade efter bilderna i verktyget LAR potenziale (Klimatilpasning, 2022).

För att få en uppskattning kring hur många regnbäddar som är möjliga att implementera i hela området analyserades två typiska villaområden i detalj där så många regnbäddar som möjligt föreslogs med hänsyn till kartorna med lämpliga platser. För varje regnbädd uppskattas den bidragande ytan, vilket i rapporten var den impermeabla ytan på fastigheten. När den bidragande ytan var uppskattad valdes sedan en lämplig plats med hänsyn till utdata från *stream order* som visar flödesvägarna från den bidragande ytan. Från detta uppskattades sedan ett värde på hur många regnbäddar som implementerats per meter villaväg. Detta gjordes för båda vägarna varvid ett medelvärde sedan beräknades. Därefter beräknades den totala sträckan för samtliga villavägar vilket gav det totala antalet regnbäddar för hela området, se ekvationen enligt nedan:

$$\text{Regnbäddar per meter villaväg} \left[\frac{\text{st}}{\text{m}} \right] * \text{Sträcka villaväg [meter]} = \text{antalet regnbäddar [st]}$$

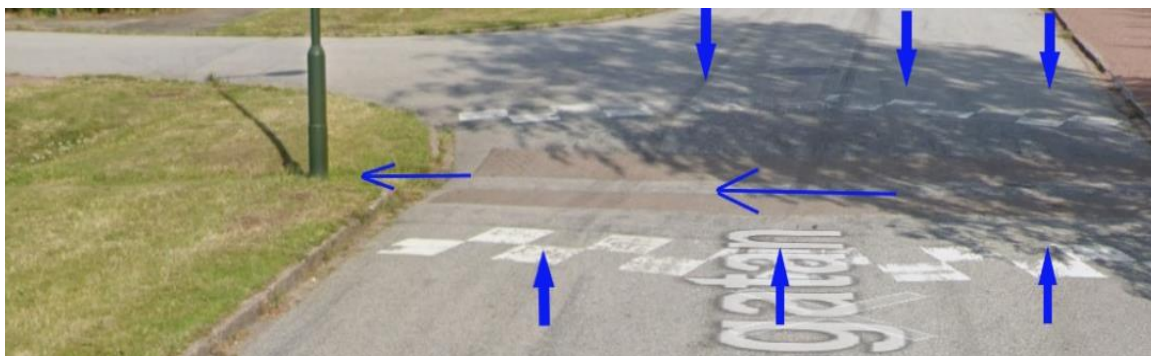
Vid implementering av gröna tak summerades arean för samtliga tak som uppfyllde kriterierna enligt tabell 2. Lutning för samtliga tak beräknades som ett medelvärde av varje pixel i takytan. Perkulationskammarna placerades ut vid de allmänna parkeringarna där hela parkeringsarean antas vara den bidragande arean.

Svackdiken implementerades på de större vägarna som har mer trafik. De implementerades där det fanns utrymme, vilket sedan validerades med hjälp av Google maps för att få en bättre uppfattning huruvida det är möjligt att få in ett svackdike. Svackdikena hade en trapetsform. Dimensionen på svackdikena bestämdes genom att ett djup och bottenbredd antogs, vilket efterföljdes av att bottenbredden och sidorna uppskattades för att hamna inom tidigare bestämda rekommendationer (stycke 4.4.3). Tvärsnittsarean beräknades sedan enligt ekvation 2, där B är svackdikets bottenbredd och h är djupet på diket.

$$Tvärsnittsarea = B * h + 3 * h^2$$

Ekvation 2

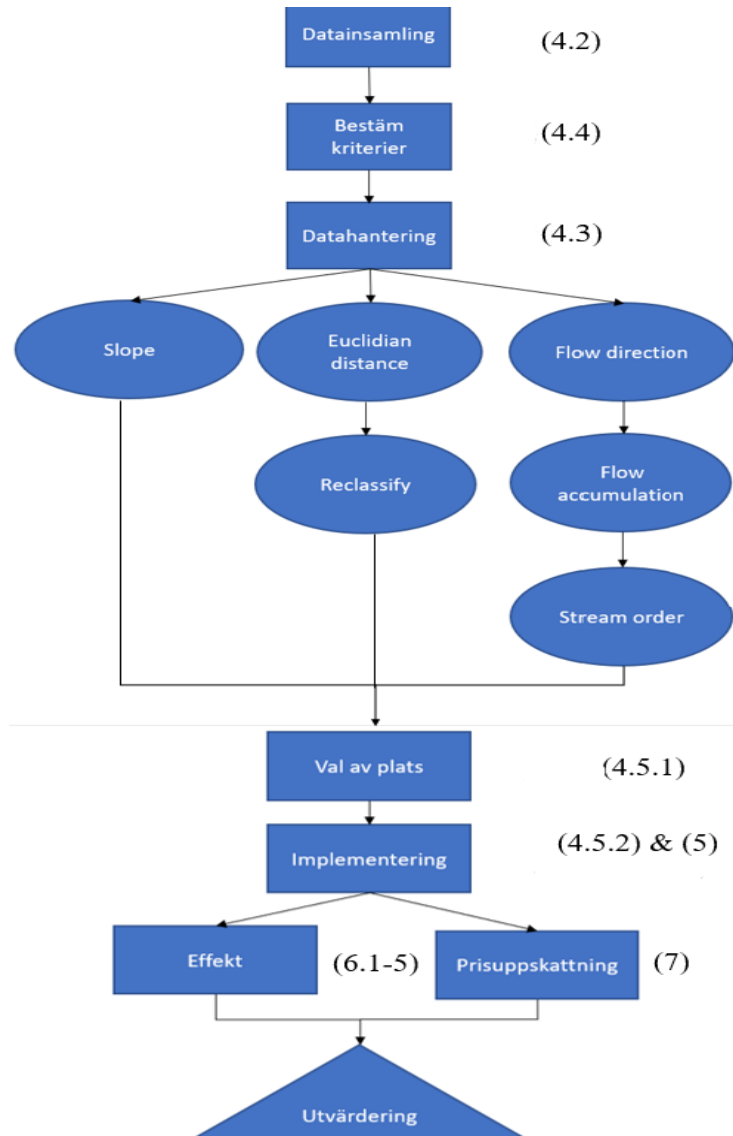
Vägar utformas ofta på ett sätt där hälften av vattnet rinner åt vardera håll där det sedan rinner längs med vägen tills de når en brunn. I denna rapporten kommer det antas att allt vatten från vägen transporteras till svackdike som placeras på ena sidan av vägen. Ett exempel på hur vatten kan ledas över vägen visas i figur 13.



Figur 13: Nedsänkt farthinder på Vanåsgratan i Malmö som leder vattnet över vägen till ett svackdike (Google maps, 2019).

4.6 Sammanfattning av metod

I figur 14 visas en sammanfattning över de övergripande stegen i metoden som utvecklats och använts för Veberöd i rapporten.



Figur 14: Flödesschema över metodiken som använts i rapporten, där siffrorna inom parantes anger stycket där det togs upp.

5 Rekommenderad placering av studerade lösningar

I detta stycke sammanställdes samtliga rekommendationer för de fyra olika lösningstyperna, det vill säga vilken area, antal och volym för varje lösningstyp.

5.1 Gröna tak

I analysområdet var det totalt 3 739 tak med en total area på 342 572 m², varav 1 308 tak uppfyllde kriterierna för area och lutning enligt tabell 2. Taken som uppfyllde kriterierna visas i gul markering i figur 15 och har en total area på 126 677 m² vilket motsvarar ca 37 % av samtliga tak.



Figur 15: Gulmarkerade polygoner är takytorna som uppfyllde kriterierna för gröna tak enligt tabell 2 och de röda polygonerna är områden som inte inkluderades i analysen.

5.2 Svackdiken

Fem olika platser bedömdes vara möjliga för svackdiken, vilket var vägarna Dalbyvägen (B & C), Norra Järnvägsgatan (C & D), Björkhagavägen (A & B) och Truckvägen (E). De är markerade med ljusblå ringar i figur 16.



Figur 16: Bild över vägnätet i Veberöd där platser för svackdiken är markerade på fem olika platser.

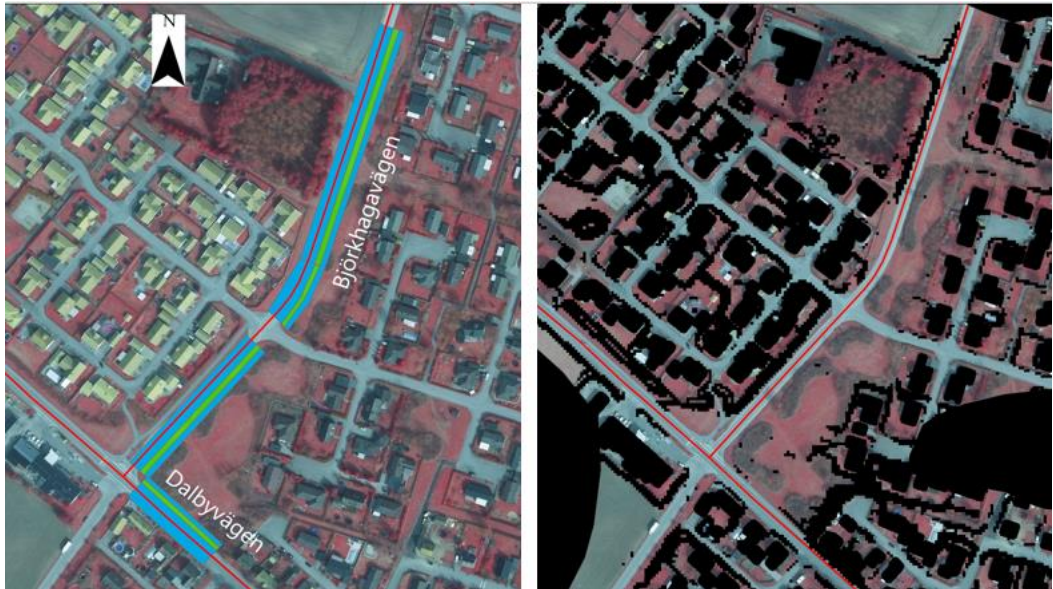
Den totala magasineringkapaciteten för samtliga svackdiken som rekommenderas i rapporten redovisas i tabell 3 enligt nedan. Den totala magasineringsvolymen för svackdiken uppskattades till 924 m^3 med en area på $3\,234 \text{ m}^2$ vilket hanterar vatten från $18\,056 \text{ m}^2$. Samtliga svackdiken dimensionerades med en bottenbredd på 0.5 meter och den totala bredden 3,5 meter och djupet 0.5 meter, vilket gav en tvärsnittsarea på en kvadratmeter.

