
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2024-17

Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar

Resultat av fältstudier i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall

Godecke Blecken

Katharina Lange

Ali Beryani

Robert Furén

Heléne Österlund

Kelsey Flanagan

Maria Viklander

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar. Resultat av fältstudier i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall
TITLE OF THE REPORT	Treatment and accumulation of pollutants in stormwater biofilters. Results from field studies in Malmö, Växjö, Stockholm and Sundsvall
FÖRFATTARE	Godecke Blecken, Katharina Lange, Ali Beryani, Robert Furén, Heléne Österlund, Kelsey Flanagan och Maria Viklander, VA-teknik och Dag&Nät, Luleå tekniska universitet
RAPPORTNUMMER	2024-17
ANTAL SIDOR	88
SAMMANDRAG	Dagvattenutsläpp påverkar miljön eftersom dagvatten är förorenat, främst i urbana områden. Därför får dagvattenrening allt större betydelse. Dagvattenbiofilter är en anläggningstyp som implementeras mycket för behandling av dagvatten i Sverige. Viktiga frågor är dock fortfarande obesvarade när det gäller reningsfunktion och optimal konstruktion av biofilter. Projektet har undersökt alternativa utformningar av biofilter i Sverige och hur de påverkar rening av suspenderade partiklar, metaller, näringsämnen och organiska föroreningar.
SUMMARY	Since urban stormwater is often polluted, stormwater quality treatment is increasingly prioritized. Thus, the implementation of bioretention systems (also known as stormwater biofilters) is constantly increasing. However, important questions concerning their treatment function remain unanswered. This project has evaluated different designs of bioretention in Sweden and how these affect removal of suspended sediment, metals, nutrients, and organic pollutants.
SÖKORD	Dagvatten, dagvattenrening, biofilter, regnbäddar, metaller, näringsämnen, salt, organiska föroreningar, asset management
KEYWORDS	Stormwater, stormwater treatment, biofilter, bioretention, rain garden, metals, nutrients, salt, organic micropollutants, asset management
MÅLGRUPPER	VA-huvudmän, kommuner, konsulter, Trafikverket, Naturvårdsverket, Boverket
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Blecken G., Lange K., Beryani A., Furén R., Österlund H., Flanagan K. och Viklander M. (2024). <i>Dagvattenbiofilter och regnbäddar – rening och ackumulering av föroreningar. Resultat av fältstudier i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall</i> . SVU-rapport 2024-17. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	16-116
PROJEKTETS NAMN	Dagvattenbiofilter. Från standardlösningar till avancerade tekniklösningar som är anpassade till svenska förhållanden
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Denna studie har undersökt dagvattenrening i biofilter inom ett Formasprojekt. Svenskt Vatten Utveckling har bidragit med medfinansiering till projektet och möjliggjort den omfattande provtagningen. Dessutom har Vinnova-kompetenscentret DRIZZLE och Naturvårdsverket bidragit till finansiering av ytterligare provtagning och analyser. Robert Furéns del av arbetet har delvis finansierats av SBUF. Vi tackar alla finansiärer för detta stöd.

Ett stort tack också till kommuner och VA-huvudmän som implementerat anläggningar i nära dialog med LTU. Det har varit mycket värdefullt att kunna implementera olika faktorer såsom växtlighet och filtermaterial i dessa anläggningar som kompletterar varandra. De som möjliggjorde projektet var Malmö Stad och VA SYD, Växjö kommun, Stockholms Stad och Stockholm Vatten och Avfall (SVOA), MittSverige Vatten och Avfall (MSVA) samt Trafikverket. En del av arbetet har skett inom ramen för klustret Dag&Nät. Ett stort tack till alla som bidragit och ett extra stort tack till Inga-Lill Ölin, Helena Norlander, Linnea Mothander, Anna Maria Kullberg, Johan Gustafsson, David Zinders och Fredrik Brandt.

När provtagningen skulle startas började covid-pandemin. På grund av reserestriktioner ställde detta till stora problem för oss forskare i Luleå som ville provta anläggningar i hela Sverige. Ett stort tack till alla som bidragit till att möjliggöra provtagningen trots dessa utmaningar, bland andra konsulterna på Sweco i Malmö, Sundsvall och Växjö. Våra kollegor på LTU har hjälpt till med provtagning, installation av utrustning och hantering av prover, både dag och natt, bland andra Peter Rosander, Kerstin Nordqvist, Maria Gelfgren, Ahmed Al-Rubaei, Ico Broekhuizen, Mashreki Sami, Haoyu Wei, Nikita Razguliev, Emmanuel Okwori och Fredrik Nyström. Författarna riktar också ett tack till Ali Beryani som varit mycket flexibel och flyttade till Sundsvall och Malmö i flera månader under pandemin för att ta prover.

Tack dessutom till de studenter som börjat utvärderingen av anläggningarna inom ramen för sina examensarbeten: Anna Träff, Sofia Fahlbeck Carlsson och Janneke Snijder. Och tack till Ryan Winston, Andrew Tirpak, Joey Smith och Jay Dorsey på Ohio State University i USA som möjliggjort utvärdering av ackumulering av föroreningar i åldrande biofilter.

Luleå april 2024
Författarna

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Förkortningar	6
1 Bakgrund och introduktion	8
2 Syften och mål.....	10
2.1 Övergripande mål.....	10
2.2 Dagvattenrening	10
2.3 Förekomst, koncentration och ackumulering av föroreningar i filtermaterial	10
3 Rening av metaller, sediment och näringsämnen	12
3.1 Metod	12
3.2 Dagvattenkvalitet	20
3.3 Rening av sediment och påverkan på pH	25
3.4 Rening av metaller	29
3.5 Rening av fosfor.....	45
3.6 Rening av kväve.....	53
4 Rening av organiska föroreningar	59
4.1 Metod	59
4.2 Resultat.....	61
4.3 Diskussion.....	67
4.4 Råd och erfarenheter	69
5 Förekomst, ackumulering och koncentrationer av föroreningar i äldre filter.....	70
5.1 Metod	70
5.2 Resultat.....	72
5.3 Diskussion.....	74
5.4 Råd och erfarenheter	75
6 Slutsatser	77
6.1 Rening av olika ämnen.....	77
6.2 Utformning av biofilter: tillsatser till filtermaterial, vegetation, vattenmättad zon.....	77
6.3 Ackumulering av föroreningar i filtermaterial	77
7 Vidare läsning.....	79
7.1 Rening.....	79
7.2 Ackumulering av föroreningar i biofilter	80
7.3 Översiktlig utvärdering av funktionalitet hos 26 svenska biofilter och växtbäddar	80
7.4 Hållbarhetsutvärdering av biofiltren i bland annat Malmö och Växjö	80
Referenser	82

Sammanfattning

Dagvattenutsläpp påverkar miljön eftersom dagvatten är förorenat, främst i urbana områden. Därför får dagvattenrening allt större betydelse. Dagvattenbiofilter är en anläggningstyp som implementeras mycket för behandling av dagvatten i Sverige. Viktiga frågor är dock fortfarande obesvarade när det gäller reningsfunktion och optimal konstruktion av biofilter. Projektet har undersökt alternativa utformningar av biofilter i Sverige och hur de påverkar rening av suspenderade partiklar, metaller, näringsämnen och organiska föroreningar.

Studierna som ligger till grund för rapporten har genomförts mellan 2020 och 2023 vid 15 biofiltersektioner i fyra svenska städer – Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall. Olika typer av filtermaterial, konstruktionselement och vegetation har testats i fält med avseende på deras påverkan på rening av metaller, näringsämnen och organiska föroreningar. Dessutom har filtermaterialprover av 29 äldre biofilter samlats in för undersökning av förekomst, ackumulering och fördelning av metaller och organiska föroreningar i filtermaterialet.

Resultaten visar att sandbaserade biofilter främst renar suspenderat sediment (TSS), grumlighet, totalmetaller och totalfosfor effektivt, även när grövre sand använts som filtermaterial som anpassning till svenska vinterförhållanden. Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) fanns ofta bara i låga halter i dagvatten, men rening kunde observeras i de växtbevuxna biofiltren i Växjö och Sundsvall. Behandlingen var mindre effektiv för lösta metaller, fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), totalkväve (TN) och nitrat/nitritkväve ($\text{NO}_x\text{-N}$). I vissa fall har applicering av vägsalt visat sig ytterligare försämra reningen av lösta metaller. Organiska föroreningar studerades endast i Sundsvall, där de flesta organiska föroreningarna åtminstone delvis har renats av biofilter. Här spelar framför allt de varierande egenskaperna hos olika ämnen stor roll för reningen.

Rapporten visar att de utvärderade faktorerna påverkade reningen av olika föroreningar i de utvärderade anläggningarna. Valet av filtermaterial och dess tillsatser spelade överlag en viktig roll för reningen. I de studier som denna rapport baserades på visades det att valet av anläggningsjord med kompost (i stället för sandbaserat filtermaterial) leder till urlakning av främst näringsämnen men även metaller. Ett sådant näringsrikt material rekommenderas inte. Filtermaterialtillsatserna biokol och pimpsten hade ingen signifikant effekt på reningsprestandan av metaller och näringsämnen. Gällande fosforrening har tillsatsen av biokol lett till fosforläckage. Kalk verkar förbättra reningen av lösta metaller i biofilter. En positiv effekt av en vattenmättad zon, som tidigare observerats i andra studier, kunde inte verifieras i detta projekt. Anledningen till detta är oklar.

Denna rapport visar att vegetation är en funktionell komponent i biofilter för rening av metaller, näringsämnen och organiska föroreningar. Överlag renar växtbevuxna filter bättre än icke-växtbevuxna.

Slutligen har utvärdering av filtermaterialprover visat att metaller och organiska föroreningar ackumuleras huvudsakligen i det översta lagret av ett biofilter, ett lager som relativt lätt kan bytas ut under underhållsarbeten jämfört med att byta hela systemet. Frekvensen av detta byte varierar dock mycket mellan olika anläggningar och inget tydligt bytesintervall kan rekommenderas.

Summary

Since urban stormwater is often polluted, stormwater quality treatment is increasingly prioritized. Thus, the implementation of bioretention systems (also known as stormwater biofilters) is constantly increasing. However, important questions concerning their treatment function remain unanswered. This project has evaluated different designs of bioretention in Sweden and how these affect removal of suspended sediment, metals, nutrients, and organic pollutants.

The studies on which this report is based on have been carried out between 2020 and 2023 at 15 bioretention units in four Swedish cities – Malmö, Växjö, Stockholm and Sundsvall. Different filter material types, construction elements and vegetation has been tested at these field sites regarding their impact on treatment of stormwater associated metals, nutrients and organic contaminants. In addition, filter material samples of 29 older bioretention systems have been collected to investigate the occurrence, concentrations and accumulation of metals and organic contaminants in the filter material.

The results show that sand based bioretention systems mostly treat suspended solids (TSS), turbidity, total metals and total phosphorous effectively, even when as adaption to winter conditions coarser sand has been used as filter material. $\text{NH}_4\text{-N}$ was often only in low concentrations in stormwater, but treatment could be observed in the vegetated bioretention systems in Växjö and Sundsvall. Treatment was less efficient for dissolved metals, phosphate-phosphorus ($\text{PO}_4\text{-P}$), total nitrogen (TN) and nitrate/nitrite-nitrogen ($\text{NO}_x\text{-N}$). In some cases, road salt application has been shown to further impair (dissolved) metal treatment. Organic contaminants were studied only in Sundsvall, where most of the organic contaminants have been treated at least partly by the bioretention system. The characteristics and chemical behaviour of the different organic pollutants play an important role for their treatment efficiency.

The report shows that the selected factors affected the treatment of contaminants in the studied bioretention systems. The selection of filter material and its amendments played overall an important role for the contaminant treatment in bioretention systems. In the studies this report is based on, it was shown, that the selection of planting soil with compost (instead of sand based filter material) causes leaching of mainly nutrients, but also metals. Such a nutrient rich material is not recommended. The filter material additives biochar and pumice had no significant effect on the treatment performance of metals and nutrients. Concerning phosphorus treatment, the addition of biochar has even led to phosphorus leaching. Chalk seems to enhance the dissolved metal treatment in bioretention systems. A positive effect of a submerged zone, which had been previously observed, could not be verified by the studies this report is based on. The reason for this remains unclear.

Further, this report shows, that vegetation is a functional component in bioretention systems for treatment of metals, nutrients and organic contaminants. In general, vegetated filters provide better quality treatment than non-vegetated.

Finally, the evaluation of filter material samples has shown that metals and organic contaminants accumulate mainly in the top layer of bioretention systems, which are easier to be replaced during maintenance operations compared to re-setting the whole system. Due to the large variation can no defined maintenance interval be recommended.

