

Master Thesis
TVVR26/5009

Utvärdering av regnbäddar i urban miljö

En fallstudie av regnbäddarna på
Neptunigatan i Malmö

Hanna Lundmark
Majken Lindblom



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

Utvärdering av regnbäddar i urban miljö

En fallstudie av regnbäddarna på
Neptunigatan i Malmö

By:
Hanna Lundmark
Majken Lindblom

Master Thesis

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

Water Resources Engineering
TVVR-26/5009
ISSN 1101-9824

Lund 2026
www.tvrl.lth.se

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

Swedish title:	Utvärdering av regnbäddar i urban miljö – En fallstudie av regnbäddarna på Neptunigatan i Malmö
English title:	Evaluation of raingardens in an urban environment – A case study of the raingardens on Neptunigatan in Malmö
Authors:	Hanna Lundmark Majken Lindblom
Supervisor:	Johanna Sörensen Hedda Skarsgård Ella Uppala
Examiner:	Rolf Larsson
Language	Svenska
Year:	2026
Keywords:	Regnbäddar, StormTac Web, Reningseffekt, Urban dagvattenhantering, Föroreningar

Förord

Detta examensarbete skrevs på avdelningen för teknisk vattenresurslära vid Lunds tekniska högskola och utgör den avslutande delen i den femåriga utbildningen Ekosystemteknik. Författarna till detta arbete är Majken Lindblom och Hanna Lundmark.

Vi vill börja med att rikta ett stort tack till Godecke Blecken och Luleå Tekniska Universitet som har möjliggjort detta arbete genom att dela med sig av sin data från regnbäddarna på Neptunigatan.

Ett varmt tack till vår handledare Johanna Sörensen på LTH som har hjälpt oss genom hela processen från idé till färdigt arbete. Hennes engagemang, idéer, värdefulla feedback och stöd har varit till stor hjälp under arbetets gång. Vi vill också tacka Joakim Robygd på teknisk geologi för hjälp med frågor kopplade till geologi.

Vi vill även rikta ett särskilt tack till vår handledare på Ramboll, Hedda Skarsgård, som varit vår främsta kontakt där. Tack för värdefull vägledning, hjälp med modellering i StormTac Web samt för alla idéer och insikter som bidragit till arbetets utveckling. Vi vill också tacka vår andra handledare på Ramboll, Ella Uppala, för stöd i att navigera bland forskning och litteratur om regnbäddar. Vidare vill vi tacka Ramboll och Climate Adaptation teamet för tillgång till resurser, kompetens samt en rolig och trivsamtid.

Vårt intresse för dagvattenhantering och grönbåa lösningar stärktes under en gästföreläsning om urban dagvattenhantering av Märta Bengtsson. Därav vill vi tacka Märta Bengtsson för hennes hjälp att komma i kontakt med Ramboll samt hennes engagemang under arbetets gång. Det har varit mycket uppskattat.

Slutligen vill vi rikta ett stort tack till alla respondenter som tagit emot oss med tid, kunskap och engagemang. Vi vill särskilt tacka Inga-Lill Jacobson Ölin som även har bistått med underlagsmaterial för projektet kring regnbäddarna på Neptunigatan. Examensarbetet har blivit mycket givande tack vare alla som har ställt upp.

Abstract

Climate change is expected to increase the frequency of heavy rain events, resulting in major challenges for stormwater management in urban areas. Raingardens, a type of blue-green solution, are a sustainable alternative for stormwater management, which can retain and treat stormwater. This master's thesis is based on a case study of the raingardens along Neptunigatan in Malmö, Sweden and aims to evaluate their implementation and performance of raingardens in an urban environment.

The study includes an evaluation of the stormwater and recipient modeling tool StormTac Web. The theoretical treatment efficiencies were calculated in the model and then compared with the measured treatment efficiencies. Additionally, a sensitivity analysis of selected model parameters was performed in the model. Moreover, interviews were conducted to gain a deeper understanding of the purpose of the raingardens at Neptunigatan, collaboration between involved actors and challenges and lessons related to implementation and maintenance.

The results show differences between theoretical and measured treatment efficiencies, partly explained by uncertainties and limitations in the data used in StormTac Web. The sensitivity analysis identified overflow well height, type of landuse and the share of the facility area relative to the reduced watershed area as influential parameters, while several parameters expected to affect treatment efficiencies showed no impact in the model. The interviews revealed shortcomings in communication, division of responsibility, maintenance planning, and long-term follow-up.

The study highlights the importance of both technical and organizational aspects for ensuring the long-term functionality of raingardens in urban areas. To ensure a successful implementation of raingardens in an urban environment continuous follow-ups, long-term studies, and clearer guidelines, together with improved collaboration is needed.

Sammanfattning

Klimatförändringar leder till en ökad mängd nederbörd, vilket medför betydande utmaningar i urbana miljöer. Regnbäddar, en typ av blågrön lösning, kan implementeras för att bidra till hållbar dagvattenhantering genom att rena och fördröja dagvatten. Detta arbete baseras på en fallstudie på regnbäddarna längs Neptunigatan i Malmö, Sverige. Studien innefattade bland annat att utvärdera implementeringen av regnbäddar i urban miljö, samt en utvärdering av dagvatten- och recipientmodellen StormTac Web där modellerad och uppmätt rening jämförs samt en känslighetsanalys av olika parametrar. Vidare genomfördes en intervjustudie i syfte att få en fördjupad förståelse för syftet med regnbäddarna på Neptunigatan, hur samarbetet mellan aktörerna fungerade samt vilka utmaningar och lärdomar som uppstod under implementering och underhåll.

Resultatet visar skillnader i modellerad och uppmätt reningseffekt som delvis kan förklaras av ett osäkert och begränsat dataunderlag som StormTac Web baseras på. Känslighetsanalysen visade att parametrarna bräddbrunnens höjd, markanvändningen i avrinningsområdet samt anläggningens andel av det reducerade avrinningsområdet påverkar den modellerade reningseffekten, medan andra parametrar som förväntades ha en inverkan inte hade det i StormTac Web. Resultaten från intervjustudien visade brister i kommunikation och ansvarsfördelning samt en avsaknad av underhållsplan och uppföljning, vilket riskerar att påverka regnbäddarnas långsiktiga funktion.

Sammanfattningsvis belyser studien att både tekniska och organisatoriska aspekter är avgörande för regnbäddars funktion. För att möjliggöra en framgångsrik implementering av regnbäddar i urbana miljöer krävs kontinuerlig uppföljning, långsiktiga studier, tydligare riktlinjer samt förbättrad samverkan mellan involverade aktörer.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	Introduktion	1
1.2	Syfte och mål	2
1.3	Frågeställningar	3
2	TEORETISK BAKGRUND.....	4
2.1	Vad är dagvatten	4
2.2	Föroreningar i dagvatten	4
2.2.1	Tungmetaller	5
2.2.2	Näringsämnen	5
2.2.3	Partiklar	6
2.3	Riktvärden för utsläpp av förorenat dagvatten.....	7
2.4	Definitionen av en regnbädd	7
2.5	Rening i regnbäddar	9
2.5.1	Rening av tungmetaller	9
2.5.2	Rening av fosfor	10
2.5.3	Rening av kväve.....	10
2.5.4	Rening av partiklar	11
2.6	Utformning och dimensionering	11
2.6.1	Andel anläggningsarea av reducerat avrinningsområde.....	12
2.6.2	Dimensionerande regn och volymer	12
2.6.3	Inlopp	12
2.6.4	Förbehandling	12
2.6.5	Bräddningshöjd	13
2.6.6	Dräneringslager	14
2.6.7	Vattenmättad zon	14
2.6.8	Filtermaterial.....	15
2.6.9	Vegetation.....	16
3	FALLSTUDIE NEPTUNIGATAN.....	17
3.1	Uppbyggnad av regnbäddarna.....	18

3.2	Filtermaterial Neptunigatan	20
4	METOD	22
4.1	Avgränsningar	22
4.2	Modellering	23
4.2.1	StormTac Web.....	23
4.2.2	Beräkning av reningseffekt i StormTac Web	23
4.2.3	Data.....	25
4.2.4	Modelluppbyggnad i StormTac Web.....	28
4.3	Känslighetsanalys	30
4.4	Intervjustudie	32
4.4.1	Urval av respondenter	33
4.4.2	Genomförande	33
4.4.3	Bearbetning.....	33
4.4.4	Reliabilitet och validitet	34
5	RESULTAT.....	35
5.1	Modellering	35
5.1.1	Modellerad reningseffekt i StormTac Web	35
5.1.2	Jämförelse mellan modell 1 och modell 2	37
5.1.3	Föroreningskoncentrationer och riktvärden	39
5.1.4	Känslighetsanalys	43
5.2	Intervjustudie	49
5.2.1	Projektmål och syfte med regnbäddarna	49
5.2.2	Samarbete och kommunikation mellan aktörer	50
5.2.3	Utmaningar	51
5.2.4	Drift och underhåll	52
5.2.5	Lärdomar och uppföljning.....	53
5.2.6	Framtida rekommendationer.....	55
6	DISKUSSION	57
6.1	Modellering	57
6.1.1	Känslighetsanalys	57
6.1.2	Modellerad reningseffekt i StormTac Web	60
6.1.3	Föroreningskoncentrationer och riktvärden	62
6.1.4	Felkällor och osäkerheter.....	64

6.2	Intervjustudie	68
6.2.1	Brist i kunskap och kommunikation	68
6.2.2	Lärdomar	70
7	SLUTSATS	72
8	FRAMTIDA STUDIER	74
9	BILAGA	1
9.1	Bilaga–Känslighetsanalys	1
9.2	Bilaga–Intervjufrågor	1
9.2.1	Gemensamma frågor till aktörer	1
9.2.2	Beställare/projektledare	2
9.2.3	Projektör	3
9.2.4	Entreprenad	3
9.2.5	Drift & underhåll	3

Tabellförteckning

Tabell 3.1. Distributionen av de olika kornstorlekarna i sandfiltermaterialet (Jacobson Ölin, I-L., personlig kommunikation [email], 29 januari, 2026).	21
Tabell 4.1. Minvärdet, maxvärdet, medelvärde och medianvärdet för mättad hydraulisk konduktivitet för respektive filtersektion i mm/h.....	26
Tabell 4.2. Den totala mängden regn som kom under åren 2021 och 2022 i station Malmö A samt den totala årsnederbörden med en korrektionsfaktor på 1,13 (Alexandersson, 2003).	27
Tabell 4.3. Det resulterande medelvärdet på den dränbara porositeten för blandning av 50 volymprocent sand respektive pimpsten samt för sand vid packning, ej packning och samtliga tester.....	28
Tabell 4.4. Jämförelse av inloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) i dagvatten utan behandling mellan uppmätt och default värden i StormTac Web.....	29
Tabell 4.5. Visar tjockleken/avståndet (mm) för de olika lagren i regnbädden.....	30
Tabell 4.6. Visar de olika definierade markanvändningstyperna som undersöktes i känslighetsanalysen i StormTac Web.....	32
Tabell 5.1. Visar uppmätt samt modellerad reningseffekt (%) modell 1 & 2 för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för filtersektion: sand (S), sand med vattenmättad zon (S+VZ), sand med pimpsten (S+Pim) samt AMAjord B med kompost (AMA+K).....	37
Tabell 5.2. Uppmätt inloppskoncentration i filtersektion sand (S) i jämförelse med riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). De uppmätta inloppskoncentrationerna antas vara samma för samtliga 4 studerade filtersektioner. Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.	40
Tabell 5.3. Uppmätt in- och utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand (S) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.	41
Tabell 5.4. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand med pimpsten (S+Pim) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.	42
Tabell 5.5. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand med vattenmättad zon (S+VZ) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av	

föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.	42
Tabell 5.6. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion AMAjord B med kompost (AMA+K) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.	43
Tabell 5.7. Modellerad reningseffekt för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på bräddbrunnes höjd (mm) i filtersektionen sand (S). Rödmarkerad rad motsvarar bräddningshöjden i regnbäddarna på Neptunigatan och grön markering visar att maximal teoretisk reningseffekt är uppnådd.	44
Tabell 5.8. Visar reningseffekten (%) i filtersektion sand (S) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni beroende på den procentuella andelen som filtersektionen (6 regnbäddar) utgör av det reducerade avrinningsområdet. Rödmarkerad rad motsvarar bräddningshöjden i regnbäddarna på Neptunigatan och grön markering visar att maximal teoretisk reningseffekt är uppnådd.	45
Tabell 5.9. Föroreningskoncentration in utan behandling ($\mu\text{g/l}$) för olika markanvändningstyper definierade i StormTac Web samt uppmätta inloppskoncentrationer av LTU.	46
Tabell 5.10. Översikt av studiens respondenter. Respondenternas namn är publicerade med tillåtelse. KT=Kommunteknik.	49

Figurförteckning

Figur 2.1. Principiell utformning av en regnbädd.	9
Figur 3.1. Överblick av Neptunigatan i Malmö, den blå markeringen visar regnbäddarnas placering. Bakgrundskarta bearbetad från Min karta ©Lantmäteriet. CC BY 4.0 gäller.	17
Figur 3.2. Regnbädd på Neptunigatan i Malmö (Fotot är taget i maj 2026). 18	
Figur 3.3. Tvärsnittet av en regnbädd på Neptunigatan som visar vattnets flödesvägar samt de olika lagerföljderna. I regnbäddarna med en vattenmättad zon är utloppet höjt med 30 cm. Observera att figuren inte är skalenlig.	19
Figur 3.4. Skiss på en regnbädd sett ovanifrån. De blå pilarna illustrerar inlopp från körbana respektive GC-väg till regnbäddarna. Observera att figuren inte är skalenlig.	20
Figur 3.5. Placeringen av respektive filtersektion med regnbäddar på Neptunigatan. Röd är filtersektion sand med vattenmättad zon (S+VZ), orange är filtersektion sand med pimpsten (S+Pim), blå är filtersektion sand (S), och de två ljusgröna är filtersektion AMAjord B med kompost (AMA+K). Observera att bilden inte är skalenlig.	20
Figur 5.1. Visar modellerad reningseffekt (%) för modell 1 för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för respektive filtermaterial: sand (S), sand med pimpsten (S+Pim), sand med vattenmättad zon (S+VZ) & AMAjord B med kompost (AMA+K).	36
Figur 5.2. Visar modellerad reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för respektive filtermaterial: sand (S), sand med vattenmättad zon (S+VZ) samt sand med pimpsten (S+Pim) för modell 1 och modell 2.	38
Figur 5.3. Modellerad reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för filtermaterialet AMAjord B med kompost (AMA+K) för modell 1 och modell 2.	39
Figur 5.4. Reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd och Ni för filtersektion sand (S), beroende på vald markanvändning i avrinningsområdet. Avrinningsområdet utgörs av 50 % väg med en trafikintensitet på 10 000 fordon per dygn samt 50 % centrumområde med varierande grad av föroreningsbelastning.	47
Figur 5.5. Reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd och Ni för filtersektion sand (S), beroende på vald markanvändning i avrinningsområdet. Avrinningsområdet utgörs av 50 % gång- och cykelväg samt 50 % väg med en trafikintensitet på 5 000, 10 000 respektive 15 000 fordon per dygn.	48

1 Inledning

1.1 Introduktion

De rådande klimatförändringarna förväntas leda till ökad nederbörd och mer intensiva regnfall (Naturvårdsverket, 2017). Dagens system är dock i regel dimensionerade för att hantera tioårsregn, snarare än extrem nederbörd. Urbanisering, en växande andel hårdgjorda ytor i kombination med en ökad nederbörd innebär en ökad belastning på befintliga dagvattensystem, samt medför en större transport av föroreningar. Vid översvämning finns en större risk för skador på fastigheter och infrastruktur samt att större mängder orenat dagvatten avleds okontrollerat till mottagande recipienter, vilket medför ackumulering av föroreningar och försämrad vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 2017).

Hantering och rening av den ökade mängden dagvatten är en utmaning och har blivit alltmer aktuell i stadsplanering och urban dagvattenhantering. Därmed har det skett en ökad efterfrågan på naturbaserade och multifunktionella lösningar, även kallade blågröna lösningar, som kan hantera flertalet samhällsutmaningar på samma gång (Sörensen m.fl., 2025). Förutom reducering av översvämningar och föroreningar kan dessa lösningar bidra till bevattning av grönytor och odlingar samt påfyllnad av grundvattnet. De kan även ha ett rekreativvärde och bistå som habitat för lokala ekosystem och gynna den biologiska mångfalden (Naturvårdsverket, 2017).

Regnbäddar är en typ av blågrön lösning och karakteriseras av en (oftast) nedsänkt vegetationsyta med en fördröjningszon som möjliggör rening och viss fördröjning av dagvatten (Fridell & Jergmo, 2015). Utformningen av en regnbädd är flexibel och designen är anpassningsbar till den specifika platsen. Reningen sker i både vegetation och filtermaterial genom en kombination av mekaniska, kemiska och biologiska processer.

De första regnbäddarna implementerades runt 1990 i delstaten Maryland i USA, och har sedan dess ökat i popularitet över hela världen (Fridell & Jergmo, 2015). I Sverige är det dock fortfarande en relativt ny teknik (Blecken m.fl., 2021). Det var först år 2012 som de första regnbäddarna installerades i Sverige och sedan dess har det skett en signifikant ökning i antalet anläggningar och planering av denna typ av dagvattenlösningar över hela landet.

Under en lång tid har det funnits en brist i rekommendationer vad gäller design och utformning av regnbäddar i Sverige (Beryani m.fl., 2021). De riktlinjer som finns är främst baserade på forskning och kunskap om regnbäddar placerade i varmare och tempererat klimat. Vad gäller kallare klimat däremot, som bland annat karakteriseras av låga temperaturer, frusna jordar under vintern, korta växtperioder och snösmältning, finns begränsat underlag och fältstudier (Kratky m.fl., 2017). Dessa kalla förhållanden medför utmaningar vid tillämpning av regnbäddar, bland annat genom minskade biologiska processer, frysning av filtermaterialet, höga halter av föroreningar från isavsmältning och påverkan av vägsalt. Således krävs mer utvärdering av regnbäddars funktion och effekt i Sverige med relativt kalla vintrar, relativt korta växtsäsonger samt användning av vägsalt.

Detta arbete avgränsas till en fallstudie av regnbäddar anlagda på Neptunigatan i Malmö. Regnbäddarna är placerade på båda sidor av gatan och består av 28 regnbäddar som är uppdelade i olika filtersektioner och skiljer sig åt i filtermaterial (Norlander, 2019). Anläggningarna uppfördes år 2018 för ett samarbete mellan VA SYD, Luleå Tekniska Universitet (LTU) och Malmö stad inom Vinnova-projektet Grön Nano med syfte att forska på olika substrats reningsförmåga av dagvatten i urban miljö.

1.2 Syfte och mål

Syftet med detta examensarbete är att undersöka vilka parametrar och designprinciper som har störst inverkan på en regnbädds reningseffekt av dagvatten från urbana miljöer. Genom en kombination av modellering och intervjustudie studeras de anlagda regnbäddarna längs Neptunigatan i Malmö.

Utgångspunkten för arbetet är att undersöka skillnaden mellan den teoretiskt beräknade reningen i dagvatten- och recipientmodellen StormTac Web (StormTac AB, 2026), och den faktiska reningen i regnbäddarna, där fyra olika filtersektioner studeras för att analysera deras påverkan på reningseffekten.

Genom intervjuer med involverade aktörer eftersträvas ett helhetsperspektiv av projektet. Intervjuerna syftar till att belysa samverkan mellan aktörer samt identifiera centrala utmaningar, erfarenheter och lärdomar kopplade till planering, utformning och drift av regnbäddarna längs Neptunigatan.

Målsättningen med examensarbetet är att identifiera de parametrar och designprinciper som i störst utsträckning påverkar regnbäddars reningseffekt samt att tillvarata erfarenheter och lärdomar för att bidra till framtida planering och utformning av regnbäddar i Malmö och liknande urbana miljöer.

1.3 Frågeställningar

Examensarbetet ämnar besvara följande frågor:

1. Vilka designprinciper och parametrar har störst påverkan på regnbäddens förmåga att rena dagvatten?
 - a. Hur påverkar olika filtermaterial reningen av typiska föroreningar i dagvatten från urban miljö?
2. Hur skiljer sig den uppmätta reningseffekten på regnbäddarna vid Neptunigatan jämfört med den modellerade reningseffekten i StormTac Web?
3. Givet det filtermaterial som bedömts bäst för platsen, vilken parameter har störst påverkan på den modellerade reningen enligt StormTac Web?
4. Hur upplever involverade aktörer samverkan, utmaningar och lärdomar kopplade till planering, utformning och drift av regnbäddarna på Neptunigatan?

2 Teoretisk bakgrund

I detta kapitel ges en beskrivning av dagvatten och typiska relaterade föroreningar, regnbäddars utformning och funktion baserat på tillgänglig litteratur.

2.1 Vad är dagvatten

IP110 definieras dagvatten som ”Ytligt avrinnande regnvatten och smältvatten” (Svenskt vatten, 2019, s.112). Mängden dagvatten beror på olika faktorer såsom nederbörd, avdunstning och infiltrationsmöjligheter där en större mängd avrinnande dagvatten uppkommer i urbana miljöer (Myndighetsnätverket för klimatanpassning, 2025). Dagvatten från urbana områden har också en betydande spridning av föroreningar till vattendrag och recipienter samt kan vara akut toxiskt och ha negativ påverkan på vattenkvalitet och ekosystem på längre sikt (Muerdter m.fl., 2018; Viklander m.fl., 2019). Sammansättningen av föroreningar i dagvatten är komplex då den varierar beroende på årstid, markanvändning samt mänskliga aktiviteter (Viklander m.fl., 2019). Vidare kan det även råda skillnad i innehåll och koncentration av olika föroreningar mellan och inom regntillfällena baserat på regndjup, regnintensitet och föregående torra dagar (Chaudhary m.fl., 2025). Oftast talar man om ”first flush”, vilket innebär en första smutspuls där större andel av föroreningarna kommer i början av ett avrinningstillfälle för att sedan avta (Viklander m.fl., 2019).

Förekommande föroreningar i dagvatten är bland annat näringsämnen, kolväten, tungmetaller, patogener och salt (Viklander m.fl., 2019). Föroreningarna kan utgöras av både partiklar och partikelbundna eller suspenderade ämnen där suspenderat material tenderar att vara mer flyktigt och biotillgängligt jämfört med partiklar (LeFevre m.fl., 2014).

2.2 Föroreningar i dagvatten

Det introduceras ständigt nya ämnen i samhället som riskerar att släppas ut i dagvattnet, vilket medför att det är svårt att sammanställa och kartlägga förekommande ämnen i dagvatten (Viklander m.fl., 2019). Vid analys av dagvattenkvalitet studeras vanligen metaller, näringsämnen, partiklar, organiskt material samt PAH:er (Eriksson m.fl., 2007). Under senare år har föroreningar så som alkylfenoler, ftalater, högflourerade ämnen (PFAS) och mikroplaster även börjat inkluderas vid analys av dagvatten (Viklander m.fl., 2019).

Föroreningar relevanta för denna studie och deras respektive viktigaste källor redovisas nedan.

2.2.1 Tungmetaller

Den största antropogena källan till tungmetaller i dagvatten är främst bromsslitage, däckslitage, fasadmaterial samt atmosfärisk deposition (Davis m.fl., 2001). De tungmetaller som undersöks i detta arbete och anses vara några av de mest väsentliga tungmetallerna i dagvatten är kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn), nickel (Ni) och bly (Pb) eftersom höga koncentrationer av dessa ämnen kan skada akvatiska organismer, människor och djur (Viklander m.fl., 2019). Koncentrationerna av tungmetaller varierar i dagvatten, vilket beror på att dagvattnets sammansättning påverkas av faktorer såsom säsong och markanvändning i området.

Metalljoner eller tungmetaller i svaga oorganiska komplexformer är enligt Viklander m.fl. (2019) mest toxiska för vattenlevande organismer eftersom det är de mest biotillgängliga formerna. En bristande faktor är att data ofta presenterar tungmetaller som totala halter, vilket gör det svårt att avgöra metallernas effekt på vattenlevande organismer, eftersom vattenlösligheten har stor inverkan på biotillgängligheten och därmed toxiciteten (Viklander m.fl., 2019). På grund av sin högre löslighet i vatten utgör Zn och Ni en risk för vattenkvaliteten (Miranda m.fl., 2022).