Tabell 3: Dimensioneringsvärden för alla rekommenderade svackdiken samt en summering av dess totala magasineringkapacitet och av den totala avrinningsytan. DV står för Dalbyvägen, NJ för Norra Järnvägsatan, BV för Björkhagavägen och TV för Truckvägen.

Svackdike	Längd [m]	Area [m ²]	Volym [m ³]	Avrinnings-Area [m ²]	Area svackdike/avrinnings area [%]
DV	72	252	72.00	1509	17
DV/NJ	86	301	86.00	2012	15
NJ	140	490	140.00	3011	16
BV 1	122	427	122.00	2044	21
BV 2	225	787.5	225.00	4078	19
TV 1	66	231	66.00	1205	19
TV 2	73	255.5	73.00	1377	19
TV 3	40	140	40.00	865	16
TV 4	100	350	100.00	1955	18
Summa		3 234	924	18 056	

5.2.1 Område A och B

Vid område A och B rekommenderas tre svackdiken, markerat i grönt i figur 17. De två på Björkhagavägen hade dimensionen 3.5x122 meter och 3.5x225 meter (bredd x längd), vilket ger en magasineringkapacitet på 122 och 225 m³. Svackdiket på Dalbyvägen har dimensionen 3.5x72 meter och en volym på 72 m³. Den bidragande ytan uppskattas vara hela vägsträckan som ligger intill svackdikena samt en yta på andra sidan svackdiket där det är en gräsbeklädd yta. Den gräsbeklädda ytan antogs vara lika stor som svackdiket och bidrar med vatten i samband med ett intensivt regn då det förutsätts att infiltrationskapaciteten överskrids. Den bidragande ytan är markerat med blå färg i figur 17. Ytan på andra sidan svackdiken antogs inte bidra med vatten då vattnet hanteras av grönytan.



Figur 17: Den vänstra delen av figuren visar rekommenderade svackdiken för område A och B där grön färg är svackdiken och blå färg är ytan som bidrar med avrunnet vatten. Den högra delen visar i svart platser som inte är lämpliga.

5.2.2 Område C och D

I område C och D rekommenderas två svackdiken, ett vid korsningen mellan Dalbyvägen och Norra Järnvägsgatan med storleken 3.5x86 meter och ett på Norra Järnvägsgatan med storleken 3.5x140 meter. Magasineringskapaciteten beräknades till 86 och 140 m³, se tabell 3. Figur 18 visar placeringen av svackdikena samt dess bidragande area, vilket valdes på samma sätt som för område A och B.

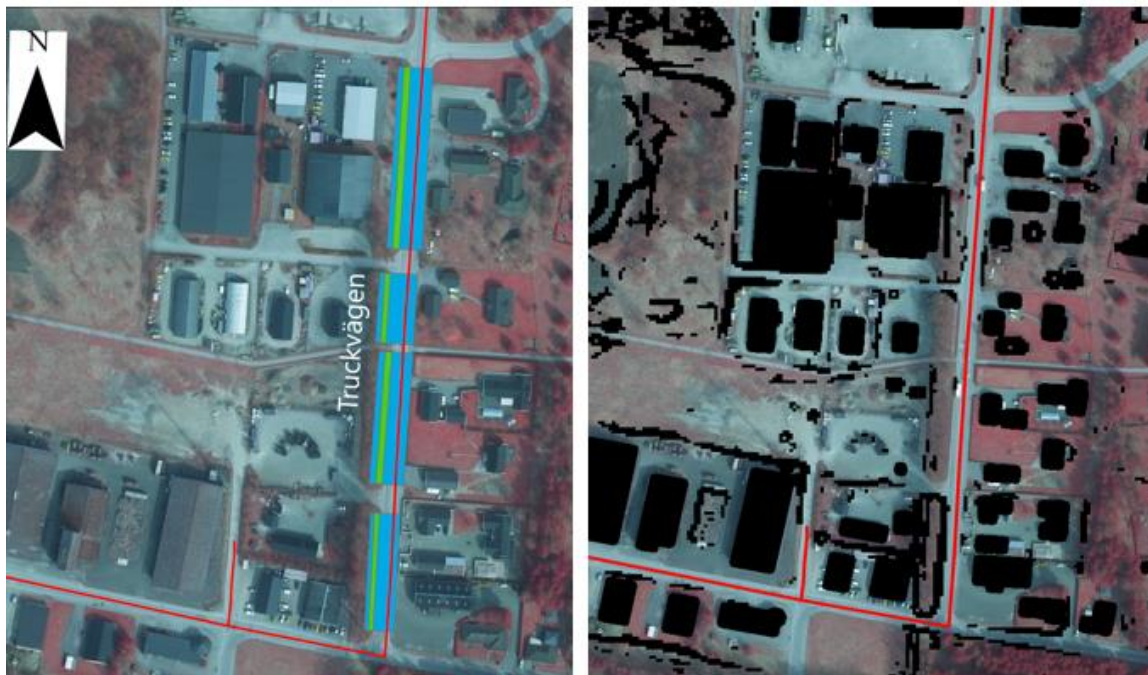


Figur 18: Rekommenderade svackdiken för område C och D visas i den övre delen där grön färg är svackdiken och blå färg är ytan som bidrar med avrunnet vatten. Den nedre delen visar i svart platser som inte är lämpliga.

5.2.3 Område E

I område E rekommenderas fyra svackdiken som ligger i mellan ett industriområde och ett bostadsområde sidan om Truckvägen där det i dagsläget är gräs och träd, se figur 19. Deras dimensioner är 3.5x66 (66m³), 3.5x73 (73m³), 3.5x40 (40m³) och 7x100 (100m³) meter. Det mest sydliga svackdiket

är lagt på en plats där det är svart markerat, vilket gjordes eftersom det svarta i detta fallet var en felaktighet på grund av träden. Figur 19 visar placeringen av svackdikena samt dess bidragande area, vilket valdes på samma sätt som för område A och B.



Figur 19: Rekommenderade svackdiken för område E där grön färg är svackdiken och blå färg är ytan som bidrar med avrunnet vatten. Den högra delen visar i svart platser som inte är lämpliga. Norr är i detta fallet uppåt i bilden.

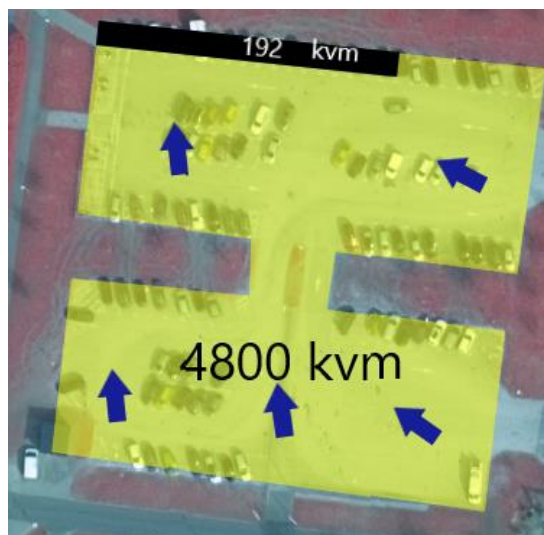
5.3 Perkulationskammare

Perkulationskammarna implementerades vid parkeringsplatserna som är markerade i figur 20. Samtliga parkeringsytor markerades manuellt då det inte fanns något färdigt gis-lager. Totalt har Veberöd 38 allmänna parkeringar vilket motsvarar en parkeringsyta på 26 286 m². Den totala ytan för perkulationskammarna blev således 1 051 m². Privata parkeringar för enskilda villor inkluderades inte.



Figur 20: Parkeringsytorna, där perkolationskammarna implementerades i byn, är markerade med gul färg

En skolparkering med storleken 4 800 m² visas i figur 21. Storleken på perkolationskammaren för parkeringen är 192 m² vilket motsvarar den svarta ytan i den övre delen av figur 21. Den placerades på den nordvästliga delen av parkeringen då lutningen går enligt de blå pilarna.



Figur 21: Parkeringsyta vid en skola. Area på ytan och perkolationskammaren, flödesvägar.

5.4 Regnbäddar

Regnbäddarna implementerades på två villavägar i byn. Den första vägen ligger i de centrala delarna av Veberöd och den andre ligger i de södra delarna. Villavägarna är markerat i gul färg i figur 22 och den större vägen genom byn i röd färg. De två villavägarna som analyserades för regnbäddar är markerat i ljusblå färg.



Figur 22: Veberöds vägnät där de gula vägarna representerar villavägarna och den röda representerar de större vägarna genom byn. De ljusblå vägarna var de som analyserades för regnbäddar.

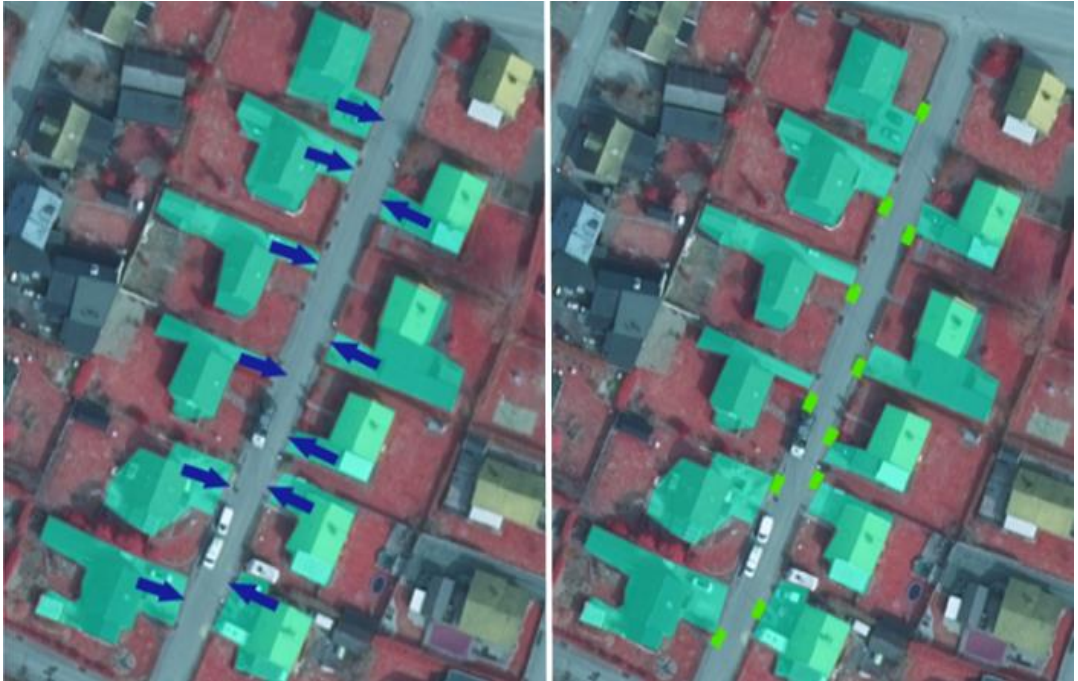
5.4.1 Villakvarter 1

Den första villavägen, se figur 23, som studerades är 140 meter lång och 8,5 meter bred där det är 12 fastigheter. Den högra delen visar vägen där områden som inte uppfyller kriterierna är markerat med svart färg.



