



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 20009

Examensarbete 30 hp
Mars 2020

Analys av lösningar för att minska tillskott av dräneringsvatten till spillvattensystem

En fallstudie i Örnsköldsviks kommun

Tina Zakrisson

REFERAT

Analys av lösningar för att minska tillskott av dräneringsvatten till spillvattensystem. En fallstudie i Örnsköldsviks kommun.

Tina Zakrisson

Avledningen av dräneringsvatten från husgrunder sker idag främst via spillvattensystemet. Eftersom det är ett konstant tillskott bidrar husgrundsdräneringar, sett över en längre tid, med stora volymer vatten. Utöver dräneringsvatten sker även avledning av vatten från läckage och nederbörd vilket bland annat beror av att stuprör är påkopplade spillvattensystemet och på grund av otäta ledningar. Resultatet av detta är en ökad risk för hydraulisk överbelastning samtidigt som avledning och rening kräver resurser i form av energi och kemikalier. I denna studie har flödet av de olika tillskotten från ett avrinningsområde till ett reningsverk i Örnsköldsviks kommun studerats. För ett avgränsat område har infiltrationsmöjligheter undersökts utifrån lokala förutsättningar och förslag till lösningar för att minska mängden dräneringsvatten tagits fram. Utifrån studien har en metodik tagits fram vilken ska fungera vägledande i det fortsatta arbetet med att minska mängden tillskottsvatten.

Resultatet från jämförelse mellan tre delområden visade att tillskottsvatten bidrar med 63–75 % av flödet av spillvatten från respektive område och att dräneringsvatten bidrar med mellan 56 och 81 % av tillskottet. Andelen läckvatten utgör mellan 17 och 41 %. Resultatet från beräkning av påverkanseffekter visar att en minskad avledning av dräneringsvatten till reningsverk leder till besparingar i form av förbrukning av energi och kemikalier respektive kostnad av energi och kemikalier.

Infiltrationsmöjligheterna i det undersökta området är begränsade. Orsakerna är en hög grundvattennivå i en stor del av området, en tät jordart och hög andel hårdgjorda ytor. I de delar som är belägna högre upp är infiltrationsmöjligheterna bättre. För att slutsatser ska kunna dras kring grundvattnets påverkan på infiltration under ett år med hög nivå krävs utförligare mätningar av grundvattenytans läge där mätning utförs i fler punkter och över en längre tid.

De lösningar som föreslås är biofilter, skelettjord och anläggning av en separat ledning för avledning av dräneringsvatten. Dessutom bör ledningsnätet ses över där källor till läckage identifieras och åtgärdas. I det fortsatta arbetet med att minska mängden tillskottsvatten som avleds via spillvattensystemet bör fler delområden undersökas. Det leder till att en bättre uppskattning kan göras av vilka typområden som bidrar med störst flöde av tillskottsvatten.

Nyckelord: Tillskottsvatten, dräneringsvatten, dagvattenhantering, infiltration, spillvattensystem

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Villavägen 16 SE-752 36 Uppsala, ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Analysis of solutions to reduce the addition of drainage water to wastewater systems. A case study in Örnsköldsvik municipality.

Tina Zakrisson

The majority of the transportation of water drainage from house foundations is via the waste water system. Since it is a constant addition, house drainage, over a long period of time, contributes with large volumes of water. This water is then transferred to a wastewater treatment plant. In addition to drainage water, water is also transported from leaks and precipitation. This is partly due to the fact that drainage pipes are connected to the wastewater system and due to leaking pipes. The result of this is an increased risk of hydraulic overload, whilst drainage and purification require resources in the form of energy and chemicals. In this study, the flow of the various additions from a catchment area to a wastewater treatment plant in Örnsköldsvik municipality was studied. For a defined area, infiltration possibilities have been investigated based on local conditions. Finally, solutions to reduce the amount of drainage water have been proposed. Based on the study, a methodology has been developed which will serve as a guide in the continued work on reducing the amount of additional water.

The result of comparison between three sub-areas showed that additional water contributes with 63–75% of the flow of wastewater from each area and that drainage water contributes between with 56–81% of the additional water. The proportion of leakage water is between 17 and 41% of the additional water. The result from the calculation of impact effects shows that a reduced transportation of drainage water to wastewater treatment plants leads to savings in the form of energy and chemical consumption and the cost of energy and chemicals.

The infiltration capacity in the investigated area is limited due to a high groundwater levels in a large part of the area as well as a dense soil and a high proportion of hardened surfaces. In areas situated at higher altitude, the infiltration capacity is better. More detailed measurements of the groundwater surface situation are required where measurements are carried out at several points and over a longer period of time. This is so that conclusions can be drawn about its impact on infiltration during a high-level year.

The proposed solutions are biobeds, skeletal soil and the construction of a separate drainage pipe. In addition, the pipeline network should be reviewed where sources of leakage are identified and addressed. In the ongoing work to reduce the amount of additional water that is diverted via the wastewater system, more sub-areas should be investigated in order to make a better estimate of which type of areas contribute to the greatest flow of additional water.

Keywords: Additional water, drainage water, stormwater management, infiltration, wastewater systems

Department of Earth Science, Uppsala University, Villavägen 16 SE-752 36 Uppsala, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är en avslutande kurs på 30 högskolepoäng inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. Arbetet har utförts åt Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB (Miva) på VA-avdelningen där Niclas Melander har varit handledare. Bihandledare har varit Jens Östlund på Miva och Sara Eklund på AFRY. Ämnesgranskare har varit Fritjof Fagerlund och examinator har varit Björn Claremar vid Institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet.

Jag vill speciellt tacka mina handledare som har bidragit med värdefull stöttning i mitt arbete. Det är flera personer som har varit delaktiga i arbetet på olika sätt, ett stort tack till alla er. Det har varit en väldigt lärorik och utvecklande period och jag är mycket tacksam över att ha fått göra detta arbete hos Miva.

Jag vill också tacka Fritjof Fagerlund för goda råd och givande diskussioner.

Tina Zakrisson

Örnsköldsvik, februari 2020

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Analys av lösningar för att minska tillskott av dräneringsvatten till spillvattensystem. En fallstudie i Örnsköldsviks kommun.

Tina Zakrisson

I marken kring och under hus finns vatten som behöver ledas bort för att inte fuktskador ska uppstå på huset, detta sker med hjälp av dränering. Vattnet, även kallat dräneringsvatten, leds bort via en ledning i marken. Över en längre tid blir dessa volymer stora och kan leda till flera problem. Ofta sker avledningen av dräneringsvatten via samma system som tar hand om förorenat vatten från bland annat hushåll, detta system kallas för spillvattensystem. Spillvattensystemet avleder även vatten från läckage och nederbörd, vilket bland annat beror av att stuprör är påkopplade spillvattensystemet och otäta ledningar. Det vatten som avleds via spillvattensystemet, utöver det förorenade vattnet från hushåll, kallas med ett samlingsbegrepp för tillskottsvatten. Resultatet blir att avloppsreningsverk tar emot stora volymer vatten och att det relativt rena dräneringsvattnet genomgår rening vilket både kräver energi och kemikalier. De stora volymerna leder även till att reningsverken inte alltid kan ta hand om allt vatten och att en del av det förorenade vattnet hamnar i bland annat sjöar istället för att renas.

I denna studie har flödet av de olika tillskotten av vatten som avleds till ett reningsverk i Örnsköldsviks kommun studerats. För ett avgränsat område har möjligheterna för regn- och smältvatten att tas upp av marken undersökts utifrån lokala förutsättningar och förslag till lösningar för att minska mängden dräneringsvatten tagits fram. Utifrån studien har en metodik tagits fram vilken ska fungera vägledande i det fortsatta arbetet med att minska mängden av de olika tillskotten.

Resultatet från jämförelse mellan tre delområden visade att tillskottsvatten bidrar med 63–75 % av flödet av spillvatten från respektive område och att dräneringsvatten bidrar med mellan 56 och 81 % av tillskottet. Andelen läckvatten utgör mellan 17 och 41 %. Resultatet från beräkningarna av de effekter som kan kopplas till dräneringsvatten visar att en minskad avledning av dräneringsvatten till reningsverk leder till besparingar i form av förbrukning av energi och kemikalier respektive kostnad av energi och kemikalier.

I det undersökta området är möjligheterna för vatten att tas upp av marken låg på grund av en hög grundvattennivå i en stor del av området. Andra orsaker är att marken är tät och att en hög andel av ytorna inte släpper igenom särskilt mycket vatten. I de delar som är belägna högre upp kan marken ta emot mer vatten. Det krävs utförligare mätningar av grundvattenytans läge där mätning utförs i fler punkter och över en längre tid. Genom detta kan mer slutsatser dras kring dess påverkan på möjligheterna under ett år med hög grundvattennivå.

De lösningar som föreslås är biofilter, skelettjord och anläggning av en separat ledning för avledning av dräneringsvatten. Dessutom bör ledningsnätet ses över där källor till läckage identifieras och åtgärdas. I det fortsatta arbetet med att minska mängden tillskottsvatten som avleds via spillvattensystemet bör fler delområden undersökas för att en bättre uppskattning ska kunna göras av vilka typområden som bidrar med störst flöde av tillskottsvatten.

ORDLISTA

Avrinningskoefficient: Ett mått på den maximala andelen av ett avrinningsområde som kan bidra till avrinningen. Den beror av hårdgörningsgraden, regnintensiteten och områdets lutning.

Avrinningsområde: Det område från vilket avledning av avloppsvatten sker till samma punkt.

Dagvatten: Ytligt avrinnande regn- och smältvatten.

Dräneringsvatten: Det vatten som avleds genom dränering.

Hårdgjorda ytor: Ytor med låg eller ingen genomsläpplighet vilket leder till en snabb avledning av regn- och smältvatten, detta kan exempelvis vara vägar eller tak.

Infiltration: Vattnets inträngande i marken.

LOD: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Det innebär att dagvatten, regn- eller smältvatten tas om hand på plats.

Läckvatten: Det vatten som läcker in till spillvattensystemet till följd av exempelvis otäta ledningar. En källa är utläckande dricksvatten.

Spillvatten: Även kallat avloppsvatten är förorenat vatten från bland annat hushåll, industrier och serviceanläggningar.

Spillvattensystem: Det system av ledningar som tar hand om och avleder spillvatten.

Tillskottsvatten: Det vatten som utöver spillvattnet avleds i spillvattenförande avloppsledning, detta omfattar dag-, dränerings- och läckvatten.

Innehåll

1	INTRODUKTION	1
1.1	SYFTE	1
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
2	TEORI	3
2.1	HÅLLBAR DAGVATTENHANTERING	3
2.2	DRÄNERING	4
2.3	SPILLVATTEN OCH TILLSKOTTSVATTEN	6
2.4	AVLOPPSRENINGSVRK	7
2.5	INFILTRATION	8
2.6	AVRINNINGSBILDNING	9
2.7	TEKNISKA LÖSNINGAR	10
2.7.1	Gröna tak	11
2.7.2	Biofilter	12
2.7.3	Skelettjordar	12
2.7.4	Infiltrationsyta	13
2.7.5	Fördröjningsmagasin	14
2.7.6	Genomsläppliga ytmaterial	15
2.7.7	Svackdiken	15
2.7.8	Dammar	15
2.7.9	Lokalt utnyttjande av dagvatten	16
3	MATERIAL OCH METOD	17
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING	17
3.2	BERÄKNINGAR	19
3.2.1	Flöden från Gullänget	20
3.2.2	Flöden från Öfjärden och Bodum	22
3.2.3	Påverkanseffekter	23
3.3	INFILTRATIONSMÖJLIGHETER	24
3.3.1	Topografi	24
3.3.2	Grundvattenförhållanden	24
3.3.3	Jordarter och genomsläpplighet	25
3.3.4	Markanvändning	25
3.4	OMRÅDESPRIORITERING	26
3.5	TEKNISKA LÖSNINGAR	26
4	RESULTAT	27
4.1	BERÄKNINGAR	27
4.1.1	Jämförelse mellan flöden	27
4.1.2	Beräkning av påverkanseffekter	28
4.2	INFILTRATIONSMÖJLIGHETER	29
4.2.1	Topografi	29
4.2.2	Grundvattenförhållanden	30
4.2.3	Jordarter och genomsläpplighet	33
4.2.4	Markanvändning	35
4.2.5	Utvärdering av infiltrationsmöjligheter	36

4.3	OMRÅDESPRIORITERING	37
4.4	TEKNISKA LÖSNINGAR	38
4.4.1	Utvärdering av tekniska lösningar	39
5	DISKUSSION	41
5.1	BERÄKNINGAR	41
5.2	INFILTRATIONSMÖJLIGHETER	42
5.3	OMRÅDESPRIORITERING	43
5.4	TEKNISKA LÖSNINGAR	44
5.5	FÖRSLAG TILL METODIK	44
6	SLUTSATSER	46
	REFERENSER	47
	BILAGA - Bidragande area utifrån befintlig bebyggelse	52

1 INTRODUCTION

Det avloppsnät som finns idag består av ledningar som har byggts upp över 100 år. På 1950-talet var det mest frekvent förekommande systemet det kombinerade avloppsledningssystemet där spill-, dag-, och dräneringsvatten avleds i en ledning. Med hjälp av ett bräddavlopp minskar risken för översvämning. Ett annat vanligt system var separatsystemet där dräneringsvatten avleds via spillvattenledningen, dagvatten avleds via öppna diken och takvatten avleds för infiltration. Därefter övergick avloppshanteringen till duplikatsystem vilket innebär separata ledningar för spillvatten och dagvatten. Fram till 1980-talet var det vanligt att avleda dräneringsvatten till spillvattenledningen genom självfall, därefter kopplades dräneringsvattnet istället till dagvattenledningen för att undvika onödig rening. Avledning genom självfall innebär en risk för att vatten skulle tränga in i källare vid överbelastning av dagvattenledningen. Avledning via självfall slutade därför användas vid förekomst av källare. Istället för avledning med självfall pumpades dräneringsvattnet till dagvattenledningen, alternativt avleddes det i en separat ledning, denna version av duplikatsystem är det system som rekommenderas idag (Svenskt Vatten, 2016). Följderna är att majoriteten av de dräneringsledningar som finns idag till stor del är påkopplade spillvattensystemet vilket innebär att dräneringsvatten kan leda till problem såväl lokalt som på stor skala. Det finns därmed anledning att ta fram lösningar på hur dräneringsvatten kan tas om hand på andra sätt än idag (Bäckman et al., 1997).

En stor del av spillvattensystemet i Örnsköldsviks kommun avleder såväl förorenat vatten från hushåll som tillskottsvatten där ett stort tillskott till det totala flödet i ledningarna kommer från dräneringsvatten. Genom att ta hand om dräneringsvattnet på annat sätt sker besparingar av energi och kemikalier samtidigt som kapaciteten hos spillvattensystemet ökar (Miva, 2018a).

I detta projekt ska flödet av olika vattentillskott studeras och dess påverkan utvärderas. Lokala förutsättningar för att minska mängden tillskottsvatten undersöks och lämpliga lösningar föreslås. Slutligen tas en metodik fram som ska möjliggöra att effektiva åtgärder för omhändertagande av dräneringsvatten snabbt kan sättas in i de områden som medför störst påverkanseffekter.

1.1 SYFTE

Syftet med denna studie är att undersöka hur stor del av spillvattnet för ett område i Örnsköldsviks kommun som utgörs av dräneringsvatten. Påverkan från dräneringsvatten i form av kostnader av kemikalier, energiförbrukning [kWh] och uppvärmning undersöks. Ytterligare undersöks påverkan på verkningsgrad på rening, på ledningskapacitet och därmed hydraulisk överbelastning samt bräddning. I denna del ingår även en sammanställning av tekniklösningar för en långsiktigt hållbar hantering av dräneringsvatten samt att utreda möjligheter att påverka fastighetsägare att separera dräneringsvatten från spillvattensystemet. En andra del är att undersöka infiltrationsmöjligheter i syftet att komma fram till vilka områden som är bäst lämpade för lokalt omhändertagande av dagvatten.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

De tre huvudsakliga frågeställningarna som ska besvaras genom studien är:

- Hur stor påverkan medför avledning av dräneringsvatten till Bodums reningsverk i form av förbrukning och kostnader av energi och kemikalier?
- Vilka långsiktigt hållbara lösningar för att minska mängden dräneringsvatten till spillvattensystemet lämpar sig bäst med hänsyn till de lokala förutsättningarna som finns?
- Vilka typområden har störst behov av att åtgärder sätts in och bör prioriteras?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Studien avgränsas till att undersöka mängden tillskottsvatten samt dräneringsvatten inom avrinningsområdet till Bodums reningsverk. De delområden som undersöks är Gullänget, Öfjärden samt Bodum där utvärdering av infiltrationsmöjligheter samt förslag på tekniska lösningar begränsas till Gullänget. De tekniska lösningar som undersöks är långsiktigt hållbara lösningar för att hantera dagvatten vilket innebär att lösningarna inte begränsas till att enbart vara exempelvis lokalt omhändertagande. De påverkanseffekter som beräknas är kostnad av energi och kemikalier, övriga påverkanseffekter diskuteras utifrån hur effekten blir med hänsyn till lokala förhållanden.

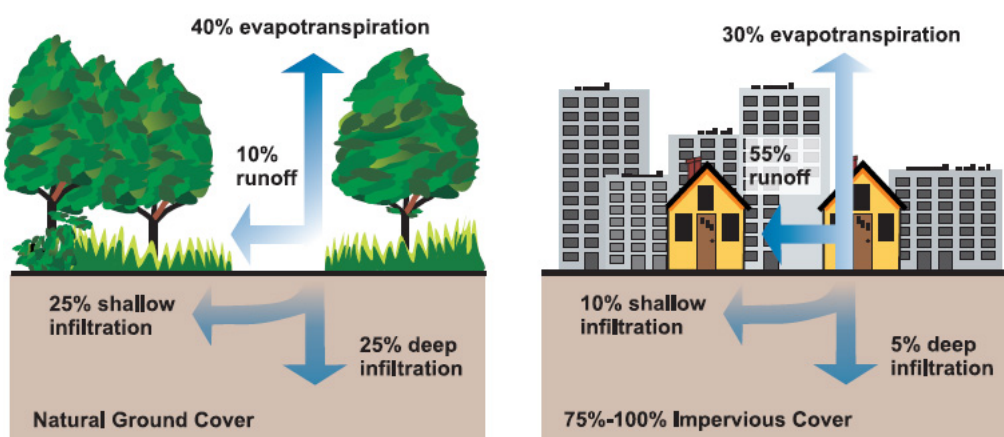
2 TEORI

2.1 HÅLLBAR DAGVATTENHANTERING

Kommunerna ska, enligt krav som ställs i plan- och bygglagen, arbeta mot en hållbar dagvattenhantering genom klimatanpassning samt minskad klimatpåverkan (Svenskt Vatten, 2011). Hållbar dagvattenhantering innebär att dagvattenhanteringen ska efterlikna naturens sätt att hantera nederbörd. Begreppet är ett samlingsbegrepp för Lokalt omändertagande av dagvatten (LOD) vilket är allmänt tillämpat från början av 2000-talet (Svenskt Vatten, 2016). Grundläggande är kedjan av åtgärder som kan delas in i fyra kategorier: lokalt omhändertagande, fördröjning nära källan, trög avledning och samlad fördröjning. Det första steget innebär ett omhändertagande på privat mark medan det för övriga lösningar är ett omhändertagande på allmän mark (Svenskt Vatten, 2011).

En hållbar dagvattenhantering innebär att vid anläggning av nya avloppssystem ska dagvatten samt dräneringsvatten avledas skilt från spillvattenssystemet. I nya dräneringsvattensystem ska dräneringsvatten avledas via dagvattenledningen eller via en separat ledning. Spillvattenssystem ska inte ta om hand dränerings- eller dagvatten (Svenskt Vatten, 2016). I nya områden ska flöden tas omhand genom fördröjning och infiltration. Det innebär även att extrema regn ska kunna tas omhand. I befintliga avloppsnät ska anpassningen ske utifrån områdets förutsättningar (Svenskt Vatten, 2011).

En anpassning av dagvattenhanteringen till framtida klimatscenarion med kraftig nederbörd utgör en stor utmaning. Kraftig nederbörd kan leda till erosion av mark samt erosionsproblem i recipienter som tar emot höga flöden. Risken för översvämningar ökar också vilket innebär problem med läckage av föroreningar (Svenskt Vatten, 2016). Klimatförändringar innebär ökade behov av en långsiktigt hållbar hushållning av mark och vatten. I stadsmiljöer där andelen hårdgjorda ytor är stor är behovet av hållbara lösningar för att minska avrinningen särskilt stor eftersom avrinningen från hårdgjorda ytor kan bli 10 gånger så stor som från en genomsläpplig yta (Boverket, 2010) (Figur 1).



Figur 1: Avrinningsbildning, bilden *Relationship between impervious cover and surface runoff* av U.S. Environmental Protection Agency (Public Domain) (U.S. Environmental Protection Agency 2003).

Forskning har bland annat genom modellering av ett område i Kalmar kunnat visa att såväl antalet ytöversvämningar som den geografiska spridningen av översvämningar förväntas öka under det närmaste århundradet. Även varaktighet väntas också öka till följd av framtida nederbördsscenarion då regnintensiteten väntas öka markant. Detta påverkar dräneringssystemet vilket bland annat leder till en ökning i antalet källaröversvämningar, generella problem med dränering, ökad förekomst av bräddning samt ökad hydraulisk belastning på avloppsreningsverk (Berggren, 2007; Olofsson, 2007). Dessa effekter innebär att planering av åtgärder på ledningsnäten behöver ske med hänsyn till framtida klimatscenarion (Olofsson, 2007).