Biotillgängligheten av tungmetaller beror i stor utsträckning på i vilken fas de förekommer, det vill säga om de är lösta i vatten eller bundna till partiklar (Rieuwerts m.fl., 1998). De huvudsakliga processerna som kontrollerar tungmetallernas förekomst är desorption och adsorption (Miranda m.fl., 2022). Till följd av adsorptionsprocesser är en stor andel av tungmetallerna bundna till sediment, vilket minskar deras biotillgänglighet och negativa effekter på vattenlevande organismer (Miranda m.fl., 2022).

2.2.2 Näringsämnen

2.2.2.1 Fosfor

Innehållet av fosfor (P) i dagvatten är viktigt att undersöka eftersom höga koncentrationer kan ha en negativ påverkan på vattenmassor genom exempelvis övergödning (Li & Davis, 2016). Vanligtvis är P det begränsande näringsämnet i sötvattensjöar och vattendrag (Correll, 1999). Därmed kan en ökning av P leda till ökad primärproduktion av organiskt material som i sin tur

leder till snabbare nedbrytning och därmed syrebrist i vattnet. Följderna kan bli livsfarliga för vattenlevande organismer och påverka sammansättningen av arter. Emellertid visar beräkningar från Naturvårdsverket (u.å.) att dagvatten generellt utgör en liten källa till P i vattenförekomster.

Den största källan till P i dagvatten kommer från gator och gräsytor eftersom P har sitt ursprung i källor som löv, växtrester, användning av gödningsmedel samt avföring från djur och fåglar (Viklander m.fl., 2019). P kan förekomma både i partikelform och löst form (Marvin m.fl., 2019), vilket oftast är som organiskt P eller fosfater (Li & Davis, 2016).

2.2.2.2 Kväve

Till skillnad från P, som är den begränsande faktorn för eutrofiering av sjöar, är kväve (N) ofta den kontrollerande faktorn för primärproduktionen i hav och kustområden, där konsekvensen blir övergödning (Correll, 1999; Viklander m.fl., 2019). De primära utsläppskällorna av N till dagvatten är gödslingsmedel, djurhållning, växtrester samt atmosfärisk deposition från exempelvis industrier och förbränning av fossila bränslen (Viklander m.fl., 2019). I Naturvårdsverkets (u.å.) undersökning framgick det att dagvatten utgör en liten källa till N i vattenförekomster.

N kan förekomma både i löst och partikelform och kan uppträda i olika kemiska former som ammoniak (NH_3), nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), löst organiskt N eller partikelorganiskt N (Li & Davis, 2014).

2.2.3 Partiklar

Vid bedömning av dagvattenkvalitet är partiklar en viktig parameter att analysera, då de har en påverkan på funktionen av dagvattensystem och vattenkvaliteten i recipienter (Viklander m.fl., 2019). De primära källorna till partiklar i dagvatten är vägytor och byggarbetsplatser. I kallare klimat där grus och sand är en halkbekämpningsmetod medför snösmältning större halter av partiklar i dagvatten. Partiklarna i sin tur kan bära och transportera stora mängder föroreningar såsom tungmetaller, bakterier, salter och organiska ämnen (Viklander m.fl., 2019).

Partiklar kan transporteras som bottensediment, suspenderat eller i löst fas (Viklander m.fl., 2019). Suspenderade partiklar även kallat TSS eller SS (Total Suspended Solids eller Suspended Solids) transporteras i vattenfasen, men sedimenterar slutligen när vattnet blir stillastående.

2.3 Riktvärden för utsläpp av förorenat dagvatten

Det finns inte några nationella direktiv om riktvärden för föroreningshalter i dagvatten (Riktvärdesgruppen, 2009). Istället görs bedömningar från fall till fall med hjälp av referensvärden samt recipientens känslighet. I den svenska lagstiftningen finns däremot EU:s ramdirektiv för vatten (vattendirektivet), där det i kapitel 5 i miljöbalken samt i vattenförvaltningsförordningen finns krav på att vattenkvaliteten inte får försämrats samt att möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormerna (MKN) för vatten inte får äventyras (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020).

Enligt MKN för vatten finns det krav på en viss vattenkvalitet som ska ha nåtts till en viss tidpunkt, där länsstyrelsen ansvarar för att utfärda bedömningen av vattenförekomsternas status (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020). Kraven på den önskade vattenkvaliteten för vattendrag, sjöar och kustvatten är att de ska uppnå en god ekologisk och kemisk status.

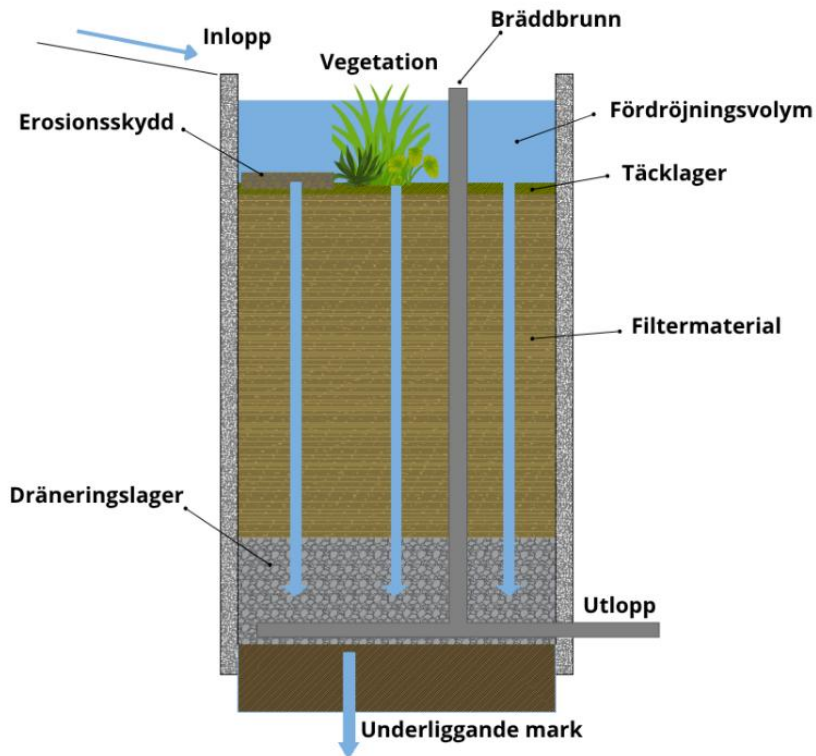
Eftersom nationella riktlinjer för dagvattenkvalitet saknas, ligger det primära ansvaret på enskilda kommuner, som i sin tur har tagit fram olika sätt att arbeta med dagvattenkvalitet (Viklander m.fl., 2019). I Malmö stad (2008) klassificerar man dagvatten från olika markanvändningar utifrån föroreningsinnehåll samt klassificering av recipients känslighet, utifrån detta avgör man sedan behovet av rening. I andra kommuner som i Helsingborgs stad använder man även riktvärden för föroreningsinnehåll i dagvatten till recipienter (Helsingborgs stad, 2023). Riktvärdena bör inte överskridas vid nyexploatering eller i befintlig miljö varken i utlopp till det kommunala dagvattennätet eller till recipient.

2.4 Definitionen av en regnbädd

I litteraturen finns ett flertal termer för begreppet "regnbädd". Synonymer som förekommer är "biofilter", "rain garden", "regnträdgård", "dagvatten-biofilter", "bioretention", "bioinfiltration", "stormwater planter", "stormwater pods", "biopods" och "drain garden" (Pettersson, 2024). Emellertid är det främst "regnbädd", "rain garden" och "biofilter" som används. Dessa benämningar syftar vanligen på en nedsänkt växtbädd som dagvatten leds in i, konstruktionen behöver dock inte vara nedsänkt. I denna rapport kommer begreppet "regnbädd" att användas.

En regnbädd kan beskrivas som en växtbevuxen markbädd/filtermaterial med fördröjningszon för perkolering och behandling av dagvatten (Fridell & Jergmo, 2015). Oftast är inflödet av dagvatten större än infiltrationshastigheten, därmed är det vanligt att filtermaterialet är nedsänkt i förhållande till omgivningen för att erhålla en magasineringsvolym på ytan av filtermaterialet (Blecken m.fl., 2024).

Utformningen av en regnbädd är flexibel och kan skilja sig åt i form och storlek, men konstruktionen består vanligen av ett inlopp, fördröjningszon, erosionsskydd, filtermaterial, bräddavlopp och någon form av avvattnande system (Fridell & Jergmo, 2015), se figur 2.1. Regnbäddar är en mångfunktionell naturbaserad lösning, och förutom rening och fördröjning av dagvatten kan den bidra till att öka den biologiska mångfalden, skapa en attraktiv miljö, motverka erosion i vattendrag samt fylla på grundvattennivån. Fördröjning sker främst vid ”normala” regn, men vid intensiva regn och skyfall då fördröjning är som viktigast sker en bräddning av tillrunnet dagvatten i anläggningen (Banach m.fl., 2015).



Figur 2.1. Principiell utformning av en regnbädd.

2.5 Rening i regnbäddar

Reningen av dagvatten i regnbäddar utgörs av filtermaterialet samt växterna genom en kombination av mekanisk, kemisk och biologisk avskiljning (Larm & Blecken, 2019). Nedan ges en beskrivning av reningsprocessen i regnbäddar för specifika föroreningar i dagvatten.

2.5.1 Rening av tungmetaller

Metaller renas från dagvatten genom flera olika processer, där de vanligaste är filtrering (Blecken m.fl., 2011), katjonutbyte, adsorption, utfällning samt komplexbildning (Kratky m.fl., 2017; Rieuwerts m.fl., 1998). Metaller som förekommer i partikelform renas huvudsakligen mekaniskt genom filtrering, medan större partiklar fastnar i porutrymmet i filtermaterialet (Clark & Pitt, 2011) och lösta tungmetaller renas via sorption (Kratky m.fl., 2017).

Genom att lägga till organiskt material till jorden kan katjonsutbyte förbättras och reningen av tungmetaller öka, men å andra sidan kan det leda till läckage av näringsämnen till följd av dess rika innehåll av P och N (Clark & Pitt, 2011; Kratky m.fl., 2017). Metaller kan även avlägsnas genom fyto Remediering i regnbäddar, där växter tar upp metaller och ackumulerar dem i sin växtvävnad via biofilmen runt rötterna (Kratky m.fl., 2017). Växter bidrar generellt till upptag av cirka 2–8 % av den totala mängden tungmetaller, men upptaget kan försämrast i kallt klimat. Tungmetallerna Cd, Pb och Zn har visat sig påverkas mest.

Regnbäddars reningskapacitet av den totala mängden tungmetaller i dagvatten är generellt mycket hög, runt 80–90 % (Kratky m.fl., 2017). Reningseffekten för lösta metaller uppvisar dock en större variation än för partikelbundna. En hög rening av den totala mängden tungmetaller innebär därför inte nödvändigtvis en hög reningsgrad av de lösta metallerna.

2.5.2 Rening av fosfor

Rening av partikelbunden P i regnbäddar sker genom filtrering i filtermaterialet medan löst P renas via växter samt sorption, vilket inkluderar jonutbyte, adsorption samt utfällning (Marvin m.fl., 2019). P avskiljs huvudsakligen genom adsorption till filtermaterialet, ofta via bindning till järn- och aluminiumoxider i jorden (Kratky m.fl., 2017). Tillsats av material med högt innehåll av järn- eller aluminiumoxider kan därför förbättra fosforreningen. Partikelbunden P hålls kvar i filtermaterialet via suspenderade fasta material, vilket leder till att endast ett tunt lager av filtermaterial behövs för rening av partikelbunden P (Hsieh m.fl., 2007).

Utöver filtrering och sorption till filtermaterialet bidrar växter med upptag av P över tid på grund av dess behov av P för tillväxt (Marvin m.fl., 2019). Studier har visat att växter har kunnat bidra till att rena 6–71 % av P i dagvattnet, vilket kan gynnas om en vattenmättad zon implementeras (Kratky m.fl., 2017).

2.5.3 Rening av kväve

Reningsprocesserna av N i regnbäddar sker via mineralisering av organiskt N, adsorption av ammonium, upptag av N via mikrober och växter samt nitrifikation och denitrifikation (Kratky m.fl., 2017). Huvudsakligen renas N från dagvatten genom nitrifikation eller denitrifikation (Hunt m.fl., 2012). Nitrifikation sker under aerobiska förhållanden där ammoniak (NH_3) oxideras till nitrat (NO_3^-) med hjälp av bakterier. Rening av NO_3^- kräver i sin tur

anaeroba miljöer för att möjliggöra denitrifikation, där NO_3^- reduceras till kvävegas som därefter kan avges säkert till atmosfären.

I konventionella regnbäddar är reningen av NO_3^- begränsad, eftersom det är en mycket mobil kväveförening som inte kan adsorberas till partiklar (Kratky m.fl., 2017). Reningen av NO_3^- kan uppgå till 17 % och totala mängden N till 50 % i dessa system. Implementering av en vattenmättad zon har dock visat rening till 50 % respektive 70 %. Genom en vattenmättad zon skapas anaerobiska förhållanden, vilket leder till denitrifikation och rening av NO_3^- (Søberg m.fl., 2021), och således även den totala mängden N.

2.5.4 Rening av partiklar

Generellt har man sett att regnbäddar är mycket effektiva på att rena TSS från dagvatten med en reningseffekt på över 80 % (Kratky m.fl., 2017). Även fast regnbäddar är effektiva på att rena TSS så har det visat sig att nyimplementerade regnbäddar kan läcka stora mängder TSS innan systemet har stabiliserat sig. Över tid kommer de mindre porerna att blockeras och täppas igen samtidigt som utspolningen av finmaterial kommer att nå sitt slut, vilket leder till lägre halter av TSS i utloppet.

Suspenderat material i form av partiklar renas främst genom mekanisk filtrering samt sedimentation (Kratky m.fl., 2017) där partiklarna transporteras i vattenfasen för att sedan sedimentera när vattnet står mer eller mindre stilla (Viklander m.fl., 2019). Små partiklar filtreras medan större partiklar sedimenterar (Hunt m.fl., 2012). Vegetation kan också bidra till reningen då rötterna saktar ner flödet, vilket skapar längre tid för sedimentation.

2.6 Utformning och dimensionering

Det finns ingen entydig specifikation för utformning av regnbäddar, då konstruktionen måste anpassas till dess syfte samt platsspecifika förutsättningar (Larm & Blecken, 2019). Vidare påverkas både rening- och fördröjningspotentialen samt förutsättningarna för vegetation av de flesta komponenter som utgör en regnbädd. En liten förändring av en parameter kan resultera i stora konsekvenser för andra parametrar. Således krävs en utredning för varje specifikt fall för önskat resultat.

Nedan följer parametrar och dimensioneringsprinciper som identifierats ha en påverkan på reningsfunktionen i en regnbädd, och som utgör grund för modelleringen. Rubrikerna har i största del tagits från Larm & Blecken (2019) *”Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten”*.

2.6.1 Andel anläggningsarea av reducerat avrinningsområde

En viktig dimensioneringsparameter som har en inverkan på reningseffekten är förhållandet mellan regnbäddens area och reducerad avrinningsyta, det vill säga den yta som bidrar till avrinning (Larm & Blecken, 2019). Detta förhållande bestämmer hur stor volym som konstruktionen kan ta hand om och ligger vanligtvis mellan 1–3 %, men det finns både större och mindre regnbäddar.

2.6.2 Dimensionerande regn och volymer

Beroende på regnbäddens syfte (rening och/eller fördröjning) och funktion krävs olika dimensionerande flöden, med olika varaktigheter och återkomsttider (Larm & Blecken, 2019). Exempelvis krävs ett lägre dimensionerat flöde för att möjliggöra god rening i filtret, medan bräddbrunn och inlopp dimensioneras för ett högre flöde för avledning. Om anläggningen både syftar till rening och fördröjning krävs högre dimensionerande flöden för fördröjningsvolymen.

2.6.3 Inlopp

Utformningen av inloppet påverkar hastigheten på inflödet samt hur mycket vatten som tas upp av regnbädden (Roy-Poirier m.fl., 2010). Inloppet kan designas på olika sätt och kan ta form av en ledning, kanal, ränna eller öppning (Larm & Blecken, 2019). En snabb fördelning av vattenflödet över en stor yta och/eller insättning av erosionsskydd (ex. större stenar vid inloppet) är att föredra för att minska risken för erosion (FAWB, 2009). Flera inlopp kan behövas vid en större regnbädd för att fördela vattenflödet och säkerställa en jämn distribuering av vattentillförseln för vegetationen (Larm & Blecken, 2019).

2.6.4 Förbehandling

Genom förbehandling av inflödet kan regnbäddens livslängd förlängas och en god rening säkerställas (Larm & Blecken, 2019). Förbehandlingen avser främst avskiljning av grövre partiklar men också en viss andel löv och finare

sediment. Utan förbehandling finns en risk för ackumulering av sediment och igensättning av filtret, vilket kan minska infiltration och rening. Förbehandlingen kan exempelvis utgöras av sedimentationsdamm, filterdike eller översilningsdike. Det är även möjligt att applicera en försedimenteringsdel efter inloppet i form av stenplattor och efterföljande makadamvall för en homogen fördelning av vatten till vegetationen.

2.6.5 Bräddningshöjd

Vid nederbörd tenderar flödets hastighet att vara större än infiltrationshastigheten i regnbädden, vilket medför att dagvattnet måste lagras ovanför filtermaterialet innan det slutligen infiltrerar ner genom filtermaterialet (Larm & Blecken, 2019). Denna fördröjningszon ovanför filtret bör vara så stor som möjligt i mån av plats för att säkerställa en god rening. En högre bräddhöjd möjliggör en längre tid för infiltration innan vattennivån når bräddnivån. Vid fördröjning är det främst de första 15–25 mm av ett regn som fördröjs i fördröjningszonen, vid regn över ungefär 20 mm bör vattnet avledas från regnbädden (Fridell & Jergmo, 2015).

Vanligen rekommenderas en bräddningshöjd mellan 100–300 mm men ibland upp till 1000 mm om det finns ett behov av större fördröjning (Larm & Blecken, 2019). Oftast inkluderar man inte porvolymen i filtermaterialet till fördröjningsvolymen då det sällan hinner fyllas på uppifrån vid kraftiga regn och därmed inte nyttjas. Tömningstiden styrs av infiltrationskapaciteten, vilken kan minska över tid till följd av igensättning av filtermaterialet (Al-Rubaei m.fl., 2013).

Vattnet i fördröjningszonen och filtermaterialet bör dräneras och tömmas inom 24–48 timmar, beroende på vegetation och önskad reningseffekt (Fridell & Jergmo, 2015). Detta görs för att kunna möjliggöra omhändertagandet av eventuellt nytt regn samt för att undvika långvariga perioder av anaerobiska förhållanden som kan påverka vegetationen negativt.

För en god reningseffekt och flödesutjämning rekommenderas att bräddbrunnen ansluts till utlopp och dräneringsledning likt figur 2.1 (Larm & Blecken, 2019). Genom att strypa utloppet utnyttjas hela konstruktionens fördröjningsvolym, till det att porerna i filtermaterialet är vattenfyllda och inte endast volymen över filtermaterialet (Larm & Blecken, 2019). Om rening dock är det primära syftet, finns i regel inget behov av att strypa utloppet, då filtermaterialet avgör uppehållstiden. Detta beror på att adsorptionsprocesser sker relativt snabbt, varvid längre uppehållstider i filtret inte behövs.

Det är möjligt att ha två bräddavlopp på olika nivåer (Fridell & Jergmo, 2015). Ett lägre bräddavlopp som bestämmer fördröjningsvolymen och ett som placeras på en högre nivå som avleder flödet vid extremregn för att undvika skador på konstruktionen. Volymen som uppstår mellan bräddavloppen kallas översvåmningszon och kan tömmas snabbt efter nederbörd genom det lägst placerade bräddavloppet. Bräddavloppen bör placeras nära inloppet för att undvika att stora och intensiva flöden passerar hela anläggningen innan bräddning.

Djupet till filtermaterialets yta behöver även anpassas efter säkerhet. Det gäller särskilt om trottoar eller gång- och cykelvägar ligger i anslutning till anläggningen (Larm & Blecken, 2019).

2.6.6 Dräneringslager

Under filtermaterialet rekommenderas ett dräneringslager (VA-guiden, u.å.). Dräneringslagret utgör en fördröjningszon under filtermaterialet och samlar upp det renade vattnet (Fridell & Jergmo, 2015). Vattnet kan sedan antingen infiltrera vidare ner i underliggande terrass och fylla på grundvattennivån eller avledas genom dränrör kopplat till dagvattenledningen nedströms. Emellertid är perkolation av vatten till grundvatten inte alltid lämplig, exempelvis i vattenskyddsområden eller om grundvattennivån är högre än konstruktionens bottennivå. Vid sådana tillfällen är det aktuellt att anlägga ett tätskikt omkring anläggningen.

En rekommendation är att dräneringslagret bör ha en tjocklek på minst 150 mm och utgörs av makadam i storlekarna 2–6 mm (Larm & Blecken, 2019). För anläggningar där påfyllnad av grundvattennivån är önskad rekommenderas ett djup på minst 0,5 meter mellan botten av anläggningen och den årliga högsta grundvattennivån. Mellan filterlagret och dräneringslagret kan även ett materialavskiljande filter anläggas (ingen geotextil).

2.6.7 Vattenmättad zon

En vattenmättad zon kan implementeras i den nedre delen av filtret i regnbädden för att skapa anaerobiska förhållanden som främst gynnar denitrifikation och därmed också den totala reningen av N (Zinger m.fl., 2013). Den vattenmättade zonen bör vara minst 300–450 mm djup för att ge önskad effekt (Larm & Blecken, 2019). Ibland tillsätts även en extra kolkälla som elektrondonator i den vattenmättade zonen för att ytterligare förenkla denitrifikationen (Zinger m.fl., 2013). Vidare har vissa studier visat att en

vattenmättad zon även kan gynna reningen av tungmetaller (Søberg m.fl., 2017) samt under torra perioder förhindra uttorkning av substratet (Zinger m.fl., 2013).

Vid implementering av en vattenmättad zon i kallare klimat bör risken för eventuell isbildning under vintern utforskas i den vattenmättade zonen (Larm & Blecken, 2019). Det råder dock osäkerheter i litteraturen kring om en vattenmättad zon är lämplig under svenska och kallare klimatförhållanden. Søberg m.fl. (2017) har påvisat att en vattenmättad zon kan gynna den totala kvävereningen i kallare klimat, dock endast i labbmiljö. Resultat från fält i Malmö vid regnbäddar med vattenmättad zon visade dock ingen förbättring av den totala kvävereningen (Blecken m.fl., 2024). Det kunde inte ges någon specifik anledning, men en möjlig förklaring som gavs var avsaknad av kolkälla i den vattenmättade zonen. Samtidigt nämner Blecken m.fl. (2024) att tidigare studier har visat en positiv effekt av total kväverening vid implementering av en vattenmättad zon utan en extra kolkälla.

2.6.8 Filtermaterial

Valet av filtermaterial har stor betydelse eftersom dess egenskaper är avgörande för regnbäddens reningsförmåga samt dess förutsättningar för vegetation, infiltration och vattenfördröjning (Larm & Blecken, 2019). Filtermaterial renar genom bland annat mekanisk filtrering, sorption samt andra kemiska processer (Environmental Services Division, 2007). Den största delen av de partikelbundna föroreningarna renas genom sedimentation, det vill säga mekanisk filtrering i filtermaterialet. Dessutom sker adsorption där exempelvis P och lösta metaller kemiskt binds till filtermaterialets korn.

Traditionellt sett har regnbäddar byggts med relativt grova filtermaterial, såsom sand och grus (Hatt m.fl., 2007). På senare tid har fokus istället riktats mot att välja filtermaterial med en partikelstorlek som bättre motsvarar storleken på sedimentpartiklarna i dagvattnet, i syfte att förbättra reningseffekten.

Filtermaterialet behöver ha en låg infiltrationskapacitet för att möjliggöra tillräckligt långa kontakttider för reningsprocesserna (Larm & Blecken, 2019). Samtidigt behövs en hög infiltrationskapacitet för att minska bräddning och se till att allt vatten hinner renas. Infiltrationskapaciteten, även kallad mättad hydraulisk konduktivitet (Larm & Blecken, 2019), i en regnbädd varierar beroende på vilket filtermaterial som används (Hsieh m.fl., 2007). Jordbaserat filtermaterial bestående av sandig lerjord och tallbark leder till högre

infiltrationshastighet medan exempelvis sand har en mycket lägre (Turk m.fl., 2014).