Figur 23: Den vänstra delen anger den första villavägens längd och bredd medan den högra delen visar i svart vilka platser som inte är lämpliga för regnbäddar med hänsyn till kriterierna i tabell 2.

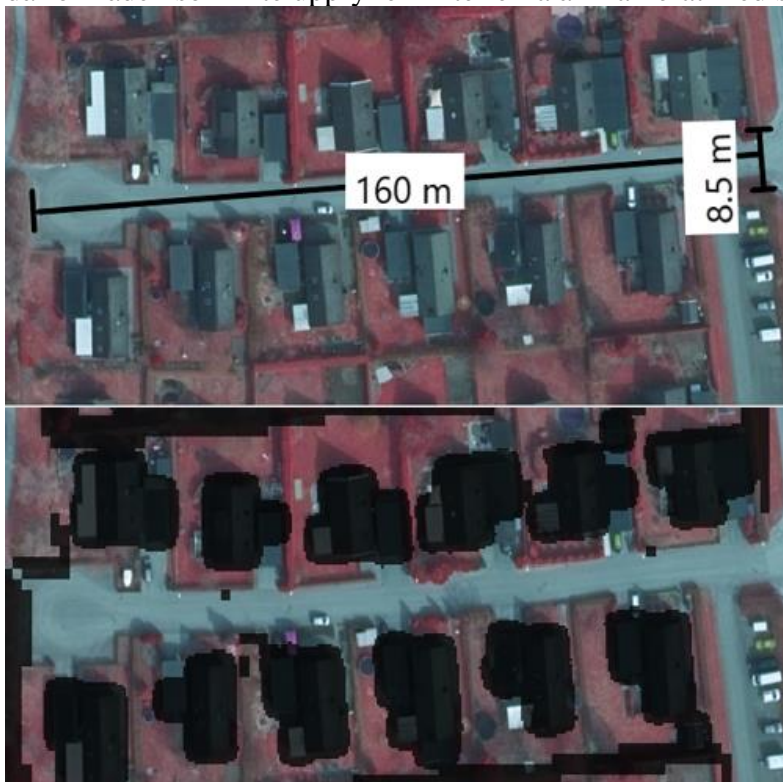
Efter att flödesvägarna studerats, observerades det att 11 av de 12 fastigheterna bidrar med avrunnet vatten till vägen. Fastigheternas bidragande area uppskattades och markerades ut med turkos färg i figur 24. Med hjälp av flödesvägarna uppskattades även var vattnet rinner ut från fastigheten, vilket markerades ut med en blå pil. Medelvärde av de bidragande ytorna beräknades till 266 m^2 , vilket ger storleken på en regnbädd som motsvarar 5.3 m^2 . Vilket utformades med dimensionen 3 meter i längd och 1.77 meter i bredd. Regnbäddarnas placerades intill utloppet från varje fastighet och är markerat i ljusgrön färg i figur 24. I detta förslaget antogs det att rör leder vattnet från ytorna till regnbäddarna. Detta förslaget ger en regnbädd per 12,7 meter villaväg.



Figur 24: Den vänstra delen visar vilka fastigheter som bidrar med vatten till vägen (turkos) samt vart vattnet rinner ut (blå pil). Den högra bilden visar regnbäddarnas placering i relation till de bidragande ytorna (ljusgrönt).

5.4.2 Villakvarter 2

Den andra villavägen som studerades är 160 meter lång och 8,5 meter bred där det är 12 fastigheter, se vänstra delen av figur 25. Den högra delen visar vägen där områden som inte uppfyller kriterierna är markerat med svart färg.



Figur 25: Den vänstra delen anger den andra villavägens längd och bredd medan den högra delen visar vilka platser som inte är lämpliga, med svart färg, för regnbäddar med hänsyn till kriterierna i tabell 2.

Den uppskattade medelarean för bidragande yta var 280 m^2 för denna villaväg och i detta fall bidrog samtliga fastigheter med vatten till vägen. Regnbäddarnas storlek med hänsyn till den bidragande ytan motsvarade en area på 5.6 m^2 . De utformades med dimensionen 3 meter i längd och 1.87 meter i bredd. Regnbäddarna placerades ut på samma sätt som för den första vägen och deras platser visas i figur 26. Detta ger en regnbädd per 13.3 meter villaväg.



Figur 26: Den vänstra delen visar vilka fastigheter som bidrar med vatten till vägen (turkos) samt vart vattnet rinner ut (blå pil). Den högra bilden visar regnbäddarnas placering i relation till de bidragande ytorna (ljusgrönt).

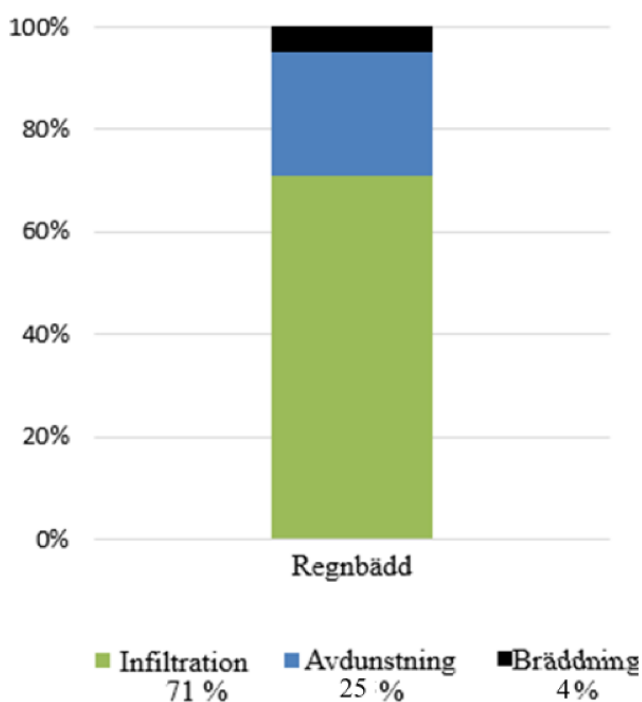
Regnbäddstätheten och regnbäddsstorleken för hela området beräknades som medelvärdet mellan villaväg 1 och 2, vilket blev 13 meter per regnbädd och 5,45 m². Sträckan villaväg beräknades till 35 463 meter vilket resulterade i att det totalt får plats med 2 728 regnbäddar i hela Veberöd.

6 Effekt av studerade lösningar

Följande del redovisar den uppskattade hydrauliska effekten av de olika lösningarna. Det redovisas i form av en vattenbalans över ett år samt ett diagram som visar magasineringskapaciteten i samband med ett regn med varaktigheten 60 minuter.

6.1 Regnbäddar

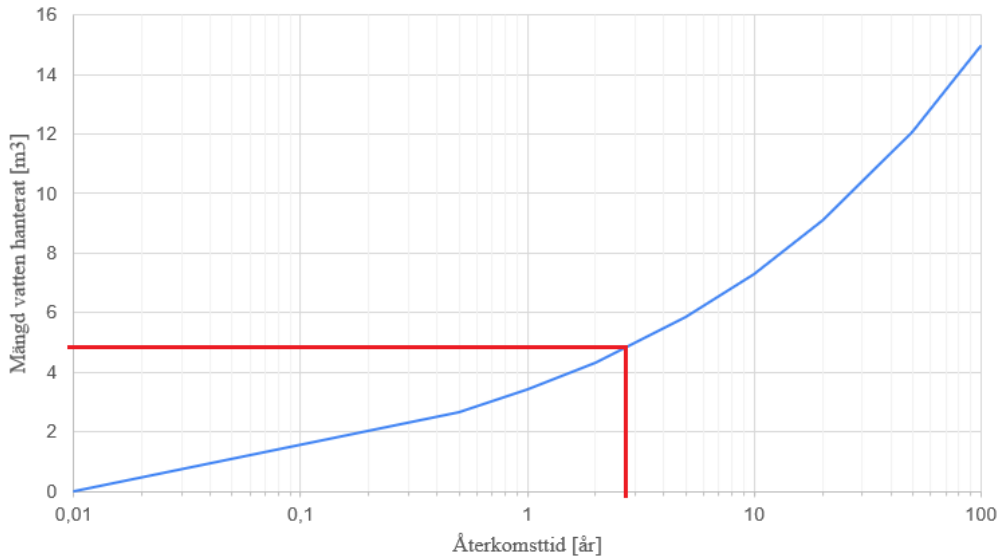
Vattenbalansen för ett år för en regnbädd visas i figur 27. Där 71 % av vattnet som når regnbädden infiltrerar ned i marken (426 mm), 25 % avdunstar (144 mm) och 4 % bräddar över (30 mm). Detta kan jämföras med situationen utan en regnbädd där 25 % hade avdunstat och resterande 75 % hade nått ledningsnätet.



Figur 27: Vattenbalans för en regnbädd över ett år.

Förmågan att motverka översvämning för en regnbädd vid extrema händelser visas i figur 28, där visas en kapacitet till att hantera regn med återkomsttid upp till cirka 1.8 år.

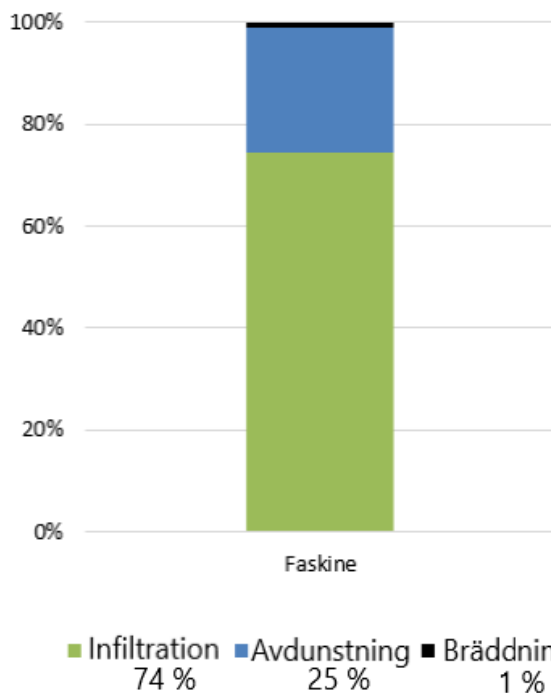
Översvämning regnbädd



Figur 28: Magasineringskapacitet för en regnbädd, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på ca 2 år.