Framtidsscenariet för klimatet i Örnsköldsviks kommun visar på ökad årsmedeltemperatur samt en ökad nederbörd med extremare nederbördsmängder. En ökad temperatur resulterar bland annat i en längre vegetationsperiod, en kortare tjalperiod samt en höjd havsnivå. Risker för översvämningar förväntas öka lokalt. I urbana områden innebär den extremare nederbörden en risk för överskridande av dagvattenssystemets kapacitet. När vattenmassorna inte kan tas omhand leder det till översvämning. Detta innebär att spridningen av föroreningar ökar och att mängden tillskottsvatten till reningsverken ökar, vilket gör att reningsfunktionen påverkas negativt (Länsstyrelsen Västernorrland, 2014).

Följderna väntas även bli en minskad nederbörd och avrinning under sommaren men en ökad avrinning under resten av året. Regnintensiteten förväntas öka under sommaren. Till följd av den ökade nederbörden under hösten blir grundvattennivåerna högre, yt- och grundvattenflöden ökar och därmed även risken för ras och skred. Överlag ökar avrinningen och på sommaren minskar grundvattennivåerna. Klimatförändringarna leder till ökade risker för spridning av föroreningar och miljögifter till vattenförekomster och därmed risk för försämring av statusen i vattenförekomster. Grundvattenkvaliteten samt kvantiteten kan komma att påverkas negativt (Länsstyrelsen Västernorrland, 2014).

En dagvattenstrategi är vägledande för en kommuns arbete med en hållbar dagvattenhantering (Svenskt Vatten, 2016). I Örnsköldsviks kommuns dagvattenstrategi återfinns de mål som ska fungera vägledande i dagvattenhanteringen. För att uppnå det övergripande målet om en långsiktigt hållbar dagvattenhantering i kommunen har fem strategier utarbetats. Starkast koppling till arbetet med tillskottsvatten har strategi 3 och 5. De övriga omfattar bland annat ansvarsfördelning och att föroreningsgraden av dagvatten ska minskas. Strategi 3 anger att fördröjning av dagvatten samt lokal rening ska eftersträvas. Infiltration och annan öppen dagvattenhantering är metoder som föreslås. Strategi 5 anger att det ska ske ett omställningsarbete av dagvattenhanteringen där en anpassning sker till framtida behov. Det innebär bland annat ett arbete med att minska mängden tillskottsvatten till spillvattenssystemet (Miva, 2018a).

2.2 DRÄNERING

För att skydda byggnader från vatten krävs en fungerande dränering. Dräneringen leder bort vatten som tillkommer från nederbörd, snösmältning och grundvatten från husgrunden. Dräneringen utgörs av makadam som läggs intill husgrunden, tillsammans med ett dräneringsrör och en skyddande duk. Duken läggs ut i botten av dräneringen för att förhindra igensättning av dräneringsröret. För att förhindra fuktinträngning i husgrunden används ett fuktskydd intill husgrunden. Det är även viktigt att det finns en lutning på

markytan på ungefär 20 grader bort från byggnaden för att öka andelen vatten som avleds från husgrunden (Bolist, 2014). I Örnsköldsviks kommun avleds dräneringsvatten till stor del till spillvattensystemet (Miva, 2018a). Avledning kan även ske till dagvattenledning (Nodra, 2018). Ett annat sätt att ta hand om dräneringsvatten är via en separat ledning vilken läggs på ett sådant djup att avledning kan ske via självfall (Eklund, 2019). Vid avledning av dräneringsvatten till dagvattenledning förekommer en viss risk för översvämning av husdräneringen i samband med kraftig nederbörd. Orsaken är att dagvattensystemets kapacitet överskrids och det överflödiga vattnet rinner ovan mark. Problemet kan hanteras genom en anpassning av höjdsättningen av dräneringen vilket möjliggör att dräneringsvatten avleds via självfall (Miva, 2018a). I de fall där dräneringen är belägen under dagvattenledningen behöver en dränkbar pump installeras för att en bortkoppling från spillvattennätet ska kunna ske. Det möjliggör att dräneringsvattnet med självfall kan ledas till dagvattennätet efter att vattnet har lyfts till marknivå (Nodra, 2018).

De faktorer som främst påverkar storleken på det dräneringsvatten som härrör från grundvatten är enligt Svenskt Vatten (2011) grundvattenytans läge, genomsläpplighet hos omgivande mark, markens lutning samt avstånd till vattenförekomster. Andra faktorer som påverkar är nederbörd och avdunstning. Det tillskott som härrör från grundvattenbildning är ringa, sett under en kortare tid, efter en längre tid blir det dock betydelsefullt. Ett räkneexempel på avrinning från husgrunder visar hur flödet varierar utifrån markens genomsläpplighet och husgrundens djup under grundvattenytan. Exemplet utgår från en husgrund på 100 m² med en schaktgropsyta på 200 m². Området har en liten marklutning samt exploateringsgrad. Tillskott från takvatten och hårdgjorda ytor inkluderas ej. Mäktigheten hos det aktiva marklagret är 5–10 m och grundvattenbildningen är mellan 240–370 mm/år, där det lägre värdet syftar till täta jordar och det högre till genomsläppliga jordar. De resulterande kurvorna från räkneexemplet visar på höga flöden då marken utgörs av genomsläpplig jordart och flödet är betydligt mindre då marken utgörs av tät jord. Där husgrunden ligger en meter respektive tre meter under grundvattenytan och ej påverkas av närbelägen vattenförekomst är grundvattenflödena följande (Svenskt Vatten, 2011):

- För en genomsläpplig jord: 60 m³/dygn vid en meters djup (motsvarande spillvattenflödet från 150 villor) respektive 145 m³/dygn vid tre meters djup
- För en måttligt genomsläpplig jord: 2,5 m³/dygn vid en meters djup (motsvarande spillvattenflöde från 5 villor) respektive 4 m³/dygn vid tre meters djup
- För en tät jord: 0,4 m³/dygn vid en meters djup (motsvarande spillvattenflödet från en villa) respektive 0,6 m³/dygn vid tre meters djup

I de fall då grundvattenflödet påverkas av en närbelägen vattenförekomst är flödet högre, skillnaderna mot normalfallet ökar med djupet (Svenskt Vatten, 2011). Flödet beror även av att grundvattennivån varierar över tid där mönstret ser olika ut beroende på plats. Det kalla klimatet i norra Sverige gör att nivån är lägst under senvintern innan tjälen gått ur marken. Därefter ökar nivån till följd av snösmältning. Under sommaren minskar nivån för att sedan öka under hösten till följd av en lägre temperatur (SMHI, 2016; SGU, 2013).

2.3 SPILLVATTEN OCH TILLSKOTTSVATTEN

Spillvatten ett samlingsnamn för förorenat vatten från bland annat hushåll och industrier. Utöver spillvatten avleds även så kallat tillskottsvatten via spillvattensystemet (Bäckman et al., 1997). Enligt Bäckman et al. (1997) härrör tillskottsvatten från läck- och dräneringsvatten samt nederbördspåverkan. Nederbördspåverkan delas in i direkt och indirekt nederbördspåverkan. Läck- och dräneringsvattenflödet, även kallat basflöde, är ett relativt konstant flöde vilken beror av grundvattenflödet (Bäckman et al., 1997; Lundblad & Backö, 2012).

Källor till tillskottsvatten är enligt Lundblad & Backö (2012):

- Felaktigt anslutna ytor (takytor, gatuytor, gårdsytor etc.)
- Inläckage av bland annat grundvatten via otäta fogar eller sprickor, inläckage av utläckande dricksvatten
- Vattentillskott via kända nöd- och bräddavlopp (med och utan någon form av bakvattenstopp)
- Vattentillskott via okända överkopplingar mellan spill- och dagvattenledningar
- Vattentillskott från anslutna fastigheters dräneringar
- Överläckage från otäta dagvattenledningar till otäta spillvattenledningar på allmän och privat mark
- Vattentillskott via otäta spillvattenbrunnslock

I allmänhet gäller att majoriteten av det årliga bidraget till tillskottsvattnet utgörs av läck- och dräneringsvatten. Det beror bland annat på att grundvatten tränger in i otäta ledningar samt att dräneringsvattnet är påkopplat spillvattensystemet (Lundblad & Backö, 2012; Svenskt Vatten, 2016). Tillskott av läck- och dräneringsvatten beror av variationer av grundvattenytans nivå, dräneringens djup och jordartens genomsläpplighet (Svenskt Vatten, 2016). Det flöde som härrör från nederbörd på tak och hårdgjorda ytor som är anslutna till systemet står för ungefär 10 % det årliga tillskottet, detta kallas direkt nederbördspåverkan. Sedan finns det även en indirekt nederbördspåverkan som härrör från nederbörd men som inte utgörs av ett flöde från direkt anslutna ledningar. Orsaker till indirekt nederbördspåverkan är grundvattenbildning till följd av nederbörd som avleds via dräneringsledningar vidare till spillvattensystemet, samt läckage från dagvattenledningar till spillvattenledningar. En jord med en låg genomsläpplighet kommer inte att dräneras i lika hög grad som en jord med hög genomsläpplighet. Därmed blir bidraget till spillvattensystemet lägre från jordar med låg genomsläpplighet. Grundvattenytans nivå över husgrunden är avgörande för hur stor mängd vatten som dräneras från fastigheten. Det innebär att majoriteten av tillskottet av dräneringsvatten härrör från fastigheter med källare (Lundblad & Backö, 2012).

Tillskottsvattnet leder till en utspädning av spillvattnet samtidigt som det vid höga flöden kan orsaka överskridande av reningsverkets kapacitet. Det leder till bräddning där förorenat avloppsvatten släpps ut till recipienter. Ytterligare effekter av tillskottsvatten är sänkt reningsgrad till följd av sänkt vattentemperatur, kortare uppehållstid samt utspädning (Naturvårdsverket, 2016). Den genomsnittliga mängden bräddning på ledningsnäten

är 0,12 % medan samma siffra för bräddning vid reningsverken är 0,27 % av den totala mängden avloppsvatten som når reningsverken. Variationen är stor samtidigt som mängden bräddning kan uppgå till volymer i storleksordningen 10 % av den årliga tillrinningen (Lundblad & Backö, 2012). Störst sänkning av reningsgraden orsakas av långa perioder av nederbörd och snösmältning samtidigt som kraftiga regn har störst påverkan på bräddning (Stockholm vatten, 2015). Konsekvenserna av bräddning blir i regel störst för små vattendrag på grund av dess låga utspädningsförmåga. Andra faktorer som spelar in är recipientens känslighet, utsläppspunkt, samt bräddningsstorlek (Karlsson & Sukjai, 2019).

Om mängden tillskottsvatten samt spillvatten är känd kan tillskottsvattnets utspädande effekt på avloppsvattnet tas fram. Utspädningsgrad (USG) är ett mått på hur stor mängd av avloppsvattnet som utgörs av tillskottsvatten per år och kan beräknas genom ekvation (1) (Lundblad & Backö, 2012).

$$USG = \frac{F_{tsv} + F_s}{F_s} \quad (1)$$

F_{tsv} är flödet av tillskottsvatten och F_{sv} är flödet av spillvatten. Då utspädningsgraden är 200 % innebär det att mängden tillskottsvatten är densamma som mängden spillvatten (Lundblad & Backö, 2012).

2.4 AVLOPPSRENINGSVERK

Såväl metaller som föroreningar återfinns i det vatten som tillförs reningsverken. Den utgående mängden metaller är relativt låg till följd av fastläggning i slammet i reningsverket. Mellan åren 2014 till 2016 minskade generellt utsläppen av metaller i Sverige, för krom ökade dock halterna. Andra källor till förorening är tillskott av lösningsmedel samt organiska ämnen som bromerade flamskyddsmedel och dioxiner. Källorna till dessa ämnen är industrier och vissa hushållsprodukter. Generellt är reningsgraden hos avloppsreningsverk tillfredsställande i förhållande till de krav som ställs enligt miljöbalken (Naturvårdsverket, 2016).

Bodums avloppsreningsverk är ett av de tre största i Örnsköldsviks kommun, av sammanlagt 30 stycken. Där genomgår spillvattnet rening av organiskt material och fosfor vilket sker genom mekanisk-, kemisk- och biologisk rening. Det första steget är ett rensgaller där stora partiklar fångas upp vilka sedan förbränns. Därefter når vattnet sandfånget där alla partiklar som är tyngre än vatten, exempelvis sand, sjunker. Sanden pumpas sedan till en sandavvattnare varefter partiklarna förs till en container medan spillvattnet leds tillbaka till sandfånget. Nästa steg är kemisk rening där flockningsmedel tillsätts i en del som kallas försedimenteringen. Detta leder till sedimentation av partiklar som klumpats samman och till att fosfor kan avskiljas från vattnet. Slammet från botten leds vidare till slamhanteraren. Det sista steget är biologisk rening av spillvattnet där mikroorganismer renar vattnet från resterande föroreningar varefter vattnet når eftersedimenteringen där kvarvarande mikroorganismer tillåts sedimentera. Vattnet släpps ut till närmaste recipient medan det slam som bildats förs tillbaka till biosteget för återanvändning av mikroorganismer. Slammet som kommer från reningen kan sedan, efter att ha genomgått ett förtjockningssteg, rötning och avvattning, användas som näring exempelvis på åkrar. Den biogas som bildas i rötningen nyttjas sedan till uppvärmning av reningsverket (Miva, 2019).

2.5 INFILTRATION

Infiltrationskapacitet definieras som ”infiltrationen vid obegränsad vattentillförsel”. Infiltrationskapacitetens storlek styrs av vattenhalt, mättad hydraulisk konduktivitet, markens lagringsmöjligheter samt skiktning. Med en ökad vattenhalt minskar jordens infiltrationskapacitet till följd av en minskad tryckgradient, slutligen antar den ett konstant värde och blir densamma eller mindre än den mättade hydrauliska konduktiviteten. Infiltrationskapaciteten påverkas inte av markytans lutning, å andra sidan begränsar lutningen infiltrationsmöjligheterna på markytan samt i de underliggande lagren. I en skiktad mark varierar infiltrationskapaciteten på grund av olika konduktivitet samt lagringsmöjligheter på olika djup. Konduktiviteten hos det tätaste lagret är avgörande för det värde som infiltrationskapaciteten tillslut antar. Flödet till de djupare delarna av marken begränsas av att såväl konduktiviteten som porositeten avtar med djupet. Vid markytan påverkas infiltrationskapaciteten av att växtlighet bidrar till att begränsa nederbördens intensitet genom att trädskronorna fångar upp en viss del av vattnet (interception). Även förnan och humus-skiktet lagrar en viss del av vattnet (Grip & Rodhe, 2016).

En rotkanal eller en torrspricka utgör en sammanhängande flödesväg där vattnet kan ledas. Vid mättade förhållande i jorden kommer ett högre flöde ske genom dessa makroporer jämfört med resterande porer. I omättade grovkorniga jordar är flödet litet då vattnet tas upp av omgivande jord. I jordar med låg hydraulisk konduktivitet (K) och små porer kommer makroporen vara mättad vilket möjliggör en viss transport av vatten (Tabell 1). Detta gäller för vissa lerjordar vid stora tillskott av vatten. Beroende på lokala förhållanden kan därmed en jord med låg hydraulisk konduktivitet avleda stora mängder trots dess normalt låga kapacitet (Grip & Rodhe, 2016). I genomsläpplig mark förekommer en ökad risk att föroreningar når grundvattnet till följd av det snabba genomflödet som inte tillåter att marken renar vattnet. Växtlighet har en positiv inverkan på infiltrationskapaciteten, på grund av transpiration, samtidigt som den har en renande effekt på grund av den förhållandevis höga mikrobiella aktiviteten i jämförelse med frånvaro av växtlighet (Serrano Cortés, 2014).

Tabell 1: Mättad hydraulisk konduktivitet för olika jordarter enligt Grip & Rodhe (2016).

Jordart		Hydraulisk konduktivitet vid mättnad [m/s]
Finsgrus		$10^{-1} - 10^{-3}$
Grovsand		$10^{-2} - 10^{-4}$
Mellansand		$10^{-3} - 10^{-5}$
Grovmo		$10^{-4} - 10^{-6}$
Finmo	Grusig morän	$10^{-5} - 10^{-7}$
	Sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$
Mjåla	Moig morän	$10^{-7} - 10^{-9}$
	Lerig morän	$10^{-8} - 10^{-10}$
Lera	Moränlera	$< 10^{-9}$

Vattnets strömningsriktning i marken sker alltid från hög till låg total potential. Den totala potentialen kan beräknas med hjälp av ekvation (2). När markytan är torr kommer tryckpotentialen att minska snabbare än lägespotentialen med höjden, om det tillförs vatten till

markytan gäller det omvända. Detta innebär att flödet är uppåtriktat vid torra förhållanden medan det är nedåtriktat vid tillsats av vatten vid ytan (Grip & Rodhe, 2016).

$$\phi = \psi + z \quad (2)$$

Där ϕ är total potential [m], ψ är tryckpotential (tryck) [m] och z är lägespotential (höjd) [m].

2.6 AVRINNINGSBILDNING

Ett avrinningsområde är det område uppströms en punkt som avvattnas till punkten. Vattendelare skiljer avrinningsområden åt, det är den gräns som är vinkelrät mot höjdkurvor vilket innebär att all nederbörd som landar innanför gränsen bidrar med avrinning till den aktuella punkten. Det finns både ytvattendelare, vilken avgör vilken väg vattnet tar utifrån terrängen, och grundvattendelare, där vattnets väg beror av skillnader i grundvattenytans nivå. I Sverige sammanfaller generellt grundvattendelaren med ytvattendelaren till följd av en hög grundvattenyta. Därför kan vattendelaren oftast bestämmas utifrån topografin (Grip & Rodhe, 2016).

Avrinning till ett vattendrag utgörs av ytvatten och grundvatten. När det tillkommer mer regn- eller smältvatten till marken än vad marken har förmåga att ta upp uppkommer ytavrinning. För att detta inte ska inträffa krävs att markens infiltrationskapacitet är tillräcklig för att marken ska ha förmåga till ta upp det vatten som tillkommer. I Sverige är det i de flesta fall inte markens infiltrationskapacitet som är liten utan oftast uppkommer ytavrinning till följd av mänsklig aktivitet som minskar infiltrationskapaciteten, stigar i skogen och asfalterade ytor är exempel på detta. En annan orsak är förhöjd grundvattenyta till marknivå där grundvattenutströmning motverkar infiltration. Vid intensiv nederbörd och avsmältning är riskerna för ytavrinning förhöjda och ytavrinning kan uppkomma även där markens infiltrationskapacitet är hög. När ytavrinning uppstår kan tillfälliga rännilar bildas vilka leder vidare vattnet till det permanenta bäcksystemet. I detta fall har vattnet ej renats genom processer i marken och är därför till stor grad förorenat när det når recipienten (Grip & Rodhe, 2016).

De parametrar som är avgörande för avrinningens storlek är bland annat regintensitet, markytans area och avrinningskoefficient. Vid mer intensiva regn ökar avrinningen direkt proportionellt mot ökad intensitet. När marken blir mer vattenmättad till följd av nederbörd samt vid tjäle ökar avrinningen från de permeabla ytorna (Svenskt Vatten, 2016). I ett urbant område blir avrinningsförloppet kort där en stor volym vatten avrinner på en kort tid, medan förloppet i ett naturområde är mer utjämnat där en avrinningen är fördelad över en längre tid (Svenskt Vatten, 2011). Dagvattenavrinningen ökar därmed inte enbart vid ökad regnintensitet. Det krävs lösningar för att minska dagvattenflödet utöver en begränsning av andelen hårdgjorda ytor. Öppna dagvattensystem kan ta omhand stora flöden till skillnad från avledning via ledningar där kapaciteten är mer begränsad (Svenskt Vatten, 2016).

För en svensk moränmark kan avrinningsbildningen beskrivas enligt nedan. Terrängen avgör vattnets strömningsriktning, vattnets rörelseriktning är från höga till låga zoner. Höjder innebär att vatten strömmar in i grundvattenzonen och områdena kallas därmed för inströmningsområden medan låga platser är utströmningsområden. Den generellt höga

infiltrationskapaciteten i Sverige innebär att vatten kan infiltrera när det når ett inströmningsområde vilket i sin tur leder till att grundvattennivån stiger och utströmningen i utströmningsområden ökar. Det finns två typer av utströmningsområden. I de fall då grundvattenytan når markytan är det ett mättat utströmningsområde och infiltration hämmas, ett tillskott av vatten leder till ytavrinning. Det andra fallet är ett omättat utströmningsområde där grundvattenytan är lägre, det finns alltså en omättad zon vilket möjliggör en viss infiltration. En hög hydraulisk konduktivitet i de ytliga skikten gör att såväl infiltrerande vatten som uppströmmande grundvatten kan ledas bort och de omättade förhållandena bibehålls (Grip & Rodhe, 2016).

Markytans lutning avgör vattenhalten i utströmningsområdet. För en konkav sluttning gäller det att grundvattenytans lutning avtar nedåt. Det uppkommer ett läge då grundvattenflödet inte är tillräckligt stort för grundvattenbildningen vilket resulterar i att grundvattenytan höjs. För en konvex sluttning ökar istället lutningen nedåt och det grundvatten som bildas kan ledas bort. Detta innebär att utströmningsområdet vid en konkav sluttning till större del kommer att vara mättad än vid en konvex sluttning. Vid nederbörd kommer skillnader i grundvattennivån att synas först i de lägsta delarna av en sluttning. Detta beror på den höga vattenhalten, en stor del av porerna är fyllda, vilket gör att det tryck som skapas från det infiltrerande vattnet snabbt sprids hit. Om grundvattenytan är nära markytan krävs endast en liten regnmängd för att höja grundvattenytan och orsaka mättnad i utströmningsområdet (Grip & Rodhe, 2016).