Förkortningar

Acen	Acenafthen
Acyl	Acenaftylen
AMA+K	AMAJord B + Kompost (Förkortning filter)
Anth	Antracen
BaA	Bens(a)antracen
BaP	Benso(a)pyren
BbF	Benso(b)fluoranten
BkF	Benso(k)fluoranten
BPA	Bisfenol-A
Bper	Benso(ghi)perylene
Cd	Kadmium
Chry	Krysen
COD	Kemisk syreförbrukning (chemical oxygen demand)
Cu	Koppar
DahA	Dibens(a,h)antracen
DOM	Löst organiskt material (dissolved organic matter)
EMC	Medelkoncentration vid ett avrinningstillfälle (event mean concentration)
Flth	Fluoranten
Flu	Fluoren
HaV	Havs- och Vattenmyndigheten
InP	Indeno(1,2,3-cd)pyren
KM	Kolmakadam (Förkortning filter)
KM+Veg	Kolmakadam + Vegetation (Förkortning filter)
LOD	Lokalt omhändertagande av dagvatten
Nap	Naftalen
NH ₄ -N	Ammonium, som N
NO _x -N (NO _{2,3} -N)	Summa nitrit- och nitratkväve som N
NP (NF)	Nonylfenol (blandning av isomerer)
NP1EO	Nonylfenol monoetoxylat
NP2EO	Nonylfenol dietoxylat
NP3EO	Nonylfenol trietoxylat
OP	4-tert-octylfenol
OP1EO	Octylfenol monoetoxylat
OP2EO	Octylfenol dietoxylat
OP3EO	Octylfenol trietoxylat
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten (polycyclic aromatic hydrocarbon)
PAH-H ⁶	PAH med hög molekylvikt
PAH-L ⁴	PAH med låg molekylvikt
PAH-M ⁵	PAH med medelhög molekylvikt
Pb	Bly
PCB	Polyklorerade bifenyler (polychlorinated biphenyls)
PNEC	Predicted no effect concentration
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFOA	Perfluoroktansulfonsyra
PFOS	Perfluoroktansulfonat
PHC	Petroleumkolväten
Phen	Fenantren
PO ₄ -P	Fosfatfosfor, som P

PVC	Polyvinylklorid (polyvinyl chloride)
Pyr	Pyren
S	Sand (Förkortning filter)
SS	Suspended solids (suspenderat material)
S+Veg	Sand + Vegetation (Förkortning filter)
S+Veg+Bkol	Sand + Vegetation + Biokol (Förkortning filter)
S+Veg+kalk	Sand+ Vegetation+ Kalk (Förkortning filter)
S+Veg+Pim	Sand + Vegetation + Pimpsten (Förkortning filter)
S+Veg+VZ	Sand + Vegetation + Vattenmättad zon (Förkortning filter)
Temp.	Temperatur
TN	Total nitrogen (totalkväve)
TOC	Total organic carbon (totalt organiskt kol)
TP	Total phosphor (totalfosfor)
TSS	Totalt suspenderat sediment
Turb	Turbiditet (grumlighet)
Zn	Zink
$\Sigma 16\text{PAHs}$	Summa 16 PAHer
$\Sigma \text{Car.PAHs}^2$	Cancerogena PAHer
$\Sigma \text{non-Car.PAHs}^3$	Non-cancerogena PAHer

1 Bakgrund och introduktion

Dagvattenbiofilter är en teknik för att rena dagvatten nära källan. De består av ett filtermaterial som dagvattnet perkolerar igenom. Eftersom inflödet ofta överstiger infiltrationsförmågan i filtret behövs en magasinvolym på ytan. Denna volym erhålls genom att filterytan är nedsänkt i förhållande till omgivande ytor. En bräddbrunn leder bort vattnet vid kraftiga regn. I regel avleds det renade vattnet genom ett dränrör till ledningsnätet nedströms. Om markförhållandena tillåter kan det renade vattnet också infiltreras ner till grundvattnet.

Biofilter används för att rena och till viss del fördröja urbant dagvatten som en del av ett decentraliserat system för dagvattenhantering (Fletcher et al. 2015). Biofilter har implementerats i många länder sedan 1990-talet som del av koncept som Low Impact Development (LID) i USA, Water Sensitive Urban Design (WSUD) i Australien eller Sustainable Urban Drainage Systems (SuDS) i Storbritannien (Fletcher et al. 2015). I Sverige har implementeringen tagit fart sedan början på 2010-talet.

Biofilter har potential att effektivt rena partikelbundna föroreningar såsom TSS och partikelbundna metaller och partikulära organiska mikroföroreningar (Davis 2007; Flanagan et al. 2018; Søberg et al. 2020). Mekanismerna är filtrerings- och sedimenteringsprocesser (LeFevre et al. 2015). För lösta metaller, näringsämnen och lösta organiska mikroföroreningar har varierande reningskapacitet visats (Søberg et al. 2017; Flanagan et al. 2018; Lange et al. 2020a; Søberg et al. 2021). Reningsprocesserna för dessa föroreningar är olika sorptionsprocesser (LeFevre et al. 2015).

Filtermaterialet är en mycket viktig faktor för att erhålla en bra funktion på biofilter. Filtermaterialet står för den största andelen av reningsfunktionen. Typiska material är ofta sandbaserade substrat som är relativt näringsfattiga för att minska urlakning av näringsämnen. Grövre material tillåter mer vatten att infiltrera men tillhandahåller i regel mindre effektiv rening. Finare material kan ha högre adsorptionskapacitet, dock ökar risken för igensättning av materialet med finsediment, bräddning ökar och urlakning av fina partiklar kan förekomma. Om minusgrader förekommer under vintern kan lite grövre material gynna funktionen eftersom vattnet kan infiltrera i dessa även vid tjäle (t.ex. om man har plusgrader på dagen och minusgrader på natten) (Zhao & Gray 1999). Finare material kommer i sådana fall att vara täta eftersom för mycket vatten står kvar i materialet som fryser. Det finns alltså inget ”optimalt” material, utan man behöver hitta en kompromiss mellan olika funktioner (Tirpak et al. 2021).

Vid implementering i Sverige har ofta material valts som är framtagna för att gynna växtligheten före rening. Dessa material innehåller ofta en högre andel organiskt material (t.ex. kompost, torv, gödsel, näringsberikat biokol) och en högre andel finmaterial för att kvarhålla mer vatten under torrperioder mellan regn. Båda egenskaperna gynnar växtligheten. Dock minskar de potentiellt renings effektiviteten eller kan till och med ha en negativ påverkan på miljön till exempel på grund av urlakning av näringsämnen, igensättning och mer bräddning.

Sådana system kallas ofta för (nedsänkta) växtbäddar; begreppet visar tydligt att fokus ligger på växtlighet och inte på dagvattenrening. Även begreppet regnbäddar används ibland. Här ligger fokus på regnet i stället för växterna. Författarna upplever att begreppen överlappar till viss del. I rapporten används huvudsakligen dagvattenbiofilter när reningen prioriteras (dvs. filtreringen). Regn- eller växtbäddar används om syftet med anläggningen inte primärt är rening och/eller om syftet med anläggningen är oklar.

Vid implementeringen av biofilter i Sverige behöver hänsyn tas till de klimatförhållandena som finns, bl.a. relativt kalla vintrar, användning av vägsalt och en relativ kort vegetationsperiod och därmed ett begränsat antal växtarter. Vid start av detta projekt hade en del laboratorieförsök genomförts i Sverige och Norge (Blecken et al. 2010;

Blecken et al. 2011; Kratky et al. 2017; Muthanna et al. 2007). Laboratorieförsöken tyder på att klimatförhållanden kan försämra funktionen hos biofiltersystem (Paus Kim et al. 2014; Søberg et al. 2017; Kratky et al. 2017; Lange et al. 2020a; Søberg et al. 2020; Goor et al. 2021). De flesta fältstudier hade dock inte utförts hos biofilteranläggningar under kalla klimatförhållanden (Kratky et al. 2017).

Olika faktorer har testats för att anpassa biofilter till svenska klimatförhållanden. För att upprätthålla biofilterens infiltrationskapacitet i kallt klimat rekommenderas grövre filtermaterial för att förhindra frysning av vattnet inuti biofiltersystemet när minusgrader uppstår (Muthanna et al. 2008; Blecken et al. 2011; Kratky et al. 2017). Detta kan dock ytterligare försämra reningsfunktionen hos biofilter i kallt klimat (Kratky et al. 2017). Laboratoriestudier tyder dock på att det grövre materialet kan fungera effektivt, särskilt för partikelformiga föroreningar (Blecken et al. 2011; Lange et al. 2020a; Søberg et al. 2021), men utvärderingar i fält behövs (Kratky et al. 2017). Här finns en tydlig kunskapslucka.

I studier om biofilter har flera tillsatser till filtermaterial testats för att öka reningsprestandan. Biokol har till exempel diskuterats för att öka reningsprestandan hos biofiltren genom att öka sorptionskapaciteten för metaller, organiska föroreningar och näringsämnen (Mohanty et al. 2018; Vijayaraghavan et al. 2021, Zhang et al. 2021; Maya et al. 2024; Johansson et al. 2024). Resultaten är dels lovande, dels motstridiga. Denna studie bidrar med ny kunskap om biokol i biofilter.

En annan tillsats, kalk, har i ett laboratorieexperiment visat sig stödja rening av (lösta) metaller (Søberg et al. 2019). Kalk rekommenderas för användning i biofilter för rening av vägavgvatten till exempel i Tyskland (DWA 2005). Tillsats av pimpsten kan ha ökad potential för fosforadsorption (Njau et al. 2003). Dessutom har det rekommenderats för att gynna växtligheten. På grund av dess egenskaper och deras breda tillämpning inom trädgårdsodling diskuteras pimpsten också som potentiell filtermaterialändring för dagvattenbiofiltersystem (Öhrn Sagrelus et al. 2022). Det saknas dock fältstudier. Denna kunskapslucka fylls med detta projekt.

Vegetation har visat sig vara en annan faktor som kan påverka reningsprestanda av biofiltersystem (Read et al. 2008; Dagenais et al. 2018; Lange et al. 2020b). Fältstudier, särskilt under vinterförhållanden, behövs dock för att undersöka vegetationens roll för reningsprestanda hos biofilter (Kratky et al. 2017; Dagenais et al. 2018). En direkt jämförelse av parallella anläggningar med/utan vegetation behövs för att verkligen kunna kvantifiera vegetationens betydelse. En sådan parallell uppsättning har utvärderats i detta projekt.

2 Syften och mål

2.1 Övergripande mål

Syftet med projektet, som genomfördes mellan 2020 och 2023, var att undersöka biofiltrens funktion under svenska miljöförhållanden och att undersöka alternativa utformningar för en hållbar implementering av biofilter i Sverige som effektivt renar dagvatten.

2.2 Dagvattenrening

Inom detta projekt har ett stort antal fältstudier genomförts för att utvärdera rening av trafikrelaterat dagvatten hos biofilter i hela Sverige. Dessa filter i Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall har utformats så att olika faktorer kan testas vid de olika anläggningarna. Resultaten från de olika anläggningarna kompletterar varandra.

Följande faktorer för utformning av anläggningarna har undersökts:

- sandbaserade filtermaterial med relativ hög infiltrationskapacitet för förbättrad infiltration under vintern (alla anläggningar), med
 - tillsats av biokol för att potentiellt gynna rening och växtlighet (Växjö)
 - tillsats av kalk för att potentiellt gynna rening av lösta metaller (Sundsvall)
 - tillsats av pimpsten för att potentiellt gynna växter och eventuellt rening (Malmö)
 - tillsats av vattenmättad zon för att gynna rening av näringsämnen (Malmö)
- kolmakadam som används i växtbäddar/skelettjordar (Stockholm)
- en blandning av anläggningsjord och kompost för att gynna växtlighet (Malmö)
- vegetation (jämförelse med/utan vegetation; Sundsvall, Stockholm).

Anläggningarna har provtagits under >10 regn per anläggning med olika intensiteter, torrperioder innan regn, årstider, väderförhållandena mm.

Syftet var att undersöka effekten av dessa faktorer på rening av:

- totala och lösta metaller
- kväve och fosfor
- suspenderat sediment (TSS)
- andra parametrar (pH, grumlighet, mm)
- organiska ämnen: PAH:er, alkylfenoler, PCB, petroleumkolväten (dock endast utvärderat i anläggningen i Sundsvall).

Rening av metaller, näringsämnen och sediment inkluderar alltså data från alla fyra städerna och presenteras i kapitel 3. Rening av organiska ämnen som utvärderats i Sundsvall presenteras i kapitel 4. Rening av mikroplast har också utvärderats i Sundsvallsanläggningen. Dessa resultat har publicerats i Lange et al. (2022c), Rening av mikroplast i dagvatten från motorväg (SVU-rapport 2021-22).

2.3 Förekomst, koncentration och ackumulering av föroreningar i filtermaterial

Dessutom var syftet att utvärdera förekomst, koncentration och ackumulering av föroreningar i filtermaterial över tid. Eftersom ovan nämnda anläggningar endast var några få år gamla har filtermaterial från 29 andra biofilter som var mellan 7 och 16 år gamla provtagits och analyserats för metaller och organiska ämnen (PAH:er, PCB, ftalater, alkylfenoler). Dessa resultat presenteras i kapitel 5.

3 Rening av metaller, sediment och näringsämnen

3.1 Metod

3.1.1 Biofilteranläggningar

Denna rapport bygger på studier som genomförts på totalt 15 biofiltersektioner mellan 2020 och 2023. Vid början av mätningarna var anläggningarna två till tre år gamla. Studierna genomfördes i fyra svenska städer: Malmö, Växjö, Stockholm och Sundsvall. Egenskaperna hos dessa biofilter och de utvärderade faktorerna sammanfattas i Tabell 3.1, Tabell 3.2 och Tabell 3.3 och sammanfattas nedan.

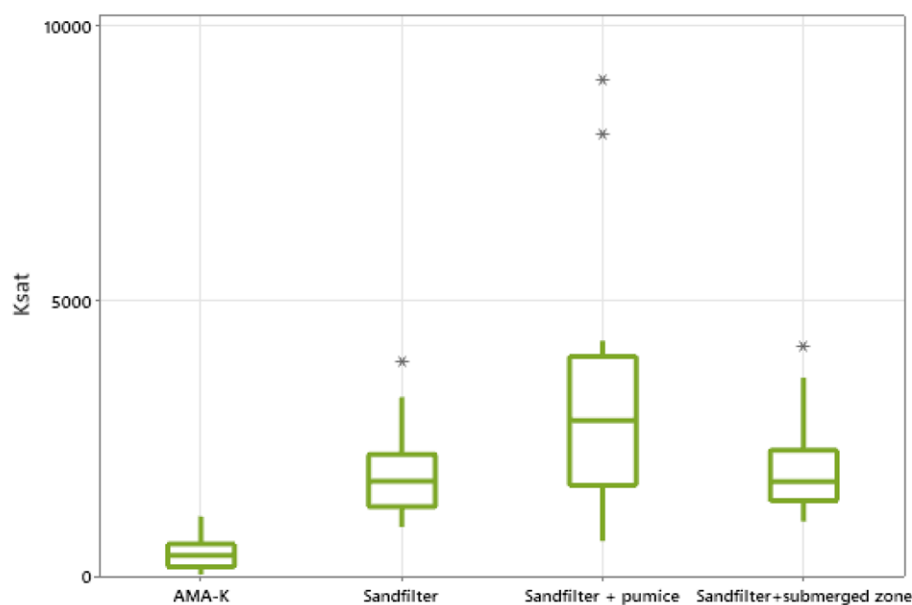
Malmö, Neptunigatan

I Malmö undersöktes reningen hos fyra filtersektioner (Tabell 3.1). Var och en av sektionerna bestod av totalt sex seriekopplade filter längs en trafikerad väg i centrala Malmö (Neptunigatan). Egenskaperna hos sektionerna skilde sig åt avseende filtermaterial och utformning (Tabell 3.1, Tabell 3.2).