6.2 Perkulationskammare

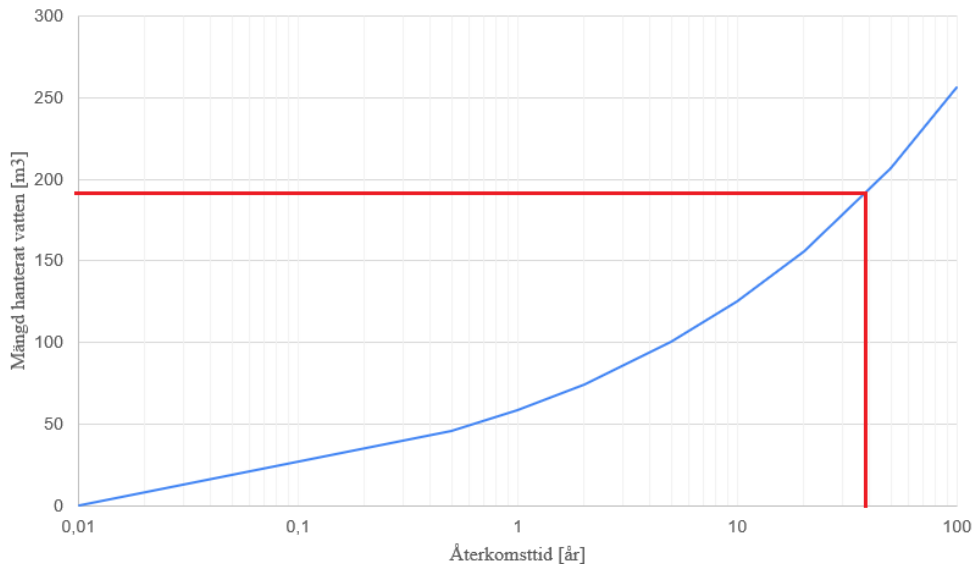
Perkulationskammarnas vattenbalans visas i figur 29. Av vattnet som når kammarna infiltrerar cirka 74 % ned i marken (444 mm), 25 % avdunstar (150 mm) och 1 % (6 mm) av nederbörden bräddar över och når ledningsnätet. En jämförelse kan göras med en situation där det inte hade funnits en perkulationskammare, vilket hade lett till att 75 % av vattnet hade nått ledningsnätet.



Figur 29: Vattenbalans för en perkolationskammare över ett år.

Perkolationskammarnas förmåga att motverka översvämningar vid extrema händelser visas i figur 30. Där kan man se en kapacitet till att hantera regn med återkomsttid upp till cirka 39 år. I grafen i figur 30 visas kapaciteten för perkolationskammaren på skolparkeringen.

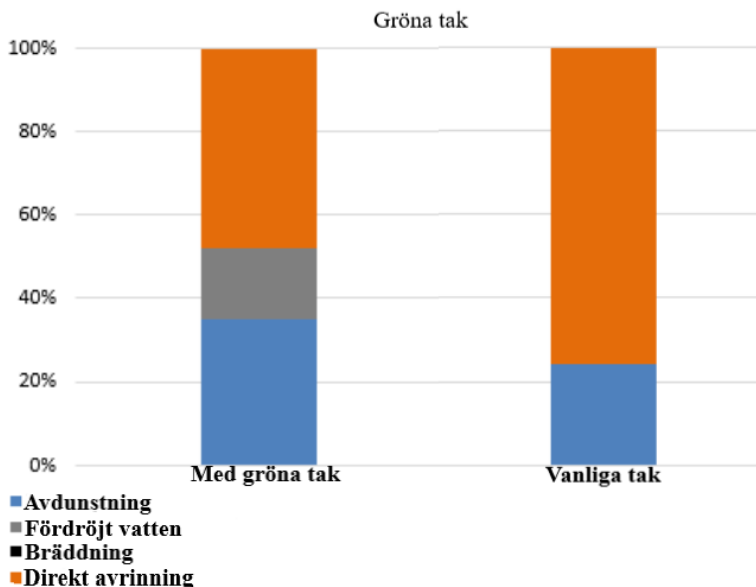
Översvämning perkolationskammare



Figur 30: Magasineringskapacitet för en perkolationskammare, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på 39 år.

6.3 Gröna tak

Den totala effekten av gröna tak visas i jämförelsen av vattenbalanser i figur 31. Att implementera gröna tak på 37 % av total takarea ger en ökad avdunstning från cirka 25% till 33 %. Detta betyder att det blir en ökning av avdunstning på 8 %, vilket motsvarar att 48 mm i nederbörd för ett år. Det leder även till att 20 % av nederbörden fördröjs i vegetationen vilket motsvarar 120 mm nederbörd, se figur 31. Resterande vatten rinner av direkt opåverkat till ledningsnätet.



Figur 31: Vattenbalans för ett grönt och ett vanligt tak över ett år.

En jämförelse för vattenbalanserna mellan före och efter implementerandet av de gröna taken visas i tabell 4 enligt nedan.

Tabell 4: Vattenbalansen före och efter implementerandet av de gröna taken [m³].

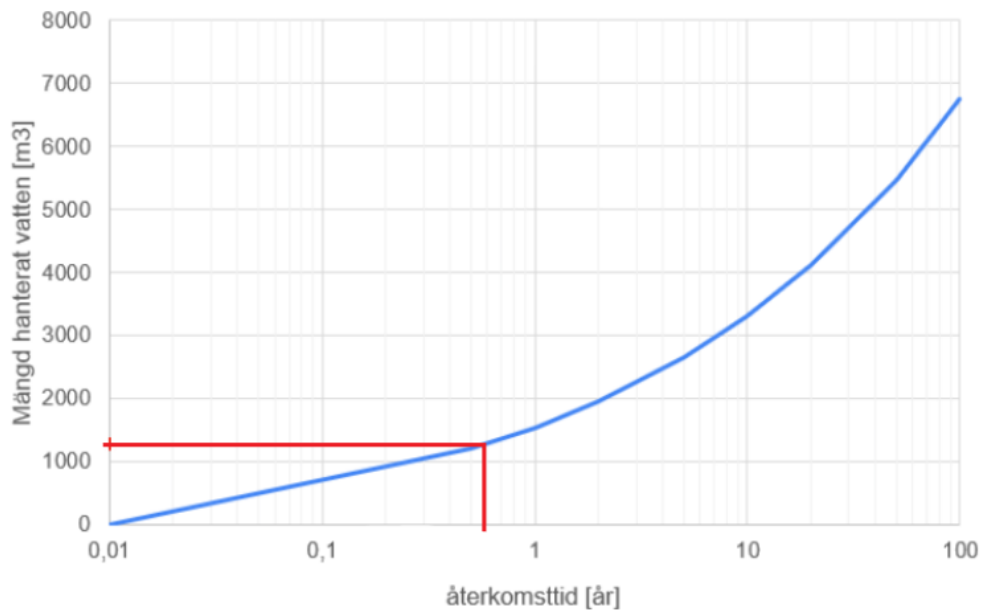
	Avdunstning [m ³]	Fördröjning [m ³]	Direkt avledning [m ³]
Före	51 386	-	154 157
Efter	57 470	15 210	132 863

Gröna tak kan fördröja och magasinera de första 10 mm av ett regn innan en direkt avrinnings börjar ske vilket motsvarar en total volym på 633 m³, vilket beräknades enligt:

$$126\,677\text{ m}^2 * 0.01 = 1\,267\text{ m}^3$$

Mängden motsvarade ett regn med återkomsttiden 0.58 år (ca 7 månader) med varaktighet på 60 minuter, se figur 32.

Översvämning gröna tak

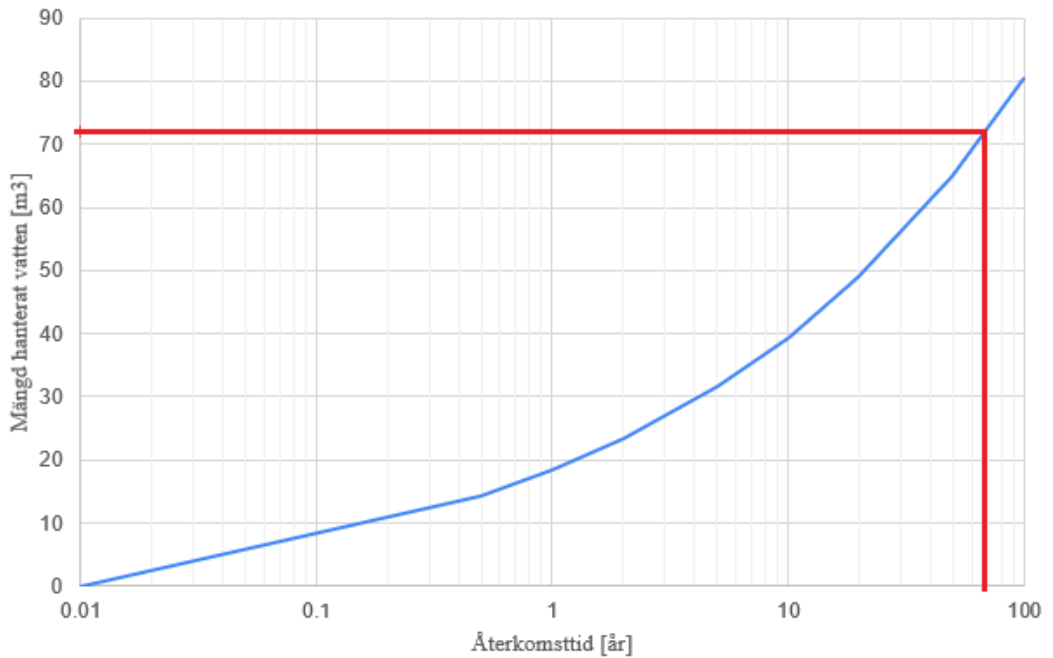


Figur 32: Fördröjnings- och magasineringkapaciteten för samtliga lämpliga gröna tak, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på 0.58 år.

6.4 Svackdiken

Kapaciteten för det rekommenderade svackdiket på Dalbyvägen kan hantera ett regn återkomsttid på 67 år, se figur 33 med hänsyn till den bidragande ytan i figur 17.