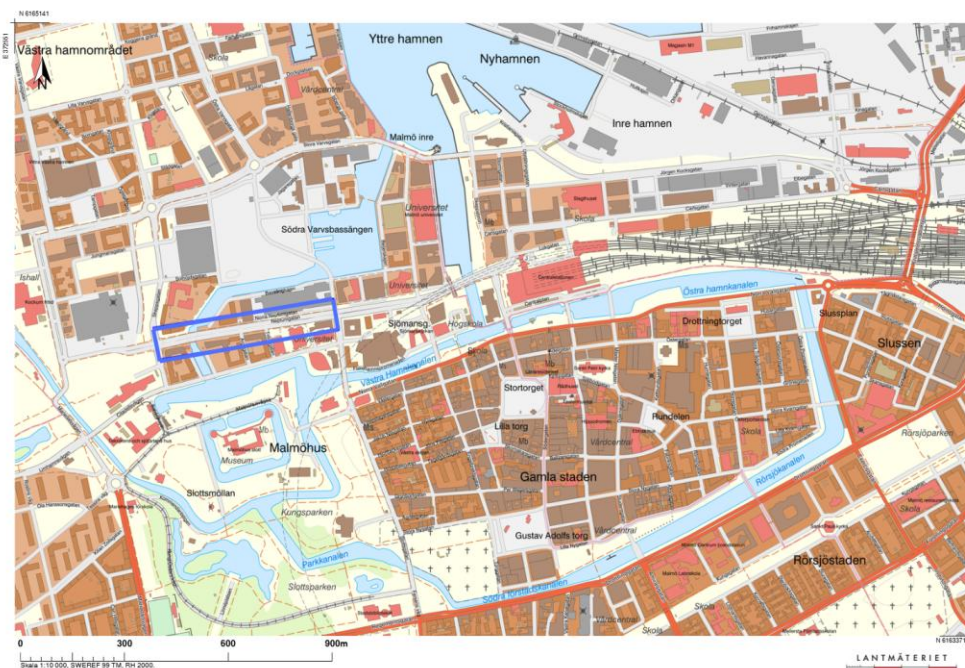
2.6.9 Vegetation

Vegetationen har både direkt och indirekt inverkan på reningseffekten i regnbäddar, direkt genom upptag av föroreningar och indirekt genom att påverka den omkringliggande miljön såsom pH, näring till mikroorganismer och modifiering av infiltrationshastigheten och vattenretentionen i systemet (Read m.fl., 2008). Förekomst av vegetation har en betydande positiv effekt vad gäller rening av näringsämnen (P och N), men mindre effekt vid rening av metaller. Emellertid om syftet med en regnbädd är rening (av näringsämnen) bör val av växter som inte behöver gödslas väljas, annars finns risk för nettoläckage av näringsämnen från gödslet (Larm & Blecken, 2019).

En betydande funktion av vegetationen i en regnbädd är också att upprätthålla infiltrationskapaciteten (Larm & Blecken, 2019). Dessutom förhindrar växterna att partiklar virvlar upp av höga flöden, även kallat resuspension (Fridell & Jergmo, 2015).

3 Fallstudie Neptunigatan

Neptunigatan i Malmö har gjorts om till en blågrön gata där regnbäddar har anlagts längs med gatan i syfte att rena dagvatten i området, se blå markering i figur 3.1. Gatan ligger i norra Malmö och sammankopplar Malmös gamla stadskärna med den nyare stadsdelen Västra hamnen, och utgörs av två körfält i varje riktning samt gång- och cykelbana på båda sidor.



Figur 3.1. Överblick av Neptunigatan i Malmö, den blå markeringen visar regnbäddarnas placering. Bakgrundskarta bearbetad från Min karta ©Lantmäteriet. CC BY 4.0 gäller.

Som ett samarbete mellan VA SYD, LTU och Malmö stad inom Vinnova-projektet Grön Nano (Norlander, 2019) byggdes 28 regnbäddar längs med Neptunigatan år 2018, se figur 3.2. Regnbäddarna är anlagda på båda sidorna av gatan, norra och södra, och sträcker sig mellan Gibraltargatan och Einar Hansens esplanad. LTU:s studie och detta arbete fokuserade på fyra av de sex filtersektionerna som anlades på platsen.



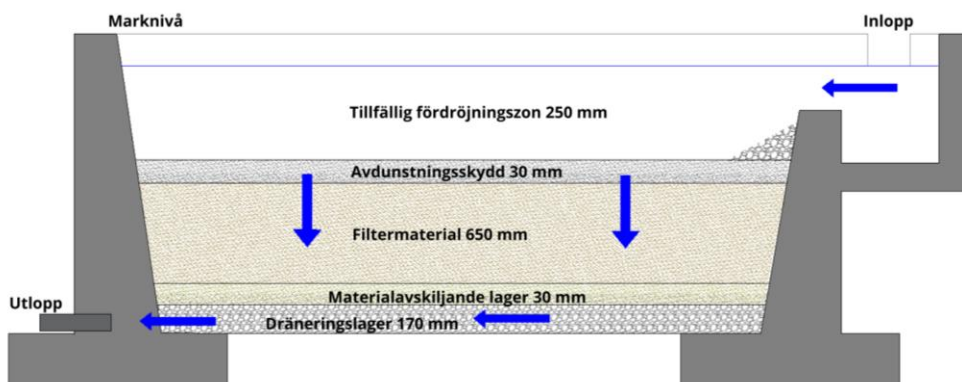
Figur 3.2. Regnbädd på Neptunigatan i Malmö (Fotot är taget i maj 2026).

3.1 Uppbyggnad av regnbäddarna

Regnbäddarna är dimensionerade för att ta hand om dagvatten från vägarna vid Neptunigatan. Detta är i linje med dagvattenstrategin för Malmö som fastställer ett behov av att rena dagvatten från trafikleder med hög trafikintensitet (Malmö stad, 2008). Regnbäddarna är konstruerade i platsgjuten betong med en gummiduk undertill och längs med sidorna för att möjliggöra provtagning av föroreningskoncentrationer i utloppet. Utloppen från samma filtersektion är sammankopplade till samma mätstation.

Alla regnbäddar har samma design och dimensioner (förutom en filtersektion), enligt figur 3.3. Den enda skillnaden är sammansättningen av filtermaterialet samt växtvalen. Regnbäddarna har samma lagerföljd som enligt nedan:

- Avdunstningsskydd: 30 mm tjockt lager bestående av krossat berg med kornstorlek 4–8 mm.
- Filtermaterial: 650 mm tjockt lager (materialet varierar mellan de olika filtersektionerna)
- Materialavskiljande lager: 30 mm tjockt lager bestående av grov- och mellansand med kornstorlek 0,2–2 mm.
- Dräneringslager: 170 mm tjockt lager bestående av krossat berg (makadam) med kornstorlek 2–6 mm.

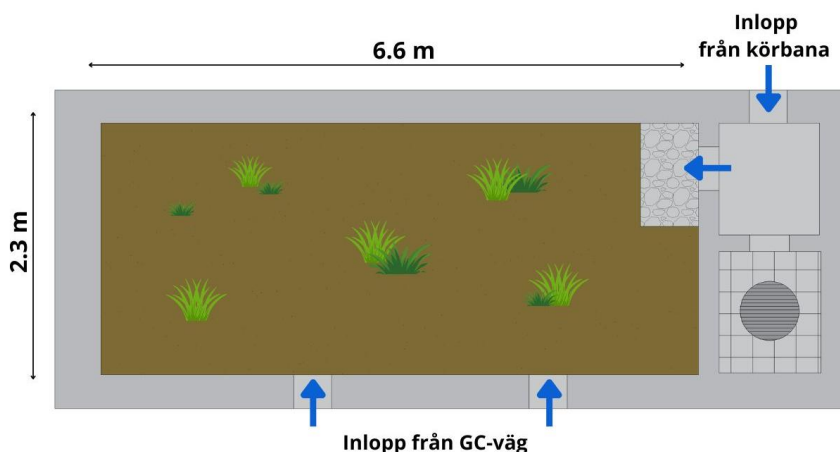


Figur 3.3. Tvärsnittet av en regnbädd på Neptunigatan som visar vattnets flödesvägar samt de olika lagerföljderna. I regnbäddarna med en vattenmättad zon är utloppet höjt med 30 cm. Observera att figuren inte är skalenlig.

De inre dimensionerna (exkluderande betongfundamentet) för regnbäddarna är 2,3 meter bred och 6,6 meter lång, se figur 3.4. Varje regnbädd har en försedimenteringsbassäng med ett inlopp på 30 cm där dagvattnet kan rinna in till systemet. Parallellt med försedimenteringsbassängen finns ett bräddavlopp för dagvatten.

Längs med långsidan mot cykel- och gångbanan finns ytterligare två inlopp för dagvatten, bestående av en öppning i gatukantstenen på 20 cm. Vid alla inlopp till regnbädden är natursten med storlek 50–100 mm placerade. Ovanpå filtermaterialet kan vatten ansamlas upp till en nivå på 250 mm. I botten på

motsatta sidan om försedimentationsbassängen finns ett utlopp för det renade vattnet att lämna regnbädden.



Figur 3.4. Skiss på en regnbädd sett ovanifrån. De blå pilarna illustrerar inlopp från körbana respektive GC-väg till regnbäddarna. Observera att figuren inte är skalenlig.

3.2 Filtermaterial Neptunigatan

Filtren med sand (S), sand med pimpsten (S+Pim) och sand med vattenmättad zon (S+VZ) har dimensionerats med rening som primärt mål, där var och en av filtersektionerna består av en serie med sex regnbäddar. Filtret AMAjord B med kompost (AMA+K) har främst utformats för att gynna växtetablering och består av två regnbäddar. I figur 3.5 illustreras respektive filtersektions placering längs med Neptunigatan.



Figur 3.5. Placeringen av respektive filtersektion med regnbäddar på Neptunigatan. Röd är filtersektion sand med vattenmättad zon (S+VZ), orange är filtersektion sand med pimpsten (S+Pim), blå är filtersektion sand (S), och de två ljusgröna är filtersektion AMAjord B med kompost (AMA+K). Observera att bilden inte är skalenlig.

Beskrivning av de fyra undersökta filtersektionerna:

- Filtersektion S: Detta filtermaterial utgörs av sand med varierande kornstorlek, enligt tabell 3.1.
- Filtersektion S+VZ: Filtermaterialet utgörs av samma sand som i det ovan beskrivna filtermaterialet, samt en vattenmättad zon. Den vattenmättade zonen skapas genom att höja utloppet med 30 cm, därmed skiljer sig den i dimensionering mot de andra filtersektionerna.
- Filtersektion S+Pim: Pimpsten med en diameter på 2–8 mm utgör 50 % av den totala andelen av filtermaterialet och de resterande 50 % utgörs av samma sand som i ovannämnda filtermaterialen.
- Filtersektion AMA+K: Utav den totala volymen av filtermaterialet så utgörs 75 % av AMAjord B och resterande 25 % är kompost.

Tabell 3.1. Distributionen av de olika kornstorlekarna i sandfiltermaterialet (Jacobson Ölin, I-L., personlig kommunikation [email], 29 januari, 2026).

Kornstorlek (mm)	Andel (%)
>0,063	0
0,063–0,15	4
0,15–0,25	8
0,25–0,5	28
0,5–1,0	25
1,0–2,0	25
2,0–4,0	10

4 Metod

Arbetets metod utgörs av en kvantitativ och en kvalitativ del och är en kombination av modellering och intervjustudie. Arbetet bygger på befintlig litteratur som användes som teoretisk grund för utformningen av både den kvantitativa och den kvalitativa delen. Den kvantitativa delen baseras på uppbyggnaden av en modell i dagvatten- och recipientmodellen StormTac Web och den kvalitativa delen baseras på semistrukturerade intervjuer.

I detta kapitel ges en redovisning för arbetets gång och utformning av modell och intervjustudie.

4.1 Avgränsningar

I detta examensarbete valdes det i fallstudien att endast fokusera på de fyra filtersektionerna på Neptunigatan som undersöktes och testades av LTU i rapporten *Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar* (Blecken m.fl., 2024). Då data för uppmätta koncentrationer endast finns för åren 2021–2022, begränsas studien till denna period.

Den modellerade reningen begränsades till de föroreningar som identifierats som vanligast i dagvatten i litteraturen. Då ingen analys av organiska föroreningar utfördes i regnbäddarna på Neptunigatan var det inte möjligt att utföra en jämförelse av modellerad och uppmätt rening av organiska föroreningar. Således utfördes analys på följande utvalda föroreningar: P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd och Ni.

Det finns ett flertal modeller som kan simulera dagvattenkvalitet, skillnaden mellan dessa beror på rumslig framställning, metod för matematiska beräkningar och föroreningsprognos samt komplexitet (Viklander m.fl., 2019). Exempel på modeller är SWMM, Mouse, Hydroworks, StormTac Web och Sewsys. I detta arbete har modellen StormTac Web används för att modellera dagvattenkvaliteten, eftersom det är denna modell som främst används av svenska konsultföretag och kommuner idag samt att den kräver mindre indata och sakkunskap jämfört med övriga nämnda modeller (Viklander m.fl., 2019).

Vid analys av uppmätt och modellerad rening analyserades endast totalhalter och inte partikelbundna och lösta ämnen för sig, eftersom det endast går att beräkna rening av totalhalter i dagvatten- och recipientmodellen StormTac Web.

4.2 Modellering

Studiens kvantitativa del bestod av uppbyggnad och utformning av en modell i dagvatten- och recipientmodellen StormTac Web och syftar till att undersöka den uppmätta respektive den modellerade reningseffekten.

4.2.1 StormTac Web

StormTac Web är en konceptuell dagvatten- och recipientmodell som utvecklats av StormTac AB och baseras på Thomas Larms doktorsavhandling (Larm, 2000) i syfte att modellera föroreningar i dagvatten samt deras kumulativa effekter på recipienter. Modellen kan utföra beräkningar och simuleringar såsom dagvattenflöde, basflöde, föroreningstransport, kemisk påverkan och acceptabel belastning på recipienten samt nödvändig belastningsreduktion och dimensionering av önskad anläggning gällande flödestransport, flödesutjämning och rening av föroreningar.

Indata till modellen är begränsad till avrinningsområdet (ha), markanvändning och årlig nederbörd (mm/år). Volymavrinningskoefficienter och föroreningshalt kan anges på två olika sätt i StormTac Web, antingen genom typiska värden (standardvärden) i modellen eller genom egna lokalt uppmätta data. De typiska föroreningshalterna från modellapplikationen i StormTac databas är baserade på årliga medelvärden av flödesproportionell provtagning under långa perioder (minst flera månader, men vanligen ett år eller mer) och efterföljande analyser. Således använder modellen flödesviktade typiska halter och platsspecifika parametrar baserat på provtagning istället för allmänna tabellvärden för avrinningskoefficienter och föroreningshalter.

Med hjälp av StormTac Web kan över 70 olika parametrar för vattenkvalitet analyseras med typiska föroreningshalter kopplade till över 100 olika markanvändningar såsom bostadsområden med olika täthetsgrad, genomfartsvägar med varierande trafikintensitet, centrumområde, industriområde samt olika typer av grönområden etc. Vattenkvalitetsparametrar som beaktas i modellen är näringsämnen, tungmetaller, lösta ämnen och olika organiska föreningar.

4.2.2 Beräkning av reningseffekt i StormTac Web

Reningseffekten kan beräknas antingen som koncentrationsbaserad eller belastningsbaserad (EPA, 2026). Den koncentrationsbaserade reningseffekten beräknas via inlopp- och utloppskoncentrationerna medan belastningsbaserad

reningseffekt beräknas från belastningen i inlopp och utlopp. Föroreningsbelastningen beräknas genom att multiplicera flödet under en given tidsperiod med medelkoncentrationen av respektive förorening. StormTac Web använder sig av belastningsbaserad reningseffekt och avser årliga medelvärden (StormTac AB, 2026). Man ska därmed ha i åtanke att beroende på hur man väljer att definiera reningseffekten kan det ge en missvisande bild av regnbäddens prestanda, då en hög reningseffekt inte nödvändigtvis innebär låga utloppshalter.

I StormTac Web kan man välja mellan olika anläggningstyper, i detta arbete studeras reningseffekten i regnbäddar (angiven som biofilter i modellen). I modellen antas samtliga anläggningar kunna utformas utifrån samma ekvation, men med användning av olika regressionskonstanter ($K_{A\phi, \%}$), baserade på litteratur (Larm & Alm, 2016). Regressionskonstanterna uttrycker procentsatsen av hur stor andel anläggningen utgör av det reducerade avrinningsområdet. Olika regressionskonstanter ger olika reningseffekter som antas följa logaritmiska funktioner (StormTac AB, 2026). Reningseffekten baseras på en ekvation på en trendlinje av data baserat på min-, median- och maxvärden från fältstudier (Larm & Alm, 2016). Ekvationen i modellen uppdateras och modifieras kontinuerligt i takt med att nya data läggs in i StormTac Databas.

För regnbäddar beräknas reningseffekten även som en empirisk funktion av avståndet mellan bräddbrunnen och filtermaterialet (StormTac AB, 2026), se ekvation 1. Konstanterna k_1 och k_2 är olika beroende på förorening och baseras på flödesproportionell data för in- och utloppshalter. Detta utförs i modellen unikt per ämne och per anläggningstyp, i denna studie regnbädd. Övriga parametrar som påverkar reningseffekten och är inkluderade i ekvation 1 är inloppskoncentrationen ($f_{c,in}$), minsta möjliga utloppshalt ($f_{c,irr}$) och bräddning (f_{bypass}).

$$RE = [(k_1 \cdot \ln(K_{A\phi, \%}) + k_2) \cdot f_{c, in} \cdot f_{c, irr} \cdot f_{bypass} \cdot f_{hb}] \quad (1)$$

RE = Reningseffekt (%)

k_1 = Regressionskoefficient 1, specifik för varje ämne och anläggningstyp

$K_{A\phi, \%}$ = Regressionskonstant, anläggningens andel av reducerat avrinningsområde (%), där reducerat avrinningsområde = $\phi_v \cdot A$ (ϕ_v är volymavrinningskoefficient och A är arean av avrinningsområdet)

k_2 = Regressionskoefficient 2, specifik för varje ämne och anläggningstyp

$f_{c, in}$ = Faktor, inloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$)

$f_{c, irr}$ = Faktor, oreducerbar föroreningskoncentration, minsta möjliga utloppshalt ($\mu\text{g/l}$)

f_{bypass} = Faktor, bräddning (förbiledning)

f_{hb} = Faktor, avståndet mellan bräddbrunn och filtermaterialets yta (mm)

Vid beräkning av reningseffekten inkluderas även atmosfäriskt nedfall på anläggningsytan i belastningen i inloppet (StormTac AB, 2026). Om anläggningen tillåter perkolation ner genom anläggningens botten inkluderas även de föroreningar som transporteras i det flödet, som en del av den totala föroreningsmängden ut från anläggningen. Perkolation kan exkluderas från beräkningarna genom att sätta hydraulisk konduktivitet till underbyggnad till noll.

4.2.3 Data

För att möjliggöra modelleringen av regnbäddarna på Neptunigatan i Malmö krävdes platsspecifika värden för ett antal parametrar i StormTac Web. Detta för att efterlikna verkligheten och den specifika platsen så väl som möjligt. De parametrar som behövde specificeras var inloppskoncentrationer av föroreningar i dagvattnet, nederbörd i området samt porositet och hydraulisk konduktivitet för de olika filtermaterialen.

Data för koncentrationerna av föroreningar i inlopp samt utlopp baseras på data som tagits fram av LTU tillsammans med VA SYD och Malmö Stad som del av forskningsklustret Dag&Nät samt kompetenscentret DRIZZLE. Nederbördsdata hämtades från SMHI mätstation Malmö A (SMHI, u.å.-a).

4.2.3.1 Koncentrationer

Koncentrationerna av N, P, TSS och tungmetaller mättes flödesproportionerligt vid både inlopp och utlopp med automatiska provtagare (ISCO6712) av LTU. Koncentrationerna analyserades av LTU som event mean concentrations (EMC) vilket innebär att ett samlingsprov bestående av flera delprover togs proportionellt mot flödet under hela regnhändelsen.

Provtagning utfördes mellan den 4:e april 2021 och den 27:e maj 2022 (utan data för sommarmånaderna juni–augusti) och genomfördes med oregelbundna intervall under totalt 19 regntillfällen. För filter AMA+K utfördes provtagning endast februari–maj 2022 (6 regntillfällen).

Inloppskoncentrationerna mättes endast i en regnbädd, filter S, eftersom den antogs vara representativ för samtliga regnbäddar, då avrinningsområdet bedöms vara likt mellan de olika regnbäddarna. Koncentrationerna i utflödet mättes vid utloppet från regnbäddarna med samma filtersektion, där utloppen från respektive bädd var sammankopplade till en gemensam mätstation.

4.2.3.2 Hydraulisk konduktivitet

Uppmätt data av infiltrationskapaciteten för respektive filtersektion togs fram av LTU i samband med deras forskning på regnbäddarna på Neptunigatan. Mätningarna av infiltrationskapaciteten togs med en Modifierad Phillip Dunne infiltrometer och data togs fram av Upstream Technologies, USA. Värden för mättad hydraulisk konduktivitet för respektive filtermaterial presenteras i tabell 4.1.

Tabell 4.1. Minvärdet, maxvärdet, medelvärdet och medianvärdet för mättad hydraulisk konduktivitet för respektive filtersektion i mm/h.

Filtersektion	Min	Max	Medel	Median
AMA+K	32	5810	1190	458
S	721	5750	2130	1850
S+VZ	693	7710	1960	1500
S+Pim	452	3810	1600	1770

Då de uppmätta värdena låg inom ett brett intervall, valdes medianvärdet för respektive filtersektion som inparameter i StormTac Web.

4.2.3.3 Nederbördsdata

Nederbördsdata för perioden 2021–2022 hämtades från SMHI, mätstation Malmö A (SMHI, u.å.-a) och årsmedelnederbörden beräknades. Korrektionsfaktor på 1,13 applicerades på årsmedelnederbörden (Alexandersson, 2003), se tabell 4.2 för uppmätta värden på nederbörd.

Tabell 4.2. Den totala mängden regn som kom under åren 2021 och 2022 i station Malmö A samt den totala årsnederbörden med en korrektionsfaktor på 1,13 (Alexandersson, 2003).

	2021	2022	Medel
Årsvärde (mm)	632,4	631	631,7
Årsvärde med korrektionsfaktor (mm)	714,6	713	713,8

4.2.3.4 Porositet

Porositeten fanns endast specificerad för filtermaterial AMA+K på 59,3 %. För filtermaterial S och S+Pim saknades värden på den specifika porositeten. För att bestämma porositeten för resterande filtermaterial utfördes därmed ett experiment i detta examensarbete, där mängden vatten som krävdes för att fylla hålrummen (porerna) mättes i ett prov med en känd totalvolym av filtermaterialet. Porositeten gavs av förhållandet mellan porvolymen och den totala volymen. För varje filtermaterial utfördes 5 tester där materialet packades och 5 tester där materialet ej packades sedan beräknades ett medelvärde.

Då proverna från LTU för hydraulisk konduktivitet och föroreningskoncentrationer var uppmätta när regnbäddarna var 2–3 år så beslutades det att använda ny sand och pimpsten. Således togs en egen homogen blandning fram bestående av 50 volym% av vardera, eftersom det antogs att det skulle vara mer representativt och motsvarande de uppmätta värdena av föroreningskoncentration och hydraulisk konduktivitet under perioden april 2021 till maj 2022, än att ta prover från regnbäddarna efter att ha varit i bruk i ungefär 8 års tid.

Val av sand baserades på den angivna kornfördelningen i tabell 3.1. Eftersom största andelen av sanden utgjordes av kornstorleken 0,25–2 mm, valdes en sand med liknande kornstorlek på 0–3 mm då utbudet var begränsat.

Pimpstenen som användes hade samma kornstorlek som den specificerad för regnbädden, med en kornstorlek på 2–8 mm. Resultatet av den dränbara porositeten presenteras i tabell 4.3 nedan.

Tabell 4.3. *Det resulterande medelvärdet på den dränbara porositeten för blandning av 50 volymprocent sand respektive pimpsten samt för sand vid packning, ej packning och samtliga tester.*

Prov	S+Pim	S
	Porositet (%)	Porositet (%)
Packad	28,5	36,1
Ej packad	40,4	49,5
Packad & ej packad	34,5	42,8

Av de resulterande medelvärdena på den dränbara porositeten användes medelvärdet för packat och ej packat filtermaterial som inparameter i StormTac Web för respektive filtersektion. Detta baserades på att de verkliga förhållandena ansågs ligga inom intervallet mellan packat och ej packat, eftersom anläggningens ålder, konstruktion och igensättning har en inverkan.