Medianvärdet för mättad hydraulisk konduktivitet varierade mellan 375 mm/h (median AMA-K-filtercell) och 2834 mm/h (mediansandfilter + pimpsten) (Figur 3.2; mätningen utfördes med en modifierad Phillip Dunne Infiltrimeter, Upstream technologies, Minneapolis, USA).

Medan filtren S+Veg, S+Veg+Pim och S+Veg+VZ har dimensionerats utifrån reningsfunktion, är AMA+K en anläggning som snarare är en växtbädd än ett biofilter. Denna anläggning innehåller ett substrat som är anpassat till att gynna växtlighet i stället för rening. Hypotesen var att detta material skulle kunna laka ur näringsämnen. Denna anläggning fungerar som referensanläggning för många växtbäddar som byggts med liknande substrat. För att underlätta inkluderas trots detta även denna anläggning när begreppet biofilter används på ett generellt sätt i denna rapport.





Figur 3.2

Mättad hydraulisk konduktivitet i mm/tim för biofiltren i Malmö.

Växjö, Sjöuddevägen

I Växjö utfördes mätningar vid fyra biofilter längs en trafikerad gata i ett industri- och handelsområde (Figur 3.3). I dessa fyra celler testades biokol som faktor (två replikat var med och utan biokol).



Figur 3.3

Biofilter i Växjö.

Stockholm, Eksätravägen

I Stockholm utfördes mätningar vid en anläggning med fyra filter längs Eksätravägen, mellan vägen och en parkeringsplats (Figur 3.4). Här testades vegetation som faktor, genom att jämföra två växtbevuxna filter (*Festuca ovina*) med två icke-växtbevuxna.

Vidare valdes kolmakadam som filtermaterial för två filter och ett sandbaserat filtermaterial för de andra två. Detta material är inte ett typiskt material för filter där dagvattenreningen prioriteras. Vid tidpunkt för utformning av denna anläggning har detta material rekommenderats för skelettjorlar i Stockholm.



Figur 3.4

Biofilter i Stockholm, Eksåtravägen, med och utan växter.

Sundsvall, E4-bro

Biofiltret som testades i Sundsvall är en del av en tvåstegs reningsanläggning med en försedimentering som förbehandlingssteg innan filtren (Figur 3.5). Försedimenteringen hade dock ingen signifikant effekt på dagvattenkvaliteten. Biofiltersteget består av två växtbevuxna filter och ett icke-växtbevuxet filter. Således kan effekten av vegetation på reningsprestanda testas vid detta system. Till en av de växtbevuxna cellerna tillsattes kalk enligt rekommendationerna från den Tyska föreningen för vatten, avlopp och avfall (DWA) (DWA, 2005). Den andra innehöll endast sand, likaså det icke-växtbevuxna filtret.



Figur 3.5

Komponenter i reningsanläggningen i Sundsvall: förbehandlingssteg (A) och filtersteget med tre olika utformningar av biofiltret (B).

Stad	Testade faktorer	Filter	Förkortning
Malmö	Filtermaterial	Sand + Vegetation	S+Veg
	Vattenmättad zon	Sand + Vegetation + Pimpsten	S+Veg+Pim
		Sand + Vegetation +Vattenmättad zon	S+Veg+VZ
		AMAJord B + Kompost	AMA+K
Växjö	Filtermaterial	Sand + Vegetation + Biokol (2 replikat)	S+Veg+Bkol
		Sand + Vegetation (2 replikat)	S+Veg
Stockholm	Växter	Kolmakadam	KM
	Filtermaterial	Kolmakadam + Vegetation	KM+Veg
		Sand	S
		Sand + Vegetation	S+Veg
Sundsvall	Växter	Sand	S
	Filtermaterial	Sand+ Vegetation	S+Veg
		Sand+ Vegetation+ Kalk	S+Veg+Kalk

Tabell 3.1

Biofilter och de faktorer som testats.

Stad	Filter	Försedimentering	Byggnation	Början på provtagning	Avrinningsområde	Nedsänkning [cm]	Filter- materialets djup (mm)	Avrinnings- område storlek (m ²)	Totalarea alla filter (m ²)	Area per filter (m ²)
Malmö	S+Veg	Försedimentering	2018	Apr 21	GC väg och genom- fartsled i centrum	26	650	2 500	450	6x15
	S+Veg+Pim									6x15
	S+Veg+VZ									6x15
	AMA-K									2x15
Växjö	S+Veg+Bkol	Försedimentering	2019	Maj 22	Väg i industri och handelsområde	20	650	2 400	132	66
	S+Veg							1 200	66	66
	S+Veg+Bkol									33
	S+Veg									33
Stockholm	KM	Försedimentering	2019	Okt 22	Väg och parkering	15	500	3 300	72	17
	KM+Veg									18
	S									19
	S+Veg									18
Sundsvall	S	Fördelningskammare med försedimentering	2017	Sep 20	Motorväg (ca 13 000 ÅDT) och trafikplats	100	500	47 000	705	235
	S+Veg									235
	S+Veg+Kalk									235

Tabell 3.2

Översikt över de biofilter som undersökts.

Stad	Filter	Filtermaterialets sammansättning		
		Material	Kornstorlek mm	Andel (%)
Malmö	S, Veg+S, S+Veg+VZ	sand	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
	S+Pim	sand	0,063–0,15	2
			0,15–0,25	4
			0,25–0,5	14
			0,5–1,0	12,5
			1,0–2,0	12,5
			2,0–4,0	5
		pimpsten	2,0–8,0	50
	AMA-K	AMA-jordB kompost		75
				25
Växjö	S (utan biokol)	sand	0,2- 0,5	25
			0,5- 1,0	25
			1,0-2,0	25
			2,0- 4,0	10
		AMA-jordB		15
	S+Bkol (med biokol)	biokol	>2,0	10
		sand	0,2- 0,5	25
			0,5- 1,0	25
			1,0-2,0	25
			2,0-4,0	10
		AMA-jordB		5
Stockholm	S, S+Veg	sand	0,2- 0,5	25
			0,5- 1	25
			1-2	25
			2-4	10
		AMA-jordB		15
	KM, KM+Veg	makadam	2-3	12,5
			8-16	75
		kompost och biokol		12,5
Sundsvall	S, S+Veg	sand	0,06-0,20	15
			0,20-0,60	70
			0,60-2,00	15
	S+Veg+Kalk	sand	0,06-0,20	15
			0,20-0,60	61
			0,60-2,00	14
		CaCO ₃		10

Tabell 3.3

Filtermaterialsamman-
sättningar

3.1.2 Försökupställning, provtagning och provanalyser

Provtagningen genomfördes mellan hösten 2020 och hösten 2023. Provtagning utfördes under alla årstider. Proverna togs flödesproportionellt med automatiska provtagare (ISCO6712) mestadels som så kallade event mean concentrations, dvs. ett blandprov per regn som består av olika delprover som provtagits flödesproportionellt. I Sundsvall har flera flödesproportionella prover analyserats separat för regn A till F (Lange, Viklander et al. 2022) och medelkoncentrationen beräknats efteråt. Regnen varierade mellan provtagningstillfällena (Tabell 3.4).

Plats	Provtagning	Datum	Varaktighet [timmar]	Total nederbörd [mm]
Malmö	A	2021-04-30	N.A.	N.A.
	B	2021-09-16	N.A.	N.A.
	C	2021-10-21	42	18
	D	2021-11-10	11	3,8
	E	2021-11-17	1	2,8
	F	2021-11-26	20	5,2
	G	2021-12-12	23	11
	H	2022-01-20	N.A.	2,0
	I	2022-01-27	4,5	3,2
	J	2022-01-30	9,5	7,0
	K	2022-02-04	3,0	6,4
	L	2022-02-07	9,5	5,0
	M	2022-02-16	32	29
	N	2022-02-19	16	16
	O	2022-02-23	N.A.	N.A.
	P	2022-05-13	N.A.	N.A.
	Q	2022-05-20	N.A.	N.A.
	R	2022-05-24	N.A.	N.A.
	S	2022-05-30	N.A.	N.A.

Tabell 3.4

Regnen som provtagits. N.A. betyder att värden saknas.

Tabell 3.4 – fortsättning

Plats	Provtagning	Datum	Varaktighet [timmar]	Total nederbörd [mm]
Växjö	A	2021-05-05	17	3,4
	B	2021-05-24	3,0	2,8
	C	2021-05-26	25	11
	D	2021-07-07	2,2	4,4
	E	2021-07-12	15	5,8
	F	2021-09-28	6,2	16
	G	2021-10-15	29	2,6
	H	2021-11-18	80	7,8
	I	2021-11-21	12	18
	K	2021-11-29	0,0	0,2
	L	2021-12-14	24	13
	M	2022-01-20	5,5	5,0
	N	2022-01-31	20	5,4
	O	2022-02-17	45	24
	P	2022-02-24	20	5
	Q	2022-08-28	54	32
	R	2023-05-15	25	5,4
	S	2023-06-17	1,3	1,0
	T	2023-08-25	52	31
Stockholm	A	2022-10-02	19	13,2
	B	2022-10-17	22	10,1
	C	2022-10-18	7	5,4
	D	2023-01-18	22	10
	E	2023-02-20	14	6,9
	F	2023-03-27	35	20,9
	G	2023-04-25	4	4,6
	H	2023-05-02	20	11,2
	I	2023-05-17	21	22,8
	J	2023-06-19	12	5,2
	K	2023-07-03	12	8,6
Sundsvall	A	2020-09-15	8	6,4
	B	2020-09-26	11	31
	C	2020-10-05	9	13
	D	2020-10-22	7	3
	E	2020-11-01	22	18
	F	2020-12-03	34	7,6
	G	2021-10-27	5	6
	H	2021-11-04	12	5
	I	2021-12-12	33	15
	J (snösmältning)	2022-01-13	<48	<35
	K	2022-06-01	13	30
	L	2022-06-06	7	4

För att bestämma filtrens reningsprestanda samlades prover från inflödet (dvs dagvatt-net) och från utflödet från varje filter.

Proverna från alla platser analyserades av ett ackrediterat laboratorium för TSS, totala och lösta metaller och näringsämnen med hjälp av standardmetoder. Grumlighet och pH-värden bestämdes i fält.

3.1.3 Dataanalyser

Koncentrationerna av föroreningar i inflöde och de olika utflöden jämfördes med hjälp av Wilcoxon signed-rank test. Detta test liknar ett ANOVA men kan användas för icke-normalfördelade data. För de statistiska analyserna och diagrammen i denna rapport har programvaran R använts. Spearman rho korrelation har använts för att se om föroreningskoncentrationerna korrelerar med kloridkoncentrationerna. Denna analys har genomförts i programvaran Minitab® 21.4. När värdena låg under detektionsgränserna har dessa ersatts med halva detektionsgränsen i alla analyser.

3.2 Dagvattenkvalitet

Föroreningskoncentrationer i dagvattnet visas i Tabell 3.6–Tabell 3.10. Sammantaget motsvarar föroreningshalterna i dagvattnet som renas i de olika biofiltren dagvattenkvalitetsdata enligt StormTac-databasen (2023) och kvalitetsdata som sammanfattas i en nyligen publicerat litteraturstudie (Pamuru et al. 2022). Även om en del skillnader finns mellan platserna är halterna av många föroreningar ganska lika.

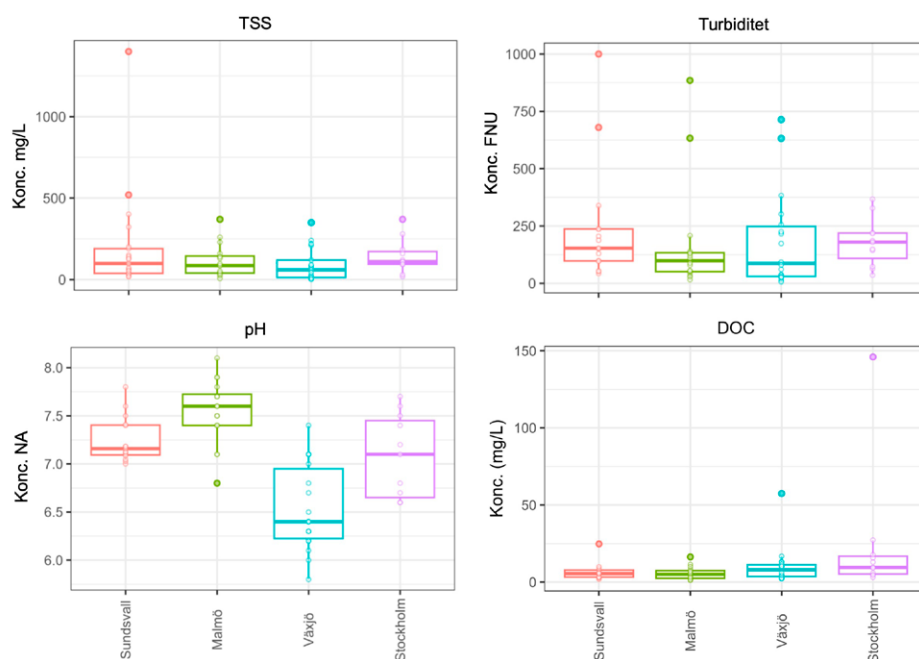
TSS, grumlighet, pH, TOC, DOC

För det mesta ligger TSS-halterna (Figur 3.6) i dagvattnet vid de olika platserna (median 60–110 mg/l) i samma intervall som värdena som rapporteras av Pamuru et al. 2022 (median 47 mg/l) och StormTac Database (2023) (t.ex. median 95 mg/l för centrum-områden). Signifikanta skillnader mellan de olika anläggningarna hittades inte (Tabell 3.5). För vissa regn vid Sundsvalls biofilter har dock högre halter observerats.