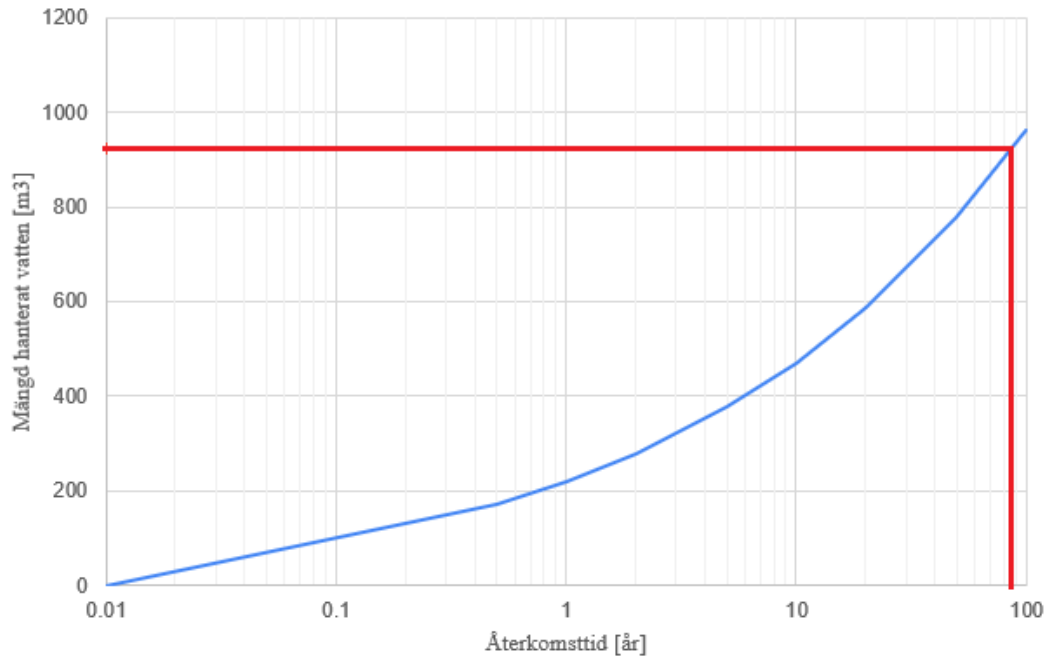
Översvämning svackdike



Figur 33: Magasineringskapaciteten för ett rekommenderat svackdike på Dalbyvägen, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på 67 år.

Figur 34 visar den summerade magasineringskapaciteten för samtliga svackdiken och dess summerade bidragande area där det jämförts med återkomsttider på nederbörd. I detta fallet klarar samtliga svackdiken av att hantera ett regn med återkomsttid på 85 år.

Översvämning svackdike

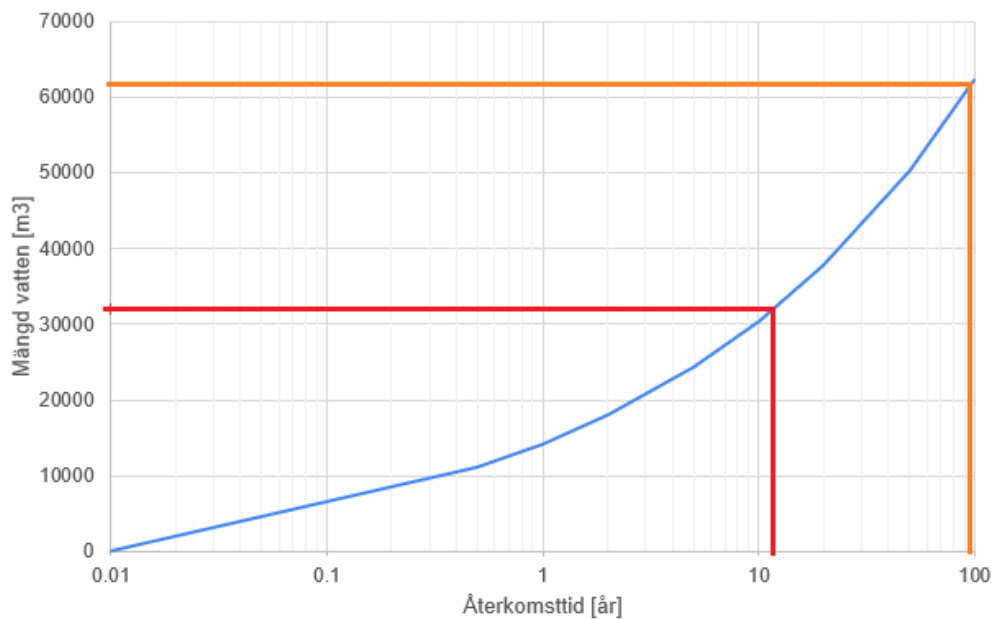


Figur 34: Magasineringskapaciteten för summan av samtliga svackdiken, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på 85 år.

6.5 Total effekt av samtliga lösningar

Total volym vatten som kan magasineras av samtliga lösningar är 32 687 m³. Detta motsvarar ett 12 års regn då analysområdet antogs vara ett eget avrinningsområde, se röda grafen i figur 35. De rekommenderade lösningarna tillsammans med ledningsnätet, som är dimensionerat för ett 10 års regn, kan de hantera ett 95 års regn, se den orangea grafen i figur 35.

Översvämning samtliga lösningar



Figur 35: Magasineringskapacitet samtliga rekommenderade svackdiken, gröna tak, perkolationskammare och regnbäddar, vilket motsvarar ett regn med varaktighet på 60 minuter med en återkomsttid på ca 95 år. Röd linje motsvarar rekommenderade lösningar medan orange visar ledningsnätets kapacitet tillsammans med de rekommenderade lösningarna.

7 Pris för studerade lösningar

En exakt kostnadsuppskattning av olika dagvattenlösningar är svårt då det är flera faktorer som spelar en viktig roll för det slutliga priset. Platsspecifika faktorer påverkar kostnaden mycket, där exempelvis ett och samma arbete kan kosta 70 % mer för en bergig mark typ jämfört med en åkermark (Söderberg, 2020). För att åstadkomma en så exakt uppskattning som möjligt är det viktigt att ta hänsyn till livslängden för olika lösningar vilket kan variera anmärkningsvärt. Som exempel på detta kan livslängden för en perkolationskammare variera mellan 25–50 år (Stockholm Vatten och Avfall, u.å.).

Priset av rekommenderade lösningar är en grov uppskattning där investeringskostnaden för de olika lösningarna uppskattades genom en jämförelse av två olika källor från svenska studier och konsultutredningar. Kostnaden som sedan användes i den totala beräkningen är medelvärdet mellan medeltalet för varje kostnadsintervall. Medeltalet för varje kostnadsintervall beräknades först om till dagens värde med hjälp av SCB:s prisomräkningsverktyg (SCB, u.d.). Resultatet redovisas i tabell 4 i enheten kronor per kvadratmeter men i vissa fall angavs enheten i kronor per kubikmeter. Det beräknades om med hjälp av de bestämda dimensionerna redovisade i (4.5.2) och (5.2). Långsiktiga och rörliga kostnader inkluderades inte i uppskattningen. Likväl inkluderades inte de övriga nyttorna av lösningarna.

Tabell 5: Kostnadsuppskattning för de rekommenderade åtgärderna.

Lösning	Kostnadsuppskattningar [kr/m ²]	Medelvärde [kr/m ²] i dagens penningvärde	Storlek [m ²]	Total Kostnad [kr]
Gröna tak	300–600 (SMHI, 2019)	498	126 677	63 100 000
	250–700 (Erlandsson, 2017)			
Regnbädd	10 000 (Vatteninformationssystem Sverige(b), 2020)	9 653	14 868	143 520 000
	6000–10000 (Sjöholm, 2017)			
Svackdike	360 (Vatteninformationssystem Sverige(c), 2020)	874	5390	4 700 000
	1300 (Söderberg, 2020)			
Perkolationskammare	6000 (Vatteninformationssystem Sverige(a), 2020)	15 789	1 051	16 600 000
	24 000 (Lundh, 2020)			
			Summa:	227 900 000

Den totala kostnaden uppskattades vara cirka 228 miljoner kronor för samtliga rekommendationer, se tabell 5.

Lösningarnas pris per kubikmeter magasinerat vatten visas i tabell 6 enligt nedan. Där svackdiken kostade har lägst kostnad på ca 5000 kr/m³ medan gröna tak har högst på ca 50 000 kr/m³.

Tabell 6: Kostnad per magasinerad kubikmeter för samtliga lösningar.

	Total volym för rekommenderade lösningar [m ³]	Total kostnad [kr]	Kostnad per kubikmeter [kr/m ³]
Svackdike	924	4 700 000	5 087
Regnbädd	14 867	143 520 000	9 654
Perkolationskammare	1051	16 600 000	15 794
Gröna tak	1267	63 100 000	49 802

8 Diskussion

Enligt vattenbalanserna för svackdiken, perkolationskammare och regnbäddar kommer majoriteten av allt vatten att hanteras lokalt vid lösningen via infiltration och avdunstning om man tittar över ett år. Enligt vattenbalansen för de gröna taken kommer 20 % av allt vatten som faller på ytan att fördröjas tillsammans med en ökning på 8 % i avdunstning. Det betyder att allt detta vatten kopplas bort från och avlastar ledningsnätet. Det skulle leda till att flödet i bäcken som går igenom byn skulle minskas, vilket i sig skulle leda till en mer rening av vattnet men även mindre erosion kring bäcken. Mer rening skulle ske eftersom mer vatten skulle infiltrera ned i marken istället för att ledas via ett underjordiskt rör där reningen i princip är obefintlig. I samband med ett kraftigt regn där bäcken bräddar, sker det en dämningseffekt (Liro, 2014). Detta leder i sin tur till att det sker mer erosion vilket är ett problem i centrala Veberöd där vissa hus ligger intill bäcken vars stabilitet skulle kunna riskeras. Om lösningarna tillsammans kan koppla bort majoriteten av vatten från staden skulle det minska dessa erosionsrisker.

Vid en analys av lösningarnas förmåga att hantera en översvämning gav svackdikena bäst resultat. Detta kan förklaras av hur den bidragande ytan definierades. Svackdikena dimensionerades med en area som motsvarade 15-21 % av ytan som bidrog med vatten till lösningen medan perkolationskammare dimensionerades med en area på 10 % och regnbäddar på 2 %. Vid applicering av svackdiken i bebyggda områden krävs det en utförlig flödesanalys där man kan uppskatta hur stor yta som egentligen bidrar med vatten. Svackdiken var även billigast per kubikmeter magasinerat vatten [kr/m^3], det vill säga mest kostnadseffektiv vid hantering av översvämningar, se tabell 6. Detta kan bero på flera orsaker som att det är ett lättare grävprojekt än de andra lösningarna samt att detta är en av de vanligare typerna av lösningar vilket gör att det finns fler erfarna personer som kan utföra jobbet då de ofta förekommer och använts i samband med vägbyggen. För att kunna dra en säker slutsats kring vilken av lösningarna som är mest kostnadseffektiv krävs det att man inkluderar rörliga kostnader som uppkommer under lösningens livslängd, vilket inte var inkluderat i denna rapporten.