4.2.4 Modelluppbyggnad i StormTac Web

Modellering i modellverktyget StormTac Web (version 26.2.1) har genomförts för att möjliggöra teoretiska beräkningar av reningseffekt i regnbäddarna för de fyra filtersektionerna. Modellen baserades på regnbäddarnas dimensioner, markanvändningen och nederbörden i det definierade avrinningsområdet. De flesta av parametrarna i StormTac Web sattes till defaultvärden, förutom de som beskrivs nedan.

Två modeller (1 & 2) togs fram där skillnaden mellan dessa är att modell 1 baseras på uppmätta data av inloppskoncentrationer av föroreningar från LTU, medan modell 2 baseras på typiska inloppskoncentrationer (defaultvärden) från StormTac databas, se tabell 4.5. Nederbörden sattes i modell 1 & 2 till 713,8 mm/år (SMHI, u.å.-a).

Tabell 4.4. Jämförelse av inloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) i dagvatten utan behandling mellan uppmätt och default värden i StormTac Web.

	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
Uppmätt ($\mu\text{g/l}$)	155	1380	14,9	41	231	0,09	6,88	112 000
StormTac ($\mu\text{g/l}$)	120	1800	10	24	82	0,39	7,6	45 000

Eftersom Neptunigatan utgörs av två körfält i båda riktningar samt gång- och cykelbana valdes en markanvändning i StormTac Web bestående av 50 % gång- och cykelväg samt 50 % väg med trafikintensitet på cirka 10 000 fordon per dygn (Malmö stad, 2026). Detta beaktades i StormTac Web genom att en trafikfaktor motsvarande denna belastning användes, vilket gav de genererade inloppskoncentrationerna i modell 2. Storleken på avrinningsområdet sattes till 2500 m² för varje filtersektion.

Basflödet ansågs vara 0 l/s då regnbäddarna är försedda med en tät botten i form av en gummiduk som förhindrar inläckage av grundvatten (Egelberg & Wold, 2020). För beräkning av det dimensionerade flödet valdes en återkomsttid på 10 år, i enlighet med anläggningarnas dimensioneringskriterier. En klimatfaktor på 1,25 applicerades för att beakta framtida klimatförändringar (Malmö stad, 2025).

StormTac Web använder regressionssamband för regnintensitet baserade på publicerade data. För sydvästra Sverige antogs en regressionskoefficient på 201, vilket är defaultvärde i StormTac Web. Rinntiden uppskattades till 10 min med tanke på den snabba avrinningen och det begränsade avrinningsområdet.

Det studerade flödet är den andel av det totala flödet som renas i anläggningen där resterande andel av flödet bräddas förbi reningsanläggningen och därmed inte renas (StormTac AB, 2026). Det studerade flödet beräknades utifrån dess angivna andel av den årliga avrinningsvolymen som sattes till 90% eftersom det är standardvärde i StormTac Web. Resultterande studerat årligt medelflöde blev 1,8 l/s per filtersektion.

I boxen för regnbädd (benämns som biofilter i StormTac Web) behövs maximalt utflöde från anläggningen definieras, vilket beräknades från en egen angiven erforderlig utjämningsvolym i StormTac Web. Utjämningsvolymen beräknades som den totala volymen vatten som kan magasineras i regnbädden

och erhöjls genom att arean på regnbäddarna multiplicerades med bräddningshöjden, vilket resulterade i 7,5 m³ för två regnbäddar och 22,5 m³ för sex regnbäddar. Det resulterande maximala utflödet beräknades till 28 l/s respektive 55 l/s.

Andelen som anläggningsarea utgör av det reducerade avrinningsområdet beräknades till 4,5 % för filtersektioner med sex regnbäddar och till 1,5 % för filtersektionen bestående av två regnbäddar. Tjockleken på de olika lagren i regnbäddarna redovisas i tabell 4.6. Porositet och hydraulisk konduktivitet för de olika lagren sattes till standardvärden i StormTac Web, med undantag för filtermaterialet, där dessa parametrar justerades specifikt för respektive filtermaterial.

Tabell 4.5. Visar tjockleken/avståndet (mm) för de olika lagren i regnbädden.

Lager	(mm)
Reglervolym	250
Filtermaterialets tjocklek	650
Materialavskiljande lagrets tjocklek	30
Makadamlagrets tjocklek	170
Skelettjordens tjocklek	0
Underbyggnad/undergrund/terras tjocklek	1000
Vattenmättade zonen tjocklek	0 (300 för S+VZ)
Bräddbrunnens höjd	250

4.3 Känslighetsanalys

För att undersöka parametrarnas påverkan på den modellerade reningseffekten i StormTac Web genomfördes en känslighetsanalys. Regnbäddarnas dimensioner hölls konstanta medan specifikt utvalda parametrar systematiskt ändrades en i taget för att undersöka deras inverkan på den modellerade reningseffekten i modell 1 för filtersektion S.

Baserat på befintlig litteratur identifierades parametrar och designprinciper som har en inverkan på reningseffekten i regnbäddar, varav de som var valbara i StormTac Web analyserades. De parametrar som valdes var årsmedelnederbörden, porositeten, tjockleken på filtermaterialet, tjockleken på den vattenmättade zonen, höjden på bräddbrunnen, andelen som regnbäddarna utgör av det reducerade avrinningsområdet samt markanvändning.

Årsmedelnederbörden undersöktes för att analysera dess påverkan på reningseffekten. Den årsmedelnederbörd som inkluderades i analysen var 400, 660, 713,8 samt 1300 mm/år. I StormTac Web är 660 mm/år default för årsmedelnederbörden i Malmö och enligt SMHI (u.å.-a) är årsmedelnederbörden 713,8 mm/år för perioden 2021–2022 på Neptunigatan i Malmö (mätstation Malmö A). För att även representera extremvärden för nederbörden i Sverige analyserades min- och maxvärde på 400 mm/år respektive 1300 mm/år (SMHI, u.å.-b).

I StormTac Web är porositet en av två parametrar som går att ändra för att skilja filtermaterialen från varandra. Experimentet för att finna porositeten för filtermaterial S och S+Pim resulterade i tre olika porositeter (packad, opackad samt medelvärde av de två). Samtliga resulterande porositeter för filtermaterial S och S+Pim användes vid känslighetsanalys av porositetens påverkan på den modellerade reningseffekten i StormTac Web.

Tjockleken på filtermaterialet respektive den vattenmättade zonens påverkan på den modellerade reningseffekten undersöktes var för sig i känslighetsanalysen. Olika växtval kräver olika tjocklek på filtermaterialet. För perenner bör det vara minst 400 mm, för buskar 600 mm och för träd 800 mm (Larm & Blecken, 2019). I känslighetsanalysen undersöktes tjocklekar från 100 mm till 1000 mm med en modellering för varje hundra millimeter. Vidare bör den vattenmättade zonen minst vara 300–450 mm för att ge önskad effekt (Larm & Blecken, 2019). Därför undersöktes 10 mätpunkter inom intervallet 0–700 mm för att se dess påverkan på den modellerade reningseffekten.

Vanligen är bräddbrunnens höjd mellan 100–300 mm, men den kan ibland vara upp till 1 000 mm (Larm & Blecken, 2019). Därav undersöktes i känslighetsanalysen bräddbrunnens avstånd till filtermaterialet i regnbädden mellan intervallet 0–550 mm med steg om 50 mm.

Förhållandet mellan regnbäddens area och det reducerade avrinningsområdet påverkar reningseffekten och rekommenderas ligga mellan 1–3 % (Larm & Blecken, 2019). Därför genomfördes 12 modelleringar med andelar inom intervallet 0,5–10 %. Även typen av markanvändning har en inverkan på reningseffekten. Därmed undersöktes även hur definitionen av markanvändning i StormTac Web påverkar den modellerade reningseffekten för varje enskild förorening. Avrinningsområdet på Neptunigatan utgörs till största del av trafikleder och gång- och cykelvägar samt till viss del av centrumområde. Således utfördes en känslighetsanalys av sex olika valbara

markanvändningar i StormTac Web som ansågs motsvara avrinningsområdet. Ett där 50 % av området utgjordes av gång- och cykelväg (GC-väg). I kombination med GC-väg testades tre olika vägar med trafikintensiteter på 5 000, 10 000 och 15 000 fordon per dygn, se tabell 4.7 för detaljer. Det andra användningsområdet utgjordes av 50 % väg med trafikintensitet på 10 000 fordon per dag och resterande 50 % utgjordes av centrumområde med olika grad av förorening (mindre, normal och mer), se tabell 4.7 för detaljer.

Tabell 4.6. Visar de olika definierade markanvändningstyperna som undersöktes i känslighetsanalysen i StormTac Web.

Benämning	Markanvändning	Andel (%)	Belastning
GC5	Trafikled	50	5 000 fordon/dygn
	Gång- och cykelväg	50	-
GC10	Trafikled	50	10 000 fordon/dygn
	Gång- och cykelväg	50	-
GC15	Trafikled	50	15 000 fordon/dygn
	Gång- och cykelväg	50	-
Cmin10	Trafikled	50	10 000 fordon/dygn
	Centrumområde	50	Mindre förorenat
Cnorm10	Trafikled	50	10 000 fordon/dygn
	Centrumområde	50	Normalt förorenat
Cmer10	Trafikled	50	10 000 fordon/dygn
	Centrumområde	50	Mer förorenat

4.4 Intervjustudie

En intervjustudie genomfördes i syfte att få en fördjupad förståelse om målet med regnbäddarna på Neptunigatan samt hur samarbetet mellan de involverade aktörerna fungerade och vilka utmaningar och lärdomar som uppstod under planering, projektering, anläggning, underhåll och uppföljning av regnbäddarna.

Semistrukturerade intervjuer med aktörer representerade från kommun, projektering, entreprenad och underhåll genomfördes. Intervjuerna hölls primärt digitalt med undantag för en intervju.

4.4.1 Urval av respondenter

För att kunna besvara hur samarbetet mellan de olika aktörerna fungerade samt utvärdering av hela arbetsprocessen från planering till underhåll och uppföljning, kontaktades personer som representerade områdena planering, projektering, anläggning, underhåll och uppföljning.

4.4.2 Genomförande

En intervjuplan togs fram baserat på befintlig litteratur, med frågeområden utformade utefter den följd som frågorna skulle ställas under intervjun. I denna studie används en semistrukturerad intervjuform, frågeområden presenteras i en bestämd följd, samtidigt som intervjuaren har möjlighet att ställa följdfrågor (Lantz, 2013). Denna intervjuform innebär en kombination av öppna frågor och mer specifika frågor med fasta svarsalternativ.

För intervjuerna i denna studie identifierades sju teman: bakgrund, projektmål och syfte, samarbete och kommunikation mellan aktörer, utmaningar, drift och underhåll, lärdomar och uppföljning samt framtida rekommendationer. I bakgrunden ställdes frågor gällande intervjupersonens akademiska samt professionella bakgrund inom området blågröna lösningar med fokus på regnbäddar samt vilken roll de hade i projektet kring regnbäddarna på Neptunigatan.

Frågorna (se 9.2 Bilaga-Intervjufrågor) skickades på förhand till respondenterna, med undantag för en intervju, för att ge dem möjlighet till förberedelse och därmed skapa så goda förutsättningar som möjligt för genomtänkta och utförliga svar. Intervjuerna tog ungefär 30–60 minuter att genomföra och gjordes digitalt med undantag för en intervju.

Under intervjuerna ansvarade en av examensarbetarna för att ställa frågor och den andra dokumenterade respondentens svar, dessa roller byttes mellan intervjutillfällena. Intervjuerna spelades även in för att möjliggöra en mer noggrann genomgång i efterhand. Inspelningarna jämfördes med anteckningarna för att säkerställa att inga missförstånd hade uppstått samt att relevant information inte utelämnats.

4.4.3 Bearbetning

Det insamlade datamaterialet, baserat på inspelade och antecknade svar från respondenterna behandlades genom en kvalitativ databearbetning enligt beskrivning av Lantz (2013), där identifiering av olika teman i datamaterialet

analyseras och presenteras. Först reducerades datamaterialet till svar som var relevanta för att besvara de formulerade frågeställningarna. Den reducerade data kodades sedan och blev indelad i olika kategorier för att göra den överskådlig. Detta möjliggjorde en god överblick, vilket förenklade jämförelsen av data och gav en förståelse för om det råder samsyn mellan de involverade aktörerna vad gäller målet, samarbetet, utmaningar och lärdomar från regnbäddarna på Neptunigatan.

En tematisk analys av datamaterialet insamlat i intervjustudien valdes då detta är en flexibel analysmetod som möjliggör belysning av viktiga mönster, skillnader och likheter samt kan medföra oväntade insikter i datamängden (Braun & Clarke, 2006).

4.4.4 Reliabilitet och validitet

Det finns kvalitetsmått på intervjuer som beskriver vilka krav som ställs på användbarheten av data från en intervju. I vetenskapliga sammanhang är det krav på att resultatet måste vara giltigt (validitet), att metoden måste ge tillförlitliga resultat (reliabilitet) samt att andra ska kunna läsa och kritiskt granska resultaten (Lantz, 2013). För att öka studiens reliabilitet användes en intervjuplan med fördefinierade teman som följdes i samtliga intervjuer samt att intervjuerna spelades in, vilket möjliggjorde granskning i efterhand. Dessutom skickades intervjufrågorna ut på förhand för att minimera risken för intervjuarens påverkan på respondentens svar. Validiteten stärktes genom att respondenterna valdes ut baserat på deras erfarenhet och involvering i planering respektive projektering, anläggning och drift av regnbäddarna på Neptunigatan. Dessutom formulerades intervjufrågorna utefter forskningsfrågorna och syftet med intervjuerna.

5 Resultat

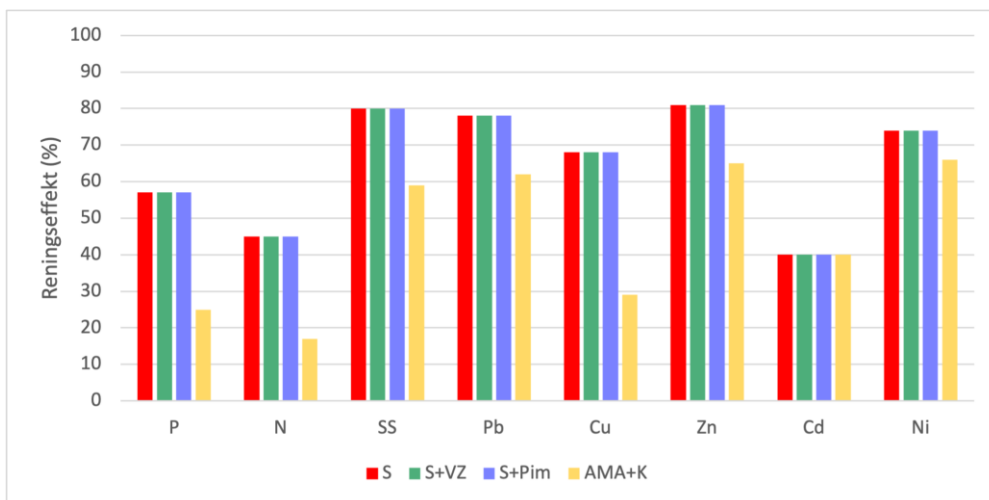
5.1 Modellering

I detta kapitel presenteras resultatet av den modellerade reningseffekten för två olika modeller i StormTac Web samt en jämförelse med uppmätt reningseffekt. En modell baserad på inloppskoncentrationer uppmätta av LTU (modell 1) och en med typiska inloppskoncentrationer angivna som default i StormTac Web (modell 2). Vidare görs en jämförelse av uppmätta samt modellerade utloppskoncentrationer med riktvärden för föroreningshalter i dagvatten. Slutligen presenteras resultatet från den utförda känslighetsanalysen för de identifierade parametrarna som påverkar den modellerade reningseffekten i regnbäddar.

5.1.1 Modellerad reningseffekt i StormTac Web

Den modellerade reningseffekten i StormTac Web med inloppskoncentrationer uppmätta av LTU (modell 1) presenteras i figur 5.1. Resultatet visar ingen skillnad i modellerad reningseffekt mellan filtermaterialen sand (S), sand med pimpsten (S+Pim) och sand med vattenmättad zon (S+VZ) för respektive förorening. Den högsta modellerade reningseffekten observeras för Zn på 81 % och den lägsta för Cd på 40 %. Filtermaterialet AMAjord B med kompost (AMA+K) visar på lägre modellerad reningseffekt för alla föroreningar förutom Cd som har samma modellerad reningseffekt.

I regel indikerar modellerade värden hög reningseffekt av metaller och SS, men inte lika god rening av näringsämnen (P och N) samt Cd.



Figur 5.1. Visar modellerad reningseffekt (%) för modell 1 för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för respektive filtermaterial: sand (S), sand med pimpsten (S+Pim), sand med vattenmättad zon (S+VZ) & AMAjord B med kompost (AMA+K).

Vid jämförelse mellan belastningsbaserad uppmätt reningseffekt och modellerad reningseffekt är resultatet olika för de olika filtermaterialen, men i regel är uppmätt reningseffekt högre än modellerad reningseffekt för samtliga filtermaterial förutom för filtermaterial S+Pim. För jämförelse av reningseffekt för respektive förorening, se tabell 5.1.

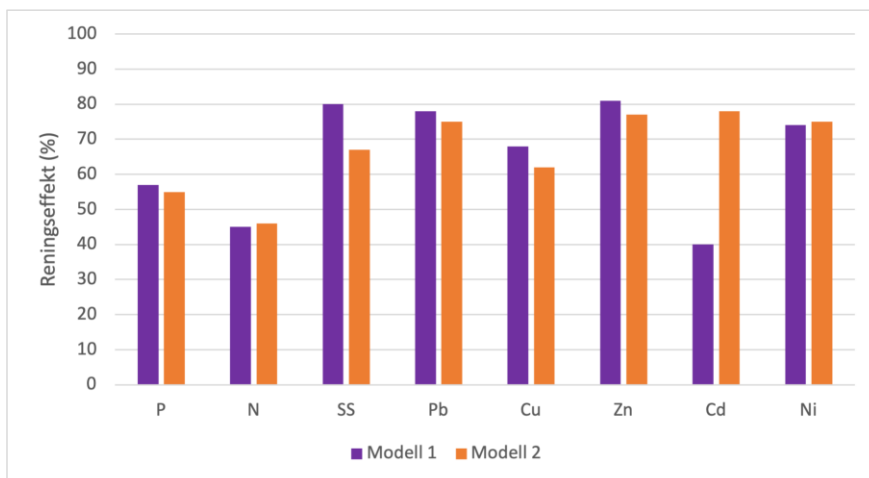
Filtermaterialen S och S+VZ visade högre uppmätt reningseffekt jämfört med modellerad reningseffekt för samtliga föroreningar förutom Cd och Ni. Samma resultat kan observeras för filtermaterial AMA+K förutom att en signifikant skillnad i modellerad och uppmätt reningseffekt kan urskiljas för P och Cd, där den uppmätta är negativ (urlakning) och den modellerade är positiv. Resultatet för filtermaterial S+Pim skiljer sig dock från de andra filtermaterialen och visar i regel att den modellerade reningseffekten är högre än den uppmätta reningseffekten förutom för Cu och Zn. I filtermaterialet S+Pim var den uppmätta reningseffekten för Ni och Cd negativ och skiljer sig från den modellerade reningseffekten som är positiv likt filter AMA+K.

Tabell 5.1. Visar uppmätt samt modellerad reningseffekt (%) modell 1 & 2 för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för filtersektion: sand (S), sand med vattenmättad zon (S+VZ), sand med pimpsten (S+Pim) samt AMAjord B med kompost (AMA+K).

Filter		Föroreningar							
		P	N	SS	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni
S	Uppmätt	72	68	93	93	87	93	57	46
	Modell 1	57	45	80	78	68	81	40	74
	Modell 2	55	46	67	75	62	77	78	75
S+VZ	Uppmätt	76	66	93	89	78	83	26	34
	Modell 1	57	45	80	78	68	81	40	74
	Modell 2	55	46	67	75	62	77	78	75
S+Pim	Uppmätt	47	44	72	73	78	83	-3	-5
	Modell 1	57	45	80	78	68	81	40	74
	Modell 2	55	46	67	75	62	77	78	75
AMA+K	Uppmätt	-292	22	91	81	79	95	-124	67
	Modell 1	25	17	59	62	29	65	40	66
	Modell 2	25	18	50	60	27	62	71	67

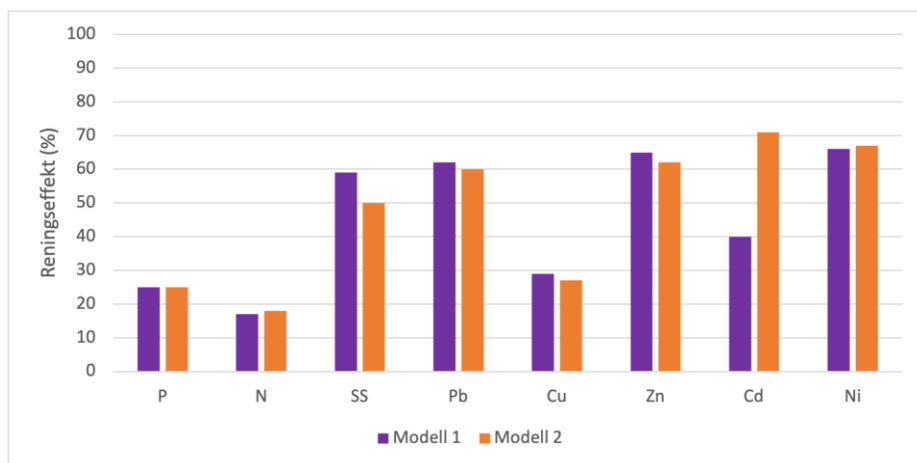
5.1.2 Jämförelse mellan modell 1 och modell 2

Den modellerade reningseffekten i modell 1 respektive 2 var densamma för filtermaterialen S, S+VZ samt S+Pim därav presenteras de som en och samma stapel i figur 5.2. Generellt uppvisar modell 1 högre reningseffekter än modell 2, förutom för föroreningarna Cd och Ni. För N, P och Ni är skillnaderna mellan modellerna marginella, medan Cd uppvisar en tydligare skillnad, där modell 1 ger en reningseffekt på 40 % och modell 2 på 78 %.



Figur 5.2. Visar modellerad reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för respektive filtermaterial: sand (S), sand med vattenmättad zon (S+VZ) samt sand med pimpsten (S+Pim) för modell 1 och modell 2.

För filtermaterial AMA+K som visas i figur 5.3 uppvisas ett liknande mönster som i figur 5.2, med skillnaden att samtliga modellerade reningseffekter är lägre. Generellt genererar modell 1 högre reningseffekter än modell 2. För Ni är skillnaden mellan modellerna marginell, med något högre värden för modell 2. Cd ger även här en betydligt lägre reningseffekt för modell 1 (40 %) än för modell 2 (71 %).



Figur 5.3. Modellerad reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni för filtermaterialet AMAjord B med kompost (AMA+K) för modell 1 och modell 2.

5.1.3 Föroreningskoncentrationer och riktvärden

En jämförelse mellan uppmätta inloppskoncentrationer och riktvärden för dagvattenutsläpp enligt Helsingborgs stad (2023) presenteras i tabell 5.2. De uppmätta inloppskoncentrationerna antas vara samma för samtliga studerade filtersektioner och baseras på inloppet till filtersektion sand (S). Från tabell 5.2 framkommer att inloppskoncentrationerna för samtliga föroreningar utom Cd och Ni överskrider riktvärdena. Den gröna markeringen visar att koncentrationen är under riktvärdet och den röda markeringen att koncentrationen överskrider riktvärdet.

Tabell 5.2. Uppmätt inloppskoncentration i filtersektion sand (S) i jämförelse med riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). De uppmätta inloppskoncentrationerna antas vara samma för samtliga 4 studerade filtersektioner. Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.

Filter S		
Förorening	Uppmätt inkonc.	Helsingborgs stad
P	155	50
N	1380	2000
SS	112 000	40 000
Pb	14,9	8
Cu	41	18
Zn	231	75
Cd	0,09	0,4
Ni	6,88	15

En jämförelse mellan uppmätta och modellerade utloppskoncentrationer (modell 1 & 2) mot riktvärden för dagvattenutsläpp enligt Helsingborgs stad (2023) presenteras i tabell 5.3–5.6.