2.7 TEKNISKA LÖSNINGAR

I befintliga områden finns det utmaningar vid planläggning av lösningar för en ändrad dagvattenhantering. Utmaningarna beror till stor del av den befintliga höjden på bebyggelsen, i övrigt kan många av de tekniska lösningar som tillämpas vid nybyggnation användas. Flera lösningar för att ta hand om dagvatten förhindrar vatten från att tillföras dränerings-systemet. Det kan därmed vara av intresse att se över dessa lösningar utöver de lösningar som är direkt avsedda att minska mängden dräneringsvatten (Svenskt Vatten, 2011).

I Svenskt Vatten (2011) listas förslag på lösningar för en hållbar dagvattenhantering i befintliga områden vilka presenteras nedan:

- Bortkoppling av stuprör
- Översyn av anslutningsförhållanden
- Strypning av dagvattenintag
- Borttagning av kantsten och anläggning av infiltrationsstråk
- Öppen dagvattenkanal istället för kulvert
- Rekonditionering av befintliga träd

Bortkoppling av stuprör innebär att tillskottet av takvatten till spillvattensystemet minskar då avledning istället sker på annat sätt (Svenskt Vatten, 2011; Miva, 2018a). Genom att göra en översyn av befintliga anslutningsförhållanden kan till exempel felkopplingar upptäckas där dräneringsledningen är påkopplad spillvattenledningen (Svenskt Vatten, 2011).

Flödet från dagvattenbrunnar kan begränsas genom att täcka dagvattenintaget med en perforerad plåt i de fall då dagvattenledningarna överbelastas. Genom att ta bort kantsten som är anlagd i anslutning till grönytor samt justera höjden kan vatten från hårdgjorda ytor ledas bort och infiltrera. En annan lösning för att ta hand om detta vatten är anläggning av infiltrations- och dräneringsstråk vilken även kan ta emot överskottsvatten från grönytor. Öppna dagvattenkanaler innebär en ökad kapacitet jämfört med kulvetsystem och fungerar som ett fördröjningsmagasin vid kraftig nederbörd. Rekonditionering av befintliga träd innebär att material i anslutning till träd i stadsmiljö byts ut vilket skapar bättre möjligheter för vatten att infiltrera samt tas upp av trädet (Svenskt Vatten, 2011).

Förekomsten av växter spelar en stor roll i dagvattenhanteringen genom att de begränsar avrinningen. Resultatet av etablering av växter är fördröjning samt utjämning av flödestoppar och minskad risk för erosion (Svenskt Vatten, 2011). Från växternas blad sker evaporation, där vatten avdunstar, samt transpiration, där vatten avges från växten till följd av att dess klyvöppningar är öppna. Växter förhindrar därmed att en viss del av nederbörden når marken samtidigt som de tar upp vatten från rotzonen. Genom att de fångar upp en del av nederbörden bidrar de till en fördröjning av markens mottagande av nederbörd. Rötterna fungerar som ett armeringsjärn i marken och skapar vägar för vattnet att färdas i marken (Svenskt Vatten, 2011; Grip & Rodhe, 2016). Ytterligare fördelar är växternas förmåga att rena vatten samt dess estetiska värde (Svenskt Vatten, 2011). Genom att minimera andelen hårdgjorda ytor och istället anlägga växtlighet kan därmed en stor del av nederbördspåverkan minska. Vid anläggning av växtlighet bör grundvattenytan högst befinna sig cirka 0,5 m under markytan för träd och buskar respektive cirka 0,3 m för gräsytor (Serrano Cortés, 2014).

2.7.1 Gröna tak

Fördröjning på tak kan tillämpas för att minska avrinningen av dagvatten från tak. Gröna tak är en lösning där växtlighet tar upp en viss del av nederbörden vilket leder till ett minskat flöde av takvatten till dräneringen och därmed en minskad belastning på reningsverken (Svenskt Vatten, 2011). Det finns tre typer av gröna tak: extensiva tak, semi-intensiva tak och intensiva tak. Skillnaden är främst deras vegetationstyp och dess last. De fyller även olika ändamål genom att de intensiva taken är ytor där rekreation kan förekomma medan extensiva tak är tänkta att efterlikna en naturlig landskapskaraktär (SMHI, 2018). En annan lösning är grustäckta tak vars fördröjande förmåga beror av grustäckets djup (Svenskt Vatten, 2011). Beroende på tjockleken hos jordlagret tar gröna tak upp mellan 50 och 75 % av takvattnet. Under kraftiga regn kommer taket endast att ta upp en viss del av nederbörden på grund av att taken vattenmättas, därför fungerar den bäst för mindre kraftig nederbörd (Svenskt Vatten, 2011). Dess förmåga att minska avrinning är god vid normal nederbörd. Enligt Blecken (2016) släpper gröna tak ut stora mängder näringsämnen. Val av substrat och minskad användning av gödsel är faktorer som kan begränsa koncentrationen av näringsämnen i avrinningen (Blecken, 2016). Andra positiva effekter är renare stadsluft, bullerdämpning, sänkning av temperaturen lokalt och gynnsamma förhållanden för biologisk mångfald. Lösningen ställer krav på byggnadens bärighet vilket gör att den inte fungerar för all befintlig bebyggelse (Boverket, 2019).

Funktionen av gröna tak i kallt klimat har studerats av Rydlinge och Widetun (2014) under ett examensarbete i Luleå vilket visade att dess förmåga att reducera avrinningsvolymen

är hög. Simuleringar visade att förekomsten av gröna tak kan ge en märkbar fördröjande effekt på flödestoppar även då andelen gröna tak är låg samt att volymen av ytaavrinning vid regn minskar. Det krävs mer studier av dess funktionen i kallt klimat då kunskapen inom ämnet är begränsad (Rydlinge & Widetun, 2014). Växtvalet behöver anpassas utifrån de kalla förhållandena för att öka takens livslängd (Blecken, 2016). Utifrån en studie som utfördes i Luleå kan slutsatsen dras att växtvalet kan ha en viss påverkan på takens funktion i kallt klimat. Vilka växter som fungerar bäst är ett ämne som kräver mer studier för att tillförlitliga slutsatser ska kunna dras (Hjelm, 2019).

2.7.2 Biofilter

Ett biofilter, även kallat regnbädd och rain garden, är ett vegetationsklätt dike eller sänka med ett underliggande filtermaterial. Anläggningen konstrueras med ett dräneringsskikt och kan anläggas med dräneringsrör i botten (Hiller, 2016). Funktionen är i huvudsak rening och dess kapacitet att ta hand om avrinning är begränsad vilket gör att bräddning sker vid kraftig nederbörd (Blecken, 2016). Enligt Svenstrup (2012) kan metoden minska toppflöden med 80 % och total avrinningsvolym med 30 % (Svenstrup, 2012). Biofilter är anpassningsbara till befintlig bebyggelse då de kan anläggas längs med gator, i parker, på privat mark och i andra urbana miljöer (Hiller, 2016; Svenstrup, 2012). Storlek och utseende kan anpassas till de lokala förutsättningarna där hänsyn behöver tas till bland annat markmaterial och avrinningen (Hiller, 2016). Metoden lämpar sig även för mark där infiltrationsförmågan är begränsad eftersom den kan anläggas med en tät botten (Svenstrup, 2012). Lutningen på marken bör vara 1–5 % (Svenstrup, 2012).

En litteraturstudie som presenteras av Hiller (2016) visar att ett kallt klimat kan leda till minskad rening, frysning och negativ påverkan av vägsalt. Dock är reningskapaciteten och dess funktion att ta hand om dagvatten god även under kalla förhållanden (Hiller, 2016). Studier som presenteras av Blecken (2016) styrker att funktionen är god i kallt klimat när det gäller infiltrationsförmåga, där den mest avgörande parametern är dräneringen. Enligt en studie gjord av Blecken (2010) är funktionen på rening god för temperaturer mellan 2–20 °C. Infiltrationsförmågan i kallt klimat beror av innehållet av markfukt i filtermaterialet vilket i sin tur beror av storleken på partiklarna i filtermaterialet. Ju grövre partiklar desto större chans att filtret inte fryser helt och infiltration kan ske även vid låga temperaturer. Vid anläggning av biofilter i kallt klimat bör grova partiklar användas som filtermaterial (Blecken, 2016).

2.7.3 Skelettjordar

Skelettjordar används som en typ av växtbädd för träd i stadsmiljö. De kan ta hand om dagvatten samtidigt som det förbättrar trädets växtmiljö. Skelettjorden utgör ett genomsläppligt lager i anslutning till trädets rötter vilket möjliggör infiltration av dagvatten. Vattnet leds till skelettjorden där det kan lagras och till viss del tas upp av trädets rötter. Träd kronornas blad har även en fördröjande effekt på nederbörd samt en förmåga att rena vatten. Kapaciteten är måttlig och beror av trädets storlek (Nacka kommun, 2018). För att öka infiltrations- och volymskapacitet kan en luftig skelettjord användas istället för en vanlig, nackdelen är att reningen av lösta föroreningar minskar. Under kalla perioder riskerar ytan att frysa vilket innebär minskade möjligheter att avleda dagvatten med denna teknik. Risken för frysning kan minskas genom en god infiltrationskapacitet (Stockholm Vatten och Avfall, u.å.).

2.7.4 Infiltrationsyta

Avledning av takvatten kan ske genom att vattnet från stuprör avleds via en ränna till en lokal infiltrationsyta. Förutsättningarna för lokalt omhändertagande är att det finns en tillräcklig infiltrationskapacitet, att platsens area är tillräcklig och att grundvattennivån är tillräckligt djup (Svenskt Vatten, 2011). Vilket djup som krävs till grundvattenytan beror av jordart, ju tätare jordart desto djupare behöver grundvattenytan ligga för att infiltrationsförmågan vid markytan inte ska påverkas negativt (Grip & Rodhe, 2016). Infiltrationsytans funktion beror till stor del av grundvattenflöden vilket innebär att dess funktion oftast är bättre i ett inströmningsområde än ett utströmningsområde (Grip & Rodhe, 2016; Serrano Cortés, 2014).

Lösningen kräver en lutning bort från byggnaden och är inte att föredra i områden med täta leror på grund av dess låga infiltrationskapacitet. Lokala förutsättningar kan dock innebära en viss möjlighet till infiltration i de övre marklagren hos en lerjord och lösningen kan då motverka risken för sättning genom att grundvattennivån bibehålls (Svenskt Vatten, 2011). Enligt Serrano Cortés (2014) finns exempel då infiltrations- och perkulationsmagasin har anlagts i lerjordar. Lösningen har då fungerat flödesutjämnande och dess funktion har berott av sprickornas kapacitet att ta hand om vatten och överskottvatten har avletts till dagvattennätet (Serrano Cortés, 2014). När markens kapacitet inte är tillräcklig kan en stenkista i marken användas, vilken fördröjer vattnet innan det leds vidare till en dagvattenledning eller recipient (Svenskt Vatten, 2011; Nodra, 2018). Vattnet kan även ledas till infiltrationsytor eller svackdiken längre nedströms (Svenskt Vatten, 2011).

Infiltrationskapaciteten är oftast större för naturmarksområden än för bebyggda områden. Vid intensiv nederbörd är därmed avrinningen större från hårdgjorda ytor än från naturmark (Svenskt Vatten, 2016). För att erhålla ett gott infiltrationsresultat bör den avvattnade ytans storlek vara liten och den mottagande infiltrationsytans storlek bör vara stor. En låg grundvattenyta, mycket växtlighet och liten nederbördsintensitet är också fördelaktigt. De ytliga jordlagrens genomsläpplighet bör vara hög medan den avvattnade ytans lutning bör vara låg. Infiltrationsförmågan påverkas negativt om infiltrationsytan placeras djupare än den ursprungliga markytan, genom nedschaktning (Serrano Cortés, 2014). Där infiltrationsförmågan är låg kan gräs anläggas, detta medför en ökad rening samt möjliggör att marken kan ta hand om större volymer nederbörd då transpiration sker och då gräsytor har en god infiltrationsförmåga. Det möjliggör att lösningen kan användas även i de fall då underliggande jordart är tät (Bruhn, 2014; Serrano Cortés, 2014). Andra fördelar är ökat motstånd mot erosion samt gräsytors förmåga att utjämna flödestoppar genom att öka vattnets transporttid (Bruhn, 2014).

Enligt Serrano Cortés (2014) är tre av de mest betydande parametrarna vid utvärdering av infiltrationsmöjligheter nederbördsintensitet, den avvattnade ytans storlek och infiltrationsytans storlek. Minst betydelse har markytans lutning, både när det gäller infiltrationsytan och den avvattnade ytan. Grundvattenytans läge har en större innebörd på infiltrationsförmågan jämfört med markens genomsläpplighet. Problem som kan uppstå är bland annat vattensamlingar i samband med isbildning och tjäle samt erosion (Serrano Cortés, 2014). Under kalla perioder medför isbildning att infiltrationsförmågan minskar markant vilket leder till en låg funktion kallt klimat (Viklander & Bäckström, 2008).

2.7.5 Fördröjningsmagasin

Fördröjningsmagasin är en lösning där dagvatten tas omhand genom fördröjning innan det leds vidare. Beroende på lokala förhållanden kan olika typer av fördröjningsmagasin tillämpas. Öppna fördröjningsmagasin innebär att vatten tillfälligt samlas upp på ytor, som är något nedsänkta, där infiltration sker. När ytorna är tomma på vatten kan de användas för andra ändamål såsom parkområden och lekplatser. I områden med hårdgjorda ytor görs försänkningar vilka fungerar som magasin vid nederbörd. Underjordiska fördröjningsmagasin kan användas i de fall då utrymmet ovan mark inte tillåter öppna magasin och kan anläggas vid exempelvis parkeringsplatser eller gräsytor. Magasinen är antingen täta konstruktioner där vattnet kan magasineras eller otäta vilket förutsätter att det inte finns risk för grundvatteninträngning på grund av grundvattenytans nivå (Svenskt Vatten, 2011).

Stenkista är en typ av fördröjningsmagasin där en grop fylls med exempelvis makadam vilket ökar markens förutsättningar att ta hand om vatten. Takvattnet kan antingen avledas direkt genom att ansluta stupröret till magasinet eller genom att först låta takvattnet infiltrera i marken för att sedan nå magasinet (Botkyrka kommun, 2012). En stor andel av volymen i en stenkista utgörs av material vilket innebär att dess kapacitet att ta emot vatten är låg i förhållande till dess storlek. Lösningen förutsätter att grundvattennivån är belägen under magasinets botten (Ernberg, 2015). Regnvattenkassetter är ett alternativ till stenkista där volymen är större. Den kan också spolans rent vid igensättning av små partiklar till skillnad mot en stenkista vilken istället behöver bytas ut. Avledning från magasinet kan ske via dagvattennätet (Botkyrka kommun, 2012).

Ett annat alternativ är perkolationsmagasin vilket är ett magasin under markytan vilken fungerar fördröjande och renande av dagvatten. Förutsättningarna för att denna typ av magasin ska ha en hög kapacitet med syfte att ta hand om stora mängder dagvatten är en genomsläpplig jordart samt en djup grundvattennivå (Svenskt Vatten, 2011). Det grundvattendjup som krävs är minst 0,5 m räknat från magasinets botten. Anläggningen ska ej placeras på utströmningsområden och kräver att ovanliggande mark är relativt genomsläpplig. En förutsättning för att vattnet ska kunna avledas via självfall är en tillräcklig marklutning mot magasinet (Serrano Cortés, 2014). Tillämpning av denna lösning kan medföra problem för mark belägen nedströms i form av exempelvis försumpning och erosion, riskerna för detta kan minimeras genom anläggning av dräneringsledningar vilket dock kan leda till uttorkning av marken. Ett annat problem som kan uppkomma i närheten av magasinet är fuktproblem i husgrunder. Som tidigare nämnts under *Infiltrationsytor* finns exempel på perkolationsmagasin som har anlagts på lerjord, funktionen är då främst flödesutjämnande där det tillförda vattnet transporteras via sprickor i leran (Serrano Cortés, 2014). Dess funktion i kallt klimat har studerats i Luleå, vilket visade att de kan hantera smältvatten samt att ”risken för total nedisning” var låg (Viklander & Bäckström, 2008).

Hålrumsmagasin är en typ av fördröjningsmagasin vars uppbyggnaden överensstämmer med ett perkolationsmagasin där avledning sker via en tömningsledning (Svenskt Vatten, 1983). Hålrumsmagasin under mark är ett alternativ då marken inte tillåter infiltration, i detta fall avleds takvattnet till ett magasin under marken vilken sedan töms via dagvattenledning, dike eller recipient (Svenskt Vatten, 2011). För en jord med K-värde lägre än $2 \cdot 10^{-5}$ töms magasinet ytterst långsamt genom perkolation och magasinet betraktas då som

ett fördröjningsmagasin (Svenskt Vatten 1983).

2.7.6 Genomsläppliga ytmaterial

Alternativ till hårdgjorda ytor på platser som parkeringsplatser är genomsläppliga ytmaterial. Några exempel är hålad marksten, rasterytor och permeabel asfalt vilka tillåter dagvatten att infiltrera (Svenskt Vatten, 2011). Dränerande asfalt är en typ av genomsläppligt ytmaterial vilken tillåter ett lokalt omhändertagande av dagvatten där vatten kan tränga igenom den genomsläppliga asfaltsytan och magasineras i underliggande mark. Ytan anläggs ovan en överbyggnad, denna utgörs av ett lager av genomsläppligt material av makadam eller slagg vilken underlagras av en geotextil samt befintlig jord. Övertid uppkommer igensättning av den permeabla ytan vilket innebär att ett visst underhåll i form av högtrycksspolning krävs för att upprätthålla infiltrationskapaciteten (Viklander & Bäckström, 2008; Svenskt Vatten, 2011). Överbyggnaden kan ta hand om stora volymer vatten där kapaciteten beror av dess tjocklek. Beroende av bland annat materialval, trafikbelastning och underhållningsmetoder är metodens livslängd mellan 5–20 år. Lösningen bör inte tillämpas där det förekommer risk för föroreningsspredning eller då markens förmåga att rena vattnet är otillräcklig (Serrano Cortés, 2014). Utifrån fullskaleförsök i Luleå kan det konstateras att dränerande asfalt fungerar väl i kallt klimat gällande såväl fördröjningsförmåga som föroreningskontroll. Under snösmältning kan smältvatten infiltrera till följd av en god infiltrationsförmåga under dessa förhållanden (Viklander & Bäckström, 2008).

2.7.7 Svackdiken

Vatten kan även avledas via öppna avvattningsstråk exempelvis i form av gräsbevuxna svackdiken, vilka enligt Svenskt Vatten (2011) är ”grunda, öppna avvattningsstråk med flacka slänter”. De liknar diken och är tänkta att ta hand om överskottsvatten från mark på fastigheter. Det är en typ av trög avledning och fungerar avledande, fördröjande och renande av dagvatten samtidigt som infiltration kan ske i diken. Vidare avledning kan sedan ske till dagvattensystemet. Beroende på behov kan avvattningsstråkens bredd bestämmas utifrån lokala kapacitetsbehov och förutsättningar. På platser där det finns befintliga träd anpassas deras växtmiljö genom att anlägga diket med sektioner av skelettjord. I andra fall kan markytan täckas med gräs. Växtvalet påverkar avbördningsförmågan då det avgör råheten på ytan (Svenskt Vatten, 2011).

Försök i Luleå har visat på en god funktion gällande föroreningskontroll med gräsbevuxna svackdiken. Avledning kan ske trots förekomst av snö i diken men problem kan uppkomma till följd av snöpackning och isbildning. Under kalla perioder begränsas infiltrationskapaciteten och de positiva effekterna från vegetation (Viklander & Bäckström, 2008).

2.7.8 Dammar

En annan typ av fördröjning för dagvatten är dammar vilka även medför rening (Svenskt Vatten, 2011). En våt damm kan anläggas på mark som inte passar för infiltration eller perkulationsmagasin till följd av en tät jordart. Om vattnet som avleds till dammen är förorenat bör dess placering ej vara på utströmningsytor på grund av risken för föroreningsspredning till grundvattnet (Serrano Cortés, 2014). Gödsling av slänter ska undvikas

samtidigt som det behövs en god omsättningstid på vattnet och förekomst av skuggande träd, i annat fall föreligger en risk för problem med alger till följd av högt näringsinnehåll och hög temperatur i vattnet. Lösningen förutsätter en permanent vattenspiegel samt ett tillräckligt vattendjup. Detta åstadkoms genom täta jordlager samt tillsats av grundvatten eller dricksvatten vid otillräcklig tillförsel av dagvatten. Vattnet syresätts med hjälp av fontän eller överfall. I anslutning till dammen kan grusfilter anläggas i form av vallar, dessa placeras så att de sticker upp ovanför den permanenta vattenytan. Flödet av vatten genom grusfiltret sker långsamt vilket möjliggör sanering av föroreningar innan de sprids. Marken på baksidan av vallen utgör en uppsamlingsplats för resterande föroreningar vilken kallas översilningsyta. Marken vid översilningsytan utgörs av ett genomsläppligt material med en överliggande vegetation samt ett underliggande dränerande lager (Svenskt Vatten, 2011).

Lösningen kräver regelbunden rensning för att undvika alg tillväxt. Problem med alg tillväxt kan minskas genom god syretillförsel (Serrano Cortés, 2014). En permanent vattenspiegel åstadkoms genom att dammens botten tätas, exempelvis med lera. Detta medför att infiltration motverkas och lösningen bidrar därmed inte till grundvattenbildning (Svenskt Vatten, 2011; Bruhn, 2014). Dess funktion i kalla klimat har studerats i Kanada vilket visar att riskerna för föroreningsspridning genom sedimentflykt eller av att föroreningar från sediment löses ut i vattenfasen är låga. Det förekommer dock risker för att syrefria förhållanden samt skiktning uppkommer under kalla perioder. Tecken på syrefria förhållanden har även observerats under en studie i Göteborg (Viklander & Bäckström, 2008).