Samtliga lösningars magasineringskapacitet tillsammans motsvarade ett regn med återkomsttiden 12 år, om man räknar över hela analysområdet. Tillsammans med ledningsnätets kapacitet som är dimensionerat för ett 10-års regn kan de klara ett 95-års regn enligt figur 35. Detta tyder på att lösningarna

är ett effektivt sätt att möta framtidens extrema klimat. Viktigt att poängtera är att i denna uppskattning utgicks det ifrån att all permeabel yta som uppskattades med klassificeringsverktyget antogs ta hand om allt vatten som landar där. Dock kommer antagligen en stor del av vattenmängden att rinna av ytan då ett kortvarigt och intensivt regn kommer sannolikt att överstiga infiltrationskapaciteten för ytan, vilket leder till att en större yta bidrar till avrinningen än vad som antogs i detta fall. Detta gäller samtliga lösningars effekt för att hantera ett extremt regn. I verkligheten är regnets utspridning större än det definierade avrinningsområdet. Bäckens som går igenom byn för med sig vatten från områden uppströms som även utsätts för regnet, vilket leder till att det kommer mer vatten som skall passera genom byn och då kan det ske en bräddning i bäcken. Denna effekt inkluderades inte i uppskattningen och därför kan man inte säkert säga att byn med rekommenderade lösningar kan säkras för ett 95-års regn, utan att den verkliga förmågan är lägre. Vid en liknande studie i framtiden är det viktigt att ha i åtanke hur områdena uppströms kommer bete sig och påverka områdena nedströms.

8.1 Kostnadsuppskattning

Priset för samtliga kostnader uppskattades vara 228 miljoner kronor, vilket enligt figur 35 uppskattades kunna hantera ett 95-års regn som varar en timme. Detta betyder att byn kan säkras för ett 95-års regn för 228 miljoner om regnet enbart hade fallit inom byns definierade gränser enligt figur 8.

Kostnadsuppskattningen som ingick i rapporten ämnade att skapa en grov uppskattning kring vad det skulle kosta att implementera alla lösningar. Denna kostnadsuppskattning visade att osäkerheten var störst för perkolationskammare där priset varierade mellan 6 000 och 24 000 kronor. Orsaken till att perkolationskammare har en större osäkerhet kan bero på flera orsaker. Kanske beror det på att det kräver mer grävande i jämförelse med de andra lösningarna då perkolationskammarna behövs placeras längre ned i marken samt ett återställande av den befintliga ytan om man installerar det under t.ex., en parkering. Det är även viktigt att poängtera att kostnadsuppskattningen var baserad på två källor för respektive lösning, där de var uppskattade ifrån tidigare erfarenheter där det varit olika lokala förutsättningar. För att få en mer träffsäker och bättre uppfattning kring osäkerheter bör fler källor och platsspecifika faktorer inkluderas.

För att ställa den totala kostnaden i relation till vad en kostnad för en översvämning kan landa, kan man titta på översvämningen i Malmö 2014. Skyfallet kostade Malmö stad 600 miljoner kronor, vilket är uppskattat från försäkringsbolagens skadeanmälningar, vilket motsvarar en kostnad per invånare i Malmö på 1744 kr/person (Stadsbyggare, 2016). Omräknat till dagens värde skulle det priset ligga på cirka 2000 kr/person. En grov omräkning till Veberöd där det bor cirka 5500 invånare skulle motsvarande skyfall kosta det 11 miljoner kronor, vilket motsvarar ca 5 % av kostnaden för investeringen. Det skulle betyda att om detta skyfall skulle ske 20 gånger under lösningarnas livslängd, som uppskattas vara 50 år, skulle investeringskostnaden täcka upp översvämningskostanden. Då detta regn som föll över Malmö var ett 200 års regn, enligt SMHI (2021b), kan det rekommenderade förslaget anses vara icke hållbart ur ekonomisk synpunkt. Tar man dock hänsyn till att skyfall väntas ske oftare i framtiden på grund av klimatförändringar och indirekta kostnader i samband med översvämningar samt beaktar de nyttor denna investering skulle medföra kan det rekommenderade förslaget kanske vara en rimlig väg för att klimatanpassa Veberöd för framtiden (Read, Karras, Sörensen, & Cedergren, 2016).

Vid en fullskalig implementering av blå-grön infrastruktur är det viktigt att ta hänsyn till nyttor så kostnaden kan ställas i relation med alternativa lösningar såsom att öka rörens dimensioner. Som tidigare nämnts, tillför blå-grön infrastruktur flertalet positiva effekter som en mer behaglig stadsmiljö, bullerreducering, förbättrad biologisk mångfald m.m. Det finns metoder för att uppskatta nyttor för BGI som det brittiska verktyget B£ST och det holländska verktyget TEEB (Blecken, Hamann, Ashley, & Viklander, 2020). Båda verktygen är anpassade efter lokala värden för olika nyttor där det uppskattas ett monetärt värde av dem, vilket möjliggör ett mer tydligt perspektiv av lösningarnas fördelar. Men detta innebär samtidigt att det förekommer fler osäkerheter än vad som redan finns då sådana monetära värden behöver uppskattas, vilket kan vara svårt. En sådan metod med specificerade svenska värden skulle kunna vara ett intressant och användbart komplement till denna metod. SWECO har utvecklat en metod för att uppskatta detta genom att kombinera metoden TEEB och en guide för värdering av ekosystemtjänster framtagen av Naturvårdsverket (Read, Karras, Sörensen, & Cedergren, 2016), vilket skulle kunna användas för detta syfte. Vad som även hade varit ett bra tillskott till kostnadsuppskattningen hade varit att man inkluderat rörliga kostnader som tillkommer under lösningens livslängd. Det kan dock vara svårt

att uppskatta då lösningarnas livslängd varierar mycket och för med sig mer osäkerheter vilket även gäller för underhållskostnader.

8.2 Kriterier

En del av metoden var att definiera olika kriterier för vad som gör en stadsyta lämplig för de fyra olika lösningstyperna. Kriterierna var avståndet till grundvattnet, lutningen på ytorna, aktivitet på platsen, avstånd till bebyggelse samt jordens permeabilitet.

I rapporten valdes lösningarna utifrån dess förmåga att rena dagvattnet, där vegetationsbaserade lösningar som regnbäddar och svackdiken placerades vid vägar. Dock finns det osäkerheter i detta då det skulle kunna vara så att det förekommer mer föroreningar på parkeringsplatser eftersom fler bilar startas och körs i lägre växel vilket kan leda till mer utsläpp om motorerna skulle vara kalla men även att andra aktiviteter som biltvätt skulle kunna vara mer förekommande på parkeringsplatser i området. Då hade det kanske varit mer lämpligt med regnbäddar. Ett annat sätt att se på valet av plats kan vara att helt utgå ifrån behovet på platsen. Det skulle kunna vara så att platser i behov av mer grönska av sociala orsaker eller så är det istället viktigare med att bibehålla hårdgjorda ytor som de är, till exempel i samband med parkeringsplatser.

Grundvattenkriteriet påverkar samtliga ytor där det är en grundvattennivå nära ytan. I studien påverkades enbart ytorna intill vattendragen och vattenytorna i studien eftersom grundvattnet för övriga ytor ligger djupt. Vid en analys av blå-gröna lösningars lämplighet är detta ett viktigt kriterium för att ha en god grundvattenbildning samt att minska risken för att grundvattnet blir förorenat. För att bedöma detta kriterium krävs det tillräckligt med data. I fallet för Veberöd hade mer mätvärden gett en bättre grund för utvärderingen av lösningarnas lämplighet med hänsyn till grundvattnet. Dock vet man att det är sandig jord i området och från det kan man dra slutsatsen om att grundvattennivån kanske inte kommer variera allt för mycket i området. Det optimalaste hade varit flera mätpunkter utspridda i byn som uppdaterats med jämna mellanrum då enstaka data från mer än 10 år tillbaka kan vara missvisande. Vissa av punkterna visade även orimliga värden som att grundvattennivån var i höjd med marken där det är ett hus idag. Det är även viktigt att veta hur nivåerna fluktuerar över året då ett mätvärde kan vara antecknat under en torr period och visa ett minimivärde. Dränering kring hus

och vägar påverkar även grundvattennivåerna vilket kan ha en inverkan på grundvattnets tillstånd. Denna inverkan inkluderades inte i studien.

Lutningskriteriet användes för regnbäddar, svackdiken och gröna tak. Kriteriet användes dels på grund av tidigare erfarenheter från andra studier men också för att standardisera och förenkla lösningarna som skulle analyseras genom att exkludera de olika kompletteringsmöjligheterna. Till exempel kan man använda sig av dammar för att kunna anlägga svackdiken i områden med större lutning. Detta kriterium gjorde att ca 63 % av samtliga tak var olämpliga och var den främsta anledningen till vad som påverkade möjligheten för gröna tak. Det är fullt möjligt att implementera gröna tak på i stort sett alla typer av tak om den ansvariga är redo att göra de tillkommande åtgärderna som höjer kostnaden. Likaså är det för de andra lösningarna. För svackdiken är det möjligt att placera dammar, om lutningen är för stor, för att bromsa vattnet så att det inte får en för hög hastighet och för regnbäddar kan man använda sig av olika vattenhållande komplement som kantstens- och terrasskonstruktioner. Dock valdes detta kriterium för studien för att ta hänsyn till ekonomiska aspekter som alltid är en kritisk faktor samt att information och erfarenheter kring exakta kostnader och utförande för sådana tilläggskostnader var bristfällig.

Gällande kriteriet för markens genomsläpplighet där områden med lägre hydraulisk konduktivitet bedömdes olämpliga finns förfaranden som skulle möjliggöra lösningarna ändå. Till exempel hade regnbäddar kunnat kopplas till ledningsnätet med rör så att funktionen istället blivit av det fördröjande slaget. Således kan man säga att lutning och markens genomsläpplighet inte nödvändigtvis behövt vara kriterier som styr huruvida lösningarna är lämpliga eller ej.

8.3 Metoden

Visualiseringen skapad av verktyget LAR potentiale är ett enkelt verktyg som ger en snabb och grov uppskattning av vad effekten blir av en rad olika lösningar. Det är intressant för ett duplikatsystem, som i Veberöds fall, där studien exempelvis visade hur mycket vatten som årligen hanteras lokalt och renas till en större grad på grund av lösningarna samt hur mycket vatten som inte avleds till vattendraget genom byn. Att få en uppskattning kring hur

mycket dagvatten som kopplas bort från ledningsnätet är något som även skulle vara av stort intresse för ett reningsverk som får vatten från ett kombinerat avloppssystem då det skulle innebära en kapacitetsökning. I verktyget antas det att allt regn som når lösningen som överstiger infiltrationskapaciteten direkt bidrar till bräddning och tillskott till ledningsnätet. I verkligheten är marken inte en jämn yta utan det kommer ansamlas vatten i mindre svackor likväl som vatten rinner av snabbare på mindre förhöjningar, vilket påverkar mängden vatten som rinner av till en viss grad.