Likt TSS varierar inte grumlighet heller mellan platserna (Figur 3.6). Medianvärdena är mellan 87 och 180 NTU. Dessa koncentrationer är högre än medianvärdet för grumlighet på 19,4 NTU som rapporterats av Pamuru et al. 2022.

Dagvattnet hade ett median-pH-värde mellan 6,4 och 7,6 (Figur 3.6). Dessa värden är relativt vanliga i dagvatten, vilket indikeras av en jämförelse med median-pH på 7,1 som rapporterades av Pamuru et al. 2022 för dagvatten i USA.

Medianvärdena för TOC varierade från 6,8 till 27 mg/l och DOC från 5,1 till 9,6 mg/l. Därmed ligger även dessa parametrar ungefär inom intervallet som rapporterats av Pamuru et al. 2022 (median TOC 12 mg/l, median DOC 10 mg/l). Signifikanta skillnader i TOC-värden hittades mellan platserna (Tabell 3.5). Den högsta TOC-koncentrationen observerades i Stockholm och den lägsta i Sundsvall. Inga signifikanta skillnader hittades för DOC.



Figur 3.6.
Koncentrationer av TSS, grumlighet, pH och löst organiskt kol (DOC) i dagvattnet.

Totala metaller

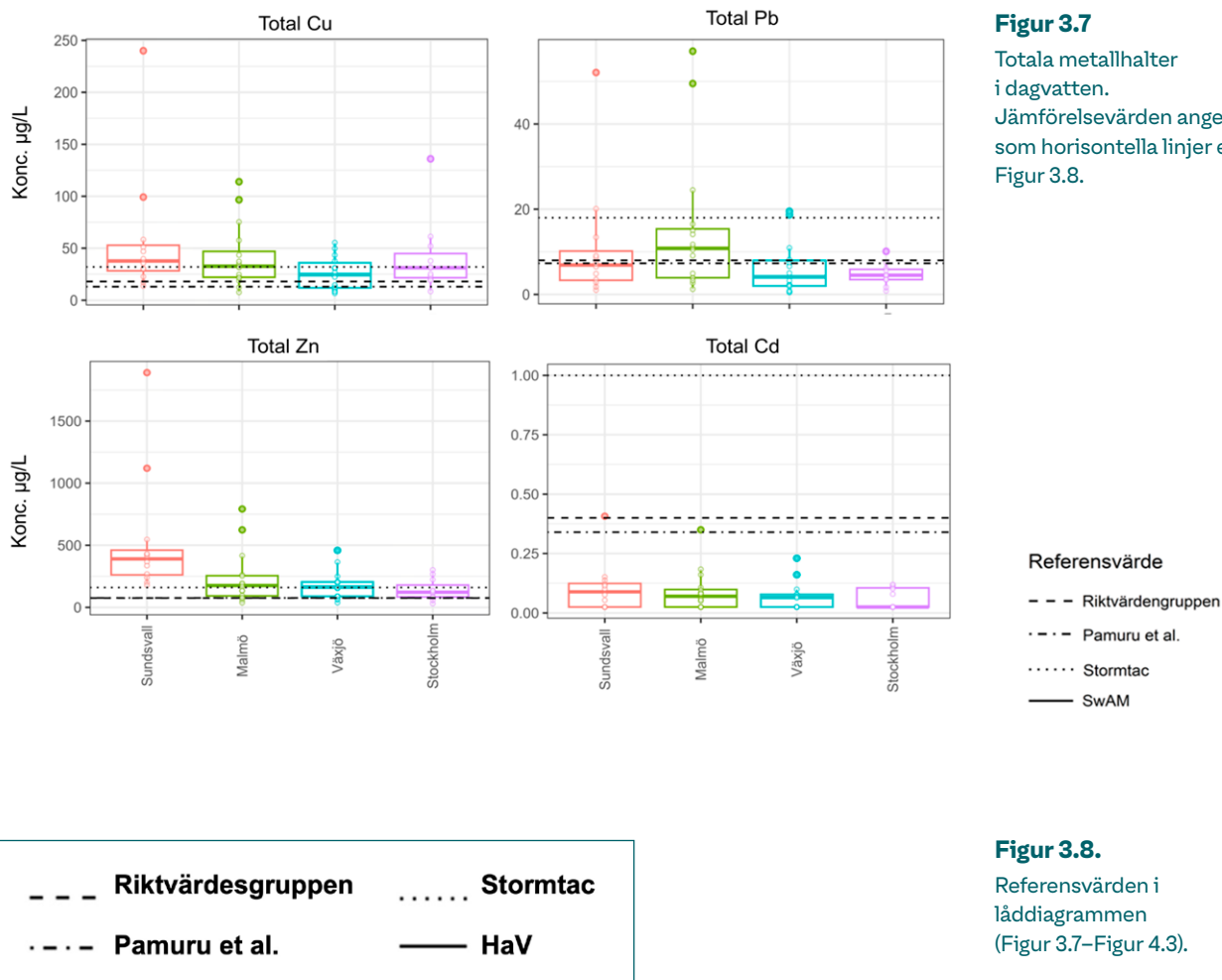
Totala Cu-halter (median 25 till 38 $\mu\text{g/l}$; Figur 3.7) i dagvatten är inom intervallet eller något över koncentrationerna för stadsområden enligt Stormtac (StormTac Database 2023); 20 $\mu\text{g/l}$ Cu för centrumområde) och mediankoncentrationerna enligt Pamuru et al. 2022 (13 $\mu\text{g/l}$ Cu).

Mediankoncentrationer av Zn i dagvatten låg mellan 122 och 390 $\mu\text{g/l}$ (Figur 3.7). I Malmö, Stockholm och Växjö ligger halterna i samma intervall som medianhalterna i Stormtac-databasen för tätorter (160 $\mu\text{g/l}$ Zn) och Pamuru et al. 2022 (median 76 $\mu\text{g/l}$). Endast i Sundsvall är medianhalterna högre (390 $\mu\text{g/l}$). Skillnaden mellan de totala zinkkoncentrationerna i inflödet vid olika platser är statistiskt signifikanta (Tabell 3.5). De höga zinkhalterna i Sundsvall kan vara ett resultat av den omfattande trafiken på Sundsvallsbron och olika konstruktioner i galvaniserad metall längs bron (räcken, stolpar mm.).

De totala Cd-halterna (Figur 3.7) är lägre än de halter som anges för stadsområden i StormTac-databasen (2023) (median 0,89 $\mu\text{g/l}$) men i intervallet som rapporterats av Pamuru et al. 2022 (median Cd halt 0,34 $\mu\text{g/l}$).

Pb-koncentrationerna (4,1 till 11 $\mu\text{g/l}$; Figur 3.7) är lägre än mediankoncentrationen för totalt Pb i StormTac-databasen (2023) (30 $\mu\text{g/l}$) och inom intervallet för mediankoncentrationen enligt Pamuru et al. 2022 (7,3 $\mu\text{g/l}$).

Medan de totala Cu-, Zn- och Pb-halterna ofta överstiger de riktvärdena rekommenderades för dagvattenutsläpp av Riktvärdesgruppen 2009, överskrider den totala Cd-halten dessa riktvärden i regel inte (Figur 3.7).

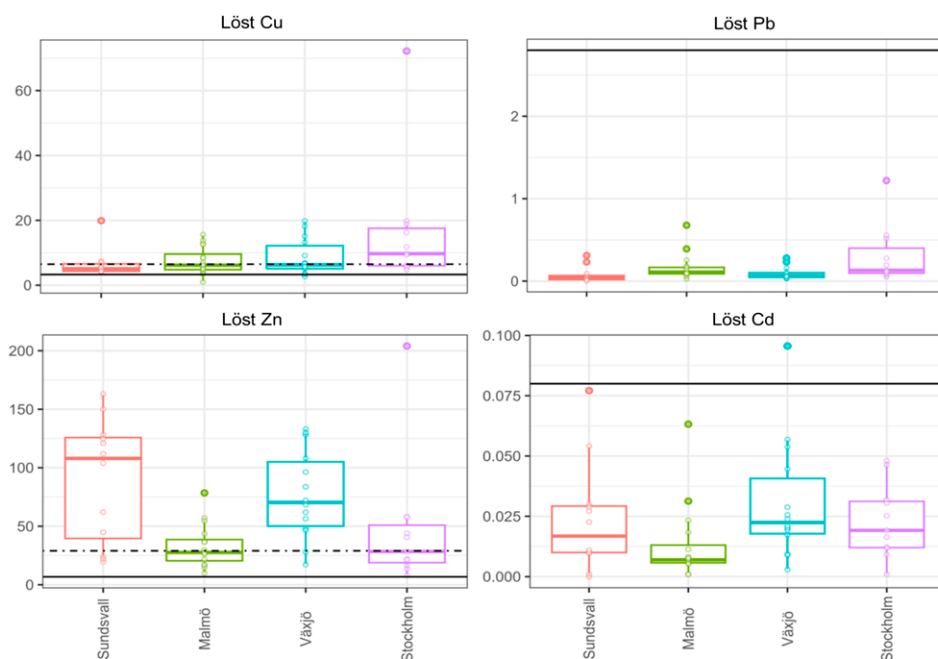


Lösta metaller

Mediankoncentrationerna för löst Cu (Figur 3.9) varierade mellan 5,1 och 9,7 µg/l i dagvattnet. Inga signifikanta skillnader har observerats mellan de olika platserna (Tabell 3.5). Koncentrationerna av löst Cu låg inom intervallet för koncentrationerna som rapporteras av Pamuru et al. 2022 för dagvatten i USA (löst Cu: 6,5 µg/l).

Medan mediankoncentrationerna för löst Zn (Figur 3.9) i Malmö och Stockholm låg vid 28 µg/l och därmed i samma intervall som rapporteras av Pamuru et al. 2022 (löst Zn mediankoncentration: 29 µg/l), var halterna av löst Zn högre i Växjö (median 70 µg/l) och Sundsvall (median 108 µg/l). Denna skillnad var statistiskt signifikant.

Även inflödeskoncentrationerna av löst Cd och Pb varierade signifikant mellan de olika platserna (Figur 3.9; Tabell 3.5). Mediankoncentrationerna varierade mellan 0,041 och 0,13 µg/l för löst Pb och mellan 0,007 och 0,023 µg/l för löst Cd. Halterna ligger dock alltid under Havs- och Vattenmyndighetens gränsvärden för recipienter (Figur 3.9; HaV 2016, HaV 2019). Däremot överskrider koncentrationerna av löst Cu och Zn dessa värden på alla platser (Figur 3.9; HaV 2016). Det måste dock beaktas att både Cu och Zn ska beräknas som biotillgänglig halt med verktyget Bio-Met vilken ofta ger avsevärt lägre halter än löst halt. Detta gör dessutom att olika platser kan ha samma lösta halt men olika beräknad biotillgänglig halt (och vice versa). Därmed kan de lösta halterna i vattnet inte direkt jämföras med riktvärdena.



Figur 3.9

Koncentrationer av lösta metaller i dagvattnet. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Referensvärde

- Riktvärdengruppen
- Pamuru et al.
- Stormtac
- SwAM

Parameter	Q ²	p-värde	Signifikant skillnad
Total Cd	1,596	0,66	Nej
Total Cu	4,376	0,224	Nej
Total Ni	11,129	0,011	Ja
Total Pb	6,345	0,096	Nej
Total Zn	15,503	0,001	Ja
Löst Cd	9,56	0,023	Ja
Löst Cu	6,544	0,088	Nej
Löst Ni	10,499	0,015	Ja
Löst Pb	13,194	0,004	Ja
Löst Zn	15,37	0,002	Ja
TOC	12,517	0,006	Ja
DOC	6,581	0,087	Nej
TN	5,08	0,166	Nej
NH ₄ -N	28,362	0	Ja
PO ₄ -P	7,548	0,056	Nej
PO ₄	10,428	0,015	Ja
Grumlighet	4,009	0,261	Nej
TSS	2,974	0,396	Nej
4-t-OF	7,385	0,007	Ja
NF	1,038	0,308	Nej
Pyr	7,385	0,007	Ja
BaP	1,913	0,167	Nej
Summa PAH 16	7,385	0,007	Ja
Summa cancerogena PAH	7,385	0,007	Ja
Summa PAH L	7,652	0,006	Ja
Summa PAH M	5,654	0,017	Ja
Summa PAH H	7,385	0,007	Ja
Bisfenol A	1,038	0,308	Nej

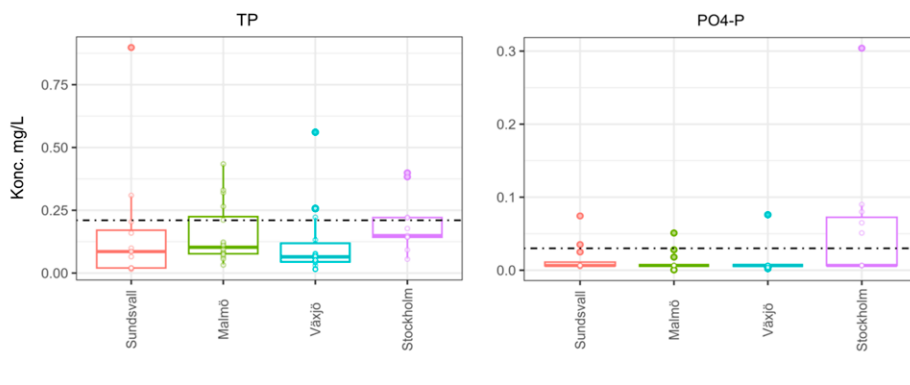
Tabell 3.5

Jämförelse av inflödeskoncentrationer.

Fosfor

Mediankoncentrationen av totalfosfor (TP) i biofilterinflödet var mellan 0,06 och 0,149 mg/l (Figur 3.10). De högsta medianhalterna uppmättes i Stockholm, följt av Malmö, Sundsvall och Växjö. Pamuru et al. 2022 rapporterar en TP-mediankoncentration på 0,21 mg/l, vilket är lite högre än värdena i denna studie.

Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i inflödet var generellt låg och ofta under detektionsgränsen på 0,013 μg (Figur 3.10). Pamuru et al. 2022 rapporterar ortofosfatkoncentrationer för dagvatten i USA med en median på 0,03 mg/l.



Figur 3.10

Koncentrationer av totalfosfor och fosfatfosfor i dagvattnet. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

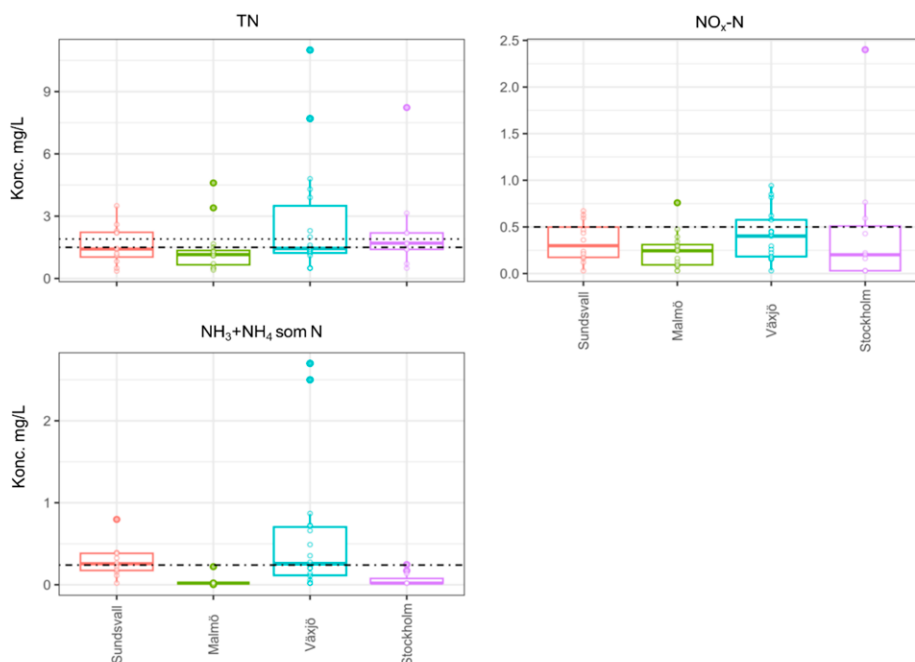
Referensvärde

- Riktvärdengruppen
- Pamuru et al.
- Stormtac
- SwAM

Kväve

I dagvattnet låg mediankoncentrationerna för TN mellan 1,2 och 1,7 mg/l (Figur 3.11). Som jämförelse kan nämnas att mediankoncentrationen som rapporteras av Pamuru et al. 2022 var 1,5 mg/l och i StormTac databasen (2023) 1,9 mg/l. Ingen signifikant skillnad på TN kunde fastställas mellan de olika städerna i denna studie.

Medianvärdena för nitrat/nitrit-kväve ($\text{NO}_x\text{-N}$) i inflödet varierade mellan 0,2 och 0,4 mg/l (Figur 3.11). Pamuru et al. 2022 rapporterade en median på 0,5 mg/l, dvs. i samma storleksordning som för denna studie. Ammonium-kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$)-koncentrationerna i inflödet var ofta under detektionsgränsen (Figur 3.11). Mediankoncentrationen som visas av Pamuru et al. 2022 för dagvatten i USA var 0,27 mg/l.



Figur 3.11

Koncentrationer av totalfosfor och fosfatfosfor i dagvattnet. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Referensvärde

- Riktvärdengruppen
- Pamuru et al.
- Stormtac
- SwAM

3.3 Rening av sediment och påverkan på pH

3.3.1 Resultat

Sammantaget har rening av partiklar varit effektiv vid de undersökta filtren. TSS och grumlighet minskade signifikant vid nästan alla undersökta anläggningar, med en medianrening mellan 58 % och 97 % (TSS) samt 45 % och 96 % (grumlighet) (Figur 3.12, Figur 3.13). Ett undantag var KM filtret i Stockholm. Medianvärden för TSS-halterna och grumlighet vid KM-filtrets utflöde är signifikant högre än medianvärdet för de andra filtren i Stockholm. Dvs. KM-filtret renar dagvattnet mindre effektivt (medianrening för TSS och grumlighet ca. 30 %). Ofta observerades urlakning av TSS från KM.

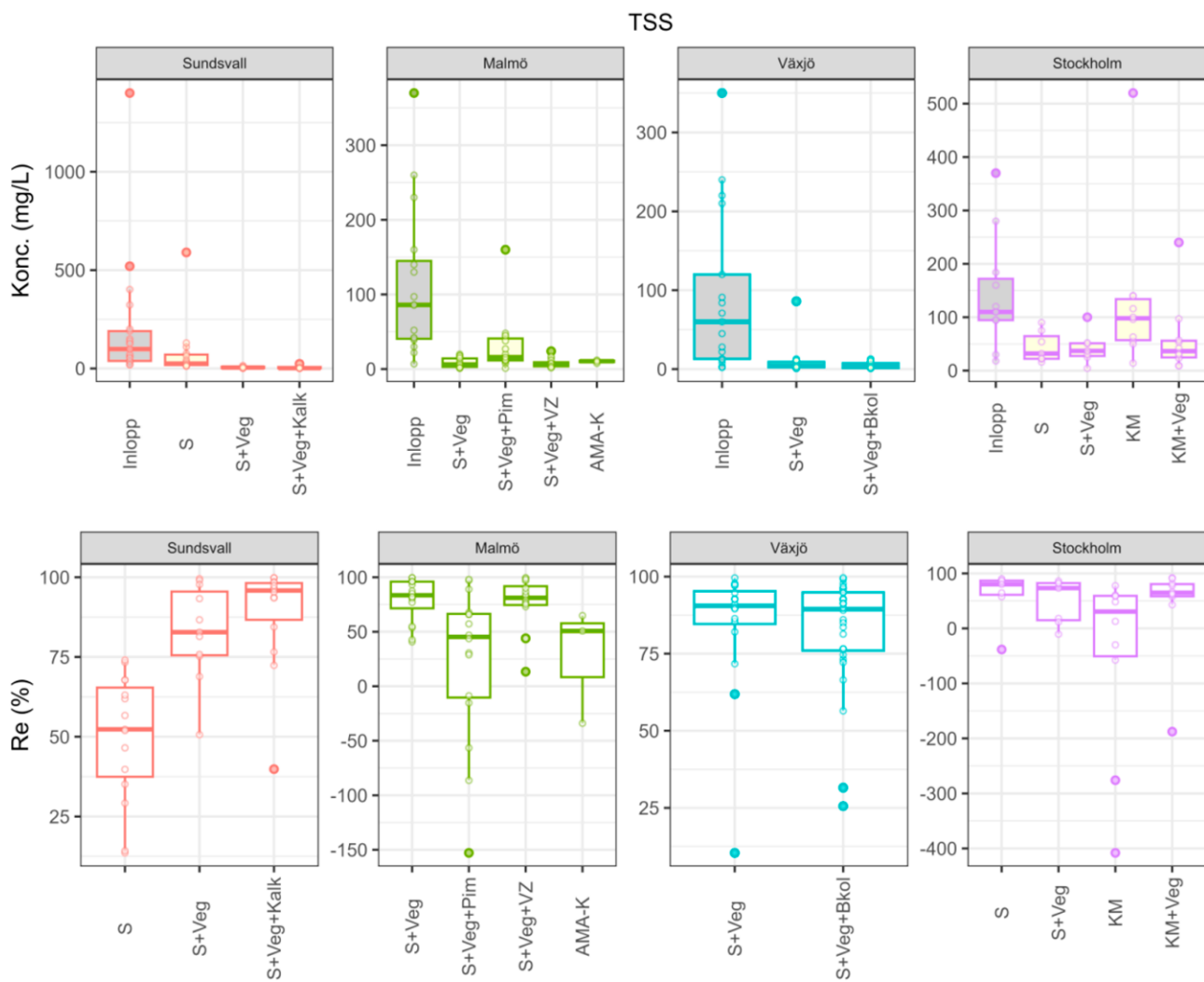
I Malmö och Växjö var pH-värdena signifikant högre i utflödet än i inflödet (Figur 3.15). I Stockholm och Sundsvall har pH-värdet för det mesta inte påverkats nämnvärt av filtercellerna. pH ökade dock signifikant efter behandling i KM+Veg-filtret i Stockholm och efter S+Veg+Kalk-filtret i Sundsvall. En anledning till att tillsätta kalk i filter är just att höja pH för att gynna metallrening.

Löst organiskt kol i in- och utflöde låg på ungefär samma nivå förutom för filtret AMA-K där höga halter hittades i utflödet (Figur 3.14). Anledningen till detta är sannolikt den höga andelen organiskt material i filtermaterialet som kan brytas ned.

Stad			Sundsvall				Malmö					Växjö			Stockholm				
In/Ut			Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde
Filter				S	S+Veg	S+Veg+Kalk		AMA-K	S+Veg	S+Veg+Pim	S+Veg+VZ		S+Veg	S+Veg+Bkol		KM	KM+Veg	S	S+Veg
TSS	mg/L	N	21	15	8	20	16	4	18	15	16	17	31	27	11	10	10	7	7
		min	18,868	11,475	1,25	1	6,9	7,7	1	1,1	1,65	2	1	1	18	14	8,8	16	4,3
		mean	195,822	79,392	6,181	5,355	111,994	10,175	8,297	31,033	7,944	92,894	7,911	4,887	127,973	119,87	57,02	44,257	38,443
		max	1400	590	15	23,853	370	12	20	160	24	350	86	13	370	520	240	90	100
		S.D	306,085	145,982	4,975	6,553	100,705	1,841	6,435	38,735	6,196	102,458	15	3,872	109,026	147,289	69,561	29,231	30,833
Grumlighet	FNU	N	15	15	11	14	16	4	18	16	18	18	34	29	11	10	10	7	7
		min	43,059	28,299	1,52	0,5	15,9	14	1,74	14,2	1,8	6,53	2,5	2,58	35,8	31,2	11,8	21,5	25
		mean	244,359	136,142	24,479	16,191	172,094	21,025	19,173	60,381	19,052	184,002	15,461	10,854	178,555	187,37	61,71	56,043	74,943
		max	1000	864	73,7	78,24	885	29,3	64,6	259	67,1	714	151	33,5	367	757	210	101	243
		S.D	262,03	212,199	23,623	21,273	239,046	6,331	20,395	61,412	19,469	210,709	25,448	8,758	103,946	215,873	57,319	29,563	75,802
DOC	mg/L	N	12	7	3	12	16	4	18	15	17	18	35	28	11	10	10	7	7
		min	1,91	2,62	0,73	1,278	1,28	8,99	1,59	2,01	2,18	2,15	1,21	1,08	3,15	4,1	6,04	5,48	4,8
		mean	6,901	7,773	7,797	5,704	5,743	11,09	4,996	4,325	7	10,334	6,731	4,635	23,373	10,085	14,014	13,697	12,283
		max	24,8	14,8	20,8	23,8	16,4	14,4	9,78	7,43	16,4	57,5	24,2	14	146	22,5	36	24,8	20,4
		S.D	6,191	4,387	11,275	6,904	4,182	2,553	2,415	1,73	4,47	12,6	4,929	3,164	41,294	5,338	9,79	6,294	4,739
Cl-	mg/L	N	12	7	3	12	16	4	18	16	18	18	35	28	11	10	10	7	7
		min	3,604	11,2	87,6	2,986	2,28	18,8	2,42	18,5	4,08	0,5	0,5	0,5	1,97	3,04	1,4	1,98	2,1
		mean	512,52	694,957	201,6	482,126	167,196	38,55	757,364	848,45	732,21	88,609	100,186	52,749	188,955	403,071	79,616	283,754	184,243
		max	2460	2250	419	2060	1850	75,1	5650	4540	6500	1060	1340	517	744	1900	192	1030	556
		S.D	884,171	980,016	188,349	767,459	457,139	25,48	1423,501	1453,092	1607,413	249,932	268,433	116,942	246,68	633,339	78,204	357,245	198,919