En annan typ av damm är torr damm vilken fungerar som ett utjämningsmagasin under perioder med höga flöden (Viklander & Bäckström, 2008). En torr damm innebär att en tillfällig vattenspiegel bildas vid nederbörd, vattnet dräneras därefter bort genom att botten ej är tät (Svenskt Vatten, 2011). Dammen medför att nederbörd från omkringliggande mark samlas upp och kan infiltrera i marken eller exempelvis avledas via en ledning. Lösningen kräver att grundvattenytan är belägen minst 0,5 m under markytan. Lösningen kräver regelbundet underhåll för att undvika igensättning. De problem som kan uppkomma är minskad infiltrationsförmågan till följd av isbildning och tjäle vilket innebär en risk för stående vatten, en risk för ytuppmjukning och en ökad översvämningrisk nedströms (Serrano Cortés, 2014). De kan användas för snöupplag under kalla perioder men problem kan uppkomma under snösmältningen (Viklander & Bäckström, 2008).

2.7.9 Lokalt utnyttjande av dagvatten

Lokalt utnyttjande av dagvatten (LUD) innebär att regnvatten nyttjas som en resurs vilket gör att dess tillskott till olika system minskar samtidigt som hushållning av dricksvatten sker. Takvatten kan samlas in med hjälp av regnvattentunnor och vattnet kan utnyttjas lokalt till exempel till bevattning och tvättning (Cortés Serrano, 2014). Enligt Viklander och Bäckman (2008) är detta en lösning med mycket låg funktion i kallt klimat.

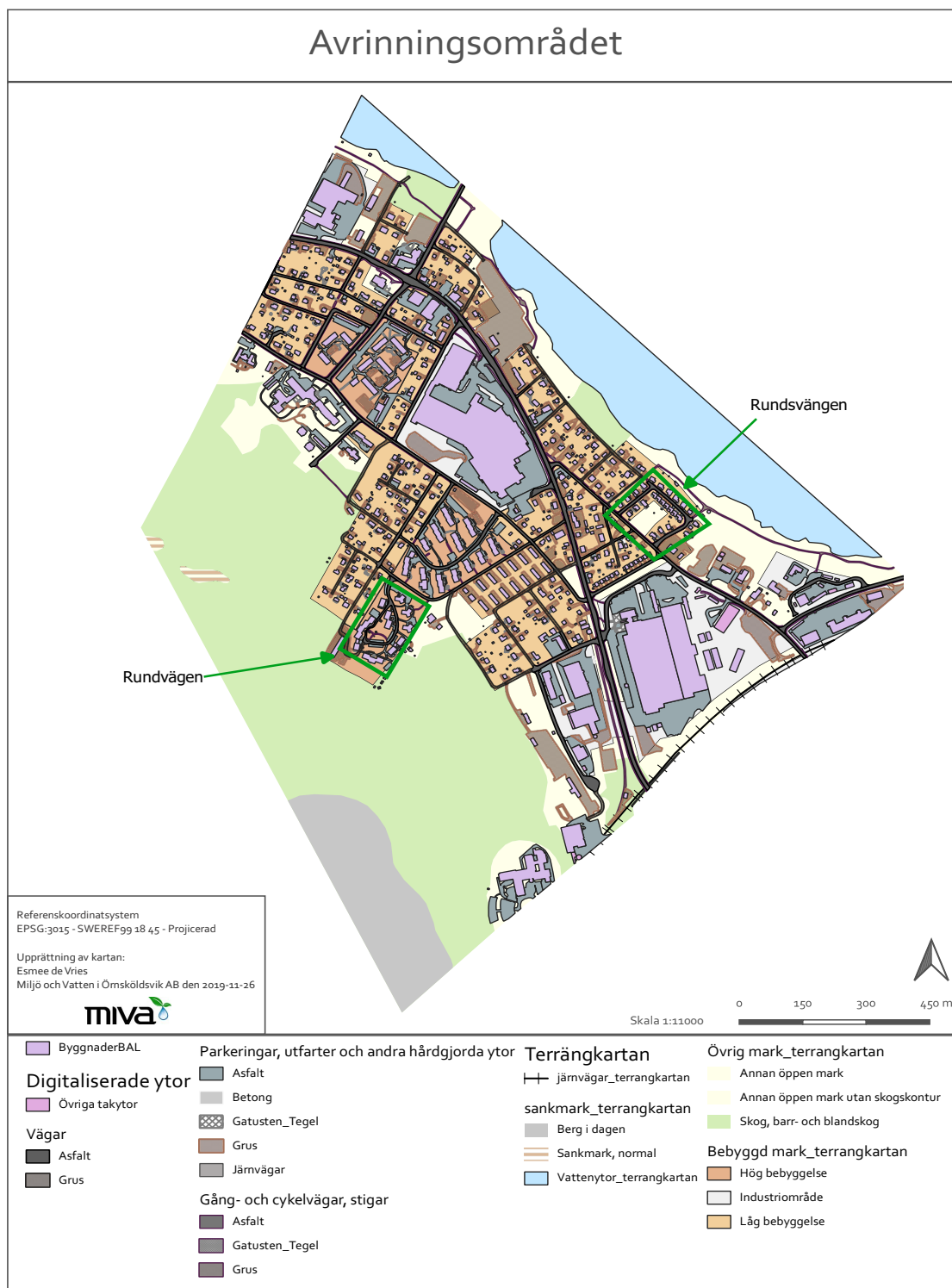
3 MATERIAL OCH METOD

En litteraturstudie utfördes under början av projektet där relevanta rapporter, böcker och internetsidor studerades. Sökning gjordes delvis på DIVA portal, exempel på sökord är infiltrationskapacitet, hållbar dagvattenhantering, tillskottsvatten och lokalt omhändertagande av dagvatten. Antalet relevanta rapporter utökades genom att studera relevanta källor till de rapporter som tagits fram. Exempel på källor som använts under studien är Svenskt Vattens publikationer *Hållbar dag- och dränvattenhantering*, *Avledning av dag-, drän- och spillvatten* och *Undersökningsmetoder för att hitta källorna till tillskottsvatten*. Information om infiltration och avrinningsbildning har till stor del hämtats från boken *Vattnets väg från regn till bäck*.

Data över flöden, nederbörd, temperatur och förbrukningar har tillhandahållits av vattenavdelningen på Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB (Miva). Geologisk data, hydrologiska förhållanden och topografi har hämtats från SGU:s kartvisare. Data över markanvändning och ledningssträckor samt kartor från GIS har hämtats från Miva:s GIS-modell över Gullänget.

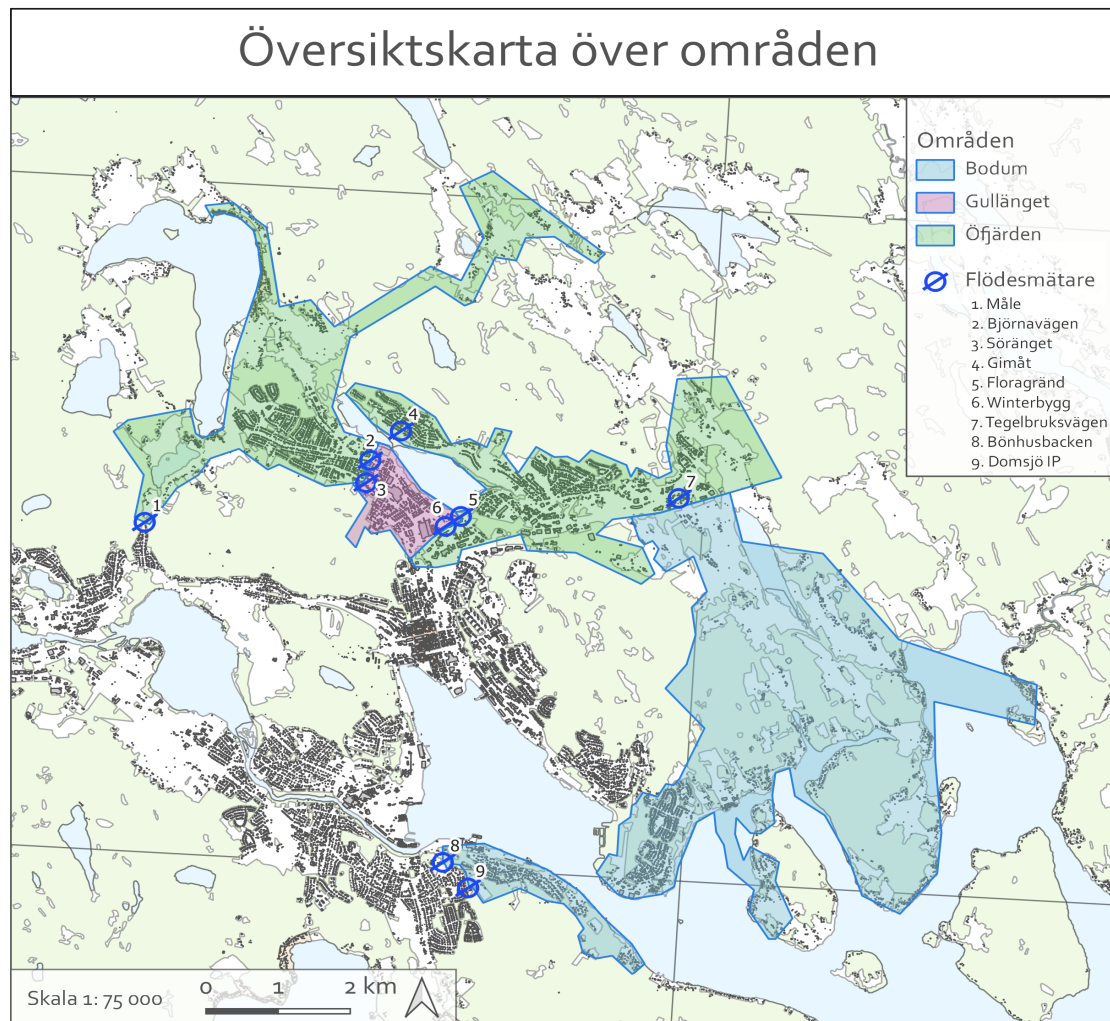
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Ett område, Gullänget, inom avrinningsområdet till Bodums reningsverk valdes ut för djupare studier på grund av den stora variationen i topografi och bebyggelse samt den stora mängden mätdata som finns tillgänglig för den platsen (Figur 2). Området är beläget i de nordvästra delarna av Örnsköldsvik, i anslutning till de centrala delarna av staden. Genom området går en medelstor väg och norr om denna återfinns Högländsjön. Spillvattnet från området avleds till ett av de största reningsverken i kommunen, Bodums reningsverk. Jämfört med övriga delar av avrinningsområdet finns det stora likheter i bland annat bebyggelse och topografi.



Figur 2: Översikt över avrinningsområdet Gullänget med de olika markanvändningarna definierade.

Utöver Gullänget utvärderades även påverkan av spillvatten från hela avrinningsområdet, kallat Bodum, samt delområdet Öfjärden vilket inkluderar Gullänget (Figur 3). I Öfjärden är marken relativt plan jämfört med övrig mark i Bodums avrinningsområde. Antal vattenabonnenter vilka är kopplade till vatten och avlopp är 288 för Gullänget. För Öfjärden är antalet 2299 respektive 3015 för Bodum.



Figur 3: Översikt över undersökta områden där Bodum är hela det markerade området inklusive de delar som är markerade som Öfjärden och Gullänget. Öfjärden inkluderar Gullänget. Upprättad av Esmee de Vries, Miljö och vatten i Örnsköldsvik AB 2019-12-19.

3.2 BERÄKNINGAR

Beräkningar av flöden och påverkans effekter utfördes för det representativa området Gullänget samt de två större områdena Öfjärden samt Bodum. Beräkningarna baserades på tillgänglig flödesdata [m^3/min] för Gullänget och Öfjärden respektive [m^3/dygn] för Bodum), nederbördsdata i form av tidstämlad nederbörd där tiden då 0,2 mm uppmätts fanns angiven samt temperaturdata [$^{\circ}\text{C}$]. Data från pumpstationer gav spillvattenflöde medan drickvattenflöde gavs från andra mätstationer, dessa var olika för de olika undersökta områdena. Nederbördsdata för mätstationen Snäppvägen och temperaturdata för mätstationen Fågelvägen, i närheten av Gullänget, antogs vara representativa för hela det undersökta området. Nederbördsdata saknades under en stor del av de kalla månaderna då mätinstrumentet påverkades av snötäcke. Data över vattenförbrukning för samtliga abonnenter i området fanns tillgänglig i form av debiterad förbrukning [$\text{m}^3/\text{år}$].

3.2.1 Flöden från Gullänget

Vid undersökning av olika vattentillskotts storlek rekommenderas enligt Lundblad & Backö (2012) att en jämförelse görs med hjälp av en vattenbudget. Exempelvis presenteras mängden dricksvatten, avloppsvatten, tillskottsvatten och nederbörd tillsammans med nyckeltalet utspädningsgrad. Resultat från flera år kan användas för att skillnader till följd av olika nederbörd ska kunna ses, detta gör även att medelvärden kan beräknas. I denna studie upprättades en vattenbudget utgående från ovanstående princip där de olika fraktionerna av vatten beräknades för alla områden. Den tidsperiod som studerades begränsades till att omfatta 1 juni 2018–31 maj 2019.

Den flödesdata som fanns tillgänglig för Gullänget var dricksvattenflöde [m^3/dygn] från fem mätpunkter i Gullänget, data över hur mycket spillvatten som avleds från Gullänget [m^3/min] via Rundsvängens pumpstation och vattenförbrukning [$\text{m}^3/\text{år}$].

Årsflöde av tillskottsvatten (F_{tsv}) [$\text{m}^3/\text{år}$] beräknades genom att subtrahera förbrukning (F_f) från spillvattenflödet (F_{sv}) för ett år enligt ekvation (3) (Lindström, 2019).

$$F_{tsv} = F_{sv} - F_f \quad (3)$$

För att beräkna nederbördens påverkan på spillvattenflödet kan olika metoder användas. Ett exempel är rationella metoden vilken kan användas till att beräkna dimensionerande dagvattenflöde. Beräkningen utgår från regnintensitet, avrinningsarea, avrinningskoefficient och klimatfaktor vilken, enligt Svenskt Vatten, ska sättas till minst 1,25. Det är en enkel metod som i huvudsak tillämpas på små områden då den inte tar hänsyn till områdesvariationer i regnintensitet eller rinntider. Avrinningsområdet förutsätts dessutom vara rektangulärt och homogent (Svenskt Vatten, 2016). Problemet med denna metod är att direkt respektive indirekt nederbördspåverkan inte beräknas utan resultatet är istället totalt dagvattenflöde. Dessutom krävs kunskap om arean av de anslutna ytorna vilket inte var känt i detta fall. Istället användes en metod som går ut på att analysera de flödestoppar som kan kopplas till avgränsade nederbördstillfällen. Flödet av spillvatten under torrväder, vilket motsvarar basflöde inklusive förbrukning, subtraheras från flödet under nederbörd. Därefter kan flödet som härrör från nederbörd urskiljas som en ökning i flöde. Bidraget i form av direkt nederbördspåverkan utgör den första delen av flödesökningen medan det tar tid innan det indirekta bidraget syns. Gränsen mellan de två olika bidragen skiljer sig åt mellan olika nederbördstillfällen (Östlund, 2019). Metoden innebär att den yta som bidrar med nederbörd till spillvattensystemet (fiktiv yta) tas fram. Utifrån denna kan ett regn- och smältvattentillskott beräknas genom att multiplicera storleken på ytan [m^2] med nederbörden [m] (Lundblad & Backö, 2012).

Flödet vid torrvädersdygn samt nederbördsdygn valdes ut utifrån de krav som ställs enligt Lundblad och Backö (2012) vid beräkning fiktiv yta. Flödesdata för nederbördstillfällen ska enligt detta utgå från minst 3–5 väl avgränsade dygn med nederbörd, där nederbördens volym är större än 5 mm och minst ett flödestillfälle då volymen är över 10 mm. Ett av nederbördstillfällena bör vara då regnintensiteten är minst 30 l/s ha under den mest intensiva 10-minutersperioden vilket motsvarar 1,8 mm/10 min. Flödesdata för torrväder ska utgå från ett dygn i nära anslutning till nederbördstillfallet (Lundblad & Backö, 2012). Data valdes även utifrån Gustafsson och Svenssons (1996) definition för torrperiod vilken säger att en torrperiod måste utgöras av minst fyra dygn utan nederbörd.

På grund av den låga förekomsten av nederbördstillfällen med sådana torrvädersdygn innan valdes torrvädersdygn som ej uppfyllde kriteriet men som förekom i samband med avskilda regn. I dessa fall gjordes antagandet att påverkan från föregående nederbördstillfälle inte hade nämnvärd betydelse på resultatet. Den kortaste torrperioden som användes var cirka 3 dygn. I två av fallen förekom små regn under torrperioden, vilket inte inträffade under valt torrvädersdygn, vars påverkan på resultatet försumrades. I två fall förekom små regn under samma dygn som undersökt nederbördsperiod där påverkan från de små regnen försumrades på grund av den låga volymen och en relativt lång tidsperiod till det undersökta regntillfället. Allmänt valdes nederbördsdygn i direkt anslutning till en torrperiod, där dygnet innan valdes som torrvädersdygn.

Spillvattenflödet under fem dygn med en nederbördsstorlek på 5,0–6,2 mm och en regnvaraktighet på cirka $1\frac{1}{2}$ – $6\frac{1}{2}$ h samt ett kraftigt regn med 18,2 mm nederbörd och regnvaraktigheten 30 minuter jämfördes med flödet under ett torrvädersdygn innan. Då pumpstationen endast sätts igång efter att en viss volym har ackumulerats för att pumpas ut beräknades medelflöden för tiden efter senaste pumpningen till tiden då nästa pumpning var avslutad [m^3/min]. Detta gjordes för såväl torrvädersdygnen som nederbördsdygnen. Därefter subtraherades flödet vid torrvädersdygn från flödet vid nederbördsdygn vilket gav det flöde som härrör från nederbörd.

Utgående från den resulterande flödesdatan kunde flödet av direkt och indirekt nederbördspåverkan beräknas. Flödet vid tidpunkterna för nederbördsstart respektive slut markerades. Utifrån flödesdata kunde en flödesökning urskiljas vilken markerades som början av nederbördspåverkan. På samma sätt kunde slutet av nederbördspåverkan urskiljas där flödet närmade sig noll. För att minska osäkerheterna definierades två gränser mellan direkt och indirekt nederbördspåverkan, vilket gjorde att ett medelvärde senare kunde beräknas. Gränserna sattes vid slutet av flödestoppen respektive vid slutet av nederbördstillfället.

Den totala volymen av direkt nederbördspåverkan beräknades genom att summera flödet mellan början av nederbördspåverkan till respektive gräns mellan direkt och indirekt nederbördspåverkan. Den indirekta nederbördspåverkan beräknades genom att summera flödet från vardera gräns till slutet av nederbördspåverkan. Ytterligare beräknades den totala nederbördspåverkan genom att summera flödet från nederbördspåverkans start till slut. Storleken på arean som bidrar till nederbördspåverkan i systemet, den fiktivt anslutna ytan, beräknades därefter genom att dividera volymen av nederbördspåverkan [m^3] med storleken på nederbörden [m] under nederbördstillfället. Därefter beräknades medelvärdet av arean från direkt nederbördspåverkan, vilken tagits fram utifrån de två gränserna, samma sak gjordes för indirekt nederbördspåverkan.

De bidragande areorna för de olika nederbördstillfällena användes sedan för att ta fram de sammanlagda storlekarna av direkt och indirekt nederbördspåverkan samt total nederbördspåverkan för ett år. Medelvärdet av de bidragande areorna beräknades för de fem normala regnen vilka sedan multiplicerades med den totala nederbörden [m] för ett helt år. Samma beräkningar utfördes för det flödet under det kraftiga regnet. Den bidragande arean jämfördes med maximalt möjlig bidragande area för Gullänget (se Bilaga för detaljer).

Utifrån ekvation (4) beräknades mängden vatten som pumpas in i Gullänget, enligt Miva:s flödesbalans för området, där det vatten som pumpas vidare till andra delar av avrinningsområdet subtraherades från den totala mängden vatten som pumpas in till Gullänget.

$$F_{iv} = F_{Björna} + F_{Söränget} - F_{Gimåt} - F_{Floragränd} - F_{Winterbygg} \quad (4)$$

F_{iv} är det dricksvatten som pumpas in i området, Björna och Söränget är de mätpunkter överst i området som mäter flödet hos det vatten som pumpas in från källan (uppströms). Gimåt, Floragränd och Winterbygg är de punkter som är belägna i områdets nedre kant. Dessa tre mätpunkter ligger i utkanten av det undersökta området och mäter flödet av det vatten som pumpas vidare till abonnenter utanför det undersökta området.

Flödet av läckvatten (F_{lv}) beräknades sedan enligt ekvation (5), där eventuell avvikelse i förbrukning (F_f) jämfört med verklig förbrukning försumrades (Lindström, 2019).

$$F_{lv} = F_{iv} - F_f \quad (5)$$

När alla fraktioner var beräknade kunde flödet av dräneringsvatten (F_{dv}) beräknas enligt ekvation (6), där F_{dn} står för direkt nederbördspåverkan.

$$F_{dv} = F_{tsv} - F_{dn} - F_{lv} \quad (6)$$

Flödena användes sedan till att beräkna nyckeltalen utspädningsgrad (Ekvation 1), flöde av läck- och dräneringsvatten per ledningslängd (LDM) [$\text{l/m} \cdot \text{dygn}$] samt förhållandet mellan läck- och dräneringsvattentillskott för ett delområde relativt totalt läck- och dräneringsvattentillskott [%] (Lundblad & Backö, 2012). Ledningslängden togs fram för Gullänget utifrån GIS-modellen.