Verktyget LAR potentiale är anpassat för danska förhållanden där vattenbalanserna skapats av mätdata, vilket skulle kunna påverka resultatet. Dock är Veberöd relativt nära Köpenhamn geografiskt, vilket gör att denna distans inte bör påverka resultatet särskilt mycket. En annan skillnad som kan påverka resultatet är intervallet av hydraulisk konduktivitet där programmet är giltigt. Detta intervall är satt till $2.78 \cdot 10^{-8}$ och $3.35 \cdot 10^{-5}$ m/s, vilket gör att verktyget enbart är giltigt för mark med lägre konduktivitet än det som förekom i Veberöd. I verkligheten skulle således mer vatten kunna infiltrera än vad som angavs i vattenbalanserna, dock infiltrerade redan majoriteten av allt vatten över år så denna begränsningen hade antagligen inte påverkat resultatet särskilt mycket. Andra aspekter som ej inkluderades i vattenbalanserna och magasineringsskapaciteten var lösningsspecifika aspekter. Till exempel för regnbäddar kan olika filtermaterial väljas med stor skillnad i infiltrationshastighet, vilket kan väljas för att prioritera rening eller mängden vatten eller för svackdiken där det kan planteras växtligheter i olika skalor vilket hade påverkat resultatet.

Fördelen med använda sig av LAR potentiale är att det inte kräver detaljerade hydrologi- eller modelleringskunskaper för att få fram en uppskattning kring lösningarnas hydrologiska effekt. Det enda som krävs är ett representativt värde för den hydrauliska konduktiviteten, årsnederbörden samt hur stor yta som bidrar med dagvatten. Att uppskatta ytan som bidrar med vatten kan uppskattas likt i detta arbetet men för en mer korrekt och noggrann uppskattning hade ledningsnätets utformning kunnat ingå då brunnar, utlopp och ledningar påverkar hur vattnet rör sig. Till exempel kan det vara så att vissa fastigheter redan hanterar vattnet lokalt genom att takvatten leds ut på en gräsmatta, vattentunna eller en rabatt medan vissa är direkt kopplade till rörnätet. Verktyget begränsas av att det utformats för Köpenhamns hydrologiska och geologiska förhållanden (Lerer, Danielsen, Nielsen, &

Mikkelsen, 2015). Detta gör att det uppkommer osäkerheter och brister ifall verktyget skulle användas för en plats som annorlunda geologi och/eller nederbördsförhållanden.

Markklassificerings vertyget i ArcGIS som användes för att uppskatta andelen hårdgjord yta visade en god förmåga att klassificera analysområdet. Dock förekom några felaktigheter på grund av olika orsaker, såsom skuggor, som gör att andelen hårdgjord yta kan skilja sig från verkligheten. Ett exempel är träd som täcker delar av en hårdgjord yta så att ytan klassas som permeabel i stället för hårdgjord.

8.4 Framtida studier

Ett alternativ på denna metoden skulle kunna vara att kategorisera området i olika platser och titta på en typisk plats för varje kategori och implementera flera olika blå-gröna lösningar. Sådana kategorier skulle kunna vara villakvarter, parkeringar, torg, institutionella anläggningar och industriområden. När man sedan implementerat på en typisk plats kan man sedan beräkna effekten med hjälp av ett verktyg som LAR potentiale och summera det för samtliga platser i området som faller inom varje kategori. Skillnaden från denna metoden skulle vara att då får man in positiva aspekter som att det blir en variation av gröna lösningar, vilket är en viktig faktor för att skapa en trivsam och välbefinnande miljö (Corkovic & Petersson, 2019).

I avsnitt 3.2.2 *Dagvattenåtgärder i hanteringskedjan* konstaterades det att blå-gröna lösningar bör prioriteras så högt uppströms som möjligt för att ge så bra effekt som möjligt. Detta faktum inkluderades inte i implementeringsfasen eftersom denna metoden istället handlade om att implementera så mycket som möjligt överallt, vilket innefattar hela hanteringskedjan. En metod i mindre skala som kan vara ett alternativ i den rapporten skulle kunna vara att man istället tittar på översvämningsskartor och väljer områden uppströms. Då blir det viktigare att ha i åtanke på var i hanteringskedjan man väljer att göra åtgärder. En sådan metod skulle kunna vara lämplig ifall man vill göra åtgärder i mindre omfattning som samtidigt ska ge så god effekt på översvämningssdrabbade områden som möjligt istället för att implementera överallt i staden.

För framtiden hade det varit intressant att utveckla metoden för att bedöma möjligheterna för att implementera blå-grön infrastruktur ännu mer. Att ha en

tydlig och välbeprövad metod för detta syfte skulle kunna minska tröskeln till att använda sig av mer hållbara lösningar tillsammans med de traditionella rören i marken så att fler städer kan klimatanpassas för en föränderlig och osäker framtiden. Förhoppningsvis kan detta arbete vara ett steg på vägen dithän. En vidare utveckling av metoden skulle kunna vara att den innehåller fler eller andra kriterier. Ett exempel skulle kunna vara att områdets ytor delas in i kommunal- och privatägt. Det skulle vara användbar information med antagandet att det är lättare för kommunen att ändra på kommunalägda ytor. Det skulle även vara av intresse att göra ett liknande arbete där man går in mer i detalj på effekterna genom att använda sig av något modelleringsprogram där ledningsnätet är med räknat. Metoden skulle även kunna utvecklas och modifieras för områden där det förekommer mycket ogenomsläpplig jord då denna metoden främst undersökte infiltrations baserade lösningar. LAR potential är anpassat för detta och har flera olika typer av lösningar som kan användas i jord med låg genomsläpplighet. En modifiering som skulle kunna möjliggöra detta i metoden är att inkludera kriterier för dagvattenfördröjande lösningar. Fördröjande lösningar är gröna tak, våta och torra dammar, våtmarker och olika magasineringsanläggningar, vilket skulle ge en mer generell metod som skulle vara lämplig för flera platser. För att få en optimal BGI krävs det både infiltrationsbaserade och fördröjande åtgärder (Eckart, McPhee, & Bolisetti, 2017)

En annan utveckling av metoden skulle kunna vara att gå in mer i detalj i samband med en kostnadsuppskattning där rörliga kostnader inkluderas samt dess nytta. Studier där värdet av blå-grön infrastruktur behöver även utvecklas och beprövas mer i Sverige, vilket skulle kunna göra det lättare att använda sig av sådana lösningar efter som de positiva effekterna kan ställas i relation till kostnaden.

Det skulle även vara intressant att få in andra aspekter av BGI som inte inkluderas i denna metoden såsom biodiversitet och rekreation. Till exempel skulle det kunna gå till så att man varierar lösningstyper på de olika platserna för att gynna det lokala ekosystemet genom att skapa kontaktytor mellan olika grönytor eller att man fokuserar på att skapa en trevlig miljö genom att använda sig av stadsplaneringsverktyg. Ett exempel på stadsplaneringsverktyg kan vara att göra en Gehl-analys av området, där man tar hänsyn till tolv olika kvalitetsaspekter för att skapa en trivsamt offentlig miljö i stadsrummet (Ridderstolpe, 2014).

9 Slutsatser

Platsspecifika kvaliteter som påverkar implementeringsmöjligheterna för blå-grön infrastruktur varierar för olika lösningar. För infiltrationsbaserade lösningar såsom perkulationskammare, regnbäddar och svackdiken är det viktigt med att ha ett avstånd från bebyggelse för att inte påverka dess dränerande förmåga. Det är även viktigt att undersöka hur genomsläpplig jorden är i området, då förekomsten av lera gör att andra typer av lösningar bör övervägas. Infiltrationslösningar är ett bra sätt att minska dagvattnet som når ledningsnätet då vattnet renas samtidigt som det främjar en naturlig grundvattenbildning. För att grundvattnet inte skall förorenas bör det vara ett tillräckligt stort avstånd till grundvattnet. Lutningen på området påverkar den infiltrerande förmågan för regnbäddar och svackdiken samt den fördröjande förmågan för ett grönt tak. Är det högre grad av förorenande aktiviteter på avrinningsytan bör vegetationsbaserade lösningar såsom svackdiken och regnbäddar användas. Sådana platser kan vara större vägar där det förekommer mer trafik.

I rapporten användes verktyget LAR potentiale som är ett enkelt program som mäter vattenbalansen för en rad olika blå-gröna dagvattenlösningar över ett år. Det enda indata som behövs är en hydraulisk konduktivitet för omkringliggande jord, årsnederbörden för området samt en uppskattning av ytan som bidrar med vatten. För regnbäddarna och perkulationskammarna som rekommenderades i Veberöd kommer 96 respektive 99 % av allt regn under ett år att hanteras lokalt vid lösningen.

Metoden som sammanfattas i figur 14 användes för Veberöd, vilket resulterade i följande rekommendationer:

- 3 739 gröna tak i byn, vilket motsvarar 37 % av samtliga tak
- 2 728 regnbäddar med storleken 5.45 m² på byns villavägar
- 38 perkulationskammare på alla allmänna parkeringar
- 9 svackdiken längs med de större vägarna i byn

Den totala kostnaden för samtliga rekommenderade lösningar uppskattades till 228 miljoner kronor, där svackdiken var billigast per magasinerad vattenmängd medan gröna tak var dyrast. Om man ser hela analysområdet som ett avrinningsområde gör dessa lösningarna tillsammans med ledningsnätet så att byn kan hantera ett 95-års regn. I verkligheten är avrinningsområdet större då bäcken för med sig avrunnet vatten från Romeleåsen söder om Veberöd.

Man kan ändå dra slutsatsen att rapportens rekommendationer skulle innebära ett stort lyft i tätortens kapacitet. Mervärden är en viktig aspekt av blå-grön infrastruktur vilket inte inkluderades i effekt- eller kostnadsuppskattningen men som skulle kunna utvecklas som ett bra komplement för denna metod.