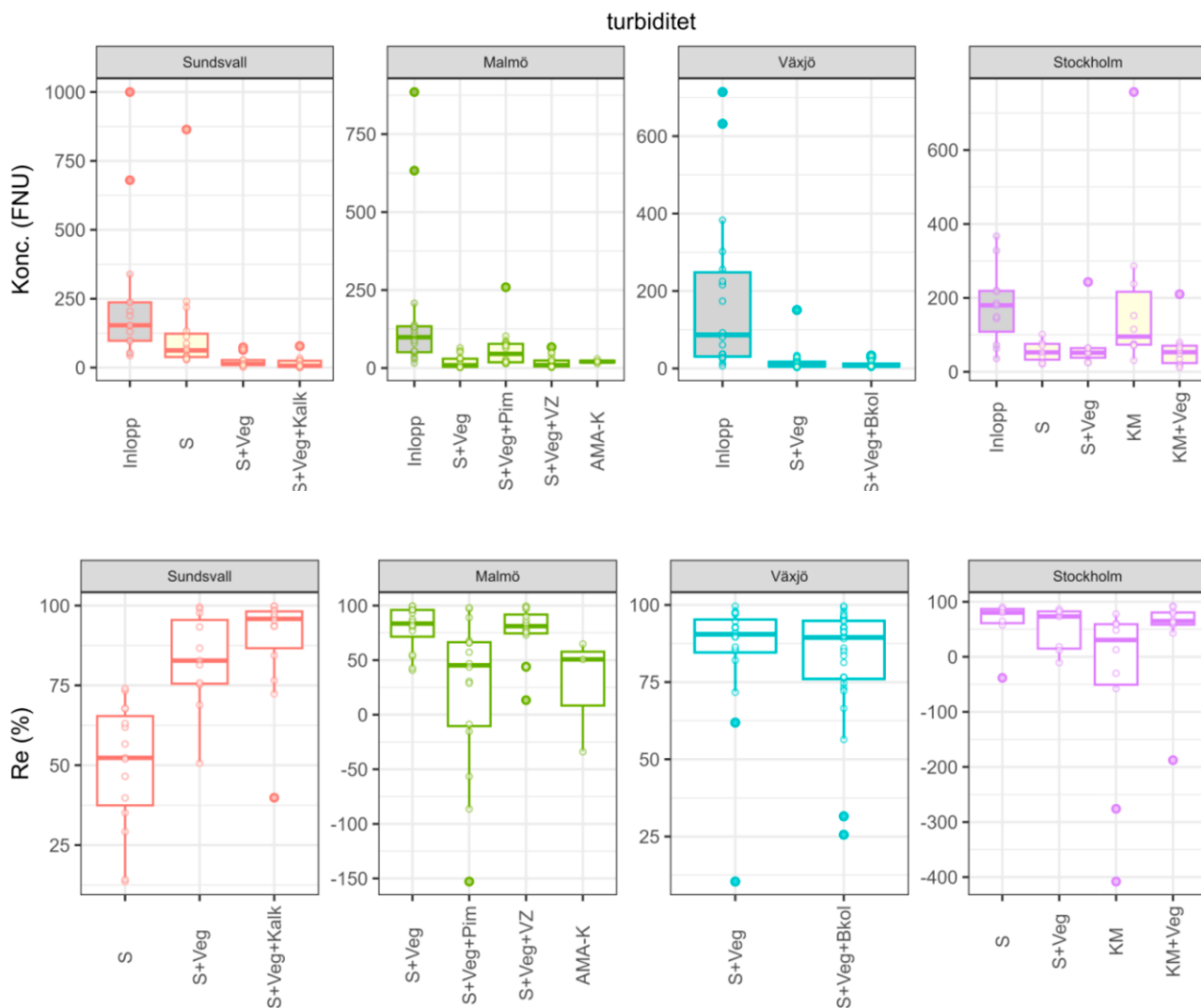
Tabell 3.6

Koncentrationer av TSS, grumlighet, DOC och klorid i dagvattnet och utflödet från de olika filtren.



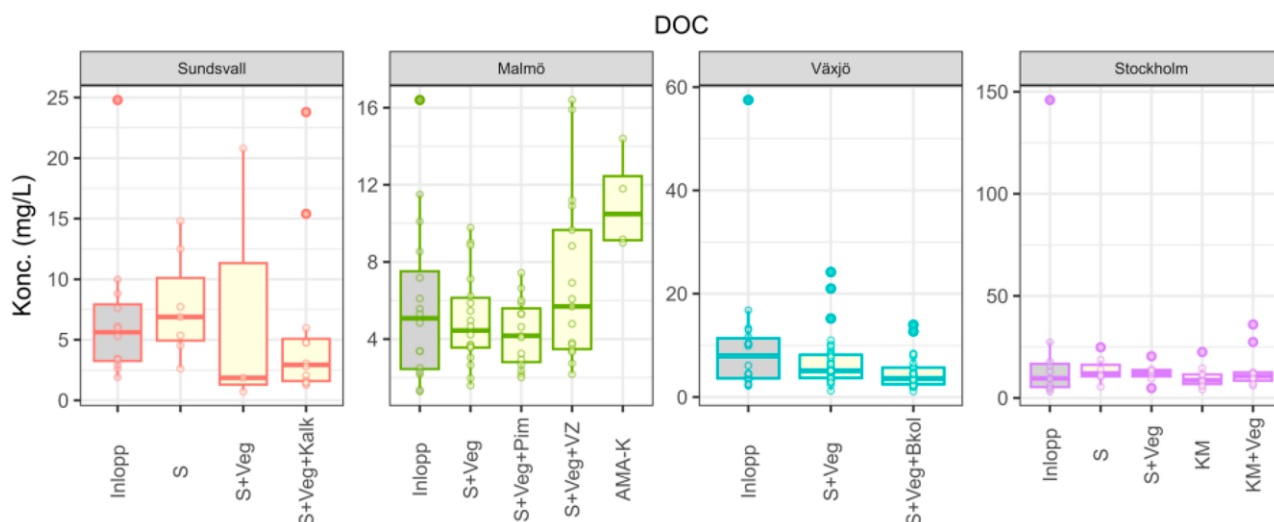
Figur 3.12

Koncentrationer i utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Suspenderat sediment (TSS).

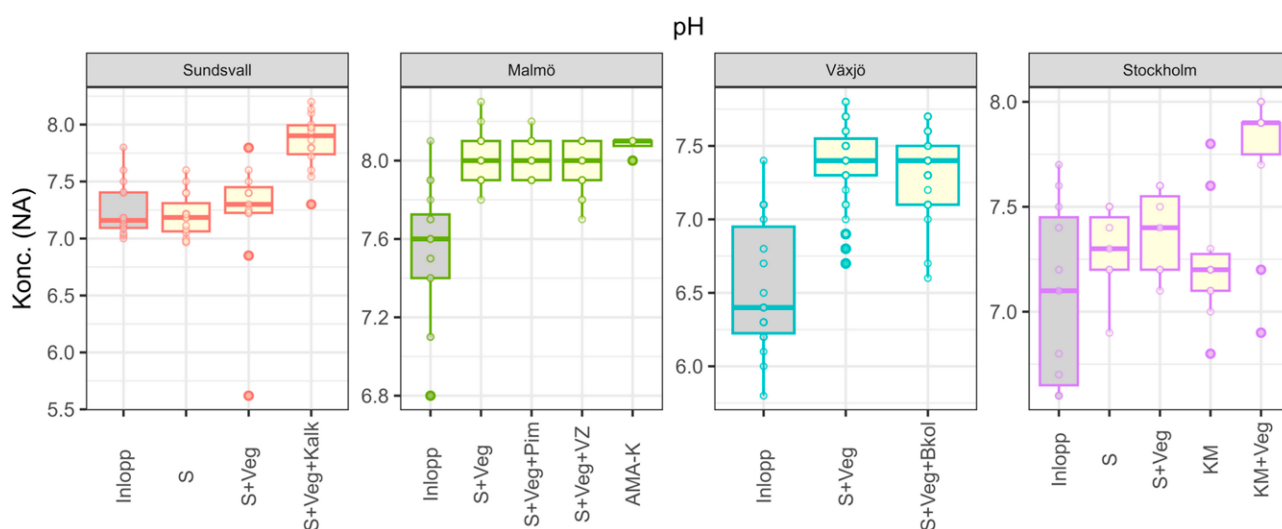


Figur 3.13

Koncentrationer i utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Grumlighet i FNU (Formazin Nephelometric Unit).



Figur 3.14
Koncentrationer i utflöde från de olika filtren: Löst organiskt kol (DOC).



Figur 3.15
pH i utflöde från de olika filtren.

3.4 Rening av metaller

3.4.1 Resultat

De totala metallhalterna i utflödet från biofiltren var generellt lägre än i inflödet (Figur 3.16-Figur 3.19, Tabell 3.7). Beroende på metall överskred dock medianhalterna i det utkommande vattnet fortfarande de riktvärden för dagvattenutsläpp som föreslagits av Riskvärdesgruppen 2009. Delvis har urlakning av totalmetaller observerats. Lösta metaller renades generellt mindre effektivt av biofiltersystemen (Figur 3.20-Figur 3.23). I flera fall överskreds miljö kvalitetsnormerna för recipienter som anges av Havs- och vattenmyndigheten (HaV 2016, HaV 2019) av medianhalterna av lösta metaller.

Data indikerar att filtermaterial och/eller vegetation spelar roll för rening av totala metaller. De växtbevuxna filtren verkar generellt fungera bättre för rening av totala metaller jämfört med icke-växtbevuxna filter (gäller både sandfiltren och KM-filtret). Pimpsten (S+Veg+Pimp) ledde ibland till högre mediankoncentrationer av metaller i det

renade vattnet jämfört med sandfiltret (S+Veg), men reningen var fortfarande effektiv. Kalk verkar ha positiva effekter på metallrening (S+Veg+Kalk visar alltid lägre mediankoncentrationer). Biokol hade ingen signifikant effekt på rening av totala metaller. För rening av lösta metaller verkar det som att flera faktorer spelar en roll och variationen i data kan ofta inte förklaras enbart genom att titta på filtermaterial och vegetation.

Slutligen indikerar data att salt är en viktig faktor för rening av metaller i biofilter. Beroende på filter och metall hittades delvis höga positiva eller negativa korrelationer mellan utflödets totala och lösta metallkoncentrationer och utflödets kloridkoncentrationer (Tabell 3.8).

I de följande styckena beskrivs resultaten för de olika metallerna i detalj.

Stad			Sundsvall				Malmö					Växjö			Stockholm				
In/Ut			Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde
Filter				S	S+Veg	S+Veg+Kalk		AMA-K	S+Veg	S+Veg+Pim	S+Veg+VZ		S+Veg	S+Veg+Bkol		KM	KM+Veg	S	S+Veg
Tot. Cd	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	19	16	18	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,161	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
		mean	0,105	0,082	0,062	0,051	0,09	0,202	0,039	0,093	0,067	0,071	0,061	0,034	0,061	0,059	0,068	0,074	0,091
		max	0,407	0,184	0,15	0,162	0,35	0,228	0,133	0,344	0,21	0,23	0,62	0,094	0,12	0,156	0,234	0,123	0,182
		S.D	0,106	0,061	0,053	0,05	0,084	0,03	0,029	0,099	0,059	0,06	0,114	0,021	0,043	0,045	0,07	0,047	0,061
Tot. Cu	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	19	16	18	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	13,667	9,16	5,22	3,07	7,71	7,17	2,33	2,8	2,09	6,75	3,02	3,72	8,56	10,8	9,1	8,98	11,2
		mean	57,105	27,178	15,153	9,389	41,444	8,528	5,388	9,034	5,73	25,784	8,129	6,515	40,542	26,87	20,406	15,563	52,743
		max	240	106	39	26	114	10,7	20	21,2	33,5	55,3	32,6	17,4	136	77	41	23	257
		S.D	61,947	27,96	15,28	7,628	30,087	1,604	4,141	4,595	7,164	16,107	5,515	2,79	35,048	18,704	11,499	5,783	90,27
Tot. Ni	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	19	16	18	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	2,233	1,44	0,62	0,3	0,3	0,3	0,3	2,77	0,3	0,721	0,3	0,3	1,92	1,94	5,32	5,23	5,36
		mean	15,394	6,78	2,344	1,45	6,867	2,3	3,742	7,237	4,502	4,479	1,099	0,986	11,503	9,518	12,047	9,881	9,911
		max	70,2	25,7	4,8	3,01	25,8	3,91	21,3	21,1	18,1	9,1	4,55	3,19	27,7	25,4	33,2	18,3	25,6
		S.D	18,606	6,756	1,417	0,943	6,088	1,491	4,608	5,102	4,446	2,883	0,827	0,593	7,119	6,276	9,169	4,258	7,208
Tot. Pb	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	19	16	18	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	1,021	0,98	0,25	0,25	1,24	2,02	0,25	0,753	0,25	0,513	0,25	0,25	0,822	0,686	0,603	1,65	1,44
		mean	10,933	5,004	0,826	0,644	14,936	2,81	1,11	4,064	1,633	6,268	1,443	1,073	4,711	4,221	2,872	3,22	4,51
		max	52,1	22	2,18	2,41	57,1	3,62	4,72	14,1	12,1	19,5	8,01	2,51	10,1	14,2	8,92	5,29	15,4
		S.D	14,031	5,99	0,751	0,783	16,257	0,684	1,249	3,624	2,831	6,284	1,405	0,58	2,593	3,784	2,457	1,349	5,076
Tot. Zn	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	19	16	18	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	178,75	50,8	25,3	9,755	37,3	11,8	2	9,56	2	38	4,36	7,22	30,3	33,3	10,1	18,4	18,9
		mean	534,957	318,317	133,5	65,867	231,325	12,825	14,068	39,291	19,528	179,829	18,95	17,53	141,655	114,4	34,1	25,943	73,014
		max	1890	846	274	273	792	15,1	84,7	94,6	195	459	79,5	71	302	392	120	35,7	215
		S.D	493,626	239,958	103,323	82,656	210,514	1,537	17,935	22,415	44,052	117,909	16,658	13,561	86,945	106,512	32,317	6,613	71,801