De uppmätta utloppskoncentrationerna och de modellerade utloppskoncentrationerna i StormTac Web skiljer sig åt för respektive filtermaterial. I regel är de modellerade utloppskoncentrationerna i både modell 1 och 2 i StormTac Web högre än de uppmätta koncentrationerna, med några undantag. För filtermaterialen S, S+Pim och S+VZ är den uppmätta koncentrationen av Ni högre än den modellerade förutom för filtermaterialet AMA+K där koncentrationen är densamma i modell 1 men något högre i modell 2. I filtermaterialet S+Pim är de uppmätta koncentrationerna högre än de modellerade för samtliga föroreningar förutom Cu och Zn i modell 1 samt N och Cu i modell 2. I filtermaterialet S+Pim är den uppmätta utloppskoncentrationen av Cd högre än den modellerade utloppskoncentrationen i modell 1 men inte i modell 2. I filtermaterialet AMA+K är den uppmätta utloppskoncentrationen av Cd högre än den modellerade i både modell 1 och 2.

De modellerade utloppskoncentrationerna för respektive förorening i StormTac Web blev desamma för filtermaterialen S, S+Pim & S+VZ både i modell 1 och 2, men inte för AMA+K. För modell 2 underskred de modellerade utloppskoncentrationerna Helsingborgs stads (2023) riktvärden för samtliga

undersökta föroreningar, förutom för P för alla fyra filtermaterial samt Cu för filtermaterialet AMA+K. Även i modell 1 överskred de modellerade utloppskoncentrationerna Helsingborgs stads (2023) riktvärde för P för alla fyra filtermaterial. Däremot överskreds dessutom de modellerade utloppskoncentrationerna för föroreningarna SS, Cu samt Zn i modell 1 för filtermaterialet AMA+K riktvärdena för Helsingborgs stad (2023).

För de uppmätta utloppskoncentrationerna, med ett undantag för P i filtermaterialen S+Pim och AMA+K (se tabell 5.4 resp. 5.6), låg alla under riktvärdena för Helsingborgs stad (2023).

Tabell 5.3. Uppmätt in- och utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand (S) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.

Filtersektion S				
Förorening	Uppmätt utkonc.	Modellerad utkonc. (modell 1)	Modellerad utkonc. (modell 2)	Helsingborgs stad
P	43	67	54	50
N	448	760	960	2000
SS	8 300	23 000	15 000	40 000
Pb	1,11	3,3	2,5	8
Cu	5,39	13	9	18
Zn	14,1	44	19	75
Cd	0,039	0,054	0,087	0,4
Ni	3,74	1,8	1,9	15

Tabell 5.4. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand med pimpsten (S+Pim) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration (µg/l) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.

Filtersektion S+Pim				
Förorening	Uppmätt utkonc.	Modellerad utkonc. (modell 1)	Modellerad utkonc. (modell 2)	Helsingborgs stad
P	83	67	54	50
N	771	760	960	2000
SS	31 000	23 000	15 000	40 000
Pb	4,06	3,3	2,5	8
Cu	9,03	13	9	18
Zn	39,3	44	19	75
Cd	0,093	0,054	0,087	0,4
Ni	7,24	1,8	1,9	15

Tabell 5.5. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion sand med vattenmättad zon (S+VZ) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration (µg/l) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.

Filtersektion S+VZ				
Förorening	Uppmätt utkonc.	Modellerad utkonc. (modell 1)	Modellerad utkonc. (modell 2)	Helsingborgs stad
P	38	67	54	50
N	471	760	960	2000
SS	7 950	23 000	15 000	40 000
Pb	1,63	3,3	2,5	8
Cu	5,73	13	9	18
Zn	19,53	44	19	75
Cd	0,067	0,054	0,087	0,4
Ni	4,50	1,8	1,9	15

Tabell 5.6. Uppmätt utloppskoncentration efter rening i filtersektion AMAjord B med kompost (AMA+K) i jämförelse med modellerad utloppskoncentration ($\mu\text{g/l}$) (modell 1 & 2) och riktvärden för utsläpp av föroreningar enligt Helsingborgs stad (2023). Grön markering visar koncentration under riktvärdet och röd markering att gränsvärdet överskrids.

Filtersektion AMA+K				
Förorening	Uppmätt utkonc.	Modellerad utkonc. (modell 1)	Modellerad utkonc. (modell 2)	Helsingborgs stad
P	607	120	90	50
N	1080	1100	1500	2000
SS	10 200	46 000	22 000	40 000
Pb	2,81	5,7	4	8
Cu	8,53	29	18	18
Zn	12,8	81	31	75
Cd	0,202	0,054	0,11	0,4
Ni	2,3	2,3	2,5	15

5.1.4 Känslighetsanalys

I befintlig litteratur identifierades parametrar och designprinciper som påverkar reningseffekten i en regnbädd, presenterade i kapitel 2.6. Av dessa valdes parametrar som kan användas som indata i StormTac Web i syfte att göra en känslighetsanalys av den modellerade reningseffekten med modell 1 (uppmätta dagvattenkoncentrationer från LTU) och filtermaterial S, med undantag för känslighetsanalysen av markanvändningen då defaultvärden från StormTac Web användes.

Resultatet från känslighetsanalysen visade att parametrarna porositet, vattenmättad zon, filtermaterialalets tjocklek och årsmedelnederbörden inte har någon effekt på den modellerade reningseffekten i StormTac Web (se 9.1 Bilaga-Känslighetsanalys). Emellertid visade parametrarna bräddningshöjd, markanvändning och hur stor andel anläggningen utgör av det reducerade avrinningsområdet ha en påverkan på den modellerade reningseffekten, vars resultat presenteras nedan.

5.1.4.1 Bräddbrunnens höjd

I tabell 5.7 presenteras resultatet för hur bräddningshöjden påverkar den modellerade reningseffekten, där röd markering motsvarar bräddningshöjden i regnbäddarna på Neptunigatan (250 mm).

Känslighetsanalysen visar att högre bräddningshöjd resulterar i högre modellerad reningseffekt. Vidare uppnåddes maximal teoretisk reningseffekt för föroreningarna Pb, Zn, Cd, Ni och SS vid olika bräddningshöjder, se grön markering i tabell 5.7. Föroreningen Cd hade minsta möjliga utloppshalt från start, och den modellerade reningseffekten ändrades inte med bräddbrunnens höjd utan är konstant 40 %.

Tabell 5.7. Modellerad reningseffekt för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på bräddbrunnens höjd (mm) i filtersektionen sand (S). Rödmarkerad rad motsvarar bräddningshöjden i regnbäddarna på Neptunigatan och grön markering visar att maximal teoretisk reningseffekt är uppnådd.

Bräddningshöjd (mm)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
0	48	36	39	59	72	40	65	70
50	50	38	71	61	74	40	67	72
100	52	40	73	62	76	40	69	74
150	53	41	75	64	77	40	71	76
200	55	43	76	66	79	40	73	78
250	57	45	78	68	81	40	74	80
300	58	47	80	70	83	40	76	82
350	60	49	82	72	85	40	77	84
400	62	50	84	74	86	40	77	86
450	64	52	86	76	86	40	77	86
500	65	54	86	78	86	40	77	86
550	67	56	86	80	86	40	77	86

5.1.4.2 Andel av avrinningsområdet

Resultatet i tabell 5.8 visar den modellerade reningseffekten för respektive förorening beroende på hur stor andel av det reducerade avrinningsområdet som filtersektionen utgör (sex regnbäddar). Röd markering motsvarar den andelen som en filtersektion på Neptunigatan utgör av det reducerade avrinningsområdet (4,5 %).

Tabell 5.8 indikerar ett samband för samtliga föroreningar förutom Cd, med en ökad modellerad reningseffekt för regnbäddarna som utgör en större andel av avrinningsområdet. En maximal modellerad reningseffekt kan observeras för samtliga föroreningar utom Cd men vid olika andelar, se grön markering i tabell 5.8. Föroreningen Cd hade minsta möjliga utloppshalt från start.

Tabell 5.8. Visar reningseffekten (%) i filtersektion sand (S) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd & Ni beroende på den procentuella andelen som filtersektionen (6 regnbäddar) utgör av det reducerade avrinningsområdet. Rödmarkerad rad motsvarar bräddningshöjden i regnbäddarna på Neptunigatan och grön markering visar att maximal teoretisk reningseffekt är uppnådd.

Andel (%)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
0,5	0	0	46	0	49	40	58	38
1	14	7	56	15	59	40	63	51
1,5	25	17	62	29	65	40	66	59
2	33	25	66	39	69	40	68	64
3	45	35	72	54	75	40	71	72
4	53	42	76	64	79	40	74	78
4,5	57	45	78	68	81	40	74	80
5	60	48	80	72	83	40	75	82
6	65	52	82	79	85	40	77	85
7	69	56	85	84	86	40	77	86
8	73	60	86	84	86	40	77	86
9	77	63	86	84	86	40	77	86
10	77	63	86	84	86	40	77	86

5.1.4.3 Markanvändning

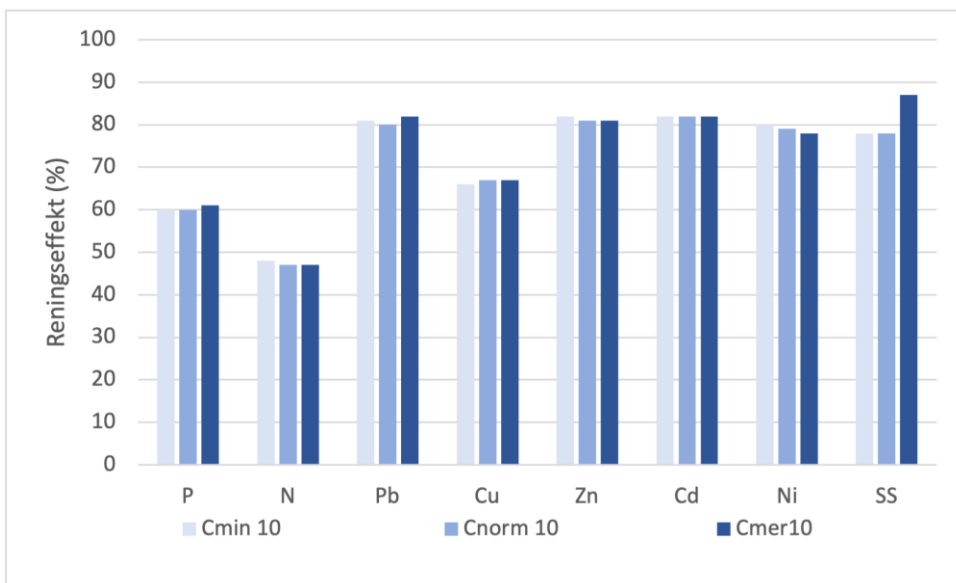
Sex olika markanvändningar som tycktes motsvara markanvändningen i avrinningsområdet definierat för regnbäddarna på Neptunigatan analyserades. De olika definierade markanvändningarna resulterade i olika inloppskoncentrationer av föroreningar i StormTac Web, vilket visas i tabell 5.9. Beroende på markanvändning och förorening stämmer inloppskoncentrationer i StormTac Web mer eller mindre överens med uppmätta värden från LTU.

Tabell 5.9. *Föroreningskoncentration in utan behandling (µg/l) för olika markanvändningstyper definierade i StormTac Web samt uppmätta inloppskoncentrationer av LTU.*

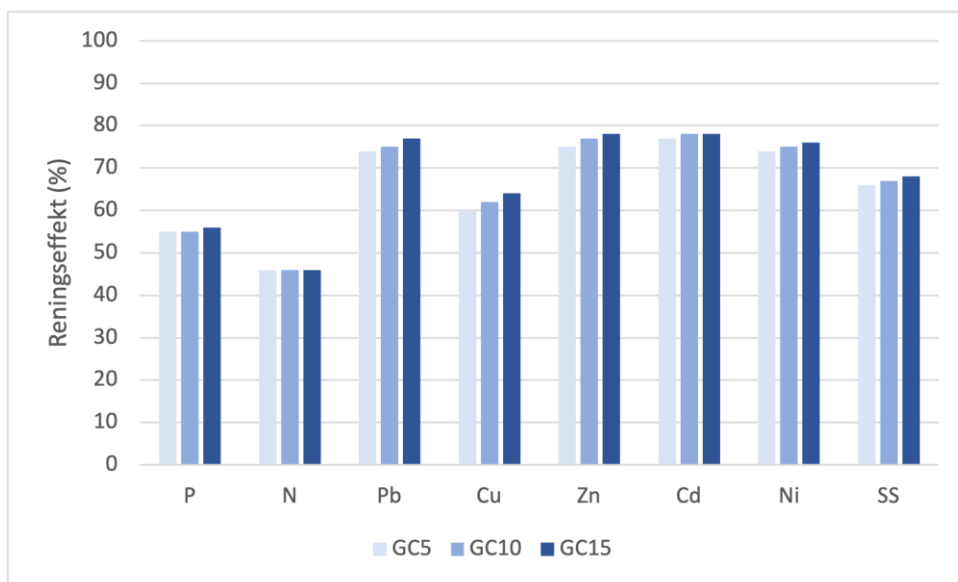
Mark-användning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
GC5	110	1700	8,1	20	52	0,38	6,8	40 000
GC10	120	1800	10	24	82	0,39	7,6	45 000
GC15	130	1800	12	28	110	0,40	8,4	49 000
Cmin10	190	1700	14	28	130	0,60	9,6	79 000
Cnorm10	210	1800	16	32	150	0,70	10	89 000
Cmer10	270	1900	21	34	190	0,91	12	230 000
Uppmätt	160	1400	15	41	230	0,09	6,9	110 000

Figur 5.4 och 5.5 visar markanvändningens påverkan på den modellerade reningseffekten för respektive förorening. Resultatet visar att typen av markanvändning i avrinningsområdet påverkar den modellerade reningseffekten. Beroende på typ av markanvändning skiljer sig modellerade reningseffekter för varje enskild förorening. Generellt visar resultatet en något större modellerad reningseffekt för avrinningsområdena Cmin10 (centrumområde mindre förorenat samt väg med trafikintensitet 10 000 fordon/dygn), Cnorm10 (centrumområde medel förorenat samt väg med trafikintensitet 10 000 fordon/dygn), samt Cmer10 (centrumområde mer förorenat samt väg med trafikintensitet 10 000 fordon/dygn), (se figur 5.4) än för GC5 (gång- och cykelväg samt väg med trafikintensitet 5 000 fordon/dygn), GC10 (gång- och cykelväg samt väg med trafikintensitet 10 000 fordon/dygn), samt GC15 (gång- och cykelväg samt väg med trafikintensitet 15 000 fordon/dygn), (se figur 5.5).

I figur 5.5 framgår det även att med ökad trafikintensitet sker en svag ökning i modellerad reningseffekt för samtliga föroreningar förutom P, N och Cd. I figur 5.4 går det inte att urskilja samma tydliga trend med ökad reningseffekt med stigande föroreningsbelastning. Den modellerade reningseffekten för SS sticker ut i figur 5.4 med en betydligt högre reningseffekt för Cmer10.



Figur 5.4. Reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd och Ni för filtersektion sand (S), beroende på vald markanvändning i avrinningsområdet. Avrinningsområdet utgörs av 50 % väg med en trafikintensitet på 10 000 fordon per dygn samt 50 % centrumområde med varierande grad av föroreningsbelastning.



Figur 5.5. Reningseffekt (%) för föroreningarna P, N, SS, Pb, Cu, Zn, Cd och Ni för filtersektion sand (S), beroende på vald markanvändning i avrinningsområdet. Avrinningsområdet utgörs av 50 % gång- och cykelväg samt 50 % väg med en trafikintensitet på 5 000, 10 000 respektive 15 000 fordon per dygn.

5.2 Intervjustudie

I detta kapitel presenteras resultatet från de semistrukturerade intervjuerna med representanter från beställare, projektering, entreprenad och underhåll i projektet kring regnbäddarna på Neptunigatan. Totalt deltog fem respondenter vars namn, yrkestitel och vilken aktör de företräder presenteras i tabell 5.10, där namnen är publicerade med tillåtelse. Resultatet är strukturerat efter teman som valdes ut baserat på studiens frågeställningar och baseras på svaren från de tillfrågade respondenterna.

Tabell 5.10. Översikt av studiens respondenter. Respondenternas namn är publicerade med tillåtelse. KT=Kommunteknik.

Respondent	Yrkesroll	Ansvarsområde	Organisation
Daniel Månsson	Projektschef	Entreprenad	NCC
Inga-Lill Jacobson Ölin	Civilingenjör	Projektledare /beställare	Malmö stad, Fastighet- och gatukontoret
Mathias Levin	Arbetsförman KT Perenn	Underhåll	Malmö stad, Serviceförvaltningen
Lena Stadler	Arbetsförman KT Perenn	Underhåll	Malmö stad, Serviceförvaltningen
Susanne Sixtensson	Landskapsarkitekt	Handläggare/ Teknikansvarig landskapsarkitekt	Edge Malmö stad, Fastighet- och gatukontoret

5.2.1 Projektmål och syfte med regnbäddarna

Vid frågan om det primära syftet med regnbäddarna på Neptunigatan visade projektledare, projektör och entreprenad en samsyn gällande syftet medan ansvarig för underhåll och drift var osäker. Svaren varierar dock något, där vissa fokuserar mer på tekniska aspekter och andra mer på ekologiska och sociala värden av regnbäddarna.

Inga-Lill Jacobson Ölin som var projektansvarig förklarar att målsättningen och syftet med regnbäddarna på Neptunigatan primärt är rening av dagvatten. Dagvatten från omkringliggande gator ska renas på platsen, vid källan och inte ledas till VA SYDs reningsanläggningar. Vidare förklarar Jacobson Ölin att exploateringsprojektet på Neptunigatan var för att följa upp och efterfölja Malmös dagvattenstrategi som Malmö Stad tillsammans med VA SYD skrivit under. Enligt dagvattenstrategin ska rening av dagvatten ske lokalt vid källan vid hög trafikintensitet, vilket var fallet på Neptunigatan. Från början var

anläggningen av regnbäddarna längs med Neptunigatan inte med i exploateringsprojektet, men efter undersökning och utvärdering av platsen samt ekonomiska förutsättningar så beslöt man att testa implementering av regnbäddar i stadsmiljö. Senare anslöt sig LTU till projektet för att bedriva forskning och mätningar på reningseffekt i olika filtermaterial och växtval i regnbäddar, således blev regnbäddarna en del av ett Vinnova-projekt.

Susanne Sixtensson som var handläggare/teknikansvarig landskapsarkitekt och vid tillfället jobbade på Edge berättar även hon att syftet med regnbäddarna var att rena och fördröja dagvatten, där det största fokuset låg på rening av dagvatten samt undersökning av reningseffekten för de olika substraten. Hon berättar att målet var mycket tydligt och hade angivna förutsättningar att förhålla sig till från start utifrån samarbetet mellan Malmö stad och forskningsstudien av LTU.

Även Daniel Månsson som var projektchef för entreprenad och ansvarig för anläggning av regnbäddarna beskriver att syftet var att rena dagvatten nära källan och LTU:s forskning, men nämner även regnbäddarnas bidrag till att förhöja rekreativsvärdet på den trafikerade vägen. Däremot säger Mathias Levin och Lena Stadler, båda perennförmän och som ansvarar för underhåll av vegetationen i regnbäddarna, att de inte kan svara på vad det primära syftet med regnbäddarna är. De gissar på att det är för att satsa på implementering av grönytor och öka rekreativsvärdet i Malmö stad.

5.2.2 Samarbete och kommunikation mellan aktörer

Vid frågan om hur samarbetet och kommunikationen mellan de olika aktörerna har fungerat rådde det något delade åsikter. Jacobson Ölin menade att samarbetet och kommunikationen har fungerat bra. Hon nämner bland annat att man förde tidig dialog med fastighets- och gatukontoret som var med från start och fick ge input vid utformningen av regnbäddarna. Detta resulterade i att man justerade konstruktionen under projekteringsfasen genom att lägga till större galler vid inloppet för att fånga upp större skräp och förhindra nedskräpning av filtermaterialen för att minimera igensättning och förenkla underhållet av regnbäddarna. Sixtensson berättar att driften på kommunen vanligtvis ges möjlighet att komma med sina synpunkter under planeringen.

Månsson menar också på att samarbetet och kommunikationen mellan de olika aktörerna fungerade bra. Emellertid belyser han det faktum att i skedet vid anläggning som var hans ansvar har man inte så mycket att säga till om, utan man får en färdig ritning som man utgår ifrån. Det är även i linje med vad

Sixtensson säger, att det var tydliga förutsättningar och satta krav från beställaren.

Levin och Stadler ger dock en annan bild och menar att överlämning mellan planerings- och anläggningsfasen till underhåll har varit bristfällig i underlagsmaterial om regnbäddarnas tänkta syfte, funktion och skötsel. Denna information har de fått ta fram själva, vilket oftast utgörs av mycket tekniska ritningar och beskrivningar som är svårtolkade för dem. De förklarar själva att de inte besitter samma tekniska kunskap som de aktörer som varit involverade i planeringen. Att regnbäddarna dessutom är med i en forskningsstudie utförd av LTU hade de inte heller informerats om. Jacobson Ölin förklarar att det inte var Kommunteknik utan de driftansvariga på kontoret som har varit involverade under projektering och slutbesiktning. Därmed kan den bristfälliga kommunikationen möjligen förklaras med en stor personalomsättning.

5.2.3 Utmaningar

Baserat på resultatet från intervjuerna har det uppkommit utmaningar längs processen vid planering, anläggning och underhåll av regnbäddarna. Däremot är det främst utmaningar kopplade till utformning och design samt skötsel som framkommer.

Månsson som var med under anläggningen av regnbäddarna upplevde inga större utmaningar, men nämner att det var en tung konstruktion som var platsgjuten och därmed dyr att bygga. Jacobson Ölin å andra sidan menar att utmaningarna som uppstod kring regnbäddarna främst var kopplade till LTU:s forskning. Efter den geotekniska analysen av området behövde utformningen av regnbäddarna modifieras. Det visade sig att området utgjordes av olika typer av fyllnadsmaterial med hög genomsläpplighet för vatten. Därför anlade man förtätningsduk i botten och kring kanterna av regnbäddarna för att möjliggöra LTU:s mätningar och vattenprovtagning av det infiltrerade vattnet. Det bekräftar även Sixtensson som menar att det hölls många diskussioner kring hur regnbäddarna skulle förtätas.

En annan utmaning var att få dit mätutrustningen samt att säkerställa en säker miljö för LTU att utföra sina mätningar och prover säger Jacobson Ölin, detta eftersom Neptunigatan är en mycket trafikerad gata. Säkerhetsaspekten är något som även Levin och Stadler belyser som en utmaning i deras arbete kring underhållet av regnbäddarna. Vid skötseln av regnbäddarna arbetar de nära vägen, där den närmsta vägfilen är en bussfil samtidigt som området är högt trafikerat med både gångare, cyklister och bilister. Den höga

trafikintensiteten samt den djupa konstruktionen resulterar i en hög säkerhetsrisk vid underhållet av regnbäddarna och kräver noga planering och framtagning av en Trafikanordningsplan (TA-plan) för att bibehålla säkerheten på platsen. Placeringen, den djupa konstruktionen samt respektive filtersektions olika växtval kräver manuellt arbete och användning av maskin är inte möjligt vilket försvårar underhållet än mer. Det har dock inte förmedlats till Jacobson Ölin som säger att hon inte fått någon återkoppling kring att regnbäddarna på Neptunigatan ska vara svårare att sköta jämfört med andra planteringar i Malmö.

Ytterligare en utmaning som framkommit kring underhållet av regnbäddarna, nämner Levin och Stadler är att fastställa ansvarsområde mellan de olika enheterna och grupperna på Kommunteknik. Det ansamlas mycket skräp och organiskt material vid inloppen samt på filtermaterialens yta, Perenngruppen ansvarar egentligen endast för skötsel av vegetationen men tar även hand om skräpet när de är på plats på grund av osäkerheter kring ansvarsfördelningen.

5.2.4 Drift och underhåll

Från intervjuerna framkommer det att det inte finns någon specificerad skötsel- och underhållsplan för regnbäddarna utan att skötseln baseras på en funktionsentreprenad. Därtill framkommer det olika synsätt på hur allmänheten upplever underhållet av regnbäddarna.

Entreprenören har endast ansvar för skötsel och drift av regnbäddarna under garantitiden, och när garantitiden är slut är det beställaren som tar över ansvaret säger Månsson. Efter byggnationen av regnbäddarna utfördes en egenkontroll för att se till att konstruktionen var enligt beställarens instruktioner. Därefter såldes skötselansvaret till en extern växtentreprenör som ansvarade för plantering och skötsel av regnbäddarna under garantitiden säger Månsson.