3.2.2 Flöden från Öfjärden och Bodum

Flödena från Öfjärden och Bodum beräknades för att senare jämföras med motsvarande värden för Gullänget. Den flödesdata som fanns tillgänglig för Öfjärden var dricksvattenflöde [m^3/dygn] från två mätpunkter, spillvattenflöde [m^3/min] och vattenförbrukning [$\text{m}^3/\text{år}$]. För Öfjärden beräknades mängden tillskottsvatten på samma sätt som för Gullänget, enligt ekvation (3). Detta gällde även för beräkning av flödet av dräneringsvatten. Uppmätt dricksvattenflöde vid Måle användes som inflöde och motsvarande värde vid Tegelbruksvägen användes som utflöde vid beräkning av inpumpat dricksvatten.

Den flödesdata som fanns tillgänglig för Bodum var dricksvattenflöde [m^3/dygn] från tre mätpunkter, spillvattenflöde [m^3/h] och vattenförbrukning [$\text{m}^3/\text{år}$]. För Bodum beräknades mängden tillskottsvatten på samma sätt som för Gullänget, enligt ekvation (3). Då data över spillvattenflödet inte fanns tillgänglig per minut kunde nederbördspåverkan på flödet inte beräknas på samma sätt som tidigare. Metoden som användes istället var att ta fram flödet av dräneringsvatten genom att först beräkna basflödet för ett år (Östlund, 2019). Medelflödet per dygn [m^3/dygn] baserat på flödet under alla torrvädersdygn beräknades månadsvis. För de månader där nederbördsdata saknades användes de medelflöden som beräknats för intilliggande månader. Dygnsvärdet för november antogs vara relativt representativt för flödet under perioden december–februari och värdet för april vara relativt representativt för mars. Snösmältning antogs förekomma under en stor del av mars samt april till följd av temperaturer över noll. Medelflödena per dygn gjordes sedan om

till månadsvärden vartefter det sammanlagda årliga spillvattenflödet under torrväder beräknades. Basflödet beräknades sedan genom att subtrahera förbrukning från det sammanlagda spillvattenflödet under torrväder. Vid beräkning av inpumpat dricksvatten användes uppmätt dricksvattenflöde vid de tre mätstationerna Måle, Domsjö IP samt Bönhusbacken som inflöde och utflödet sattes till noll, då Bodum omfattar hela avrinningsområdet. Mängden läckvatten beräknades såsom tidigare enligt ekvation (5). Mängden dräneringsvatten beräknades sedan genom att läckvattnet subtraherades från basflödet.

3.2.3 Påverkanseffekter

De påverkanseffekter som beräknades var energiförbrukning och kemikalieförbrukning samt kostnader kopplat till det spillvatten och dräneringsvatten som härrör från Gullänget, Öfjärden och Bodum. Påverkan från kemikalier begränsades till att omfatta förbrukning av järnklorid, då dosering av denna beror av flödet medan dosering av andra kemikalier beror av föroreningsgrad (Miva, 2018b).

Data över energiförbrukning gavs som kWh där värden för 2018 användes. Data över energiförbrukning fanns given för vardera avloppsanläggning, där energiförbrukning för samtliga pumpstationer inom avrinningsområdet till Bodums reningsverk samt för Bodums reningsverk valdes ut. Summering av dessa värden gav total energiförbrukning för pumpning och rening av allt spillvatten som avleds till Bodums reningsverk. Den totala förbrukningen multiplicerades sedan med andel spill- respektive dräneringsvatten i förhållande till totalt spillvattenflöde, för alla undersökta områden.

Energikostnaden beräknades på motsvarande sätt genom att multiplicera respektive energiförbrukning med energikostnad för den anläggningen. Data över energikostnad gavs genom elfakturor från perioden 2019-08-01–2019-09-01 där energikostnaden för vardera verk erhöles genom summering av kostnad av elöverföring, energiskatt och energiavgift (vilka alla beror av energianvändning [kWh]). Energikostnaden antogs vara representativ för hela den undersökta perioden då kostnaden gavs i nära anslutning till slutet av den undersökta perioden. Summering av kostnader för alla anläggningar gav total elkostnad för rening av allt spillvatten som avleds till Bodums reningsverk. Den totala kostnaden multiplicerades sedan med andel spill- respektive dräneringsvatten i förhållande till total mängd spillvatten för alla undersökta områden.

Data över total förbrukning av järnklorid [ton] fanns given som kemikalieförbrukning för rening av allt spillvatten som avleds till Bodums reningsverk under ett år. Data från 2018 användes. Den totala förbrukningen multiplicerades med andel spill- respektive dräneringsvatten i förhållande till total mängd spillvatten för alla undersökta områden vilket gav övriga förbrukningar. Kemikaliekostnaden beräknades sedan genom att multiplicera förbrukning per andel spill- respektive dräneringsvatten med den givna kemikaliekostnaden för total mängd järnklorid.

Verkningsgraden för Bodums reningsverk beräknades som mängd nyttiggjord gas [m^3] i förhållande till total mängd producerad gas [m^3] för 2018 vilka var angivna i Mivas miljörapport för Bodum för 2018 (Miva, 2018b).

Påverkan på hydraulisk överbelastning och bräddning beräknades ej, istället utvärderades

påverkan utifrån befintliga data över bräddning för Bodums reningsverk samt Rundsvängens pumpstation. Värdena fanns angivna i Mivas miljörapport för Bodum för 2018 (Miva 2018b).

3.3 INFILTRATIONSMÖJLIGHETER

För att utvärdera infiltrationsmöjligheterna i Gullänget undersöktes grundvattennivå, mäktighet av jord, höjddata, jordarter, genomsläpplighet och markanvändning.

3.3.1 Topografi

De topografiska förhållandena utvärderades genom att studera höjddata från Lantmäteriet, där berg i dagen och hög- respektive lågpunkter identifierades. Vattnets flödesriktning bestämdes med hjälp av höjddata utgående från att vattnets rörelseriktning i en svensk moränmark är från höga till låga zoner enligt Grip & Rodhe (2016).

3.3.2 Grundvattenförhållanden

Data över grundvattennivå och jorddjup hämtades från SGU:s brunnarsarkiv. Brunnarsarkivet innehåller information från energibrunnar och vattenbrunnar gällande bland annat dess läge, borrdatum, vattenmängd [l/h], grundvattennivå [m under markyta] och jorddjup [m]. Mätningarna är utförda i samband med borring av brunnarna vilket innebär att datumen skiljer sig åt för varje brunn. Sammanlagt fanns mätdata från 27 brunnar i Gullänget där grundvattenytans nivå var uppmätt i 12 av brunnarna, mätning har skett ett flertal gånger i två av dessa. Grundvattennivån i området togs fram för hela området genom interpolation mellan de uppmätta nivåerna i Gullänget tillsammans med data från 9 punkter i nära anslutning till området. Interpolationen utfördes i GIS och värdet närmast markytan användes i de fall då mätning skett ett flertal gånger. Ingen hänsyn togs till variation i marknivå vilket gör att nivåerna i de högt belägna delarna, där mätdata är bristfällig, blir missvisande. Jorddjupet fanns tillgänglig från samtliga brunnar (SGU, u.å. a).

I de fall då mätdata över grundvattennivå inte finns tillgänglig över en längre tid eller då data är uppmätt under olika tidpunkter kan dessa justeras till samma period med hjälp av SGU:s tidsserier över grundvattennivåer. I detta fall görs antagandet att nivån varierar på liknande sätt för de platser som jämförs (Fagerlund, 2019). Grundvattendata för Gullänget jämfördes med nivåer från en mätstation i Umeå med liknande förhållanden, där mätningar utförts manuellt minst en gång per månad. Detta gjordes för att få en uppfattning om grundvattennivåns variation över tid samt nivå vid hög grundvattennivå. Platsen var den närmaste med liknande jordart, där mätdata fanns tillgänglig över en längre tid. För jämförelse valdes data över grundvattennivåer ut från år 2012 som referens från Umeå, vilket var ett år då grundvattennivån var relativt ytlig. Mätserien för Umeå sträckte sig till 2016 vilket innebar att nivåer som uppmätts senare inte kunde jämföras med referensen. För data från Gullänget fanns två fall då endast året var angivet samt ett värde som uppmättes under 2017 vilket gjorde att mätdata inte kunde jämföras med referens för just den tidpunkt då mätningen utfördes. Jämförelsen gjordes genom att välja ut de nivåer i Umeå som uppmätts för närliggande datum till då grundvattennivån uppmättes i Gullänget. Sedan subtraherades dessa från den nivå som uppmättes i Umeå under närliggande datum år 2012. Jämförelsen visade hur nivåerna skiljde sig åt i Umeå vilket sedan använ-

des till att dra en slutsats om hur förhållandena i Gullänget bör vara under ett år med hög grundvattennivå.

3.3.3 Jordarter och genomsläpplighet

Information om jordarter och genomsläpplighet hämtades från SGU där ”Jordarter 1:25 000–1:100 000”, ”Jordlagerföljder” samt ”Genomsläpplighet” användes. Datan över jordarter ger en översiktlig bild över förhållandena i Gullänget. För att utvärdera infiltrationsmöjligheterna på en större detaljnivå har data från Jordlagerföljder använts som komplement. Denna innehåller information om bland annat jordart och mäktighet av vardera lager, där data från Gullänget härrör från borrhning eller sondering (SGU, u.å. b). Data över genomsläpplighet utgår från kornstorleken hos jordarten. För att ta fram genomsläppligheten har ”Jordarter 1:25 000–1:100 000” använts (SGU, u.å. c).

3.3.4 Markanvändning

För att ta fram olika areor av markanvändning användes Mivas GIS-modell där olika typer av markanvändning fanns inlagd. Detta inkluderade bland annat asfalterade ytor, öppen mark, låg-/hög bebyggelse och industriområden. Icke hårdgjorda ytor inom tomtmark var ej specificerad. Delareorna av vardera markanvändning sattes i relation till den totala arean av området och vardera bebyggelsetyp sattes i relation till den totala arean av bebyggelse. Markanvändningen kopplades sedan till avrinningskoefficienter och ett antagande kunde göras angående vilka markanvändningstyper som bidrar med de största volymerna dagvatten i Gullänget genom att avrinningskoefficienterna multiplicerades med arean av markanvändningstyp.

Avrinningskoefficienter (Svenskt vatten, 2016):

- Tak utan ytmagasin: 0,9
- Betong- och asfaltyta, berg i dagen i stark lutning: 0,8
- Stensatt yta med grusfogar: 0,7
- Grusväg, starkt lutande bergigt parkområde utan nämnvärd vegetation: 0,4
- Berg i dagen i inte alltför stark lutning: 0,3
- Grusplan och grusad gång, obebyggd kvartersmark: 0,2
- Park med rik vegetation samt kuperad bergig skogsmark: 0,1
- Odlad mark, gräsyta, ängsmark m.m.: 0-0,1
- Flack tätbevuxen skogsmark: 0-0,1
- Industriområden, flack mark: 0,5
- Flerfamiljshus, flack mark: 0,4
- Villor, tomter < 1000 m², flack mark: 0,35

3.4 OMRÅDESPRIORITERING

Vid ett omställningsarbete till en mer hållbar dagvattenhantering bör utgångspunkten vara att identifiera eventuella riskområden för att kunna minska bebyggelsens sårbarhet. Med hjälp av höjddata kan nederbördsscenarioer modelleras och riskområden identifieras. Inom befintliga områden ska lokala förutsättningar till infiltration undersökas noggrant där platsen studeras och geohydrologiska förhållanden samt befintliga fuktproblem på byggnader kontrolleras. Utifrån detta kan områden som lämpar sig mindre bra för LOD identifieras, exempelvis om marklutningen eller mäktigheten av jord ovan berg är liten (Svenskt Vatten, 2011).

De prioriterade områdena är delområden i Gullänget där flödet av dränerings-, dag- eller läckvatten är stort och för vilka insatta åtgärder kan ha en stor effekt på mängden tillskottsvatten. Prioriterade delområden togs fram utifrån beräknade andelar av tillskottsvatten, läckvatten och dräneringsvatten där en jämförelse gjordes mellan Gullänget, Öfjärden och Bodum. Ytterligare utvärderades vilka platser i Gullänget som kan antas bidra med stora volymer dräneringsvatten baserat på höjdläge, geologi, grundvattennivå och markanvändning.

Ledningsnätet undersöktes med avseende på material samt förekomst av indragna dagvatensserviser till tomter, detta för att undersöka vart de största läckagen sannolikt sker samt vart det finns möjlighet att koppla bort dagvatten från spillnätet. De material som främst förekommer i området är PVC, PE, betong, POL och Höganäs. POL är Höganäs- och betongrör som är relinade (infodrade) med ett flexibelt foder bestående av en behandlad polyesterfiber. PVC och PE är täta plastledningar vilka innebär liten risk för läckage medan förekomst av övriga material innebär en risk för läckage, vilket främst gäller mellan skarvarna för Höganäs och där serviser kopplas in för POL (vilka annars är väldigt tät). Läckaget kan antas vara störst för Höganäsledningar (Lindström, 2019).

3.5 TEKNISKA LÖSNINGAR

Tekniska lösningar togs fram genom litteraturstudier och presenteras under teoriavsnittet (avsnitt 2.7). Utifrån lokala förutsättningar i Gullänget utvärderades vilka lösningar som anses vara lämpliga för att minska mängden tillskottsvatten från området. En grundförutsättning var att lösningarna skulle vara kompatibla med ett kallt klimat.

4 RESULTAT

4.1 BERÄKNINGAR

4.1.1 Jämförelse mellan flöden

De olika fraktionerna av tillskottsvatten och inpumpat dricksvatten beräknades (Tabell 2). Årsnederbörden var under den undersökta perioden 562 mm. Storleken på inpumpat dricksvatten, debiterad förbrukning, spillvatten och tillskottsvatten är minst för Gullänget och störst för Bodum. För Gullänget är volymen av spillvatten betydligt lägre än för de andra områdena. Skillnaderna inpumpat dricksvatten är mindre. Andelen tillskottsvatten av spillvatten är lägst för Gullänget och högst för Öfjärden medan värdena för Öfjärden och Bodum är relativt lika. Vid jämförelse av andelen dräneringsvatten av spillvatten syns samma trend, skillnaden mellan andelarna för Öfjärden och Bodum är dock betydligt större. Detta gäller även vid jämförelse mellan andelen dräneringsvatten av tillskottsvatten.

Tabell 2: Vattenbudget för de olika områdena för perioden 1 juni 2018–31 maj 2019, där andelarna är angivna i förhållande till mängd spillvatten respektive mängd tillskottsvatten från vardera område.

Område	Inpumpat [m ³ /år]	Förbrukning [m ³ /år]	Spillvatten [m ³ /år]	Tillskottsvatten		Dräneringsvatten		
				[m ³ /år]	[%] av spill	[m ³ /år]	[%] av spill	[%] av tills.
Gullänget	177 000	104 000	283 000	179 000	63	101 000	35	56
Öfjärden	520 000	345 000	1 363 000	1 018 000	75	827 000	61	81
Bodum	846 000	432 000	1 623 000	1 191 000	73	733 000	45	62

Fördelning av spill- och dräneringsvatten jämfört med total mängd spillvatten beräknades (Tabell 3) vilket senare användes vid beräkning av påverkans effekter. Trenden är samma som i tabell 2. Skillnaderna mellan andelen spillvatten respektive dräneringsvatten är stor mellan Gullänget och de andra områdena.

Tabell 3: Andelar spill- och dräneringsvatten i förhållande till total mängd spillvatten som avleds till Bodums reningsverk.

Område	Spillvatten [%]	Dräneringsvatten [%]
Gullänget	17,5	6,20
Öfjärden	84,0	51,0
Bodum	100,0	45,2

Utspädningsgrad följer samma trender som andelarna av tillskottsvatten ovan, den är minst för Gullänget och ungefär en tiondel högre för Öfjärden samt Bodum (Tabell 4).

Tabell 4: Utspädningsgrad för de olika områdena för perioden 1 juni 2018–31 maj 2019.

Område	Utspädningsgrad [-]
Gullänget	1,63
Öfjärden	1,75
Bodum	1,73

Andelen läckvatten av tillskottsvatten från respektive område är 41 % för Gullänget, 17 % för Öfjärden och 35 % för Bodum. Andelen direkt nederbördspåverkan av tillskottsvatten är 3,0 % för Gullänget medan den indirekta nederbördspåverkan står för 2,6 %. För Öfjärden är andelen direkt nederbördspåverkan av tillskottsvatten 1,6 % respektive 2,6 % för indirekt nederbördspåverkan. För Bodum är dessa andelar okända till följd av en lägre detaljnivå i flödesdata.

För Gullänget beräknades även nyckeltalen flödet av läck- och dräneringsvatten per ledningslängd, vilken var 17,3 (l/m dygn), respektive andel läck- och dräneringsvatten av motsvarande flöde från Bodum, vilken var 15,1 % (Tabell 5).

Tabell 5: Flödet av läck- och dräneringsvatten per ledningslängd beräknat för Gullänget samt andel läck- och dräneringsvatten för Gullänget av totalt flöde läck- och dräneringsvatten för Bodums reningsverk.

Flöde/ledningslängd [l/(m dygn)]	Flöde/totalt flöde [%]
17,3	15,1

4.1.2 Beräkning av påverkanseffekter

Total energiförbrukning för rening av spillvatten i Bodumsreningsverk inklusive pumpning är 1050 MWh/år och motsvarande energikostnad är 864 000 kr/år (Tabell 6). Förbrukning och kostnad för rening av spillvatten är minst för Gullänget och störst för Bodum. För dräneringsvattnet är istället påverkan från Öfjärden störst. Energiförbrukningen för pumpning och rening av dräneringsvatten från Gullänget är 65 MWh/år och kostnaden för rening av detta vatten är 53 500 kr/år.

Tabell 6: Energiförbrukning och kostnad för rening av dränerings- och spillvatten från samtliga områden, där beräkning av elförbrukning och kostnad baserades på data över förbrukning från 2018 respektive från 2019.

Typ	Förbrukning		Kostnad	
	Spillvatten [MWh/år]	Dräneringsvatten [MWh/år]	Spillvatten [kr/år]	Dräneringsvatten [kr/år]
Bodum	1 050	476	864 000	390 000
Öfjärden	886	538	726 000	441 000
Gullänget	184	65	151 000	53 500

Total kemikalieförbrukning för rening av total mängd spillvatten i Bodums reningsverk var 215 ton järnklorid. Kostnaden för järnklorid var 2699 kr/ton, motsvarande årskostnad var 580 000 kr/år. Storleken av förbrukning och kostnader för kemikalier följer samma trender som vid jämförelse mellan flödet av spillvatten respektive dräneringsvatten. Vid rening av spillvatten är förbrukning och kostnad av kemikalier lägst för Gullänget och högst för Bodum. Vid rening av dräneringsvatten är dessa värden störst för Öfjärden (Tabell 7).

Tabell 7: Kemikalieförbrukning och kostnad för rening av drän- och spillvatten från samtliga områden, där data över förbrukning och kostnad gäller för 2018 och flödesdata härrör från den undersökta perioden. Samtliga värden gäller för ett helt år.

Område	Förbrukning		Kostnad	
	Spillvatten [ton/år]	Dräneringsvatten [ton/år]	Spillvatten [kr/år]	Dräneringsvatten [kr/år]
Bodum	215	97	580 000	262 000
Öfjärden	181	110	488 000	296 000
Gullänget	38	13	101 000	36 000

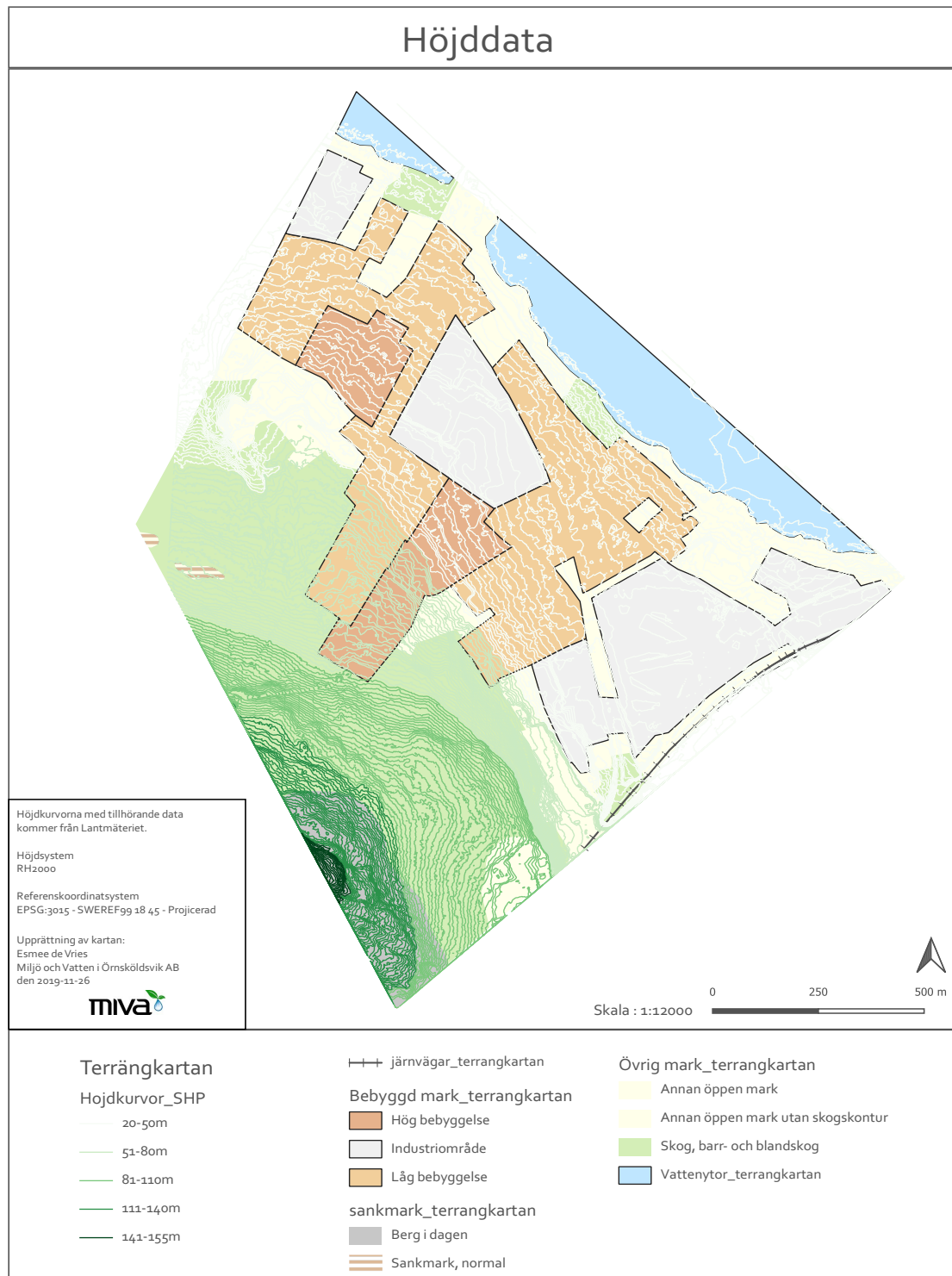
Utifrån miljörapporten för 2018 gavs värden på total producerad gas och nyttiggjord mängd gas, detta gav verkningsgraden 73 % för Bodums reningsverk. Flödet från bräddning vid reningsverk och ledningsnät är 3 % av det totala flödet till Bodums reningsverk (totalt flöde av hydraulisk överbelastning från verk och nät/totalt flöde till Bodums reningsverk). Bräddning vid Rundsvängens pumpstation i Gullänget skedde 12 gånger under samma period där flödet från bräddning var 59 m³.