Stad			Sundsvall				Malmö					Växjö			Stockholm				
In/Ut			Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde
Filter				S	S+Veg	S+Veg+Kalk		AMA-K	S+Veg	S+Veg+Pim	S+Veg+VZ		S+Veg	S+Veg+Bkol		KM	KM+Veg	S	S+Veg
Löst Cd	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	18	16	17	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	0	0,001	0,01	0,001	0,001	0,113	0,001	0,002	0,002	0,003	0,004	0,003	0,001	0,003	0,001	0,001	0,011
		mean	0,024	0,045	0,051	0,037	0,013	0,146	0,021	0,049	0,035	0,032	0,044	0,021	0,023	0,023	0,049	0,043	0,05
		max	0,077	0,165	0,14	0,165	0,063	0,177	0,121	0,279	0,126	0,096	0,526	0,051	0,048	0,058	0,177	0,099	0,107
		S.D	0,023	0,053	0,049	0,059	0,016	0,026	0,028	0,076	0,043	0,024	0,097	0,014	0,015	0,02	0,051	0,032	0,034
Löst Cu	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	18	16	17	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	4,22	3,34	4,26	2,21	1,01	5,23	1,27	1,59	1,34	2,69	3,02	2,13	4,76	6,04	5,22	3,6	8,15
		mean	6,558	7,314	13,566	7,168	7,478	6,133	2,746	3,523	2,545	8,861	6,049	4,937	16,388	10,335	14,099	10,68	12,266
		max	19,9	20,3	34,8	21,8	15,6	7,37	5,32	6,43	4,41	19,8	13,3	9,3	72,2	15,7	26,7	16,6	16
		S.D	4,353	4,543	14,412	6,488	4,183	0,999	0,988	1,42	0,881	5,475	2,685	1,959	19,278	3,376	6,35	4,989	3,503
Löst Ni	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	18	16	17	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	0,51	0,34	0,71	0,17	0,497	1,4	0,229	0,633	0,289	0,49	0,13	0,163	1,11	1,41	2,66	2,9	3,44
		mean	1,741	1,987	2,407	0,841	1,341	1,88	2,673	3,702	3,142	1,229	0,585	0,518	5,95	4,096	9,734	5,993	4,311
		max	3,94	4	5,75	2,15	2,63	2,64	20,4	14	16	2,77	1,56	1,16	24,8	7,93	24,9	14	5,29
		S.D	1,228	1,329	1,671	0,678	0,748	0,554	4,655	3,788	4,012	0,676	0,337	0,269	7,037	1,916	7,172	3,841	0,672
Löst Pb	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	18	16	17	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	0,005	0,01	0,03	0,02	0,028	0,236	0,005	0,015	0,005	0,031	0,093	0,048	0,053	0,055	0,086	0,06	0,19
		mean	0,075	0,115	0,334	0,122	0,17	0,31	0,032	0,071	0,042	0,199	0,395	0,324	0,304	0,192	0,266	0,398	0,293
		max	0,311	0,666	1,18	0,518	0,678	0,358	0,082	0,183	0,1	1,53	1,67	1,85	1,22	0,618	0,486	0,67	0,482
		S.D	0,096	0,199	0,454	0,151	0,161	0,055	0,022	0,049	0,029	0,39	0,361	0,403	0,35	0,163	0,135	0,235	0,098
Löst Zn	µg/L	N	12	12	7	12	16	4	18	16	17	14	28	22	11	10	10	7	7
		min	19,6	25	19,7	2,67	10	2,83	0,409	1,52	0,362	17,3	2,85	3,7	7,79	10,4	3,95	2,91	5,04
		mean	89,633	120,192	119,286	48,587	32,806	3,893	3,751	6,699	3,415	77	11,097	9,883	46,681	22,87	14,208	6,603	12,894
		max	163	337	273	212	78,5	5,29	17	23,5	11,5	133	56,9	29,6	204	37,3	67,7	9,84	24,8
		S.D	52,207	88,931	97,202	67,835	18,112	1,19	3,903	5,362	2,894	37,613	10,826	5,611	54,934	7,533	19,586	2,535	7,366

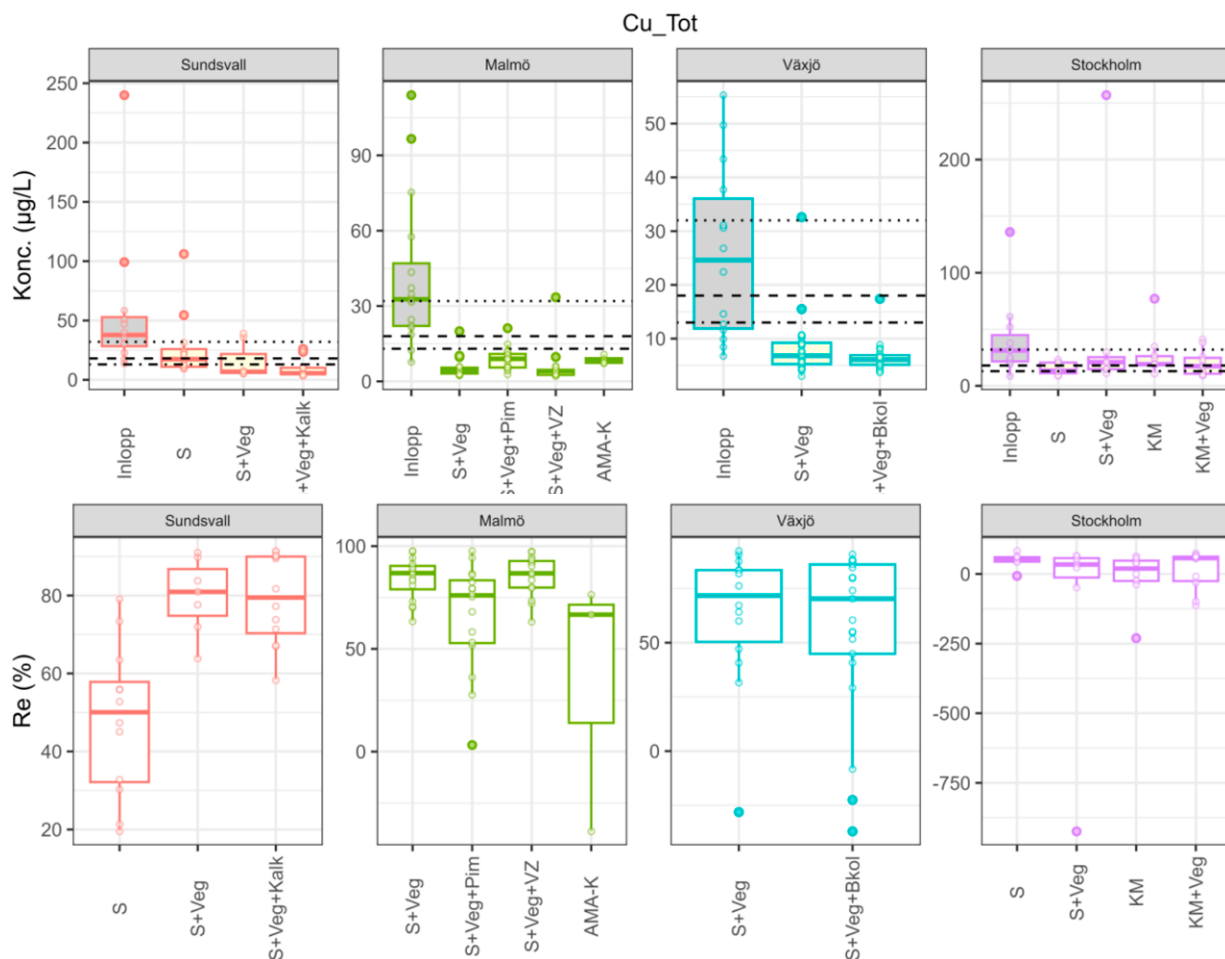
Tabell 3.7

Metallkoncentrationer i dagvattnet och utflödet från de olika filtren.

Rening av totala metaller

Mediankoncentrationen av totalt Cu (25–38 µg/l) minskade i alla filter (Figur 3.16). En statistiskt signifikant rening hittades för sandfiltret i Stockholm (S+Veg), de sandbaserade filtren i Malmö (S+Veg, S+Veg+Pimp, S+Veg+VZ) och alla (sadbaserade) filter i Växjö och Sundsvall. För dessa filter låg medianvärdena för det renade vattnet (mellan 4,1 och 17,4 µg/l) alltid under riktvärdet för dagvattenutsläpp (18 µg/l) som föreslagits av Riskvärdesgruppen (2009). Trots att skillnaden mellan in- och utflöde inte var statistiskt signifikant var även medianhalterna för total Cu i AMA-K-filtret i Malmö (8,5 µg/l) under riktvärdet. Medianvärden för totala Cu-halter vid eller något över detta riktvärde observerades i Stockholm för KM och KM+Veg samt S+Veg.

För Cu har en generellt hög rening >50 % observerats för biofiltren i Malmö, Sundsvall och Växjö. I Malmö var reningen dock lägre för AMA-K. I Stockholm var det bara filter S som presterade bra med en medianrening på 55 %. Trots en medianrening på 57 % av KM+Veg observerades vid några regntillfällen utlakning av Cu och därmed en negativ rening i procent (Figur 3.16). Även för KM och S+Veg i Stockholm observerades en låg rening eller till och med utlakning av totalt Cu (Figur 3.16).



Figur 3.16

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Total Cu. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Medianhalterna av total Zn (122–390 µg/l; Figur 3.17) minskade mestadels signifikant efter behandling i filtren och koncentrationerna låg mestadels under riktvärdet för dagvattenutsläpp enligt Riktvärdesgruppen (2009), dvs. under 75 µg/l. Enda undantaget var medelvärdet för Zn i S och S+Veg i Sundsvall. Där var medelhalterna betydligt lägre än i inflödet, men ändå över detta riktvärde.

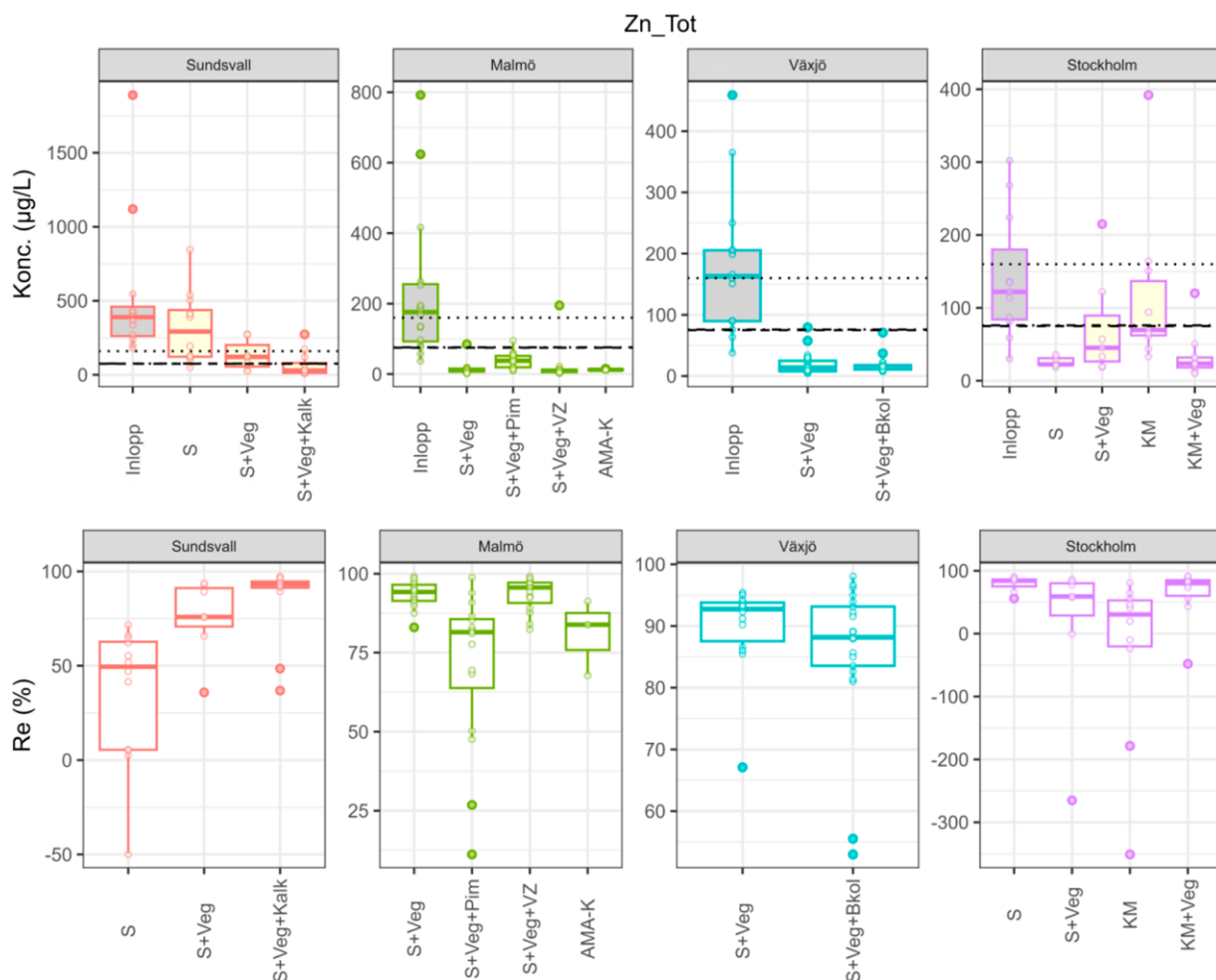
Vid KM och KM+Veg i Stockholm och vid AMA-K i Malmö fanns ingen statistiskt signifikant skillnad mellan zinkhalterna i in- och utflöde. När det gäller AMA-K-filtret

var dock de totala koncentrationerna av Zn-utsläpp med en median på 12,2 µg/l låga och i samma storleksordning som de avloppskoncentrationer som uppmättes för de sandbaserade filtren i Malmö.

Överlag var rening av total Zn bra och oftast högre än 75 %. Värdena för medianrening var något sämre i sandfilteret (S) i Sundsvall (49 %) och i Stockholm vid filter med kolmakadam utan vegetation (KM, 31 %) och i sandfiltret med vegetation (S+Veg, 60 %). Här observerades även Zn-urlakning.