Enligt Jacobson Ölin och Sixtensson tog man aldrig fram någon specifik skötsel- och underhållsplan för regnbäddarna då det inte efterfrågades. Jacobson Ölin berättar också att detta däremot har ändrats på senare tid och förklarar att liknande projekt idag inkluderar en skötselplan. Vidare menar hon att även om regnbäddarna på Neptunigatan inte har en specifik skötsel- och underhållsplan så ingår de fortfarande i Malmö stads allmänna underhållsplan och inkluderas i en funktionsentreprenad, utförd av Kommunteknik som ansvarar för underhåll, drift och skötsel av Malmö stadsmiljö.

Sixtensson berättar att Malmö stad använder sig av ett kartverktyg där man har kartlagt, definierat samt beskrivit hur olika ytor i staden ska underhållas. I detta program framgår det inte hur frekvent en regnbädd ska underhållas, men att dess funktion ska bibehållas enligt följande funktionsentreprenad: "Ytans syfte är att agera recipient för dagvatten från omgivande ytor. Skräp och dött organiskt material ska tas bort. Plantering/grävning och större omrörning/blandning av substratlager får ej göras utan kontakt med beställare. Funktion hos sandfång och liknande reningsfunktioner ska upprätthållas. Ytan ska skötas så att den tilltänkta gestaltningen uppnås och vidmakthålls".

Levin och Stadler bekräftar avsaknaden av en specifik skötsel- och underhållsplan. De förklarar att de utformat en egen, endast muntlig, baserad på egna erfarenheter och återkommande möten där de utvärderar och modifierar underhåll och skötsel efter behov. Skötseln av växterna i regnbäddarna sker två gånger per år och motsvarar ungefär två arbetsdagar. Arbetet innefattar nedklippning av vegetation, rensning och borttagning av organiskt material. Spolning av brunnarna hyrs in av en annan part säger Levin och Stadler.

Enligt Jacobson Ölin och Sixtensson har det inte kommit in några direkta klagomål kring regnbäddarna till Malmö stad, och det tolkar de som att regnbäddarna fyller sin funktion. Detta motsäger dock Levin och Stadler som tvärtom menar att kommunen har fått in klagomål om att regnbäddarna ansamlar skräp och upplevs som vansköta. På grund av den djupa konstruktionen tenderar regnbäddarna att ackumulera mycket skräp påpekar Månsson, Levin och Stadler. Vidare förklarar Levin och Stadler att platsen är utsatt för mycket vind, vilket gör att mycket skräp samlas i regnbäddarna och medför att det kan se vanskött ut och att folk då tenderar att skräpa ner än mer, "skräp föder skräp" säger de.

5.2.5 Lärdomar och uppföljning

Samtliga respondenter svarade att de inte hade erfarenhet av att arbeta med regnbäddar innan projektet med regnbäddarna på Neptunigatan. Jacobson Ölin berättar att regnbäddarna är några av de första som har implementerats i stadsmiljö både i Malmö och i Sverige. Det har emellertid inte utförts någon direkt uppföljning av anläggningarnas funktion och rening av dagvatten utöver LTU:s provtagningar och mätningar på platsen, vilket framkommer under intervjuerna. Baserat på respondenternas svar är det växtvalet framför renings- och fördröjningsfunktionen i regnbäddarna som har utvärderats.

Inspiration och exempel på regnbäddar i stadsmiljö var mycket begränsad under planering och projektering av regnbäddarna på Neptunigatan förklarar Jacobson Ölin. Som inspiration utgick man från Portland i USA, som har integrerat regnbäddar i stadsmiljö för hantering och rening av dagvatten och har ett liknande klimat som i Malmö. Idag hade man dock valt en nättare konstruktion och annat materialval än betong för minskat koldioxidavtryck säger Jacobson Ölin.

Sixtensson förklarar att sättet man utformade regnbäddarna på Neptunigatan är ett äldre sätt att tänka på gällande fördröjningen i anläggningen som främst sker ytligt ovanpå filtermaterialet och inte i underjordiska magasin. Den ytliga magasineringen av dagvatten valdes till följd av LTU:s forskningsstudie. Sixtensson har dock svårt att se att man skulle göra en liknande lösning idag med den djupa konstruktionen utifrån både ett säkerhets- och estetiskt perspektiv, eftersom det idag finns andra alternativ att lösa fördröjningen på. Både hon och Månsson poängterar att vid sådana djupa anläggningar som utgör en säkerhetsrisk finns krav på räcken eller staket runt omkring. Det var dock något man diskuterade men valde att frågå i detta projekt eftersom ett staket tillsammans med den bastanta konstruktionen skulle se "galet ut" och hänvisade till eget ansvar och sunt förnuft hos cyklister och gångare enligt projektledaren säger Sixtensson.

Någon utvärdering av regnbäddarnas renings- och fördröjningsfunktion har dock inte utförts efter implementering, vilket var tanken från början. Det bortprioriterades på grund av mänsklig faktor och för mycket att göra säger Jacobson Ölin. Emellertid har man fått resultat och återkoppling från LTU gällande deras forskning kring regnbäddarna och vilket filtermaterial som ger bäst reningseffekt för rådande plats- och klimatförhållanden. Sixtensson säger att det har gjorts ett flertal studentarbeten och utvärderingar kring vegetationen i regnbäddarna på Neptunigatan men att man har diskuterat internt att uppfölja mätningar på reningen särskilt i filtersektionen med inblandad grönkompost där LTU observerade urlakning av näringsämnen. Det hade varit intressant att se om det skett en stabilisering av näringsämnen i filtren efter ytterligare några år i drift säger hon, då grönkompost gynnar växtligheten och därmed förenklar arbetet med att skapa mer tilltalande planteringar.

Vidare är växtvalet i de olika filtersektionerna något som ett flertal respondenter nämner som en lärdom och något som hade kunnat modifierats. Växterna ska tåla både perioder med torka och stående vatten. Jacobson Ölin säger att man har observerat ett naturligt urval på platsen, där vissa arter

konkurrerar ut andra, men någon nyplantering har inte gjorts vad hon vet. Det bekräftar Levin och Stadler som menar att de inte får byta ut växter för att det riskerar att förstöra filtermaterialet i regnbäddarna. De ifrågasätter även valet av skötselintensiva perenner vid en högtrafikerad väg, och förklarar att på en plats som Neptunigatan som utsätts för mycket vind och som har varierat klimat hade det varit bättre med buskar och träd som är tåligare än perenner. Sixtenson poängterar även att man inte visste vilka växter som var lämpliga för den specifika platsen, men att växtvalen främst baserades på vad som skulle växa bäst i respektive filtersubstrat. I efterhand har man sett att växter planterade i filtret AMA+K (tillsats av grönkompost) samt på solsidan har etablerat sig bättre säger hon, och menar att det är viktiga aspekter att ta med sig till framtida projekt.

Förutom växtval förklarar Levin och Stadler att det är viktigt att planera och förenkla arbetet med maskiner ur arbetsmiljösynpunkt vid utformning och placering av regnbäddar. Anläggningarna på Neptunigatan omges av en gång- och cykelbana på ena sidan och en bussfil på andra sidan, vilket gör att det blir svåråtkomligt och riskfyllt både för perenngruppen och trafikanter som omleds under skötselarbetet. På Neptunigatan har dessutom respektive filtermaterial olika typer av växtval vilket försvårar underhåll ytterligare då man måste hålla koll på vilken plantering som är vilken.

5.2.6 Framtida rekommendationer

Samtliga respondenter var positiva till regnbäddar som dagvattenlösning i framtida projekt med urban dagvattenhantering men belyser olika aspekter som är viktiga att tänka på vid planering av regnbäddar i stadsmiljö.

Månsson vågar inte uttala sig huruvida regnbäddar är en bra dagvattenlösning då det inte är hans expertis, men menar att regnbäddar inte är mer komplicerat att anlägga än andra öppna dagvattenlösningar som exempelvis dammar. Dock måste man säkerställa att det finns plats tillägger han. Han pekar även på att regnbäddar bidrar med ett estetiskt värde.

Efter projektet med regnbäddarna på Neptunigatan har man implementerat ett fåtal regnbäddar i Malmö bland annat på Skeppsgatan men för tillfället planerar man inte för några fler enligt Jacobson Ölin. Hon menar att regnbäddar är en dagvattenlösning man främst planerar för på större gator i tät stadsmiljö, liknande Neptunigatan och Skeppsgatan. Hon tycker dock att det är ett bra alternativ vid dagvattenrening, men poängterar att det är viktigt att

under planeringsfasen utvärdera vilka andra alternativ som finns, syftet, växtval samt känsligheten hos recipienten av det renade dagvattnet.

Sixtensson påpekar också att regnbäddar är en bra dagvattenlösning men betonar vikten av att analysera platsen innan implementering för att säkerställa att regnbädden bibehåller sin funktion. Hon lyfter även erfarenheter från Uppsala där en lärdom har varit att vissa felplacerade regnbäddar inte har tagit emot något dagvatten. Sixtensson framhäver vikten av att undersöka platsens förutsättningar som topografi, rinnvägar samt att utföra en utbredd undersökning av höjdsättning innan implementering. Hon förklarar att en dagvatten- eller skyfallsplan är fördelaktig att använda sig av för att se var implementeringen är passande.

Levin och Stadler likt Månsson vill inte uttala sig om huruvida regnbäddar är en bra dagvattenlösning, eftersom det inte är deras expertisområde. Men ser det som ett möjligt alternativ till en öppen dagvattenlösning för framtida projekt. Vid planering av regnbäddar belyser de dock valet av placering och växter samt att förenkla arbetet med maskiner och fordon och minimera säkerhetsrisker ur arbetsmiljösynpunkt vid underhållsarbetet.

6 Diskussion

6.1 Modellering

6.1.1 Känslighetsanalys

Känslighetsanalysen visade att vissa parametrar har en stor inverkan på den beräknade reningseffekten, medan andra parametrar inte visade på någon inverkan. Detta gäller även de parametrar som i tidigare studier har visat sig ha en stor betydelse i verkligheten för reningen av föroreningar i regnbäddar (Larm & Blecken, 2019). Resultaten indikerar därmed på begränsningar i modelleringsverktyget StormTac Web, särskilt i avseende på hur vissa processer representeras i modellen. Detta bör beaktas när man använder programvaran i planerings- och projekteringssammanhang.

Den modellerade reningseffekten i StormTac Web visade ingen skillnad mellan filtermaterialen S, S+Pim samt S+VZ. I StormTac Web är det endast parametrarna porositet, hydraulisk konduktivitet och vattenmättad zon som kan variera beroende på filtersektion, övriga parametrar är desamma för de olika regnbäddarna. Orsaken till att ingen skillnad mellan filtermaterialen sågs är att filtermaterialets egenskaper inte inkluderas i beräkningen av reningseffekten för regnbäddar i StormTac Web. Beräkningen av reningseffekten baseras istället på andra parametrar, bland annat regnbäddens storlek i relation till avrinningsområdet, inloppskoncentrationer samt bräddbrunnens höjd i förhållande till växtbäddens yta (StormTac AB, 2026). Filtermaterialets egenskaper påverkar i stället flödesutjämningen samt hydrauliken i anläggningen enligt C. Larm (personlig kommunikation, 4 mars 2026). Vidare visade känslighetsanalysen att filtermaterialets tjocklek samt den årliga nederbörden inte påverkade reningseffekten eftersom beräkningen av reningseffekten i StormTac Web inte baseras på dessa parametrar.

C. Larm (personlig kommunikation, 4 mars 2026) uppger att de i nuläget saknar tillräckligt omfattande data för att beskriva hur olika filtermaterial påverkar reningseffekten för olika föroreningar, och det är således inte implementerat i modellen. Vidare säger hon ” Vi arbetar dock med att sammanställa data för olika filtermaterial i StormTac Databas, med målsättningen att på sikt kunna implementera materialspecifika effekter i modellen. För detta behövs mer data från fallstudier.”

6.1.1.1 Markanvändning

Känslighetsanalysen visar att beroende på hur man väljer att definiera markanvändningen i avrinningsområdet leder det till skillnader i typiska inloppskoncentrationer i StormTac Web. Orsaken till denna skillnad i inloppshalter och kvalitet på dagvattnet är att föroreningshalter främst varierar mellan platser och markanvändning, men också inom olika regntillfällen samt mellan årstider (Viklander m.fl., 2019).

Detta påverkar i sin tur den modellerade reningseffekten i regnbäddarna, då högre inloppskoncentrationer resulterar i högre reningseffekt (Larm & Blecken, 2019). Detta förklarar resultatet i figur 5.2, där modell 1 i regel har högre modellerad reningseffekt jämfört med modell 2, förutom för N, Cd och Ni, vilket kan förklaras med att inloppskoncentrationerna av dessa föroreningar var högre i modell 2 än i modell 1 (se tabell 4.5). Resultatet belyser vikten och svårigheten i att definiera och beskriva verklig markanvändning för ett specificerat avrinningsområde. Emellertid är StormTac Web en relativt enkel modell och därmed bör man vara försiktig med att specificera markanvändningen i avrinningsområdet i detalj eftersom specifika markanvändningar baseras på små mängder data med högre osäkerhet (StormTac AB, 2026). Oftast är det bättre att välja en mer övergripande markanvändning där informationen baseras på större mängder data.

Tabell 5.9 visar på hur komplext det är att definiera markanvändningen för ett område samt hur platsspecifika föroreningskoncentrationer är i dagvatten. Utifrån de sex markanvändningstyperna som ansågs beskriva avrinningsområdet på Neptunigatan bäst går det inte att urskilja vilken som bäst beskriver avrinningsområdet baserat på inloppskoncentrationen för respektive förorening. Beroende på vilken förorening man undersöker i tabell 5.9 är det olika markanvändningar som motsvarar verkligheten. Dock påpekar StormTac AB (2023) att det varken är relevant eller rättvist att direkt jämföra standardvärden i databasen med uppmätta värden, vilket delvis beror på att provtagningen måste vara korrekt utförd och dels på att värdena kan behöva justeras efter platsspecifika förhållanden. Detta tyder på att resultatet mer ska användas som en indikation och lämpar sig i ett tidigt skede av planering och projektering.

Som nämnt tidigare är trafik en av de största källorna till metaller i dagvatten (Viklander m.fl., 2019). Eftersom högre inkommande halter av föroreningar medför högre procentuell reningsgrad (Larm & Blecken, 2019) visar resultatet i figur 5.3 att ökad trafikintensitet leder till ökade reningseffekter för metaller.

Centrumområden har fler hårdgjorda ytor, vilket leder till högre halter av föroreningar eftersom dagvattnet tar med sig fler partiklar som transporteras suspenderade i dagvattnet (Viklander m.fl., 2019). Det leder i sin tur till en högre reningseffekt i scenarier med centrumområde då det är enklare att uppnå en förorengsreduktion med högre ingående halter.

6.1.1.2 Andel av reducerade avrinningsområdet

Känslighetsanalysen visade att andelen som regnbäddarna utgör av det reducerade avrinningsområdet påverkar reningseffekten, det vill säga anläggningens yta då avrinningsområdet är konstant. Den generella trenden i resultatet var att större anläggningar resulterade i ökad reningseffekt. Detta är väntat då faktorn som anger andelen regnbädden utgör av det reducerade avrinningsområdet inkluderas i ekvationen för beräkning av anläggningens reningseffekt (StormTac AB, 2026), se ekvation 1. Det är också i linje med teorin att en mindre andel ger en lägre kapacitet att ta emot avrunnet dagvatten medan ett större förhållande ger en högre kapacitet (Larm & Blecken, 2019).

Enligt modellen har filtersektionen AMA+K generellt lägre modellerad reningseffekt jämfört med de övriga filtersektionerna (S, S+VZ och S+Pim). Den lägre modellerade reningseffekten beror inte på valet av filtermaterial utan kan förklaras med att denna filtersektion utgörs av färre antal regnbäddar (2x15 m² jämfört med 6x15 m²) och utgör därmed en mindre andel av det reducerade avrinningsområdet. Ett lägre värde på storleksförhållandet resulterar i en lägre reningskapacitet eftersom flödes- och volymbelastningen på anläggningen begränsas (Larm & Blecken, 2019). Detta går i linje med resultatet från känslighetsanalysen och belyser vikten av att dimensionera regnbäddarnas area efter storleken på avrinningsområdet.

6.1.1.3 Bräddningshöjd

Bräddbrunnens höjd i förhållande till regnbäddens yta visade i känslighetsanalysen ha en inverkan på den modellerade reningseffekten. Det framgick att ett större avstånd från växtbäddens yta till bräddbrunnen resulterade i högre reningseffekt. Detta är förväntat i och med att parametern är inkluderad i ekvationen för att beräkna reningseffekten i StormTac Web, se ekvation 1.

Bräddningshöjden är en påverkande parameter på reningseffekten eftersom en högre bräddnivå möjliggör att en större andel av årsnederbörden kan infiltrera och renas, och mindre volym avleds orenat via bräddbrunnen (Larm m.fl.,

2025). En högre bräddnivå medför en högre maximal vattennivå som därmed ökar vattentrycket, vilket enligt Darcy's ekvation leder till att en större andel av årsnederbörden kan infiltrera till följd av högre infiltrationshastighet, vilket resulterar i att mindre vatten bräddas.

6.1.2 Modellerad reningseffekt i StormTac Web

Som tidigare nämnt visar resultatet från denna studie att StormTac Web i nuläget inte kan simulera reningseffekten för olika filtermaterial, eftersom den modellerade reningseffekten inte beror av de parametrar som särskiljer filtermaterialen i modellen. Detta är en central begränsning, eftersom valet av filtermaterial i praktiken har en stor betydelse för regnbäddars funktion (Larm & Blecken, 2019). Tidigare studier indikerar exempelvis att pimpsten adsorberar P (Cheng m.fl., 2018; Mahenge m.fl., 2006), vilket dock varken modellerad eller uppmätt reningseffekt i filtersektion S+Pim visade. Således krävs mer fältprovtagning, både för att utvärdera pimpstens effekt i regnbäddssubstrat och för att möjliggöra en utveckling av StormTac databas och beräkningsmetodik.

Modellen indikerar dock hög rening av totalmetallhalter i samtliga filter, vilket stämmer överens med mätningar från regnbäddarna på Neptunigatan och i andra liknande fältstudier (Blecken m.fl., 2024). Särskilt hög rening observerades för Zn tätt följt av Pb, vilket stämmer överens med tidigare modelleringar (Egelberg & Wold, 2021). Samtidigt underskattar modellen i regel den faktiska reningen, då uppmätt reningseffekt vanligen var högre än modellerad reningseffekt, särskilt för Pb, Cu och Zn. Detta pekar på att modellen inte fullt ut speglar metallers reningsprocesser i regnbäddarna.

De höga uppmätta inloppshalterna av metaller tillhandahållna av LTU är i linje med att trafik är den primära föroreningskällan av metaller i dagvatten i urban miljö (Viklander m.fl., 2019). De höga inloppskoncentrationerna av Pb, Cu och Zn, bidrar sannolikt till den höga modellerade reningseffekten av totalmetaller. Detta eftersom höga inloppskoncentrationer resulterar i en högre procentuell reningseffekt jämfört med lägre inloppshalter (Larm & Blecken, 2019). Man ska därmed ha i åtanke att reningseffekt kan ge en missvisande bild av regnbäddens prestanda, då hög reningseffekt inte nödvändigtvis innebär låga utloppshalter.

Vidare visade uppmätta värden urlakning av Cd och Ni från filtersektionerna S+Pim och AMA+K, vilket modellen inte visar. Simuleringar i StormTac Web av regnbädd med pimpstenssubstrat (Egelberg & Wold, 2021) visar liknande

skillnader i uppmätt och modellerad reningseffekt av Pb, Cu, Zn och Ni. Detta belyser en viktig begränsning i modellen och att regnbäddar under vissa förhållanden kan bidra som en sekundär föroreningskälla, vilket modellen i nuläget inte kan hantera. En möjlig anledning till urlakning av metaller i regnbäddarna är att organiskt material i filtret bryts ner och vid regn sköljs ut tillsammans med finsediment (Blecken m.fl., 2024). Metaller som adsorberats till dessa suspenderade organiska ämnen och partiklar följer med, vilket stöds av den mycket höga halten DOC som observerades i utflödet från regnbäddarna på Neptunigatan.

Modellen indikerar även rening av totalfosfor och totalkväve i filtersektion S, S+Pim & S+VZ med högre reningseffekt för P, vilket stämmer överens med etablerad teori och tidigare modelleringar (Egelberg & Wold, 2021). Rening av totalfosfor i regnbäddar sker främst genom filtrering och adsorption i filtermaterialet (Marvin m.fl., 2019), medan rening av N främst är beroende av nitrifikation och denitrifikation som utförs av mikroorganismer (Zhou m.fl., 2016). Då partikelbunden P avskiljs effektivt genom filtrering är reningseffekten för totalfosfor vanligen högre än för N (Blecken m.fl., 2024). Däremot är det förvånande att varken modellen eller uppmätt data från LTU visar förbättrad kväverening i filtret med vattenmättad zon (S+VZ), trots att detta rekommenderas för att möjliggöra och gynna denitrifikation (Blecken m.fl., 2024). Det visar på en brist hos modellen att representera biologiska processer, vilket även framkom i resultatet från känslighetsanalysen som visade att höjden på den vattenmättade zonen inte hade någon påverkan på den modellerade reningseffekten.

Vidare kunde urlakning av P observeras i uppmätta data från LTU från filtersektionen AMA+K. Emellertid visade resultat från modelleringen att P renades. Denna skillnad belyser än en gång en tydlig begränsning i modellens förmåga att representera processer som sker i regnbäddarna. Tidigare studier har visat att filtermaterial med tillsats av organiskt material (t.ex. kompost och torv) har en särskild benägenhet att urlaka P (t.ex. Blecken m.fl., 2024; Egelberg & Wold, 2020). Att denna effekt inte fångas i StormTac Web kan förklaras med att tillsatsen av organiskt material inte är en parameter som är inkluderad vid beräkning av reningseffekt i StormTac Web, se ekvation 1. Det indikerar i sin tur att modellen i praktiken antar att regnbädden fungerar enbart som en sänka för P och inte som en potentiell källa. Modellresultaten riskerar därmed att ge en överskattning av reningseffekten i system där organiskt material ingår i filtermaterialet. Viktigt att poängtera är att detta läckage av P vanligen kommer från filtermaterialet själv och inte från inkommande

dagvatten, där filtermaterial med lägre P-index har högre benägenhet för fosforrening genom adsorption (Hunt m.fl., 2006). Detta belyser vikten av valet av filtermaterial vid utformning av regnbäddar, och om rening är det primära syftet rekommenderas inte inblandning av näringsämnen och organiskt material (Larm & Blecken, 2019). Således visar detta att korrekt bedömning av fosforrening inte enbart bör baseras på modellering utan kräver kunskap om substratets kemiska egenskaper samt fältstudier.

Vid modellering observerades att inloppskoncentrationer av SS var signifikant högre jämfört med de andra studerade föroreningarna i dagvatten. Dessutom framkom en stor variation i modellerade inloppskoncentrationer av SS i känslighetsanalysen beroende på val av markanvändning, där skillnaden kunde vara fyrfaldig. Högre modellerade inloppskoncentrationer observerades med högre trafikintensitet och i centrumområde. I StormTac AB (2026) är SS definierat som "Erosion av däck och vägbana, fordons- och gatutvätt", vilket innebär att det är rimligt att högre trafikintensitet och centrumområde medför högre inloppskoncentrationer av SS.

Vidare kan de högre inloppskoncentrationerna av SS möjligen förklara den högre observerade reningseffekten av SS i regnbäddarna jämfört med andra föroreningar. Detta eftersom höga inloppskoncentrationer resulterar i en högre procentuell reningseffekt jämfört med lägre inloppshalter (Larm & Blecken, 2019).

6.1.3 Föroreningskoncentrationer och riktvärden

Vid utredning och planering av regnbäddar kan StormTac Web användas i syfte att ge en indikation på erhållen reningseffekt. I syfte att jämföra tillvägagångssättet och betydelsen av indata skapades två modeller, en med uppmätta inloppskoncentrationer och en med typiska halter från StormTac databas (modell 1 respektive 2). Uppmätta inloppskoncentrationer för samtliga föroreningar utom för Cd och Ni låg över riktvärdena (Helsingborgs stad, 2023), vilket indikerar dålig vattenkvalitet och ett behov av rening.

Vidare visade resultatet skillnader i uppmätta och modellerade utloppskoncentrationer, men i regel är de modellerade utloppskoncentrationerna i både modell 1 och 2 högre än de uppmätta utloppskoncentrationerna med några undantag. Detta indikerar att modellen underskattar reningen oavsett om uppmätta inloppskoncentrationer eller schablonmässiga inloppshalter används. Samtidigt bör resultatet tolkas med försiktighet då avvikelser även kan bero på

osäkerheter i uppmätt data, exempelvis gällande provtagningsmetodik och representativitet.