4.2 INFILTRATIONSMÖJLIGHETER

4.2.1 Topografi

I de mest sydvästliga delarna av Gullänget går berget i dagen och den högsta marknivån är +155 m.ö.h. (Figur 4). Den lägsta marknivån återfinns i anslutning till och nära samma nivå som sjön vars vattennivå är +20 m.ö.h. (data över dess variation saknas). Generellt lutar marken från väst till öst. Inom bebyggelsen varierar lutningen där skillnaderna är som störst inom högt belägna tomter, i sydväst nära trädgränsen. Detta gäller för *Rundvägen* med omnejd samt vid sjukhuset. För den lågt belägna bebyggelsen är lutningen låg. Inom bebyggelsen varierar marknivåerna mellan +35 och +55 m.ö.h. i de sydvästliga delarna och i de nordvästliga delarna varierar marknivån mellan +35 och +50 m.ö.h.. Den högst belägna bebyggelsen, i de västra delarna, befinner sig på nivån +75 m.ö.h., medan den lägst belägna bebyggelsen, i de östra delarna, befinner sig på en nivå nära sjöns yta. Det finns en lågpunkt i områdets övre vänstra kant intill bebyggelse vilken eventuellt skulle kunna brukas till fördröjning.

Utifrån höjddata lutar grundvattenytan generellt från väst till öst vilket ger en generell flödesriktning österut, det förekommer dock lokala variationer till följd av variationer i markens nivå. Åsberget som är beläget i anslutning till de västra delarna av området kan antas bidra med stora mängder avrinning till området.

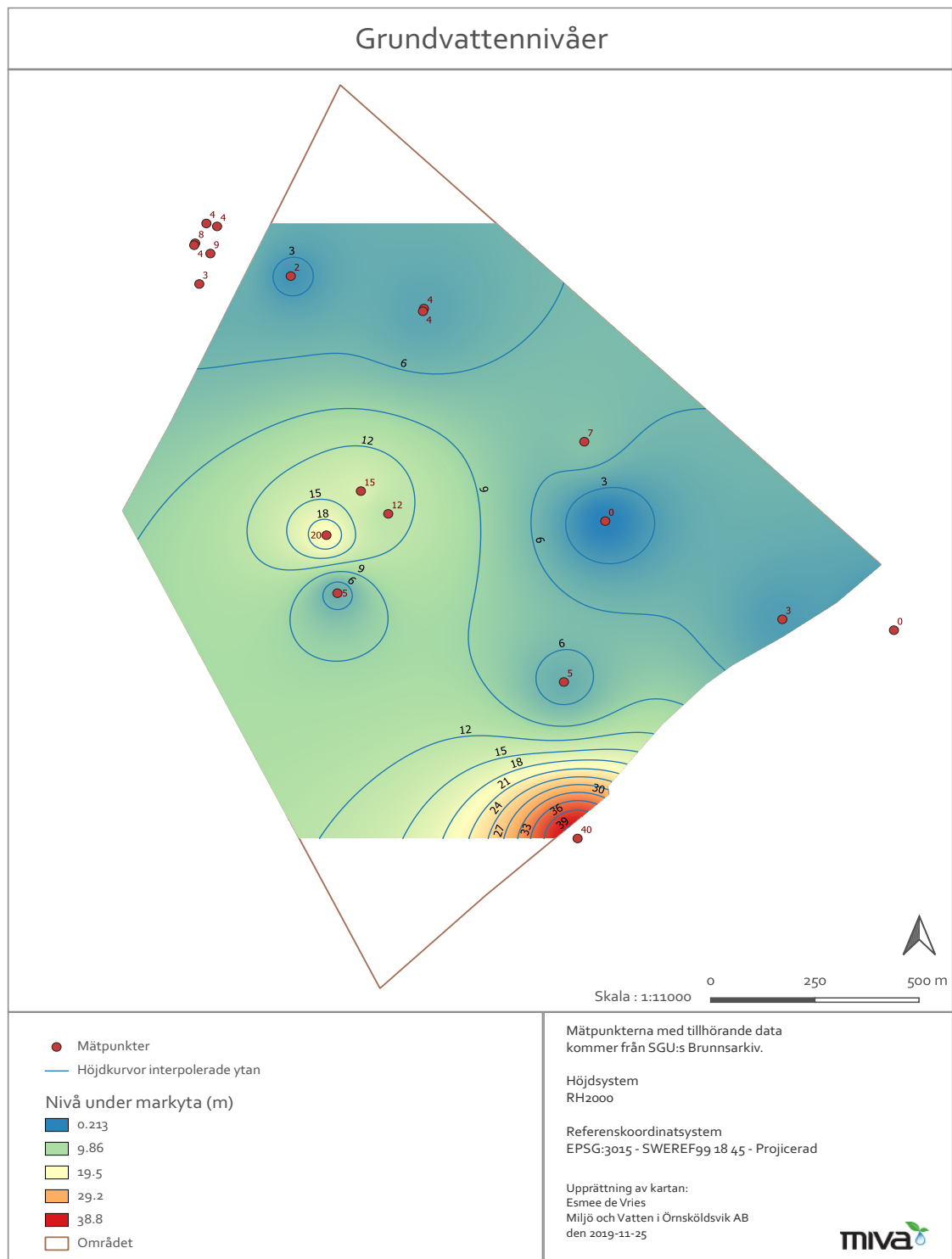


Figur 4: Topografiska förhållanden i Gullänget baserat på höjddata från Lantmäteriet.

4.2.2 Grundvattenförhållanden

I Gullänget varierar grundvattennivån mellan 0 till 20 m under markytan, där de djupaste nivåerna uppmätts inom den högst belägna bebyggelsen på Rundvägen och de ytligaste nivåerna uppmätts i de lägsta delarna inom tomter nära sjön (Figur 5). Dock finns det mät-punkter där grundvattenytan ligger på 7 m under markytan trots ett kort avstånd till sjön.

Inom den bebyggelse, bortsett från industriområden, som är belägen i de låga delarna av området är grundvattenytans läge 0–7 m under markytan. På tre av dessa mätpunkter har en nivå på mindre än eller lika med 3 m under markytan har uppmätts. Inom den högt belägna bebyggelsen vid Rundvägen varierar grundvattennivån mellan 5 till 20 m under markytan. Vid det industriområde som ligger mest sydvästligt är grundvattennivån 5–11 m i de högst belägna delarna medan nivån är 3–4 m i de lägsta delarna. Till följd av låg grundvattennivå i de lägre delarna av området och till följd av topografin bedöms detta till viss del vara ett omättat utströmningsområde. Notera att interpolation av grundvattenytans läge ger en missvisande bild av förhållandena i de högt belägna delarna där mätdata saknas (Figur 5).



Figur 5: Grundvattenytans läge under markytan i Gullänget baserat på data från SGU:s brunnarkiv. Data från området har kompletterats med data från närliggande punkter med interpolation. Ingen hänsyn har tagits till topografi.

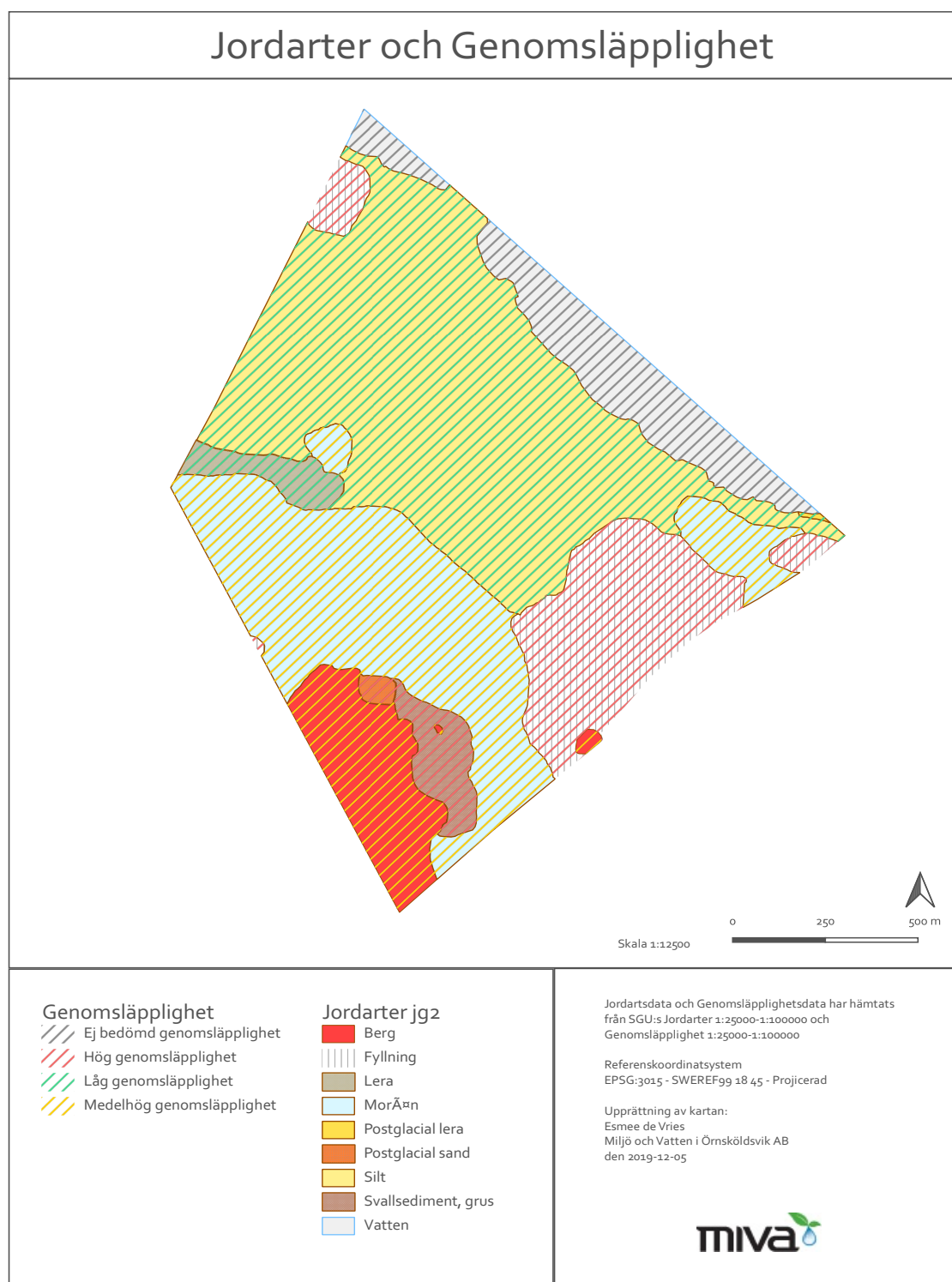
Vid jämförelse med SGU:s tidsserie konstateras att de grundvattennivåer som uppmätts i Gullänget generellt är djupare än referensnivån från 2012, med undantag för ett mätvärde från 1986. I Umeå varierade grundvattennivån med 1,36 m under 2012 i den mätpunkt som användes för jämförelse, där den ytligaste nivån uppmättes 15 juni och den djupas-

te nivån uppmättes 16 mars. Hur mycket nivån varierar under ett år i Gullänget kan inte sägas enbart utifrån dessa data då förhållandena skiljer sig åt för mycket mellan platserna. Det ger dock en indikation om att nivån varierar under året. Slutsatsen är att nivåerna i Gullänget skulle behöva justeras till en yttligare nivå för att representera förhållandena under ett år då grundvattenytans läge är ytligt. Utifrån detta konstateras det att under ett år med hög grundvattenyta är grundvattennivån i de lägsta delarna av Gullänget yttligare än vad som tidigare angetts och infiltrationsförmågan sämre. Den data som finns tillgänglig över grundvattenytans läge visar på att infiltration inte är en passande lösning för omhändertagande av dagvatten i de lägsta delarna av Gullänget.

4.2.3 Jordarter och genomsläpplighet

I området utgörs jordarten i grundlagret till största del av postglacial lera, ytterligare jordarter är bland annat silt och morän (Figur 6). Postglacial lera är den jordart som återfinns i grundlagret i majoriteten av de bebyggda delarna. Längst norrut samt i de sydostliga delarna återfinns fyllnadsmaterial och lera. I två mindre områden samt där bebyggelsen övergår till skog återfinns morän. Förekomsten av silt är låg i grundlagret och återfinns i de nordvästliga delarna där jordarten övergår från att vara postglacial lera till morän. Postglacial sand, berg och svallsediment återfinns i de sydliga delarna.

Genomsläpplighet baserad på kornstorlek i grundlagret är generellt låg i de bebyggda delarna, det förekommer dock områden med medelhög genomsläpplighet. Mark med hög genomsläpplighet utgör en relativt stor del av marken i de sydostliga delarna där jordarten är angiven som fyllning. Där bebyggelse övergår till skog och berg är genomsläppligheten till största delen medelhög, detta gäller för den bebyggelse som är högt belägen samt i de mest östliga delarna vid Rundsvängen.



Figur 6: Jordarter och genomsläpplighet utifrån SGU:s data. I kartan presenteras jordarten på karteringsdjup 0,5 m under markytan med en mäktighet över 0,5 m. JG2 är koden för den presenterade jordarten och står för jordart, grundlager.

De ytligare lagren studerades med hjälp av data från jordlagerföljd. Inom den låga bebyggelsen i de nordliga delarna utgörs de ytliga lagren ner till 4,5 m djup av silt, siltig lera och lera. Jorddjupet 14–35 m, där djupet i alla utom en punkt är över 20 m. Längre österut inom marken nära sjön utgörs de ytliga lagren av silt, lerig silt/siltig lera och fin-

silt. Grundvattenytans läge är 2–4 m under markytan. Inom industriområdet beläget i de nordvästliga delarna utgörs de ytliga lagren i marken av finsiltig lera och lera. Data över grundvattenytans läge saknas vilket även innebär att jorrdjupet är okänt.

För den låga bebyggelsen intill sjön, i mitten av området, är den ytliga jordarten främst lerig silt och siltig lera. Grundvattenytan är belägen 0–7 m under markytan och jorrdjupet är mellan 14 till 22 m.

För den högt belägna bebyggelsen på Rundvägen utgörs de grundliga lagren ner till 1 m djup i marken till stor del av siltig/grusig sand och sandig/siltig diamikton (morän). Inom bebyggelsen strax nedanför Rundvägen utgörs de grundliga lagren ner till 1 m djup i marken av lerig finsilt, siltig/grusig sand och finsandig grovsilt. För den högst belägna mätpunkten vid Rundvägen ligger grundvattenytan 5 m under markytan och i den angränsande låga bebyggelsen ligger den på djupen 12–20 m under markytan. Jorddjupen är mellan 9 till 33 m, där djupet i de flesta punkterna är mer än 20 m.

Inom industriområdet beläget i de sydostliga delarna vid sjön utgörs de ytliga lagren i marken till största del av lerig silt. Grundvattenytan är belägen 3–4 m under markytan och jorrdjupet är 4 m.

Inom industriområdet beläget längst söderut utgörs de grundliga lagren av lerig silt, lera, morän och fyllning. Grundvattenytans läge är uppmätt vid ett flertal tillfällen men är som högst 5 m under markytan. Jorddjupet är mellan 21 till 34 m.

4.2.4 Markanvändning

Den vanligaste markanvändningen i området är icke hårdgjorda ytor vilka till största del utgörs av av skog och öppen mark som inte är sankmark (Tabell 8). Hårdgjorda ytor utgör också en stor del av markanvändningen, störst andel är det av asfalterade ytor (35 %) och byggnader BAL (byggnader, adresser och lägenheter som finns registrerade hos Lantmäteriet) (28 %). Arean av vattenförekomster är inte inkluderad. Av hela områdets area utgör bebyggd mark cirka 49 % av ytan. Majoriteten av den bebyggda marken utgörs av låg bebyggelse (nästan hälften), därefter kommer industriområde (38 %) och minst andel är det av hög bebyggelse (cirka 15 %). Area av vattenförekomster är inte inkluderad som en typ av yta

Med hänsyn till avrinningskoefficienter blir areorna mindre, reducerad area, eftersom hänsyn tas till att det sker en viss infiltration (Tabell 8). Asfaltsytor har näst störst avrinningskoefficient tillsammans med störst area av hårda ytor i Gullänget. Takytor har störst avrinningskoefficient samt näst störst area. Därmed sker avrinning från hårdgjorda ytor främst från asfalterade ytor (28 %) och från byggnader BAL (25 %). För icke hårdgjorda ytor är avrinningskoefficienterna låga vilket gör att avrinningen blir försumbar från dessa ytor. För bebyggelse sker avrinning främst från industriområden (19 %) därefter kommer låg bebyggelse (18 %) och minst andel kommer från hög bebyggelse (6 %).

Tabell 8: Markanvändning i det undersökta området utifrån GIS-karta, där den reducerade arean är $\text{area} \cdot \text{avrinningskoefficient}$. Deltotal är area för vardera typ av yta. För deltotal är andelarna angivna i förhållande till sammanlagd area av hårdgjorda och icke hårdgjorda ytor. Övriga andelar är angivna i förhållande till deltotal.

Typ av yta	Material	Area [ha]	Andel av total [%]	Andel av total reducerad [%]
Hårdgjorda	Deltotal	71	41	-
	Asfalt	25	35	28
	Grusväg	2,6	3,6	1,4
	Grusparkering	12	16	3,3
	Järnväg	1,8	2,5	0,0
	Byggnader BAL	20	28	25
	Övriga takytor	0,66	0,9	0,8
	Gatusten	0,82	1,1	0,8
	Betong	0,03	0,0	0,0
	Trall	0,27	0,4	0,3
	Berg i dagen	8,9	12,5	3,8
Icke hårdgjorda	Deltotal	102	59	-
	Sankmark	0,39	0,4	0,0
	Öppen mark	35	34	0,0
	Skog	67	65	0,0
Bebyggd mark	Deltotal	86	49	-
	Låg bebyggelse	41	48	17
	Hög bebyggelse	13	15	5,9
	Industriområde	32	16	19

Öppna ytor återfinns i huvudsak väster om bebyggelsen i form av barr- och blandskog, samt intill sjön (Figur 2). I de sydliga delarna utgörs markanvändningen till stor del av asfalt- och grusytor vilket även är fallet inom industriområdena. Längst norrut utgörs markanvändningen till största delen av industrimark och asfaltsytor.

Utifrån flygfoto över området utvärderades markanvändning inom tomter. Inom bebyggelse finns endast små areor av icke hårdgjorda ytor som inte är i direkt anslutning till tomtmarkerna, dessa ytor ligger i bebyggelsens utkant. Inom tomtmark varierar andelen permeabla respektive hårda ytor. För låg bebyggelse dominerar permeabla ytor i form av gräs- och trädbevuxna ytor. För hög bebyggelse finns en stor andel hårdgjorda ytor i form av vägar och parkeringar samtidigt som andelen hårdgjorda ytor är relativt stor. För industriområdena dominerar de hårdgjorda ytorna i form av takytor och parkeringar/vägar av asfalt och grus. Detta gör att de största möjligheterna till att infiltrera vatten inom eller nära bebyggelsen i området finns inom tomterna till låg- samt hög bebyggelse.

4.2.5 Utvärdering av infiltrationsmöjligheter

På grund av den ytlig grundvattennivån och hög andel tät jordart är infiltrationsförmågan i de lägre delarna av området begränsad. Vid kraftig nederbörd eller vid förhöjd grundvattennivå är risken stor att det vatten som tillförs marken medför problem såsom översvämningar. Då den uppmätta grundvattennivån är relativt låga jämfört med ett år med

hög grundvattennivå är sannolikheten stor att denna blir begränsande.