Litteraturförteckning

- Agardh, S., & Parhamifar, E. (2014). *Vägbyggnad* (1 uppl.). Stockholm: Liber AB.
- Bengtsson, L. (2002). Avrinning från gröna tak. *VATTEN*, 245-250.
- Blecken, G., Hamann, F., Ashley, R., & Viklander, M. (2020). *Vilka nyttor kan blå-grön infrastruktur bidra med?* Stockholm: Svenskt Vatten.
- CIRIA. (2015). *The SuDS Manual*. London: CIRIA.
- Collins, M. K.-L. (2013). *Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility*. New York, USA: Cambridge University Press.
- Corkovic, M., & Petersson, T. (2019). *Gör om gör rätt! Stadens rätt till grönska - Ett kombinerat arbete om gröna insalg för människors hälsa, välbefinnande och livskvalité*. Karlskrona: Blekinge Tekniska Högskola.
- Cotterill Civils. (2019). How to install Soakaway Crates. Hämtat från <https://www.cotterillcivils.co.uk/blogs/news/how-to-install-soakaway-crates> den 04 03 2022
- DeBusk, K., Hunt, W., & Line, D. (2011). *Bioretention Outflow: Does it mimic nonurban Watershed Shallow Interflow*. North Carolina: Journal of Hydrologic Engineering.
- Eckart, K., McPhee, Z., & Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development - A review. *Science of The Total Environment*, 607-608, 413-432.
- Erlandsson, A. (2017). *Utredning om gröna tak*. Järfälla kommun.
- Fratini, C., Geldof, G., Kluck, & Mikkelsen, P. (2012). *Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: A tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and multifunctionality*. *Urban Water Journal*, 9:5. doi:<https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.668913>
- Fridell, K., & Jergmo, F. (2015). *Regnbäddar - biofilter för behandling av dagvatten*. SLU. Movium Fakta.
- Google maps. (2019). *Google maps*. Hämtat från <https://www.google.com/maps/@55.5801134,12.9634938,3a,60y,94.57h,90t/data=!3m6!1e1!3m4!1sc9-DvPYpCx7nY3r0jzCfsg!2e0!7i16384!8i8192> den 11 04 2022
- Google maps. (u.d.). *Google maps*. Hämtat från <https://www.google.com/maps/place/Veber%C3%B6d/@55.4704097,>

- 13.5401193,9.5z/data=!4m5!3m4!1s0x4653858649774035:0xa01907aa34038f0!8m2!3d55.6363631!4d13.5006052 den 21 03 2022
- Grunwald, L., Heusinger, J., & Weber, S. (2017). A GIS-based mapping methodology of urban green roof ecosystem services applied to a Central European city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 22, 54-63.
- Gustafsson, A.-M., Svensson, G., & Viklander, M. (2014). *Metoder för att undersöka extrema regnhändelsers påverkan på dagvattensystemet*. Luleå: Luleå Tekniska Universitet.
- Haghighatafshar, S., Nordlöf, B., Roldin, M., Gustafsson, L.-G., Jansen, J., & Jönsson, K. (2018). *Efficiency of blue-green stormwater retrofits for flood mitigation - Conclusions drawn from a case study in Malmö, Sweden*. *Journal of Environmental Management*. 207. doi:10.1016/j.jenvman.2017.11.018
- Hernebring, C., Milotti, S., Kronborg, S. 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, 85-90.
- Klimatilpasning. (2022). *LAR Potentiale*. Hämtat från <https://www.klimatilpasning.dk/vaerktoejer/lar-potentiale/> den 23 03 2022
- Larm, T., & Blecken, G. (2019). *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Larson, R. (1995). *Jordmaterialet Silt - geotekniska egenskaper och deras bestämning*. Linköping: SGU.
- Lerer, S. M., Danielsen, H. J., Nielsen, A., & Mikkelsen, P. S. (2015). *A new tool for quantifying the impacts of water sensitive urban design - the power of simplicity*. *Urban Drainage Magazine* .
- Liro, M. (2014). Conceptual model for assessing the channel changes upstream from a dam reservoir. *Quaestiones Geographicae*, 61-74.
- Lundh, J. (2020). *Dagvattenutredning Norra Noredanvägen*. Uppsala: Geosigma AB.
- Lunds Kommun. (2018). *Lunds vatten - Översvänningsplan*. Lund: Lunds kommun.
- Lunds kommun. (2021a). *Fördjupning av översiktsplanen för Veberöds tätort*. Lund: Lunds kommun.

- Lunds Kommun. (2021b). *Miljökonsekvensbeskrivning med social konsekvenser - för Fördjupning av översiktsplan för Veberöd*. Lund: Lunds kommun.
- Malm, A., & Svensson, G. (2011). *Material och åldersfördelning för Sveriges VA-nät och framtida förnyelsebehov*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Malmö stad. (2016). *Skyfallsplan för Malmö Strategi*. Malmö.
- NSW Environment Protection Authority. (1997). *Managing Urban Stormwater: Treatment Techniques*. Sidney: Environmental Protection Authority.
- Read, K. E., Karras, M., Sörensen, J., & Cedergren, A. (2016). Kostnadsnyttoanalys av införandet av hållbar dagvattenhantering som riskreducerande åtgärd mot översvämning - med fokus på monetär värdering av ekosystemtjänster. *VATTEN - Journal of Water Management and Research* 72, 159-168.
- Ridderstolpe, E. (2014). *Att gestalta utifrån Jan Gehls teori och metod*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Roldin, M., Bergman, A., & Gustafsson, L.-G. (2021). *Hydraulisk analys av lokal dagvattenhantering: Underlag till reglering i ABVA*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- SCB. (2015). *Urbanisering - från land till stad*. Sverige.
- SCB. (u.d.). *Prisomräknaren*. Hämtat från <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/prisomraknaren/> den 28 03 2022
- SHMI. (u.å.). *Fördjupad klimatscenariotjänst*. Hämtat från <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/fordjupade-klimatscenarioer/met/sverige/medeltemperatur/rcp45/2071-2100/year/anom> den 31 01 2022
- Sjöholm, P. (2017). *Kompletterande PM om växtbäddar*. Stockholm: WSP.
- Skanska AB. (2013). *Kvalitetssäkring av sedumtak*. Malmö: SBUF.
- SMHI. (2019). *Gröna tak, fördjupning*. Hämtat från <https://www.smhi.se/klimat/klimatanpassa-samhallet/exempel-pa-klimatanpassning/grona-tak-fordjupning-1.116956#:~:text=Tunnare%20gr%C3%B6na%20tak%20med%20extensiva,dr%C3%A4neringslagare%2C%20substrat%20och%20vegetation> den 14 03 2022
- SMHI. (2021a). *avdunstning*. Hämtat från <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/avdunstning/avdunstning-1.30720> den 23 03 2022

- SMHI. (2021b). *Återkomsttider*. Hämtat från <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/extremer/aterkomsttider-1.89085#:~:text=Malm%C3%B6%20kommun%20har%20bed%C3%B6mt%20%C3%A5terkomsttiden,Foto%20Erik%20M%C3%A5rtensson%2C%20DHI. den 29 04 2022>
- SMHI. (u.d.). *Månads-, årstids- och årskartor*. Hämtat från <https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/normal/arsnederbord-normal/manad/ den 01 04 2022>
- Stadsbyggare, F. S. (2016). Malmö planerar för skyfall. Stadsbyggare.
- Stahre, P. (2006). *Sustainability in Urban Storm Drainage*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Stockholm vatten och avfall. (2017). *Jämför rening och dimensionering*. Hämtat från <https://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/tekniska-losningar2/anlaggningsjamforelser/anlaggningsjamforelser/#!/anlaggningsjamforelser den 08 03 2022>
- Stockholm Vatten och Avfall. (2017a). Vegetationsbeklädda tak. Stockholm: Stockholm vatten och avfall. Hämtat från https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/vegtak_h22.pdf
- Stockholm Vatten och Avfall. (u.å.). *Perkolationsmagasin*. Stockholm: Stockholm Vatten och Avfall. Hämtat från https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/perkmag_h.pdf den 10 02 2022
- Svenskt Vatten. (1983). *Lokalt omhändertagande av dagvatten - LOD*. stockholm. Hämtat från <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2018/10/P46.pdf den 1 3 2022>
- Svenskt Vatten. (2011). *Hållbar dag- och dränvattenhantering - Råd vid utformning och planering* (1 uppl.). Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten. (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten. (2019). *Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Sveriges geologiska undersökning. (2014). Produkt: Jordarter 1:25000-100000. SGU.
- Sveriges geologiska undersökning. (u.d.). *Jordarter 1:25000 - 1:100 000*. Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html den 21 03 2022>

- Swan, A. (2002). *A decision-support system for the design of retrofit sustainable urban drainage systems (SUDS)*. Sheffield: The University of Sheffield.
- Söderberg, E. (2020). *Hantering av dagvatten: sambandet mellan dagvattenanläggningens storlek och dess totala kostnad*. Uppsala: Uppsala universitet.
- Sörensen, J. & Emilsson, T. (2019). Evaluating Flood risk Reduction by Urban Blue-Green Infrastructure Using Insurance Data. *Journal of Water Resources Planning and Management*.
- Sörensen, J. (2018). *Urban pluvial flooding: Blue-green infrastructure as a strategy for resilience*. Lund: Faculty of engineering (LTH), Lunds University.
- Sörensen, J., & Mobini, S. (2017). *Pluvial, urban flood mechanisms and characteristics - Assessment based on insurance claims*. Lund: Lunds University.
- Sørup, H. J., Lerer, S. M., Nielsen, K., Mikkelsen, P. S., & Rygaard, M. (2016). *Efficiency of stormwater control measures for combined sewer retrofitting under varying rain conditions: Quantifying the Three Points Approach (3PA)*. Urban Drainage Magazine.
- VA syd. (u.d.). *platsforvatten.vasyd.se*. Hämtat från <https://platsforvattnet.vasyd.se/atgard/bortkoppling-av-stupror/> den 10 03 2022
- Vaculova, V., Stepankova, R., & Fuska, J. (2017). *GIS Analysis of Potential Locations For Rain Gardens In Village Aleksince*. Brno: Mendel University.
- Vatteninformationssystem Sverige(a). (2020). *Underjordiskt madammagasin*. Hämtat från <https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE001005> den 15 03 2022
- Vatteninformationssystem Sverige(b). (2020). *Biofilter*. Hämtat från <https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000790> den 15 03 2022
- Vatteninformationssystem Sverige(c). (2020). *Svackdiken*. Hämtat från <https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000787> den 15 03 2022
- Virginia DEQ Stormwater. (2011). *Bioretention*. Richmond: Virginia Department of Environmental Quality.

Xiao, Y., Gu, X., Yin, S., Shao, J., Cui, Y., Zhang, Q., & Niu, Y. (2016). Geostatistical interpolation model selection based on ArcGIS and spatio-temporal variability analysis of groundwater level in piedmont plains, northwest China. *SpringerPlus*, 425. doi:<https://doi.org/10.1186/s40064-016-2073-0>