Skillnaden i uppmätta och modellerade utloppskoncentrationer kan förklaras med StormTac Webs relativt enkla uppbyggnad. Modellen beräknar reningseffekten baserat på ekvation 1, som bara tar hänsyn till en handfull parametrar som har härletts från mätningar från olika referensanläggningar. Därmed kan modellen inte beskriva fysikaliska, biologiska eller kemiska reningsprocesser som sker i regnbäddar i detalj (Viklander m.fl., 2019). Det finns därmed en risk för att modellen är för enkel för att beskriva de reningsprocesser som sker i verkligheten och då inte nödvändigtvis är tillräcklig för att beskriva utloppskoncentrationer för den specifika anläggningen och rådande förhållanden.

En ytterligare osäkerhetsfaktor är kvaliteten på indata. Även om modell 1 baseras på uppmätta koncentrationer från LTU och den specifika platsen innebär detta inte nödvändigtvis att det ger en mer korrekt beskrivning av verkligheten. Insamlingen av inputdata inom modellering av dagvattenkvalitet är en stor utmaning och det är snarare bristen på tillförlitliga data från provtagning i fält framför bristen på passande algoritmer och tillgång till datorresurser som försvårar utvecklingen av modelleringen av dagvattenkvalitet (Viklander m.fl., 2019). Det innebär att skillnaderna mellan modellerade och uppmätta värden i denna studie lika gärna kan spegla brister i datainsamlingen som modellen i sig, eftersom båda baseras på uppmätt data.

Vid jämförelse mellan modell 1 och 2, har modell 1 i regel högre modellerade utloppskoncentrationer, vilket belyser att valet av indata och typ av markanvändning har påverkan på resultatet. Detta förstärks även av känslighetsanalysen (se kapitel 5.1.4.3) som också belyser svårigheten med att definiera markanvändningen för ett avrinningsområde och understryker att resultatet ska ses som en estimering och användas med försiktighet som beslutsunderlag i mer detaljerade planerings- och projekteringsskeden.

Trots dessa osäkerheter ligger de modellerade utloppskoncentrationerna under riktvärden från Helsingborgs stad (2023), med undantag för P i samtliga filtersektioner och ett flertal föroreningar i filtersektion AMA+K. Regnbäddarna på Neptunigatan kan således tolkas som att de uppfyller ställda krav enligt Helsingborgs stad (2023). Samtidigt bör det ifrågasättas i vilken utsträckning riktvärdena i sig är tillräckligt välgrundade, då föroreningshalter varierar mycket mellan olika regntillfällen, platser och årstider (Viklander m.fl., 2019). Bedömningar av vattenkvaliteten baseras på olika krav och

riktlinjer mellan kommuner, vilket riskerar att leda till inkonsekventa krav och bedömningar mellan projekt och kommuner. Risken med att införa nationella riktlinjer är dock att olika recipienter har olika problem och belastningskapacitet. Skulle man utgå från den recipienten med "sämst status" och tillämpa det nationellt, skulle det leda till att man i princip inte får släppa ut några föroreningar alls med hänsyn till försämrings kravet i MKN. Detta skulle leda till överdimensionerade anläggningar eller avancerad rening trots att det inte är nödvändigt, vilket varken är hållbart ur miljömässigt eller ekonomiskt perspektiv. Snarare behövs omfattande mätningar och recipient-modeller för framtagning av riktlinjer för dagvattenutsläpp för specifika recipienter. Det hade möjliggjort beräkning av acceptabel förorenings-belastning för att säkerställa att recipientens status inte försämras, i enlighet med MKN (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020).

6.1.4 Felkällor och osäkerheter

Under arbetets gång har möjliga felkällor och osäkerheter framkommit, vilka beskrivs nedan.

6.1.4.1 Inlopp- och utloppskoncentrationer

Mätdata provtagna av LTU med in- respektive utloppskoncentrationer för respektive filtersektion som ligger till grund för denna studie utgörs endast av 19 datapunkter för perioden maj 2021 till maj 2022, med avsaknad av mätvärden i månaderna mars, juni, juli och augusti. Antalet provtillfällen varierar från månad till månad, från ett till högst fem mättillfällen. Således är data inte optimal som grund för analys i StormTac Web, då egna mätvärden bör vara tagna genom flödesproportionell provtagning under en längre tid (flera månader och under olika säsonger) (StormTac AB, 2026). Föroreningskoncentrationerna tagna av LTU baseras på flödesproportionell provtagning under endast ett år och saknar mätningar från sommarmånaderna, vilket medför en osäkerhet i data. Sammansättningen och föroreningshalten i dagvatten kan variera mycket och därmed krävs omfattande provtagning för att få en representativ bild av den specifika platsen (Viklander m.fl., 2019).

Vidare utförde LTU endast mätning och provtagning vid en mätpunkt av inflödet vid filtersektionen S. Detta antog man representera den generella föroreningssammansättningen av dagvatten i området, och tillämpade denna inloppskoncentration för samtliga filtersektioner. I verkligheten skiljer sig troligen dock flödena och belastningen på de olika regnbäddarna, vilket kan

påverka inloppskoncentrationerna som ligger till grund för modelleringen i StormTac Web och bidrar till en stor osäkerhet i resultatet.

En återkommande observation i resultatet var att modellerad reningseffekt av Cd var oförändrad i StormTac Web, vilket troligtvis beror på att uppmätta inloppskoncentrationer av LTU vanligen låg under detektionsgränsen och bidrar till osäkerhet i mätdata. Den modellerade utloppskoncentrationen för Cd uppnådde "minsta möjliga utloppshalt" vilket tillämpas i StormTac Web för att undvika att orimligt låga utloppskoncentrationer och reningseffekter beräknas (StormTac AB, 2026). Reningseffekter och utloppskoncentrationer för Cd bör därmed tolkas och analyseras med försiktighet.

6.1.4.2 Nederbördsdata

Den uppmätta regndata från LTU för perioden 2021–2022 motsvarade 19 olika regnhändelser, dock saknades värden för 7 av regntillfällena och ansågs därmed bristfällig och inte representativ, eftersom ett helt kalenderår inte täcks. Således beslutades det att använda ett korrigerat medelvärde för uppmätt nederbördsdata under perioden 2021–2022 från SMHI (u.å.-a) som indata i modellen framför platsspecifika värden. Regndata togs från den närmaste aktiva mätstationen (Mätstation Malmö A) till Neptunigatan för att minimera felkällor.

Årliga (korrigerade) nederbördsdata (mm/år) är en av få indata som krävs i StormTac Web, dock så påverkar denna parameter inte de modellerade utloppskoncentrationerna och reningseffekten. Däremot har den en inverkan på beräknat årligt flöde och i sin tur modellerad föroreningsmängd. Detta eftersom den årliga föroreningsmängden baseras på halter från olika markanvändningar multiplicerat med det beräknade årliga flödet, som i sin tur beräknas utifrån årlig nederbörd, avrinningsarea och volymavrinningskoefficient (StormTac AB, 2026).

Föroreningsmängder är den mest relevanta storheten att kolla på vid studier av dagvattnets påverkan på recipienter eftersom recipienter generellt reagerar långsamt på förändringar i dagvattenflöden jämfört med de snabba förändringarna i föroreningskoncentrationerna under en regnhändelse (StormTac AB, 2026). Trots detta valdes det i detta arbete att redovisa främst föroreningskoncentrationer för att möjliggöra en så god jämförelse mellan uppmätta värden från LTU och modellerade värden. Eftersom en omvandling av uppmätta utloppskoncentrationer till föroreningsmängd hade inneburit stora osäkerheter, både på grund av osäkerheter i uppmätt regndata och hur stor

andel av regnet som hamnar i regnbäddarna. Regndata från SMHI mätstation Malmö A (u.å.-a) bedöms inte vara fullt representativ för den studerade platsen på Neptunigatan, bland annat eftersom mätstationen inte är placerad i direkt anslutning till regnbäddarna.

6.1.4.3 Reningseffekt

Reningseffekten är starkt beroende av inloppskoncentrationen och kan därmed vara missvisande, därav är det viktigt att vara kritisk mot de erhållna reningseffekterna. Exempelvis kan låga inloppskoncentrationer resultera i låga reningseffekter trots en välfungerande anläggning, medan höga inloppskoncentrationer kan resultera i höga reningseffekter även om reningen är begränsad (Blecken, 2016). I denna studie ansågs det dock lämpligt att redovisa reningseffekter då det möjliggör jämförelse mellan modellerade och uppmätta reningseffekter, trots att det kan vara missvisande.

Reningseffekter kan vara koncentrationsbaserade eller belastningsbaserade (EPA, 2026). Den förstnämnda reningseffekten kan vara missvisande då den inte tar hänsyn till förändringar i vattenvolym och flöde genom anläggningen. Därmed kan reningseffekten under- eller överskatta den faktiska mängden som renas. En hög koncentrationsbaserad reningseffekt medför inte nödvändigtvis en låg belastning på recipienten eftersom föroreningsmängderna påverkas av flödet. Exempelvis kan dagvatten med hög inloppskoncentration och hög reningseffekt fortfarande ge upphov till en större föroreningsbelastning på recipienten än dagvatten med lägre inloppskoncentration och lägre reningseffekt. Belastningsbaserad reningseffekt tar hänsyn till både koncentration och flödet (EPA, 2026), vilket ger en mer rättvisande bild av den faktiska föroreningsbelastningen på recipienten och anläggningens reningsprestanda.

6.1.4.4 Porositet

Porositet var en av tre indata som gick att särskilja de olika filtersektionerna vid modellering i StormTac Web. Den specifika porositeten för filtermaterialet S och S+Pim saknades, därför utfördes ett enkelt experiment i detta examensarbete för att estimeras och bestämma den dränbara porositeten för respektive filtermaterial, detta ger dock uppkomst till osäkerhet och felkällor i data och påverkan på resultatet. Emellertid visade resultatet från känslighetsanalysen att porositeten inte har någon påverkan på den beräknade reningseffekten i StormTac Web.

Provtagning och mätning av den dränbara porositeten i filtermaterialen S, och S+Pim från anläggningarna ansågs medföra ett flertal felkällor och därmed beslutades det att göra en egen substratsblandning av S och S+Pim för estimering av den dränbara porositeten.

En felkälla är tidsaspekten. Datamaterialet från LTU baseras på provtagning under perioden 2021–2022 då regnbäddarna var 2–3 år gamla. Provtagning idag hade inte motsvarat samma period och förhållanden då regnbäddarna har varit i bruk en längre period. Under tid sker vanligen igentäppning av filtermaterialet på grund av ackumulering av sediment och organiskt material vilket resulterar i en lägre infiltrationskapacitet över tid (Beryani m.fl, 2021), vilket i sin tur påverkar den dränbara porositeten (Grip & Rodhe, 2000).

En annan felkälla är att provtagning från regnbäddarna dessutom hade påverkat packningen i filtermaterialet, då markstrukturen förstörs vid provtagning, och således inte motsvarat de naturliga och verkliga förhållandena i regnbäddarna (Svensson, 2012). Vidare ska man vara medveten om felkällor såsom att regnets frekvens i området påverkar den säsongsbundna vattenmättnadsgraden i den omättade zonen (Grip & Rodhe, 2000). Den resulterande porositeten från experimentet ska således mest ses som en indikation på den verkliga dränbara porositeten i regnbäddarna på Neptunigatan.

För substratsblandningen S+Pim fanns inga litteraturvärden att jämföra med. De enda värdena att tillgå i litteraturen är för pimpsten (Bara Mineraler, u.å.-a), sand (Knutsson & Morfeldt 2002) samt växtsubstratet Hekla regnbädd (Bara Mineraler, u.å.-b), med porositeten 60 %. Detta värde bör dock endast ses som en indikation eller maxnivå för porositeten för den egna framtagna blandningen av sand och pimpsten. Hekla regnbädd utgörs av 30 % sand, 30 % grönkompost och 40 % Hekla pimpsten. Både pimpsten och grönkompost har hög porositet (Ho m.fl., 2022), och därmed bör Hekla regnbädd ha högre porositet än substratblandning S+Pim framtagen i detta examensarbete, vilket resultatet indikerar.

Om det antas att sanden som användes under experimentet i denna studie, inte innehöll någon fraktion av lera och silt, likt kornfördelningskurvan för filtermaterialet i regnbäddarna, bör porositeten enligt tabellerade värden ligga runt 30–40 % (Knutsson & Morfeldt, 1973) vilket resultatet indikerar.

6.2 Intervjustudie

I detta kapitel diskuteras och analyseras resultatet från den kvalitativa delen av denna studie, vilket baseras på de semistrukturerade intervjuerna.

6.2.1 Brist i kunskap och kommunikation

Resultatet från intervjustudien belyser ett antal organisatoriska och praktiska utmaningar kopplade till implementeringen av regnbäddarna på Neptunigatan. En återkommande observation är att kommunikationen, både inom och mellan olika involverade aktörer är bristfällig. En tydlig brist i kommunikationen identifierades vid överlämningen efter garantitidens slut, då beställaren tog över driftansvaret. Överlämningen beskrevs som bristfällig både vad gäller informationsinnehåll och anpassning till mottagarens behov. Detta hinder intygar även Kabisch m.fl. (2016), som pekar på att kommunens organisatoriska uppbyggnad av olika enheter och förvaltningar med egna ”sektorspecifika språk” riskerar att skapa silos där kunskap inte överförs effektivt mellan förvaltningar.

Implementering av regnbäddar utgörs av flera faser varav de tre övergripande är planering, utformning och underhåll, där samverkan är central i samtliga steg (Wickenberg m.fl, 2021). Att brister uppstår i övergången till förvaltningsskedet indikerar att samverkan inte upprätthålls genom hela projektet kring regnbäddarna. Detta ligger i linje med tidigare forskning som visar att implementering och långsiktig framgång av naturbaserade lösningar ofta hindras av organisatoriska, ekonomiska och kunskapsrelaterade utmaningar, där samverkan framkommer som en avgörande och komplex faktor (Tapia m.fl. 2025).

Vidare visar resultatet att implementering av naturbaserade lösningar såsom regnbäddar är en komplex process som involverar flera aktörer och kompetenser som behöver samverka mot ett gemensamt mål. Varje aktör bidrar med olika kompetenser och perspektiv, vilket är nödvändigt men samtidigt ökar kraven på samordning. Avsaknaden av en gemensam förståelse för regnbäddars funktion och syfte riskerar att estetiska, tekniska och driftmässiga aspekter inte integreras på ett ändamålsenligt sätt. Det belyser behovet av tydliga ansvarsfördelningar och strukturerade kommunikationskanaler genom hela projektets gång. I P110 betonas vikten av att definiera var och ens ansvarsområde kring investeringar, drift och underhåll för öppna dagvattenlösningar, när flera parter involveras (Svenskt vatten, 2019). Inom kommunala förvaltningar är arbetsområden oftast tydligt definierade och

begränsade till specifika ansvarsområden (Kabisch m.fl., 2016). Regnbäddar och andra naturbaserade lösningar, som inkluderar mångfacetterade ansvarsområden, passar således inte rimligen in i den befintliga beslutsstrukturen som finns idag inom kommunen.

Ett genomgående tema hos några av respondenterna var att de upplevde att de inte hade tillräckligt god kunskap om regnbäddar för att känna sig trygga i att besvara vissa av intervjufrågorna. Detta gällde främst aktörer inom drift och entreprenad, där flera frågor inte kunde besvaras. Resultatet indikerar att kunskapsnivån för aktörerna som är inblandade i projektet ser mycket olika ut, vilket innebär att olika yrkesbakgrunder leder till att olika aspekter prioriteras. Detta pekar på ett behov av ökad tvärspektoriell samverkan i planerings- och utformningsprocessen för att bibehålla anläggningens funktion på lång sikt samt undvika missförstånd i kommunikationen.

Utformning och dimensionering av regnbäddar kräver kompetens inom flera olika områden, vilket bidrar till en ökad komplexitet samt bidrar till att krav ställs på att samtliga parter har en grundläggande förståelse för regnbäddars funktion, begränsningar och skötselbehov. Bristande kunskap kan leda till felaktiga beslut, exempelvis vid val av växtmaterial, filtermaterial eller bedömningen av regnbäddarnas funktion över tid. Den bristande kompetensen beror troligtvis inte endast på enskilda aktörer utan kan kopplas till bristande strukturer för kunskapsöverföring samt samordning inom projektet. Detta understryker vikten av utbildningsinsatser och tydliga riktlinjer som stöd under planering och underhåll.

Emellertid är det viktigt att poängtera att regnbäddarna på Neptunigatan utgör ett av de tidigaste exemplen på implementering av regnbäddar i urban miljö i Sverige och har samtidigt fungerat som forskningsanläggning kopplad till LTU. Detta innebär att anläggningen och driften har präglats av en högre grad av komplexitet än vad som typiskt kan förväntas under mer normala omständigheter. Detta bör beaktas vid tolkning av resultatet eftersom erfarenheter från projektet på Neptunigatan inte nödvändigtvis är direkt applicerbart till andra projekt. Samtidigt är det i allmänhet mycket svårt att ge en exakt rekommendation kring hur en regnbädd bör utformas eftersom utformningen måste anpassas för rådande förhållanden och förutsättningar på den specifika platsen (Larm & Blecken, 2019). Det medför att varje projekt i praktiken kräver en platsspecifik utredning, vilket förstärker behovet av tidigare erfarenheter.

6.2.2 Lärdomar

I dagsläget finns en begränsad mängd forskning som behandlar implementerade regnbäddars långsiktiga funktion och underhållsbehov i nordiska klimatförhållanden (Beryani m.fl., 2021). Detta kan i sin tur försvåra utvecklingen av tillförlitliga riktlinjer för regnbäddar i liknande klimat på grund av brist på studier och undersökningar. Det är av yttersta vikt att undersöka detta då många av parametrarna i regnbäddar är platsspecifika (Larm & Blecken, 2019).

Mot denna bakgrund framkommer vikten av utvärdering och uppföljning av regnbäddarnas prestanda och funktion. Baserat på respondenternas svar har utvärdering och uppföljning av regnbäddarna på Neptunigatan endast begränsat sig till LTU:s forskning efter 2–3 år i drift, samt av vegetationens etablering. Detta kan ses som en brist, då långsiktig uppföljning är en viktig förutsättning för att kunna dra lärdomar från genomförda projekt och därigenom förbättra framtida planering och utformning av liknande anläggningar.

Vidare framkommer det i resultatet att olika aspekter av regnbäddarnas funktion är olika enkla att följa upp. Vegetationens etablering är relativt enkel att observera och utvärdera, medan reningsfunktionen är mer komplex och kräver teknisk mätutrustning och långsiktiga data. Detta kan medföra att uppföljning i praktiken i högre grad fokuserar på lättillgänglig utvärdering som inte kräver användning av teknisk utrustning och dataanalys. Samtidigt är vegetationen en viktig funktion för infiltrationskapaciteten i filtersubstraten (Larm & Blecken, 2019), och kan således fungera som en indikator på om förutsättningarna för rening är goda. För att säkerställa den faktiska reningseffekten krävs dock mätningar, då erfarenheterna från Neptunigatan indikerar att detta kan påverka både utformningen och kunskapsutvecklingen kring regnbäddar. Vidare belyser det ett behov av mer systematiska och långsiktiga uppföljningsstrategier där både tekniska och biologiska funktioner inkluderas för att säkerställa bibehållen funktion och samtidigt stärka kunskapsbasen och möjliggöra en mer robust implementering av regnbäddar i framtida projekt.

Ytterligare en faktor som är viktig för regnbäddars långsiktiga funktion är att ha en fungerande underhållsplan (Beryani m.fl., 2021). I resultatet framgår det dock att det inte finns någon specifik underhållsplan för regnbäddarna eftersom det inte efterfrågades. Däremot finns en funktionsentreprenad som beskriver vilka funktioner som regnbäddarna ska uppnå, men berättar inget om hur

frekvent underhållet ska ske. Resultatet pekar på att några av respondenterna inte betraktar regnbäddarna som tekniska reningsanläggningar utan snarare som estetiska planteringar och därmed underhåller dem på ett liknande sätt som vanliga planteringar i Malmö stad, vilket beror på bristen på kunskap och kommunikation om anläggningens syfte. Avsaknaden av en underhållsplan anpassad för regnbäddarna innebär att anläggningens långsiktiga funktion riskerar att försämrats, då underhållet kan bli oregelbundet eller felaktigt utfört. Ytterligare följderna på sikt är att bristande underhåll kan leda till ökade kostnader då anläggningarna kan behöva åtgärdas eller byggas om.

Baserat på respondenternas svar framkommer vikten av att i större utsträckning integrera både säkerhets- och driftperspektivet i planeringsfasen, då trafiksäkerhet, tillgänglighet och arbetsmiljö vid skötsel påverkas vid implementering av regnbäddar och annan naturbaserad infrastruktur. Den bristande säkerheten kan leda till att underhåll av regnbäddarna inte sker lika frekvent till följd av de risker som föreligger och de åtgärder som krävs i samband med underhåll, vilket i förlängningen kommer att påverka regnbäddarnas funktion.

Framtida rekommendationer är att tydliggöra ansvarsområden, vilket kan möjliggöras med tydlig kommunikation samt erfarenhets- och kunskapsspridning. Samtidigt är det viktigt att ta fram en platsspecifik underhållsplan för just regnbäddar som inkluderar tydliga rutiner för inspektion, skötsel och uppföljning för att de ska bibehålla funktionen på lång sikt.

7 Slutsats

Detta arbete har studerat regnbäddars reningsfunktion och visar att deras prestanda påverkas av ett komplext samspel mellan flera designparametrar. Samtidigt framgår det att ett flertal av dessa parametrar inte påverkar den modellerade reningen i modellverktyget StormTac Web, varav val av filtermaterial är en. Detta är särskilt problematiskt eftersom filtermaterial enligt litteraturen är en viktig komponent för rening, samtidigt som det påverkar förutsättningarna för växtetablering, infiltration samt fördröjning. Vanligen används sandbaserat filtermaterial men vid specifika reningskrav förekommer även tillsatser. I StormTac Web representeras dock filtermaterial enbart genom parametrarna hydraulisk konduktivitet och porositet, vilka inte inkluderas vid beräkning av den teoretiska reningseffekten. Detta innebär att modellens förmåga att särskilja mellan olika filtermaterial är begränsad.

Känslighetsanalysen visade att parametrarna markanvändning, anläggningens andel av reducerat avrinningsområde samt höjden på bräddbrunnen har en påverkan på den modellerade reningseffekten i StormTac Web. Val av markanvändning hade en betydande inverkan på den modellerade reningseffekten, då det styr de antagna inloppskoncentrationerna av föroreningar i modellen.

StormTac Web är en relativt enkel dagvatten- och recipientmodell som utvecklats för användning vid begränsad tillgång på indata i olika dagvattenprojekt. Således är modellen anpassad för tidiga skeden på planeringsnivå, när detaljerad information vanligen saknas. Samtidigt innebär denna förenkling att bakomliggande fysikaliska, kemiska och biologiska reningsprocesser i detalj i regnbäddar inte beskrivs med modellen, vilket också bekräftas i resultatet från modelleringen och känslighetsanalysen. Modellens resultat bör därför ses som en indikation och användas med försiktighet i mer detaljerade analyser och beslutsunderlag.

Utöver osäkerheter i modellen finns även betydande osäkerheter kopplade till indata och uppmätt dagvattenkvalitet. Dagvattenkvalitet varierar mycket över tid och rum, vilket innebär att skillnaderna mellan modellerade och uppmätta värden i denna studie lika gärna kan bero på begränsningar i datainsamlingen som på modellens uppbyggnad. I nuläget är det dessutom svårt att tillämpa resultatet, då det i stor utsträckning saknas riktlinjer för föroreningsutsläpp i specifika recipienter. Sammantaget pekar detta på behovet av utvecklade modeller, förbättrad datainsamling och specifika riktlinjer för recipienter för

att förbättra och stärka arbetet med dagvattenhantering och regnbäddar i urban miljö.

Resultatet från intervjustudien i detta arbete visar att kommunikationen och ansvarsfördelningen mellan de olika aktörerna involverade i regnbäddarna på Neptunigatan har varit bristfälliga, särskilt i övergången från beställare till drift och skötsel. Bristen visar att det finns ett behov av tydliga ansvarsfördelningar och strukturerade kommunikationskanaler genom hela projektets gång. Bristerna har bidragit till otillräckligt underhåll och uppföljning, vilket framgår av att ingen specifik underhållsplan för regnbäddarna har tagits fram. I kombination med att underhållet inte sker tillräckligt frekvent finns det en risk att anläggningen på lång sikt kan förlora sin funktion. Dessutom framkommer säkerhetsaspekten som en viktig faktor för att underlätta underhåll och är viktig att inkludera redan i stadiet av planering och utformning av regnbäddar.