Inom den bebyggelse som är högt belägen finns förutsättningar till infiltration då de ytliga lagren till viss del utgörs av en grövre jordart och då grundvattennivån är belägen på ett större djup. Generellt är dock kornstorleken liten vilket innebär att problem kan uppkomma. Genom att tillämpa kompletterande lösningar för att ta hand om vatten från nederbörd kan riskerna minska.

Markanvändningen gör att flera områden inte är lämpliga för infiltration trots en kornstorlek som annars hade möjliggjort detta. Det gäller för industriområdena i de södra samt norra delarna där förekomsten av hårdgjorda ytor är stor.

Den lågpunkt som är belägen i de nordvästliga delarna, intill bebyggelse, skulle eventuellt kunna brukas till fördröjning av vatten. Denna är dock belägen ovan bebyggelse vilket innebär att dagvatten från tomter ej kan avledas till platsen via självfall utan skulle behöva pumpas. De områden dit vatten från bebyggelsen skulle kunna ledas via självfall är främst de öppna gräs- och trädbevuxna områdena i anslutning till Högländssjön. Avledning till dessa områden rekommenderas inte som långsiktiga lösningar eftersom risken för översvämning är förhöjd här till följd av sjöns påverkan på grundvattennivån.

4.3 OMRÅDESPRIORITERING

Med hänsyn till tillskottsvattnets storlek finns störst förbättringspotential i Öfjärden och Bodum. Utifrån jämförelse mellan de olika vattentillskotten från de undersökta områdena bör Öfjärden prioriteras framför Gullänget i arbetet med att minska andelen dräneringsvatten. Dock är Gullänget sannolikt ett av de områden som bör prioriteras i det fortsatta arbetet på grund av en låg marklutning tillsammans med en hög grundvattennivå. Detta gäller särskilt för lågt belägna tomter i nära anslutning till sjön på grund av en hög översvämningrisk. Med hänsyn till storleken av läckvatten bör Gullänget prioriteras.

Utifrån utvärdering av förhållandena i Gullänget härrör de största volymerna av dräneringsvatten sannolikt från bebyggelsen i de lägre delarna till följd av den höga grundvattenytan. Den bebyggelse som är belägen högre upp kommer inte att bidra till lika hög grad med dräneringsvatten med tanke på grundvattenytans djup. Därmed behöver inte det området prioriteras i arbetet med att minska tillskott av dräneringsvatten. För det industriområde som ligger i de sydostliga delarna ligger grundvattenytan endast några meter under markytan vilket gör att dess påverkan på dräneringsflödet behöver tas i beaktande. Det industriområde som är beläget i de sydvästliga delarna kommer sannolikt inte att bidra med stora flöden av dräneringsvatten med tanke på den relativt djupa grundvattenytan.

Med hänsyn till den markanvändning som bidrar med mest avrinning i form av dagvatten i Gullänget bör lösningar riktas mot att minska avrinningen från asfalterade ytor och takytor. Utifrån Gullänget är de bebyggelsetyper där mängden dagvatten kan minskas mest låg bebyggelse och industriområden. I Gullänget finns dagvattenledningar främst koplade till hög bebyggelse och fastigheter med hög andel hårdgjorda ytor. På Rundsvängen är andelen indragna dagvattenledningar till fastigheter hög, i övrigt är andelen låg. Med hänsyn till den dagvattenhantering som finns i Gullänget finns det idag kapacitet att minska avledningen till spillvattensystemet.

Ledningar av varianten Höganäs återfinns över stora delar av området, dock i en begränsad mängd. Den största andelen förekommer främst i anslutning till tomter belägna längs de norra delarna av sjön och vid den högt belägna bebyggelsen på Rundvägen. Betongledningar finns över hela området, dock i en begränsad mängd och över korta sträckor. Dock förekommer några enstaka längre sträckor, exempelvis längs med sjön. Höganäs förekommer på fler ställen än betong och över längre sträckor. POL förekommer endast i fåtal fall, främst på Rundsvägen. Förekomsten av ledningar som utgörs av plast är generellt låg i området, andelen är högst för bebyggelse i nära anslutning till sjön. I Gullänget är det främst ledningar av varianten Höganäs och betong som förekommer vilket innebär att det finns möjligheter att minska läckage om dessa sträckor ses över.

4.4 TEKNISKA LÖSNINGAR

De tekniska lösningar som lämpar sig bäst i Gullänget har tagits fram med hänsyn till geologiska och hydrologiska förutsättningar i området och utgående från de lösningar som presenteras under teoriavsnittet (avsnitt 2.7). Dagvattenhanteringen behöver anpassas till en hög grundvattenyta, tät jordart och befintlig bebyggelse. Utöver detta behöver hänsyn tas till den bebyggelse typ som främst förekommer där grundvattennivån är hög, vilken är låg bebyggelse. Eftersom tillskottsvatten utgör en stor del av den totala mängden spillvatten i Gullänget är det aktuellt att sätta in åtgärder som har en effekt på såväl mängden dräneringsvatten som mängden läck- och dagvatten. De lösningar som föreslås är främst inriktade mot att hantera problematik i de prioriterade områdena i Gullänget. Förslagen baseras på att infiltration ska minimeras i de delar av området där grundvattenytan är hög för att minska riskerna för källaröversvämningar samt minska flödet till dräneringar.

De lösningar som fungerar bäst i kallt klimat har tagits fram genom multifunktionsanalys av Viklander och Bäckström (2008). I analysen utvärderades dagvattenanläggningar med hänsyn till ett grundläggande krav på hållbarhet vilket gjordes genom analys av de fyra funktionerna volymkontroll, föroreningskontroll och integrering samt funktion i kallt klimat. Integrering användes till att bedöma anläggningens förmåga att efterlikna vattnets naturliga kretslopp samt utvärdera resursanvändningen för dess drift och konstruktion (Viklander & Bäckström, 2008).

Med avseende på funktion i kallt klimat fick dränerande asfalt samt svackdiken bäst betyg av de fyra lösningarna. Med avseende på de generella funktionerna fick våt damm bäst betyg, därefter kom svackdike och dränerande asfalt. Resultatet (sammanvägt betyg) visar att de lösningar som företrädesvis bör tillämpas i kallt klimat är dränerande asfalt, svackdike, våt damm och perkolationsmagasin. Funktion i kallt klimat för dagvatteninfiltration är låg. Andra lösningar som undersöktes var kombinerat ledningsnät, duplikat ledningsnät, torr damm, återanvändning av dagvatten, centrala- och lokala snödeponier (Viklander & Bäckström, 2008). De övriga lösningarna som presenterades under teoriavsnittet har utifrån de fakta som presenterades en varierande funktion i kallt klimat (gröna tak, biofilter och skelettjordar).

4.4.1 Utvärdering av tekniska lösningar

Biofilter är en bra lösning för att hantera dagvatten i befintlig bebyggelse på grund av att dess form och storlek kan anpassas till platsen samt att de även kan anläggas upphöjda eller nedsänkta. De kräver dock en del underhåll samt att filtermaterialet anpassas till ett kallt klimat - samtidigt som det ska tillåta att tillräcklig rening sker. Skelettjord fungerar i gaturum och i befintlig bebyggelse då åtgärden kan tillämpas på befintliga träd. En multifunktionell yta kräver att det finns en yta som kan göras om till en multifunktionell yta i form av exempelvis en torr damm eller en helt hårdgjord nedsänkt yta. Detta kan vara en lekplats eller ett litet torg vilken tillfälligt tillåts översvämmas. Genomsläppliga ytor kan tillämpas på exempelvis en parkeringsyta men kräver en viss genomsläpplighet hos underliggande jordlager eller ett uppsamlade ledningssystem samt att grundvattenytans läge inte förhindrar vidare transport av vattnet - denna åtgärd bör därför inte företrädesvis tillämpas i Gullänget. För Gullänget gäller det för alla de ovannämnda lösningarna att dränering krävs och vidare avledning till dagvattenledning eller recipient. Vidare behövs en tät konstruktion och att dess djup anpassas till grundvattenytans högsta läge. Svackdiken är enkla att bygga och drifta samt robusta. De kan anläggas som täta eller grunda genomsläppliga diken. Täta diken är dyrare att anlägga och för grunda diken behöver grundvattenytans läge studeras närmare. Praxis är att grundvattenytan ska befinna sig minst 1 m under dikets bottenyta. Fördröjningsmagasin bör ses som en sista utväg i de fall då arean inte tillåter andra lösningar och då stora volymer ska hanteras, detta eftersom det kräver stora markarbeten och därmed leder till stora ingrepp i miljön. Gröna tak är inte en lösning vars funktion kan garanteras i kallt klimat. Det kräver mer av byggnaders konstruktion vilket innebär att det främst kan tillämpas vid nybyggnation. Studier visar även att näringsämnen släpps ut från taken och att dess kapacitet av hålla vatten är begränsad vilket innebär att vattenmättnad kan uppstå vid nederbörd (Eklund, 2019).

Med avseende på multifunktionella ytor finns det begränsat med ytor i Gullänget vilka utgörs av en parkeringsplats, lekplats, parkområde eller dylikt och som kan passa som tillfällig uppsamlingsplats för vatten. De ytor i Gullänget som kan fungera för ändamålet är öppna gräsbevuxna områden, vilka bland annat finns inom den högt belägna bebyggelsen, samt lekplatser. Inom de lägre delarna finns det ytor inom den höga bebyggelsen som kan fungera. Den generella lutningen i östlig riktning tillsammans med bristen på lämpliga ytor innebär att lösningen inte fördelaktig för låg bebyggelse. Lokalisering beror av marklutning och flödesriktningar vilket behöver undersökas vidare.

Infiltration bör inte tillämpas som lösning för omhändertagande av dagvatten för den lågt belägna bebyggelse till följd av den höga och osäkra grundvattenytans läge samt tät jordart. För den högt belägna bebyggelsen finns vissa möjligheter till infiltration. Den täta jordarten tillsammans med det kalla klimatet innebär dock en begränsad funktion. För att dra en välgrundad slutsats om funktionen i området behöves mer undersökningar av genomsläpplighet och grundvattenförhållanden.

För att minska avledningen av dräneringsvatten till spillvattensystemet krävs lösningar där vattnet leds bort från fastigheterna eftersom infiltration inte kan ske i någon större utsträckning. Avledning av dräneringsvatten genom pumpning upp till dagvattenledning är inte ett hållbart alternativ då detta skulle kräva mycket energi till följd av de stora dräneringsvolymerna. Mer långsiktiga alternativ är ombyggnation av ledningsnätet där lutningen på avledningen från husgrundsdräneringen ändras så att dräneringsvatten kan

avledas via självfall till dagvattenledningen. Detta innebär dock att en utspädning sker av dagvattnet vilket leder till att större vattenvolymer skulle behöva genomgå rening i de fall då rening av dagvatten förekommer. Den lösning som är mest långsiktigt hållbar är att anlägga en separat ledning för dräneringsvatten på samma nivå som spillvattenledningen. Vattnet kan sedan ledas till en recipient. Lösningen innebär att dräneringsvattnet varken kommer att påverka spill- eller dagvattenvolymer och att rening inte är nödvändig (Eklund, 2019). För att detta ska fungera krävs en tillräcklig marklutning för att höjden för utsläppet ska vara kompatibelt med ett utsläpp till en recipient. Detta innebär att lösningen med separat dräneringsledning inte fungerar i områden med låg lutning (Östlund, 2019).

För bebyggelsen på Rundsvängen bör åtgärder sättas in för att hantera översvämningsproblematiken. I detta område bör omhändertagande av dagvatten inte ske genom infiltration vilket även gäller för övrig låg bebyggelse i Gullänget. Ytterligare förutsättningar behöver skapas för att möjliggöra bortkoppling av stuprör från spillvattensystemet i de områden där lösningar för omhändertagande av dagvatten spelar en viktig roll.

För att minska andelen läckvatten bör ledningsnätet ses över där läckage identifieras och åtgärdas.

Lösningar som föreslås för Gullänget:

- Biofilter med vidare avledning till dagvattenledning och recipient
- Skelettjord
- Separat ledning för dräneringsvatten med utsläpp till recipient
- Se över ledningsnätet och eventuellt förnya för att minska andelen läckvatten

Övriga lösningar som bör övervägas är multifunktionella ytor, infiltrationytor och svackdiken.

5 DISKUSSION

5.1 BERÄKNINGAR

Flödet av dräneringsvatten är högt från alla undersökta områden. Resultatet var väntat med hänsyn till en hög förekomst av ler i avrinningsområdet. En annan bidragande faktor är att ett stort antal stuprör är påkopplade spillvattensystemet. Det höga flödet av dräneringsvatten från Öfjärden kan härledas till en låg dricksvattenförbrukning tillsammans med ett stort flöde av spillvatten. Andelen dräneringsvatten av spillvatten är lägre för Bodum än för Öfjärden vilket kan förklaras av att Öfjärden är relativt platt jämfört med de andra delarna av avrinningsområdet. Genom att Bodum är förhållandevis stort kan en utjämning av de höga flödena från Öfjärden ske, vilket är anledningen till att värdena för Bodum är mer lika de för Gullänget.

Andelen direkt nederbördpåverkan är låg, både från Gullänget och Öfjärden, vid jämförelse mot den andel som angetts tidigare som referensvärde. Resultatet är att flödet av dräneringsvatten blir förhållandevis stort. Vid beräkning av dräneringsvatten för Bodum har ett annat tillvägagångssätt använts där basflödet under torrväder tagits fram. Den indirekta nederbördspåverkan är inte inkluderad i flödet av dräneringsvatten och därmed är flödet av dräneringsvatten underskattat för Bodum.

Utifrån andelen läckvatten av tillskottsvatten är läckaget störst från Gullänget och minst från Öfjärden. Det låga värdet för Öfjärden beror av att flödet av inpumpat dricksvatten är lågt i jämförelse med flödet av spillvatten. I Gullänget är flödet av läck- och dräneringsvatten per ledningslängd 17,3 l/(m dygn). Detta är lågt jämfört med det medelvärde i Sverige som presenteras i Gustafsson & Svensson (1996) vilket är 50 l/(m dygn).

Avledning av dräneringsvatten till spillvattensystemet leder till betydande påverkan på förbrukning och kostnad av kemikalier och energi. Utspädningen leder till en ökad förbrukning av kemikalien järnklorid. Förbrukning av övriga kemikalier beror av föroreningsgraden vilket innebär att den inte påverkas speciellt av flödet av dräneringsvatten. Påverkan är störst på energikostnad jämfört med kemikaliekostnad.

För Rundsvängens pumpstation skedde bräddning 12 gånger under 2018. Flödet vid bräddning var dock enbart 59 m³ vilket är lågt i förhållande till totalt spillvattenflöde från Gullänget per år (Miva, 2018b). Eftersom flödet av dräneringsvatten är relativt konstant har det en viss påverkan på bräddning. Dock ger värdet från 2018 en indikation om att problemet inte är stort med avseende på den pumpstation som avleder spillvatten från Gullänget. Den totala mängden dräneringsvatten som avleds till Bodums reningsverk utgör en stor andel av det totala flödet. Det finns därmed anledning att undersöka dräneringsvattnets påverkan på bräddning ytterligare. Risken för hydraulisk överbelastning och bräddning kan minska genom minskad avledning av dräneringsvatten till spillvattensystemet samtidigt som de höga flödena under snösmältning fortsatt kommer att utgöra stora källor till bräddning.

Mängden producerad gas beror av vattnets föroreningsgrad då gasen produceras genom rötning av det slam som härrör från rening (Miva, 2019). Genom att vattnet späds ut krävs mer energi till rening samtidigt som samma mängd gas produceras, därigenom kan verk-

ningsgraden öka genom att minska tillskottet av dräneringsvatten.

En källa till osäkerhet vid beräkning av flöden från Bodum är att flödet under de kalla månader har antagits överensstämma med de flöden som beräknats för månaden innan respektive efter. Detta stämmer inte helt överens med verkligheten eftersom grundvattennivån varierar. Flödet borde sjunka under den kalla perioden då grundvattnets nivå sjunker och sedan successivt öka under snösmältning.

Den area som bidrar med direkt nederbördspåverkan till spillvattensystemet utgör en relativt liten andel av den maximalt möjliga bidragande arean (se Bilaga). En förklaring är den låga andelen direkt nederbördspåverkan av tillskottsvatten från Gullänget. De låga värdena av direkt nederbördspåverkan kan delvis förklaras av att de regn som flödesberäkningarna baseras på är relativt små, vilket innebär en risk för att all yta som i verkligheten bidrar med nederbördspåverkan inte inkluderas. Resultatet från beräkning av nederbördspåverkan vid det kraftigare regnet var ett lägre flöde av direkt nederbördspåverkan jämfört med de mer normala nederbördstillfällena. Skillnaden var relativt stor vilket är anledningen till att detta inte användes vid fortsatt beräkning.

Andra saker som påverkar storleken på den anslutna ytan som användes till att beräkna flöden var de gränser som bestämdes. Det var svårt att urskilja var gränsen skulle sättas för slutet av nederbördspåverkan då flödet i flera fall närmade sig noll för att sedan öka. Problemet beror delvis av att det konstanta flödet av dräneringsvatten och läckvatten varierar vilket gör att flödet under torrväder inte helt kommer att stämma överens med flödet (exklusive nederbördspåverkan) under nederbördstillfället. Genom ett torrvädersdygn i nära anslutning till nederbördstillfället kunde avvikelserna minimeras. Om beräkningarna hade baserats på mätningar som gjorts med tätare intervall hade osäkerheten minskat. Det finns även en osäkerhet som härrör från hur gränserna mellan direkt och indirekt nederbördspåverkan blivit satta, detta har hanterats genom att sätta två gränser och sedan använda medelvärdet av de flöden som ges utifrån dessa.

Osäkerheter med avseende på påverkanseffekter grundar sig bland annat i de osäkerheter som härrör från flödesberäkningarna samt den data som kostnader är baserad på. Elkostnaderna härrör från fakturor från 2019-08-01–2019-09-01 där det antas att kostnaden per kWh inte varierar avsevärt mot den period som data till flödesberäkningarna härrör från. Det är dock sannolikt att energikostnaden varierar under året. Under de kallare månaderna är kostnaden högre vilket gör att den beräknade energikostnaden egentligen borde vara högre.

5.2 INFILTRATIONSMÖJLIGHETER

Lokalt omhändertagande av dagvatten är generellt inte en lämplig metod i området utom för den mark som är högt belägen. För den lågt belägna marken krävs ytterligare mätningar av grundvattenytan under en längre period och för ett större antal punkter för att se om infiltration kan tillämpas som en lösning för hantering av dagvatten. På grund av den årliga variationen i grundvattenytans läge kommer infiltrationsmöjligheterna att variera över tid, detta drabbar främst de områden där grundvattenytan är relativt ytlig. För områden där grundvattenytan ligger på ett betryggande djup kommer variationerna inte att ha någon större betydelse för infiltrationsmöjligheten även om grundvattenytan är ovanligt hög.

Till följd av att datumen skiljer sig åt för mätningar av grundvattenytans läge ger dessa värden enbart en grov uppskattning av de grundvattenförhållanden som råder i området idag. Med hjälp av SGU:s tidsserie över grundvattennivå kunde ett antagande göras angående hur nivåerna sannolikt skiljer sig mot ett år med hög grundvattenyta. Det fanns markanta skillnader mellan områdets karaktär i Gullänget och den plats som användes till jämförelse vilket gjorde att en justering av nivåerna begränsades till en hypotes. En annan anledning till denna begränsning var att mätserien inte sträckte sig tillräckligt långt för att all data skulle kunna jämföras och att endast året var angivet i två fall. Tillgänglig data över grundvattenförhållanden ger en osäker bild över de förhållanden som råder vid hög grundvattennivå samtidigt som data härrör från ett begränsat antal punkter. För att en mer korrekt uppskattning ska kunna göras krävs data över grundvattenytans variation över en längre tid där provtagning sker under ett flertal gånger under året och i fler punkter.

Beräkningen av arean av olika markanvändning innehåller osäkerheter, exempelvis finns inte alla ytor inom tomter definierade - detta gäller främst gräsytor. Resultatet blir att andelen gräsytor och permeabla ytor blir lägre än i verkligheten. Andelen hårdgjorda ytor är dock fortsatt stor. Den höga andelen hårdgjorda ytor medför ökade risker för översvämning vid kraftig nederbörd. Enligt Boverket (2010) kan avrinningen bli 10 gånger så stor från en hårdgjord yta jämfört med en genomsläpplig yta. Detta är något som bör tas i beaktande vid tillämpning av tekniska lösningar för att ta hand om dagvatten i Gullänget. Genom att öka andelen grönytor kan riskerna minska. I områden med små möjligheter till infiltration krävs dagvattenlösningar som kan ta hand om en hög avrinning.

Data över jordarter och genomsläpplighet innehåller inte en tillräcklig detaljrikedom för att genomsläppligheten på specifika platser ska kunna anges med god säkerhet. Det krävs vidare studier av de lokala förhållanden för att erhålla information av högre noggrannhet.

5.3 OMRÅDESPRIORITERING

Flödena från de tre områdena som undersöktes ger en indikation om vilka områden som bör prioriteras i arbetet med att minska tillskottsvatten. Vidare studier bör göras där flöden från fler områden med skillnader i markanvändning och topografi jämförs. Genom att komplettera detta med studier av lokala förhållanden kan frågeställningen om vilka typområden som bör prioriteras bättre besvaras. Utvärdering av infiltrationsmöjligheter har bidragit till att typområden kunnat tas fram genom att riskområden kunnat identifieras. Ytterligare studier av infiltrationsmöjligheter med fokus på grundvattenytans läge kan bidra till att fler typområden kan tas fram.

Grundvattennivåns betydelse kan variera inom bebyggelse beroende på djupet av dränering. Förekomst av källarutrymmen leder till en djupare dränering vilket innebär en förhållandevis högre avledning av dräneringsvatten. Genom att kartlägga förekomsten av källarutrymmen kan platser där risken för källaröversvämningar är stor identifieras. I arbetet med att minska risken för källaröversvämningar och avledning av dräneringsvatten till spillvattensystemet bör dessa platser ingå som prioriterade områden. Eftersom grundvattennivån påverkas av närliggande vattenförekomster är det även viktigt att information om hur vattennivån i sjön varierar tas fram. Genom detta finns det möjlighet att förutse problem och sätta in åtgärder innan problemen uppkommer.

5.4 TEKNISKA LÖSNINGAR

De lösningar som har föreslagits för Gullänget har sannolikt en god funktion med hänsyn till de lokala förutsättningarna. Lösningarna har hög funktion i ett kallt klimat, går att anpassa till befintlig bebyggelse och fungerar där jordarten är tät och grundvattenytan är hög. Många av de lösningar som presenteras i denna studie fungerar bäst vid nybyggnation och i ett varmare klimat. Detta innebär att antalet lösningar som har en god funktion i Gullänget är begränsat. Vidare studier av grundvattenytans läge kan leda till att andra lösningar än de som föreslagits kan tillämpas. Funktion i ett kallt klimat behöver också studeras vidare för att garantera en god funktion. Annan information som kan vara viktig att undersöka närmare är lutning inom tomter vilket inte har undersökts i denna studie.

Tillämpning av växter vid dagvattenhantering är en lösning som är fördelaktig ur många perspektiv. Förutom dess förmåga att minska flödestoppar bidrar de även till rening av vatten och luft samt är estetiskt tilltalande (Svenskt Vatten, 2011). Sådana lösningar liknar naturens sätt att ta hand om nederbörd och bör därmed tillämpas i högre utsträckning för att uppnå en långsiktigt hållbar dagvattenhantering. Bortkoppling av stuprör bör inte tillämpas som enskild lösning för att minska avledningen av takvatten. Det kan uppkomma problem med hanteringen av detta vatten på grund av de stora volymerna. Flödet av dräneringsvatten är stort under torrväder vilket innebär att det krävs lösningar som har en direkt effekt på avledningen av dräneringsvatten. Anläggning av en separat ledning för avledning av dräneringsvatten är en sådan lösning. Vidare avledning till en recipient kräver en viss marklutning vilket innebär att det inte kommer att fungera som lösning i platta delar. Avledning av dräneringsvatten till dagvattenledning kan vara en god lösning i sådana fall, särskilt om dagvattenhanteringen medför god rening. Detta vatten kan då släppas ut i närmaste recipient med liten risk för negativ påverkan på vattenförekomstens status.

5.5 FÖRSLAG TILL METODIK

Framtagandet av metodik grundade sig i de metoder som använts under projektet och det resultat som erhöles. Den metod som använts under projektet utvärderades och kompletterades med förslag på ytterligare steg som kan förbättra den föreslagna metodiken. Enligt Svenskt Vatten (2011) bör utgångspunkten vid ett omställningsarbete vara att riskområden identifieras där sårbarheten på bebyggelse är hög. Denna utgångspunkt är även grundläggande i den vägledande metodik som föreslås för det fortsatta arbetet med att minska mängden tillskottsvatten i kommunen. Metodiken presenteras nedan.

- Dela in avrinningsområdet till ett reningsverk i mindre delområden och kartlägg markanvändningen.
- Ta fram data över flöden samt nederbörd och beräkna fraktioner av vattentillskott för minst tre år. Utför flödesmätningar där mätdata saknas. Sammanställ resultat i en vattenbudget för jämförelse. Beräkna nyckeltal, exempelvis läck- och dräneringsvattentillskott per ledningslängd för jämförelse mellan områden.
- Ta fram en översiktlig karta över grundvattennivå för delområdena. Utför långsiktiga mätningar av grundvattennivå där sådan data saknas och är nödvändig för utvärdering av infiltrationsmöjligheter.

- Studera geologiska- och hydrologiska förhållanden, topografi, markanvändning och ledningsnätet för att lokalisera källområden till höga flöden samt platser med hög översvämningsrisk.
- Ta fram prioriterade områden genom att jämföra de olika fraktionerna av tillskottsvatten, nyckeltal samt genom att utvärdera de lokala förhållandena. Platser med hög översvämningsrisk, samt hög andel av de olika fraktionerna av tillskottsvatten bör prioriteras.
- Ta fram tekniska lösningar som lämpar sig för omhändertagande av dagvatten i de prioriterade områdena och lösningar som lämpar sig för att minska dräneringsvatentillskottet till spillvattensystemet.

Metodiken innebär att delområden där översvämningsrisk samt bidrag av tillskottsvatten och dräneringsvatten är hög kan identifieras. Inledningsvis bör ett avrinningsområde till ett reningsverk utvärderas vartefter resultatet analyseras, åtgärder sätts in och utvärderas. Efter att områdesprioritering utförts genom utvärdering av lokala förhållanden och genom jämförelse av flöden bör källorna till läck- och dräneringsvatten undersökas närmare. Tillvägagångssätt för detta diskuteras i Lundblad & Backö (2012). Tillämpning av åtgärder behöver alltid grunda sig på kunskap om lokala förutsättningar eftersom effektiviteten av åtgärder beror av de lokala förutsättningarna. Detta innebär att inga generella lösningar kan föreslås med hänsyn till olika typområden utan att förhållanden undersöks (Eklund, 2019). Genom att undersöka lokala förutsättningar kan även uppkomsten av oförutsedda problem undvikas. Detta innebär att föreslagna åtgärder för Gullänget inte rekommenderas att tillämpas direkt på andra områden.

Utöver den metodik som har använts under denna studie bör områdena även undersökas med hänsyn till föroreningsgrad och översvämningsrisk där en översvämningsanalys utförs. Områden med hög förekomst av källarutrymmen samt anslutna stuprör bör identifieras. Vid bortkoppling av stuprör finns risken att de volymer som ska tas om hand blir väldigt stora. Därmed är det viktigt att beräkna detta flöde och anpassa åtgärdsplanen utifrån detta. Det är även viktigt att göra en rimlighetsbedömning över huruvida allt detta dagvatten kan tas hand om lokalt. Detta gör att åtgärder kan sättas in där de är mest effektiva samtidigt som problem till följd av underdimensionering kan undvikas. Ytterligare bör en kostnadsanalys göras utifrån lokala förutsättningar där kostnaden av att sätta in en åtgärd sätts i förhållande mot vinst i form av exempelvis minskad risk för översvämnning (Eklund, 2019). Enligt Boverket (2010) är det av stor vikt att fastighetsägare informeras om vilka alternativ till omhändertagande av dagvatten som fungerar bäst med hänsyn till lokala förhållanden. Detta kan exempelvis göras med hjälp av en broschyr, vilket bland annat kan leda till ökad förståelsen om lösningarnas funktion och betydelse för resurshållning av att tillämpa LOD (Boverket, 2010). Ett annat sätt att hantera detta problem är att öka möjligheten för fastighetsägare att ansluta sig till dagvattennätet samt genom ekonomiska styrmedel (Serrano Cortés, 2014).

6 SLUTSATSER

Avledning av dräneringsvatten till Bodums reningsverk leder till betydande påverkan på förbrukning och kostnader av energi och kemikalier. Kostnader kopplade till energiförbrukning är störst jämfört med kemikaliekostnader. Reningen påverkas främst av den bräddning som sker samtidigt som dräneringsvattnets faktiska påverkan på bräddning är okänd.

För att minska avledningen av dräneringsvatten till spillvattensystemet krävs lösningar som är direkt avsedda för detta. Det krävs även en ändrad dagvattenhantering och åtgärder för att minska andelen läckvatten. De lösningar som föreslås för området Gullänget är biofilter och skelettjord. Dessa är lämpliga för områden med befintlig bebyggelse i ett kallt klimat där infiltrationsmöjligheterna är begränsade. Inom den högt belägna bebyggelsen i Gullänget finns förutsättningar till lokalt omhändertagande av dagvatten. Det krävs mer långsiktiga mätningar av grundvattenytans läge för att vidare utvärdera förutsättningarna i andra delar av området. För Gullänget föreslås även anläggning av en separat ledning för avledning av dräneringsvatten. Utöver detta bör ledningsnätet ses över och eventuellt förnyas för att minska andelen läckvatten.

De typområden som bör prioriteras med hänsyn till dagvatten och dräneringsvatten är lågt belägen bebyggelse där markytans lutning är låg och där grundvattenytans läge riskerar att motverka infiltration. Detta gäller även bebyggelse med närhet till vattenförekomster. Områden där förekomsten av tak- och asfaltsytor är hög bör prioriteras vid tillämpning av åtgärder för att minska avledningen av dagvatten till spillvattensystemet. Ledningssträckor med hög förekomst av varianten Höganäs och betong bör prioriteras i de områden där andelen läckvatten är hög. För att ta fram ytterligare typområden krävs vidare studier där flera mindre områden undersöks och flöden jämförs.

REFERENSER

INTERNETKÄLLOR

Berggren, K. (2007). *Urban drainage and climate change – impact assessment*. Licentiatavhandling 2007:40. Luleå: Luleå tekniska universitet. ISSN 1402-1757 / ISRN LTU-LIC-07/40-SE. Tillgänglig: <http://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:998949/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-19]

Blecken, G.-T. (2010). *Biofiltration technologies for stormwater quality treatment*. Diss. Luleå tekniska universitet. Luleå: Luleå universitet. Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:991096/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-26]

Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning: Dagvattenrening*. Stockholm: Svenskt Vatten AB. (Rapport 2016:05) Tillgänglig: https://www.svensktvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport_2016-05.pdf [2019-11-26]

Bolist (2014). *Dränera kring husgrund*. Tillgänglig: <https://bolist.se/guide/dranera-kring-husgrund/> [2019-09-17]

Boman, S. (2019). *Dimensioneringsföresättningar för spillvattennät i nybyggda småhusområden. En fallstudie i Lindbacken*. Uppsala universitet. Civilingenjörprogrammet i miljö och vattenteknik (Examensarbete: W19005). Tillgänglig: http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Sofie_Boman.pdf [2019-10-15]

Botkyrka kommun (2012). *Ta hand om ditt dagvatten - Råd till dig som ska bygga*. [Bro-schyr]. Tumba: Botkyrka kommun. Tillgänglig: <https://www.botkyrka.se/download/18.4a23abd9158495687c9ea1be/1486981397119/Ta%20hand%20om%20ditt%20dagvatten.pdf> [2019-11-29]

Boverket (2010). *Mångfunktionella ytor. Klimatanpassning av befintlig bebyggd miljö i städer och tätorter genom grönsstruktur*. Karlstad: Boverket. Uppl. 1. Tillgänglig: https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2010/mangfunktionella_ytor.pdf [2020-01-16]

Boverket (2019). *Öka den ekologiskt aktiva gröna ytan - Gröna tak och väggar*. Tillgänglig: <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/Allmant-om-PBL/teman/ekosystemtjanster/praktiken/grona/> [2019-09-24]

Bruhn, F. (2014). *Ekosystemtjänster hos öppen dagvattenhantering - utgångspunkt för lokalt anpassad grönytefaktormodell*. Sveriges lantbruksuniversitet. Landskapsingenjörprogrammet. (Examensarbete). Tillgänglig: https://stud.epsilon.slu.se/6768/1/brun_f_140519.pdf [2019-12-09]

Bäckman, H., Hellström, B., G., Jaryd, A. & Jonsson, Å. (1997). *Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem*. Stockholm: VAV AB. (VA-FORSK Rapport, 1997:15). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_97-15_Del1.pdf [2019-09-19]

Ernberg, J. (2015). *Jämförelse av fördröjningsmagasin för dagvatten*. Umeå universitet. Högskoleingenjörsprogrammet i Byggteknik (Examensarbete: BY1508). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:877233/FULLTEXT01.pdf> [2020-01-15]

Grip, H., Rodhe, A., (2016). *Vattnets väg från regn till bäck*. 3. uppl. Uppsala: Hallgren & Fallgren Studieförlag AB. Tillgänglig: <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1047230/FULLTEXT01.pdf> [2019-09-17]

Gustafsson, A.-M. & Svensson, G. (1996). *Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät - Metodikmanual*. Stockholm: VAV AB. (Rapport 1996:06). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_96-06.pdf [2020-01-14]

Hiller, M. (2016). *Funktion och vegetation för biofilter i kallt klimat: Med fokus på Gävle*. Högskolan i Gävle. Avledningen för elektronik, matematik och naturvetenskap/ Trädgårdsmästarprogrammet med inriktning mot hälsa och design (Examensarbete). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:1057064/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-25]

Hjelm, J. (2019). *Green Roof Performance in Cold Climates: A study on how different plants suited for the subarctic climate in northern Sweden affects the performances of green roofs*. Luleå tekniska universitet. Civilingenjör, Naturresursteknik (Examensarbete) Tillgänglig: <http://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1291663/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-26]

Karlsson, E. & Sukjai, H. (2019). *Avledning av orenat avloppsvatten. En litteraturstudie om bräddning i svenska samhällen*. Högskolan i Halmstad, Miljövetenskap. (Kandidatuppsats). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1343698/FULLTEXT02.pdf> [2019-09-30]

Lundblad, U., Backö, J. (2012). *Undersökningsmetoder för att hitta källorna till tillskottsvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten AB. (Rapport 2012:13.) Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2012-13.pdf [2019-09-19]

Länsstyrelsen Västernorrland (2014). *Konsekvenser och behov av åtgärder. Klimatförändringar i Örnsköldsviks kommun*. Rapport nr 2014:18. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.77ba562a161c1c177476511/1526068419560/Konsekvenser%20och%20behov%20av%20%C3%A5tg%C3%A4rder%20-%20%C3%96rnsk%C3%B6ldsvik%202014.pdf> [2019-09-20]

Miva (2018a). *Dagvattenstrategi för Örnsköldsviks kommun*. Örnsköldsvik: Tillgänglig: <https://www.ornskoldsvik.se/download/18.d76378b1660f053d554d380/1545063135688/Dagvattenstrategi.pdf> [2019-09-20]

Miva (2019). *Avloppsreningsverk*. Tillgänglig: <https://miva.se/vattenochavlopp/avloppsvatten/avloppsreningsverk.4.2f8c74f812475b070f180007000.html> [2019-10-02]

Nacka kommun (2018). *Anvisningar och principlösningar för dagvattenhantering på kvartermark och allmän plats*. uppl. 3. Tillgänglig: https://www.nacka.se/49648e/globalassets/underwebbar/teknisk-handbok/dokument/vatten-avlopp/anvisningar-for-dagvattenhantering_180322.pdf [2019-09-26]

Naturvårdsverket (2016). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2016*. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8808-8.pdf?pid=22472> [2019-09-30]

Nodra (2018). *Dag- och dräneringsvatten. Så tar du hand om det på din tomt*. [Broschyr]. Norrköping: Nodra. Tillgänglig: https://www.nodra.se/wp-content/uploads/2018/08/Dag-och-dr%C3%A4neringsvatten_WEBB.pdf [2019-09-17]

Olofsson, M. (2007). *Climate change and urban drainage: future precipitation and hydraulic impact*. Licentiatavhandling 2007:20. Luleå: Luleå tekniska universitet. ISSN:1402-1757 / ISRN: LTU-LIC-07/20-SE. Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:989804/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-19]

Rydlinge, O. & Widetun, J. (2014). *Gröna tak som en metod för dagvattenhantering i Norrbotten*. Luleå tekniska universitet. Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser/ Civilingenjör, Naturresursteknik (Examensarbete). Tillgänglig: <http://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1027020/FULLTEXT02.pdf> [2019-11-25]

Serrano Cortés, A. (2014). *En vägledning för lokalt omhändertagande av dagvatten: förklaring och dimensionering av LOD samt sammanställning av tekniker*. KTH, skolan för arkitektur och samhällsbyggnad (ABE). Bygghälsan. (Självständigt arbete på grundnivå: BD 2014;78) Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:857820/FULLTEXT01.pdf> [2019-09-23]

SGU (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (SGU-rapport 2013:01). Tillgänglig: <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1301-rapport.pdf> [2020-01-16]

SGU (u.å. a). *Brunnsarkivet*. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/brunnsarkivet/> [2020-01-13]

SGU (u.å. b). *Jordkartvisare*. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/produkter/kartor/kartvisaren/jordkartvisare/> [2020-01-13]

SGU (u.å. c). *Genomsläpplighet*. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/produkter/kartor/kartvisaren/jordkartvisare/genomslapplighet/> [2019-11-05]

SMHI (2018). *Gröna tak*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/klimat/klimatanpassa-samhället/exempel-pa-klimatanpassning/grona-tak-1.116955> [2019-09-25]

SMHI (2016). *Grundvatten*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/grundvatten-1.6857> [2020-01-16]

Stockholm Vatten (2015). *Stockholms framtida avloppsrening - Spillvattenförande avloppsledningsnät. Teknisk beskrivning*. Stockholm: Stockholm Vatten. Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1343698/FULLTEXT02.pdf> [2019-09-30]

Stockholm Vatten och Avfall (u.å.). *Skelettjord*. [Broschyr]. Stockholm: Stockholm Vatten och Avlopp. Tillgänglig: http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/skelett_h.pdf [2019-11-28]

Svenskt Vatten (1983). *Publikation P46, Lokalt omhändertagande av dagvatten - LOD: Anvisningar och kommentarer*. Stockholm: VAV. Tillgänglig: <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2018/10/P46.pdf> [2019-12-09]

Svenstrup, A. (2012). *Dagvattenhantering med "Raingarden"*. SLU - Sveriges lantbruksuniversitet. Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap/ Landskapsingenjörsprogrammet (Examensarbete). Tillgänglig: https://stud.epsilon.slu.se/4399/1/svenstrup_a_120626.pdf [2019-11-25]

U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. - U.S. (2003). *Relationship between impervious cover and surface runoff*. Tillgänglig: <https://en.wikipedia.org/wiki/Stormwater> [2020-02-14]

Viklander, M. & Bäckström, M. (2008). *Alternativ dagvattenhantering i kallt klimat*. Stockholm: Svenskt Vatten AB. (Rapport, 2008-15). Tillgänglig: http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2008-15.pdf [2019-11-19]

TRYCKTA KÄLLOR

Svenskt Vatten (2016). *Publikation P110, Avledning av dag-, drän- och spillvatten*. Uppl. 1. Stockholm: åtta.45 AB.

Svenskt Vatten (2011). *Publikation P105, Hållbar dag- och dränvattenhantering*. Uppl. 1. Solna: Litografia Alfaprint AB.

VAV (2001). *Svenskt Vatten Publikation P83, Allmänna vattenledningsnät. anvisningar för utformning, förnyelse och beräkning*. Stockholm: VAV AB.

OPUBLICERADE KÄLLOR

Eklund, S. (2019). VA-ingenjör, AFRY. *Frågor om tekniska lösningar*. [Telefonkontakt] (2019-12-12).

Fagerlund, F. (2019). Universitetslektor vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. *Frågor om variation i grundvattennivå*. [Telefonkontakt] (2019-11-25).

Lindström, M. (2019). Utredningsingenjör, Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB. *Frågor om flödesbalans*. [Personlig kontakt] (hösten 2019).

Miva (2018b). *Miljörapport*.

Österlund, J. (2019). VA-strateg, Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB. *Frågor om flödesberäkningar*. [Personlig kontakt] (hösten 2019).

BILAGA - Bidragande area utifrån befintlig bebyggelse

För att avgöra om den framräknade bidragande arean var rimlig beräknades den maximalt möjliga bidragande arean för Gullänget fram, vilket är den markyta i området som kan antas bidra med nederbördspåverkan till spillvattennätet.

Antagandet gjordes att allt dagvatten som tas om hand i området avleds via spillvatten-systemet. Den sammanlagda arean [m^2] av alla byggnader som kan antas vara dränerade valdes ut i GIS-modellen. Det stora industriområdet inkluderades ej på grund av den stora andelen hårdgjorda ytor i anslutning till byggnaderna. Övriga huskroppar som ej inkluderades var bland annat friggebodar, lekstugor och uthus som ej används som bostad. Eftersom det sker ett visst läckage av vatten till spillvattenledningarna till följd av att regn faller på ovanliggande mark togs även den sammalagda längden [m] av spillvattenledning fram (Östlund, 2019).

Markarean kring byggnader togs fram genom att lägga till en area kring varje byggnad så att ytan inom ett avstånd på 2,5 m från husväggen inkluderades. Avståndet grundade sig i att avståndet från hus till utsläpp av takvatten enligt Svenskt Vatten (2011) bör vara 2,5 m vid installation av rännil. Utifrån detta gjordes antagandet att det vatten som når markytan inom detta avstånd kommer att avvattnas genom dräneringen. Den bidragande markytan kring byggnader beräknades genom att först ta fram den genomsnittliga arean per byggnad och anta att formen för byggnaderna är kvadratisk. Genom att sedan ta kvadratroten ur arean kunde sedan kantbredden adderas till byggnadens bredd och längd och den totala arean av byggnad inklusive bidragande area beräknas. Den bidragande arean gavs sedan genom att subtrahera den totala arean av byggnaderna från den totala arean. Markarean ovan spillvattenledningarna togs fram genom att först anta ett avstånd från ledningen vilken avvattnas till ledningen, denna bredd sattes till 2,0 m, därefter multiplicerades denna bredd med längden av ledningarna. Den sammanlagda maximalt möjliga bidragande arean gavs sedan som summan av de två bidragande areorna från byggnader och ledningar.

Vid jämförelse med den tidigare beräknade bidragande arean för Gullänget kunde det konstateras att nederbördspåverkan till spillvattennätet härrör från ungefär 15 % av den maximalt möjliga bidragande arean i området samt att marken kring cirka 120 stycken av totalt 792 byggnader bidrar.