Resultaten visar även att det finns kunskapsluckor i projektet med regnbäddarna eftersom det kräver kompetens inom flera olika områden, vilket bidrar till en ökad komplexitet. Denna tvärdisciplinära komplexitet ställer krav på att involverade aktörer besitter en grundläggande förståelse för regnbäddars funktion och skötselbehov eftersom bristande kunskap kan leda till felaktiga beslut, vilket i sin tur kan påverka anläggningens prestanda.

Vidare framgår det att utvärderingen av regnbäddarna är begränsad till LTU:s forskning som ägde rum efter 2–3 år i drift. Detta innebär att ingen systematisk uppföljning ägt rum under längre tid av regnbäddarna, vilket betyder att värdefulla lärdomar och erfarenheter har förlorats. På grund av att olika aspekter av regnbäddarnas funktion är olika enkla att följa upp tenderar vissa funktioner i högre utsträckning att följas upp. Uppföljning av regnbäddarna på Neptunigatan är speciellt viktig då anläggningen utgör ett tidigt exempel på implementeringen i svensk miljö och hade därmed kunnat bidra med kunskap om regnbäddar i nordiskt klimat då kunskapsläget inom detta område är begränsat.

8 Framtida studier

Denna studie visar att det finns ett behov av mer systematisk uppföljning av implementerade regnbäddar i urban miljö i nordiskt klimat. Nuvarande uppföljning är begränsad, vilket medför att det är svårt att utvärdera den långsiktiga funktionen samt att erfarenheter och lärdomar riskerar att gå förlorade. Standardiserade metoder för analys av både biologiska och tekniska funktioner över tid bör därför utvecklas.

Vidare krävs en ökad och mer systematisk datainsamling av dagvattenkvalitet. För att utveckla och förbättra tillförlitligheten i dagvatten- och recipientmodeller som StormTac Web behövs mer omfattande mätdata över tid, vilket skulle möjliggöra inkludering av fler parametrar och en bättre representation av olika designparametrars påverkan på reningseffekten.

Ytterligare ett viktigt utvecklingsområde finns inom kunskapsspridning och förvaltning kring regnbäddar. Studien visar att regnbäddar i praktiken ofta sköts och utvärderas som vanliga planteringar, vilket riskerar att deras tekniska funktion förbises. Framtida arbete bör därför fokusera på framtagandet av en specifik underhållsplan för regnbäddar, där deras roll som dagvattenanläggning tydliggörs. Samtidigt krävs insatser för att öka kunskapsnivån hos samtliga involverade aktörer gällande regnbäddars syfte och funktion.

Även organisatoriska aspekter bör utvärderas och studeras vidare. Bristande kommunikation och fördelning av ansvarsområden inom och mellan kommunala verksamheter identifierades i studien som en utmaning vid underhållet av regnbäddar. Framtida studier bör därmed göras för att undersöka lämplig ansvarsfördelning och samverkan eftersom en tydlig struktur ökar möjligheten att säkerställa en god funktion.

Referenser

- Alexandersson, H. (2003). *Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik* (111). SMHI.
https://www.smhi.se/download/18.104dba0d18d553f548cee9/1707482122888/Meteorologi_111%20Korrektion%20av%20nederb%C3%B6rd%20enligt%20enkel%20klimatologisk%20metodik..pdf
- Al-Rubaei, A. M., Stenglein, A. L., Viklander, M., & Blecken, G. (2013). Long-Term Hydraulic Performance of Porous Asphalt Pavements in Northern Sweden. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 139(6), 499-505.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000569](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000569)
- Banach, A., Sundström, S., Ekelund, B., Sjöström, J., Assargård, H., & Blecken, G-T. (2015). *Gestaltning av dagvatten - Exempel och framgångsfaktorer*. SWECO. <https://ltu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1834017&dswid=-5468>
- Bara Mineraler. (u.å.-a). *Hekla Pimpsten 2-8*.
<https://www.baramineraler.se/yrkesodling/ren-hekla-pimpsten/hekla-pimpsten-2-8/>
- Bara Mineraler. (u.å.-b). *Hekla Regnbädd*.
<https://www.baramineraler.se/vaxsubstrat/regnbaddar-och-dagvattenhantering/hekla-regnbadd/>
- Beryani, A., Goldstein, A., Al-Rubaei, A., Viklander, M., Hunt III, W. F., & Blecken, G-T. (2021). Survey of the Operational Status of Twenty-six Urban Stormwater Biofilter Facilities in Sweden. *Journal of Environmental Management*, 297. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113375>
- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning dagvattenkvalitet* (2016-05). Svenskt Vatten AB. https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-05.pdf
- Blecken, G., Lange, K., Beryani, A., Furén, R., Österlund, H., Flanagan, K., & Viklander, M. (2024). *Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar. Resultat av fältstudier i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall* (2024-17). Svenskt Vatten AB.
<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2024/12/2024-17-SVU-rapport-Dagvattenbiofilter-1.pdf>
- Blecken, G., Beryani, A., Al-Rubaei, A., Viklander, M., Goldstein, A., & F Hunt, W. (2021). Översiktlig utvärdering av funktionaliteten av 26 dagvattenbiofilter.

- Ny forskning och teknik*, (9), 1-16. <https://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1841857/FULLTEXT01.pdf>
- Blecken, G-T., Marsalek, J., & Viklander, M. (2011). Laboratory Study of Stormwater Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. *Water, Air & Soil Pollution*, 219, 303-317. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0708-2>
- Braun, V., & Clarke, V. (2006). Using thematic analysis in psychology. *Qualitative Research in Psychology*, 3(2), 77-101. <https://doi.org/10.1191/1478088706qp063oa>
- Chaudhary, S., Goel, P., & Robinson, C. E. (2025). Phosphorus event mean concentrations and first flush from urban catchments in continental climates. *Journal of Hydrology*, 654. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132788>
- Cheng, J., Yuan, Q., & Kim, Y. (2018). Long-term operational studies of lab-scale pumice-woodchip packed stormwater biofilters. *Environmental Technology*, 39(14), 1765-1775. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1337816>
- Clark, S.E., & Pitt, R. (2011). *Filtered metals control in stormwater using engineered media*. [https://doi.org/10.1061/41173\(414\)45](https://doi.org/10.1061/41173(414)45)
- Correll, D.L. (1999). Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5), 674-682. <https://doi.org/10.1093/ps/78.5.674>
- Davis, A. P., Shokouhian, M., & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), 997-1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- Egelberg, P., & Wold, S. (2020). *Utvärdering av regnbäddar-testanläggningar Värmdövägen*. Nacka Kommun. <https://www.jom.se/wp-content/uploads/2023/08/rapport-regnbaddar-Nacka.pdf>
- Environmental Services Division. (2007). *Bioretention Manual* [Manual]. Department of Environmental Resources. <https://portal.ct.gov/-/media/deep/p2/raingardens/bioretentionmanual2009versionpdf.pdf>
- EPA. (2026). *Three Keys to BMP Performance: Concentration, Volume, and Total Load*. <https://www.epa.gov/npdes/three-keys-bmp-performance-concentration-volume-and-total-load?>
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., & Mikkelsen, P.S. (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383 (1-3), 41-51. <https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1016/j.scitotenv.2007.05.028>
- Fassman-Beck, E., Wang, S., Simcock, R., & Liu, R. (2015). Assessing the Effects of Bioretention's Engineered Media Composition and Compaction on Hydraulic Conductivity and Water Holding Capacity. *Journal of Sustainable*

- Water in the Built Environment*, 1(4).
<https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000799>
- FAWB. (2009). *Adaptation Guidelines for Stormwater Biofiltration Systems*. Monash University. <https://watersensitivecities.org.au/wp-content/uploads/2022/04/fawb-adoption-guidelines-full-document.pdf>
- Fridell, K., & Jergmo, F. (2015). *Regnbäddar - Biofilter för behandling av dagvatten* [Faktablad]. Movium. <https://pub.epsilon.slu.se/27942/1/fridell-k-et-al-220518.pdf>
- Furén, R., Lange, K., Beryani, A., Viklander, M., & Blecken, G-T. (2025). Metal treatment in stormwater bioretention systems with high hydraulic conductivity – Designed for more efficient runoff volume capture and cold climates. *Journal of Contaminant Hydrology*, 274. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104654>
- Grip, H., & Rodhe, A. (2000). *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren.
- Hatt, B. E., Deletic, A., & Fletcher, T. D. (2007). Stormwater reuse: designing biofiltration systems for reliable treatment. *Water Science & Technology*, 55(4), 201-209. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.110>
- Helsingborgs stad. (2023). *Dagvattenplan Helsingborgs stad*. <https://kartportal.helsingborg.se/portal/apps/storymaps/collections/220a51ce62154b1a97c83878bff986ec?item=4>
- Ho, T. T. K., Tra, V. T., Le, T. H., Nguyen, N., Tran, C., Nguyen, P., Vo, T., Thai, V., & Bui, X. (2022). Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100211>
- Hsieh, C., Davis, A. P., & Needelman, B. A. (2007). Bioretention Column Studies of Phosphorus Removal from Urban Stormwater Runoff. *Water Environment Research*, 79(2), 177-184. <https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.2175/106143006X111745>
- Hunt, W. F., Davis, A. P., & Traver, R. G. (2012). Meeting Hydrologic and Water Quality Goals through Targeted Bioretention Design. *Journal of Environmental Engineering*, 138(6), 698-707. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000504](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000504)
- Hunt, W. F., Jarrett, A. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132(6), 600-608. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600))
- Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., Stadler, J., Zaunberger, K., & Bonn, A. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in

urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society*, 21(2).

<https://www.jstor.org/stable/26270403>

Knutsson, G., & Morfeldt, C. (1973). *Vatten i jord och berg*. Borgström.

Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X., & Yu, T. (2017). A critical literature review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(16), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0982-y>

Lantz, A. (2013). *Intervjumetodik*. Studentlitteratur

Larm, T. (2000). *Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications* [Doktorsavhandling, Kungliga tekniska högskolan].
https://www.stormtac.com/publications/Doctoral_Thesis_Watershed_2000.pdf

Larm, T., Alm, H. (2016). *Design criteria for local stormwater facilities to meet pollution and flow requirements*. StormTac AB.
https://www.stormtac.com/publications/Design_Criteria_Biofilters_2016.pdf

Larm, T., & Blecken, G. (2019). *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten (2019-20)*. Svenskt Vatten Utveckling. <https://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2019-20.pdf>

Larm, T., Larm, C., Wahlsten, A., & Nordgren, M. (2025). *En studie av olika parametrars påverkan på reningseffekten i dagvattenanläggningar*. StormTac AB.
https://www.stormtac.com/publications/Rapport_Parametrar_reningseffekten_2025.pdf

LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2014). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000876](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876)

Li, L., & Davis, A. P. (2014). Urban Stormwater Runoff Nitrogen Composition and Fate in Bioretention Systems. *Environmental Science & Technology*, 48(6), 3403-3410. <https://doi.org/10.1021/es4055302>

Li, J., & Davis, A. P. (2016). A unified look at phosphorus treatment using bioretention. *Water Research*, 90, 141-155.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.015>

Mahenge, A.S., Mbvette, T.S.A., & Njau, K.N. (2006). Phosphorus sorption behaviours and properties of Mbeya-Pumice. *Proceedings from the*

- International Conference on Advances in Engineering and Technology (AET2006)*, 185-194. <https://doi.org/10.1016/B978-008045312-5/50021-2>
- Malmö Stad. (2008). *Dagvattenstrategi för Malmö*. https://www.vasyd.se/-/media/dokument/dagvatten/dagvatten--och-%C3%B6versv%C3%A4mningsplaner/dagvattenstrategi_malmo.pdf
- Malmö Stad. (2025). *Dagvatten*. <https://malmo.se/Teknisk-handbok/Vatten/Dagvatten.html>
- Malmö Stad. (2026). *Trafikmätning för biltrafik*. <https://malmo-staging.datopian.com/@malmo/trafikmatning-for-biltrafik>
- Marvin, J. T., Passeport, E., & Drake, J. (2019). State-of-the-Art Review of Phosphorus Sorption Amendments in Bioretention Media: A systematic literature review. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 6(1). <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000893>
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad. (2020). *Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient (R2020:13)*. Göteborgs Stad. https://tekniskhandbok.goteborg.se/wp-content/uploads/Miljoforvaltningens-riktlinjer-och-riktvarden-for-utslapp-av-foro-renat-vatten-till-dagvattennat-och-recipient_2021-04.pdf
- Miranda, L. S., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2022). Adsorption-desorption behavior of heavy metals in aquatic environments: Influence of sediment, water and metal ionic properties. *Journal of Hazardous Materials*, 421. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126743>
- Muerdter, C. P., Wong, C. K., & LeFevre, G. H. (2018). Emerging investigator series: The role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(5), 592-612. <https://doi.org/10.1039/c7ew00511c>
- Myndighetsnätverket för klimatanpassning. (2025). *Dagvatten och spillvatten*. <https://klimatanpassning.se/anpassning-till-ett-forandrat-klimat/paverkan-pa-samhallet---och-samhallets-anpassning/vattenforsorjning/dagvatten-och-spillvatten>
- Naturvårdsverket. (u.å.). *Utsläpp av näringsämnen*. <https://utslappsisiffror.naturvardsverket.se/sv/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-naringsamnen/>
- Naturvårdsverket. (2017). *Analys av kunskapsläget för dagvattenproblematiken*. <https://www.naturvardsverket.se/4ac3c3/globalassets/forskning/analys-kunskapslaget-dagvattenproblematiken.pdf>

- Norlander, H. (2019). Det handlar om ytor – biofilter för rening av dagvatten i stadsmiljö. *Movium Direkt*, (8), 6-8.
<https://movium.slu.se/media/521bkm25/movium-direkt-nr-8-2019.pdf>
- Pamuru, S. T., Forgione, E., Croft, K., Kjellerup, B. V., & Davis, A. P. (2022). Chemical characterization of urban stormwater: Traditional and emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 813.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151887>
- Pettersson Skog (2024). Utredning Regnbäddssubstrat. RISE Rapport. <https://ri.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1923430&dswid=-7935>
- Pitt, R., Clark, S.E., Sileshi, R., & Voorhees, J. (2021). Stormwater Biofilter Media Performance Updates for WinSLAMM: Data Summary for Unit Process Components, Example Calculations and Model Use. *Journal of Water Management Modeling*, 29:C477. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C477>
- Read, J., Wevill, T., Fletcher, T., & Deletic, A. (2008). Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, 42(4-5), 893-902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.036>
- Rieuwerts, J. S., Thornton, I., Farago, M. E., & Ashmore, M. R. (1998). Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical speciation and bioavailability*, 10(2), 61-75. <https://doi.org/10.3184/095422998782775835>
- Riktvärdesgruppen. (2009). *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. Regionplane- & trafikkontoret.
https://static1.squarespace.com/static/592c525fe3df282718f63597/t/5e05bb3b966a241ee2c7dff6/1577433916644/Riktvarden_dagvatten_feb_2009.pdf
- Roy-Poirier, A., Champagne, P., & Filion, Y. (2010). Review of Bioretention System Research and Design: Past, present, and future. *Journal of Environmental Engineering*, 136(9), 878-889.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000227](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000227)
- SFS 1998:808. *Miljöbalk*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/
- SMHI. (u.å.-a). *Ladda ner väderobservationer*. <https://www.smhi.se/data/hitta-data-for-en-plats/ladda-ner-vaderobservationer/precipitationHourlySum/52350>
- SMHI. (u.å.-b). *Sveriges klimat*.
<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/sveriges-klimat>
- StormTac AB. (2023). Memo StormTac. *The use of StormTac Web, data and uncertainties* [Faktablad].
https://www.stormtac.com/publications/Memo_StormTac_Web_2023.pdf

- StormTac AB. (2026). *Guide StormTac web* [Manual].
https://app.stormtac.com/_dwl/Guide%20Stormtac%20Web%20Sve.pdf
- Svenskt vatten. (2019). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten: funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem; publikation P110*. Stockholm: Svenskt vatten.
- Svensson, C. (2012). *Kompendium i teknisk geologi AK*. Avdelningen för teknisk geologi.
- Sörensen, J.L., Hanson, H., Alkan Olsson, J., & Berndtsson, R. (2025). *Implementering av blå-grön infrastruktur i Sverige: Barriärer för storskalig implementering av blå-grön infrastruktur och några förslag till hur dessa kan överbryggas*. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4aaa70/globalassets/media/publikationer-pdf/7200/978-91-620-7200-1.pdf>
- Søberg, L. C., Viklander, M., & Blecken, G-T. (2017). Do salt and low temperature impair metal treatment in stormwater bioretention cells with or without a submerged zone?. *Science of the Total Environment*, 579, 1588-1599.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.179>
- Søberg, L. C., Viklander, M., & Blecken, G-T. (2021). Nitrogen removal in stormwater bioretention facilities: Effects of drying, temperature and submerged zone. *Ecological Engineering*, 169.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106302>
- Tapia, F., Ochoa-Peralta, D., & Reith, A. (2025). From design to action: Service design tools for enhancing collaboration in nature-based solutions implementation. *Journal of Environmental Management*, 379.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124739>
- Turk, R., Kraus, H., Bilderback, T., Hunt, W., & Fonteno, W. (2014). Rain garden filter bed substrates affect stormwater nutrient remediation. *HortScience*, 49(5), 645-652. <https://doi.org/10.21273/hortsci.49.5.645>
- VA-guiden. (u.å.). *Nedsänkta regnbäddar*.
<https://vaguiden.se/dagvatten/anlaggningswiki/nedsankt-regnbadd/>
- Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J., & Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning-Dagvattenkvalitet*. (SVU-rapport 2019-2). Svenskt vatten utveckling. <https://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2019-02.pdf>
- Wickenberg, B., McCormick, K., & Olsson, J. A. (2021). Advancing the implementation of nature-based solutions in cities. *Environmental Science and Policy*, 125, 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.08.016>
- Zhou, Z., Xu, P., Cao, X., Zhou, Y., & Song, C. (2016). Efficiency promotion and its mechanisms of simultaneous nitrogen and phosphorus removal in stormwater

biofilters. *Bioresource Technology*, 218, 842-849.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.039>

Zinger, Y., Blecken, G-T., Fletcher, T. D., Viklander, M., & Deletić, A. (2013). Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters. *Ecological Engineering*, 51, 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.007>

9 Bilaga

9.1 Bilaga–Känslighetsanalys

Tabell 2.1. Resultatet från känslighetsanalysen (modell 1) med modellerade reningseffekter för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på porositet på filtermaterialen: sand (S) och sand med pimpsten (S+Pim). Porositeten som undersöktes var packad, opackad och medelvärde av de två.

Filter-material	Typ	Porositet (%)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
S+Pim	Packad	28,5	57	45	78	68	81	40	74	80
S+Pim	Ej packad	40,4	57	45	78	68	81	40	74	80
S+Pim	Medel	34,5	57	45	78	68	81	40	74	80
S	Packad	36,1	57	45	78	68	81	40	74	80
S	Ej packad	49,5	57	45	78	68	81	40	74	80
S	Medel	42,8	57	45	78	68	81	40	74	80

Tabell 2.2. Resultatet från känslighetsanalysen (modell 1) med modellerade reningseffekter för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på tjockleken på den vattenmättade zonen i filtermaterialet sand (S).

Vattenmättad zon (mm)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
0	57	45	78	68	81	40	74	80
150	57	45	78	68	81	40	74	80
250	57	45	78	68	81	40	74	80
300	57	45	78	68	81	40	74	80
350	57	45	78	68	81	40	74	80
400	57	45	78	68	81	40	74	80
450	57	45	78	68	81	40	74	80
500	57	45	78	68	81	40	74	80
600	57	45	78	68	81	40	74	80
700	57	45	78	68	81	40	74	80

Tabell 2.3. Resultatet från känslighetsanalysen (modell 1) med modellerade reningseffekter för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på tjockleken på filtermaterialet sand (S).

Filtermaterial (mm)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
100	57	45	78	68	81	40	74	80
200	57	45	78	68	81	40	74	80
300	57	45	78	68	81	40	74	80
400	57	45	78	68	81	40	74	80
500	57	45	78	68	81	40	74	80
600	57	45	78	68	81	40	74	80
700	57	45	78	68	81	40	74	80
800	57	45	78	68	81	40	74	80
900	57	45	78	68	81	40	74	80
1000	57	45	78	68	81	40	74	80

Tabell 2.4. Resultatet från känslighetsanalysen (modell 1) med modellerade reningseffekter för föroreningarna P, N, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni och SS beroende på den årliga nederbörden för filtermaterial sand (S).

Regn (mm)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Ni	SS
400	57	45	78	68	81	40	74	80
660	57	45	78	68	81	40	74	80
713,8	57	45	78	68	81	40	74	80
1300	57	45	78	68	81	40	74	80

9.2 Bilaga-Intervjufrågor

9.2.1 Gemensamma frågor till aktörer

Bakgrund & roll i projekt

- Jobbtitel? Hur många år i branschen?
- Vad var din/er erfarenhet av projekt med regnbäddarna innan Neptunigatan?
- Kan du kort beskriva din roll i projektet med regnbäddarna på Neptunigatan?
 - I vilka faser i projektet var du involverad (planering, projektering, anläggning eller drift och underhåll)

Projektmål

- Vad var de huvudsakliga målen med att anlägga regnbäddarna på Neptunigatan?
- Hur tydliga upplevde du att målen var från början?
 - Förändrades målen under projektets gång?

Samarbete mellan aktörer

- Hur tycker du att samarbetet mellan de olika aktörerna involverade i regnbäddarna fungerade?
 - Vad fungerade bra?
 - Vad hade kunnat göras annorlunda?
- Uppstod det några konflikter eller missförstånd mellan aktörerna gällande regnbäddarna?

Utmaningar

- Vilka var de största utmaningarna under projektets gång med regnbäddarna?
 - Hur löstes dessa utmaningar?

- Fanns det några tekniska eller praktiska problem vid planering/projektering/anläggning/drift & underhåll av regnbäddarna?

Drift och underhåll

- Har du/ni följt upp eller utvärderat regnbäddarna efter implementeringen?
- Har regnbäddarna fungerat som man tänkte när det gäller dagvattenhantering?

Lärdomar

- Vilka är de viktigaste lärdomarna från projektet med regnbäddarna?
- Har du tagit med dig lärdomar/erfarenheter från projektet på Neptunigatan till andra projekt med regnbäddar?

Framtid & rekommendationer

- Skulle du rekommendera regnbäddar som en lösning i framtida projekt med dagvattenhantering?
- Vad är viktigast att tänka på vid planering av regnbäddar i stadsmiljö?
- Finns det något du tycker saknas i hur regnbäddar planeras eller genomförs?

9.2.2 Beställare/projektledare

Samarbete mellan aktörer

- Var Kommunteknik eller annan representant från drift med i planeringsfasen för utformning av regnbäddarna på Neptunigatan?

Lärdomar

- Tog ni inspiration/lärdomar från tidigare projekt med regnbäddar till projektet på Neptunigatan?
- Finns det något ni skulle göra annorlunda om ni gjorde regnbäddarna igen?

- Vet du om Malmö stad planerar för eller har implementerat fler regnbäddar efter anläggningen av regnbäddar på Neptunigatan?

9.2.3 Projektör

Lärdomar

- Tog ni inspiration/lärdomar från tidigare projekt med regnbäddar till projektet på Neptunigatan?
- Finns det något ni skulle göra annorlunda om ni gjorde regnbäddarna igen?
- Vet du om Malmö stad planerar för eller har implementerat fler regnbäddar efter anläggningen av regnbäddar på Neptunigatan?

9.2.4 Entreprenad

Drift och underhåll

Det finns krav på att entreprenören ska upprätta egenkontroll enligt samt utföra och dokumentera all garantiskötsel enligt beställarens specifikationer.

- Har du/ni följt upp eller utvärderat regnbäddarna efter implementeringen?
- Har regnbäddarna fungerat som man tänkte när det gäller dagvattenhantering?

9.2.5 Drift & underhåll

Samarbete mellan aktörer

- Var Kommunteknik med i planeringsfasen för utformning av regnbäddarna på Neptunigatan?

Drift och underhåll

- Spolar ni filtren? Byter ut filtermaterial?
- Det finns regnbäddar på Monbijougatan och Skeppsgatan som anlagts efter regnbäddarna på Neptunigatan. Har de någon skötselplan?
- Etablerade sig växterna i regnbäddarna eller har det skett omplanteringar?