Figur 3.17

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Total Zn. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

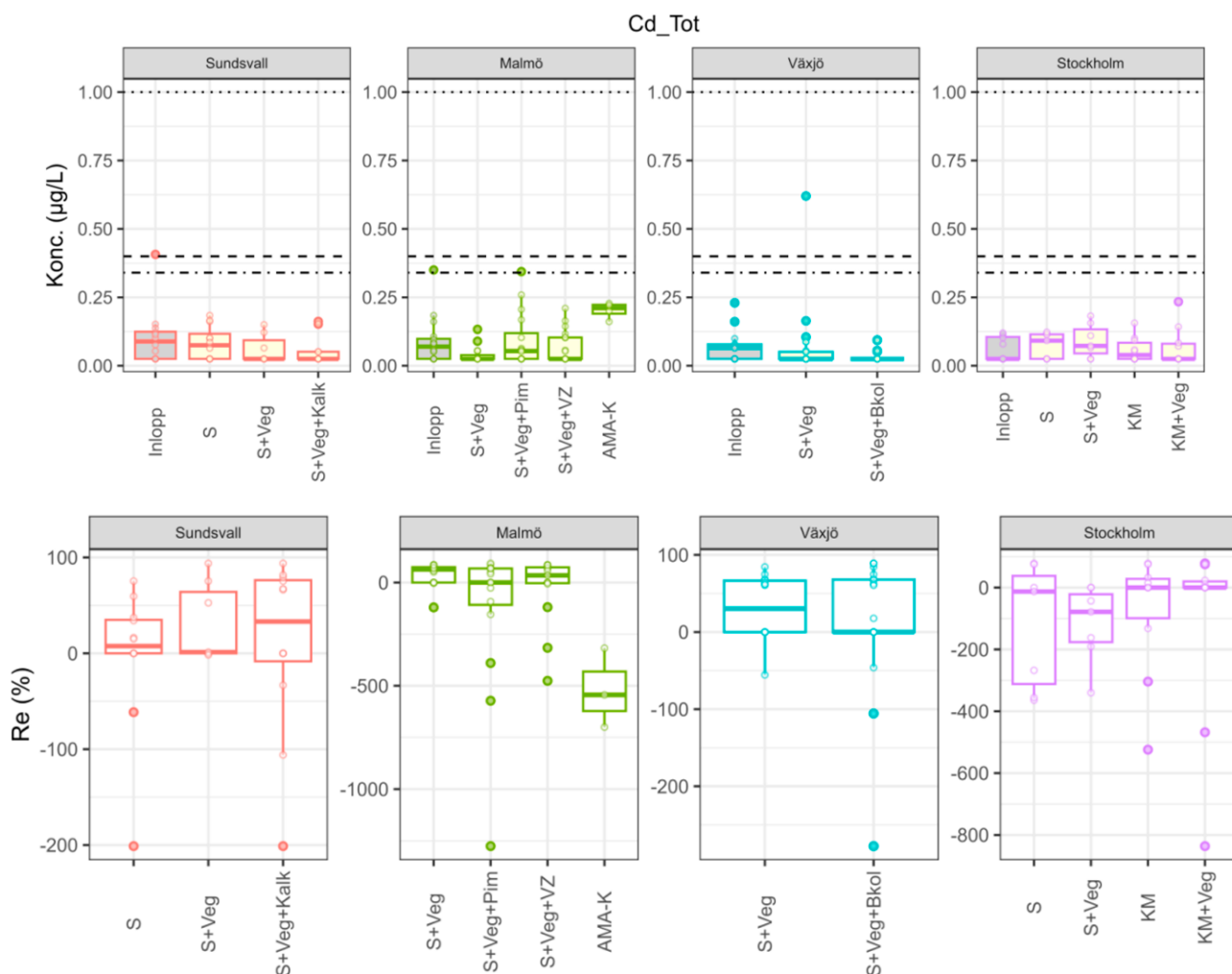


Medianhalterna av Cd (Figur 3.18) i både in- och utflödet var under eller åtminstone inte högre än riktvärdet för dagvattenutsläpp (0,4 µg/l, Riktvärdesgruppen 2009). Det bör också noteras att ungefär hälften av de uppmätta Cd-koncentrationerna i hela datasetet låg under detektionsgränsen, vilket i allmänhet är bra för miljön men försvårar statistiska analyser. I Sundsvall var medianhalterna i utflödet (<0,025–0,075 µg/l) lägre eller lika med de totala koncentrationerna av Cd-inflöde (0,089 µg/l). Det mest effektiva filtret var S+Veg+Kalk, följt av S+Veg och sedan sandfiltret S. Också i Malmö var mediankoncentrationerna för de sandbaserade filtren (<0,025–0,056 µg/l) lägre eller i intervallet med medianhalterna i inflödet (0,07 µg/l). Vid AMA-K-filtret observerades dock en högre mediankoncentration av Cd i utflödet (0,21 µg/l) än i inflödet. I Växjö var medianvärdet för halterna av total Cd (≤0,025 µg/l) lägre i utflödet än i inflödet (0,066 µg/l). De totala Cd-halterna i inflödet i Stockholm låg mestadels under rapporteringsgränsen. I utflödet var mediankoncentrationerna för total Cd ≤0,025 µg/l för KM+Veg och mellan 0,054 µg/l och 0,091 µg/l för KM, S, S+Veg.

Den totala Cd-medianreningen (Figur 3.18) på de olika platserna och för de olika biofiltren var relativt låg (<40 %). I Malmö (AMA-K) och Stockholm (S, S+Veg) observerades negativa medelvärden för rening, dvs. urlakning av total Cd från dessa filterceller. De statistiska beräkningarna för Cd försvåras dock av den höga andelen värden under detektionsgränsen.

Figur 3.18

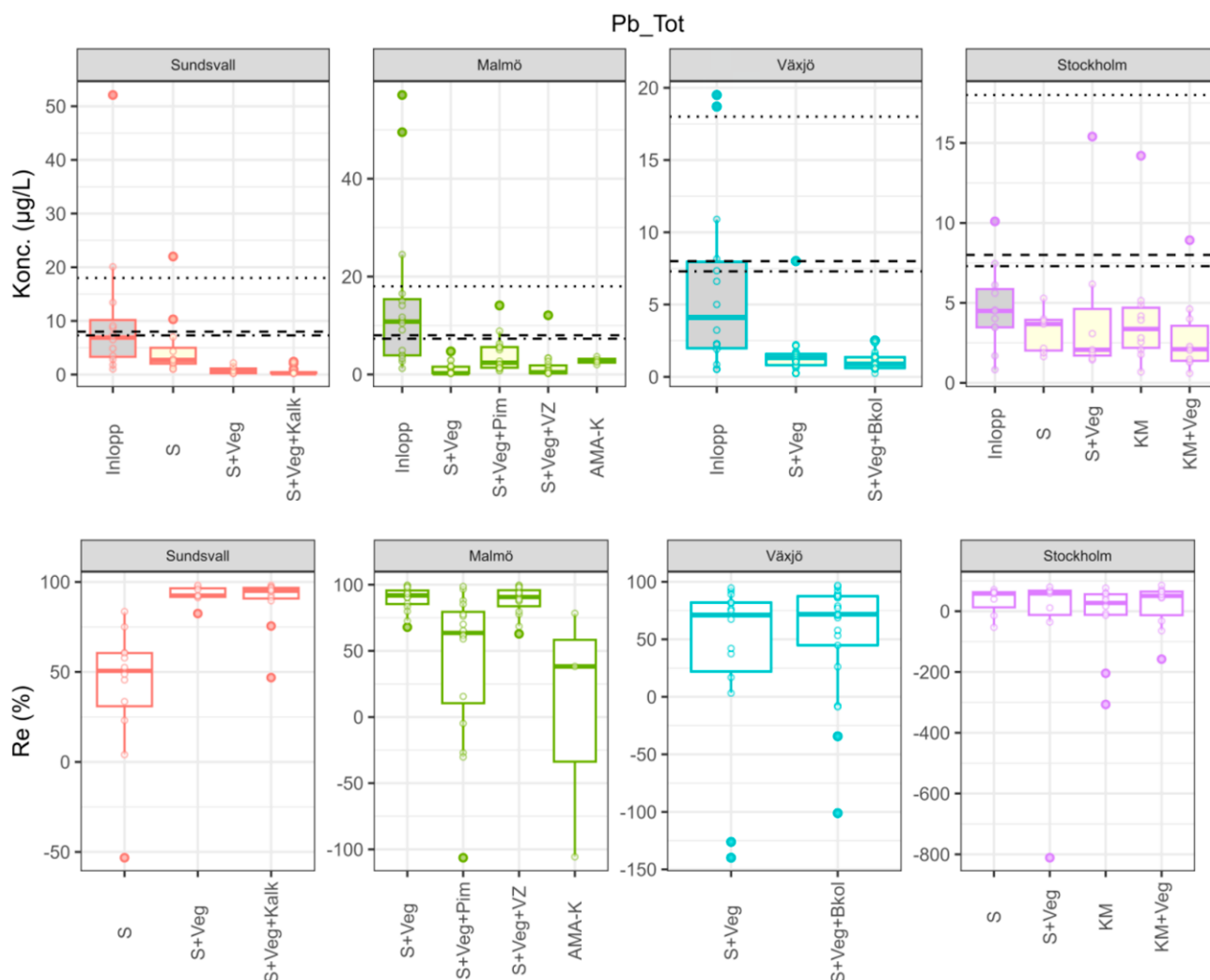
Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Total Cd. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.



De totala Pb-halterna (Figur 3.19) minskade signifikant jämfört med inflödet för filtren med och utan biokol i Växjö (S+Veg, S+Veg+Bkol) och vid filtren med sand och vegetation (S+Veg, S+Veg+Pimp, S+Veg+VZ) i Malmö. I Malmö observerades ingen signifikant rening av Pb vid AMA-K. Medianvärdet för totala Pb-koncentrationer uppmätta i AMA-K:s utflöde (2,8 µg/l) låg dock inom intervallet för de koncentrationer som uppmättes vid de andra filtren i Malmö. I Sundsvall minskade medianvärdet för totala Pb-halter signifikant från 6,7 µg/l i inflödet till 2,7 µg/l (S), 0,61 µg/l (S+Veg) och 0,25 µg/l (S+Veg+Kalk). Vid biofiltren i Stockholm observerades ingen signifikant minskning av totala Pb-halter. Stockholms medianvärde för inflödet (4,5 µg/l) och utflödet (2,1–3,9 µg/l) låg i samma intervall.

Medianhalterna av totalt bly i det utgående vattnet låg under miljö kvalitetsnormen för dagvattenutsläpp (8 µg/l) på alla platser. Medianrening av total Pb var över 90 % i Sundsvall för S+Veg och S+Veg+Kalk men endast 50 % för filtret utan vegetation (S). I Malmö har en rening på cirka 90 % observerats för S+Veg och S+Veg+VZ. Filtret

med pimpsten (S+Veg+Pimp) visade en medianrening av total Pb på endast 64 % och AMA-K-filtret endast 38 %. Medianrening av total Pb i Växjö var 71 % (S+Veg) och 72 % (S+Veg+Bkol). Delvis observerades utlakning av total Pb. I Stockholm observerades lägre (<60 %) och delvis negativa reningsgrader för total Pb.



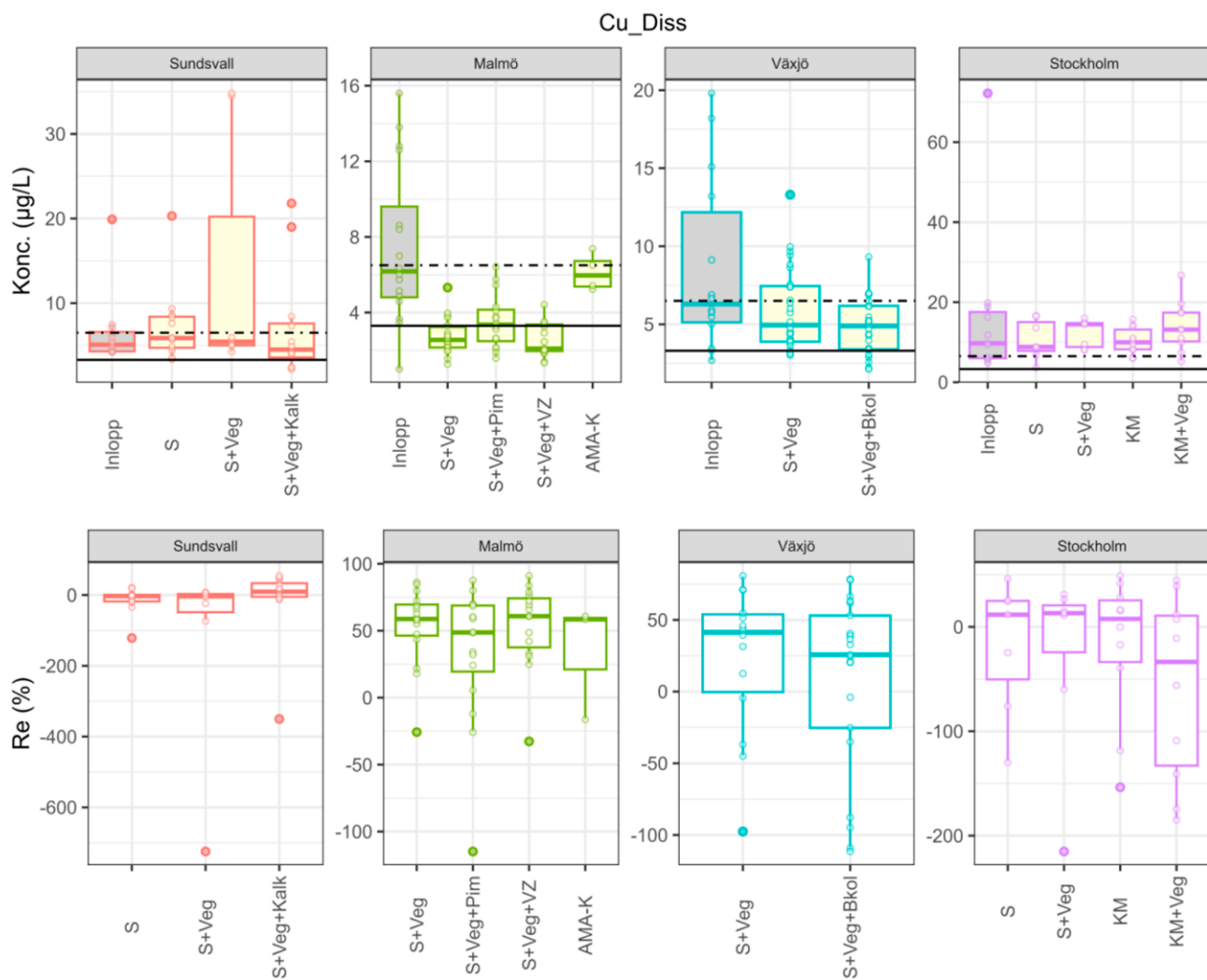
Figur 3.19

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Total Pb. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Rening av lösta metaller

Reningen av löst Cu (Figur 3.20) var endast signifikant för filtren med sand och vegetation (med eller utan tillsatt pimpsten och nedsänkt zon). Ingen signifikant rening av löst Cu observerades för AMA-K i Malmö och alla andra filter på de andra platserna. När det gäller inflödet överskred halterna av löst Cu gränsvärdena för recipienter (HaV 2016).

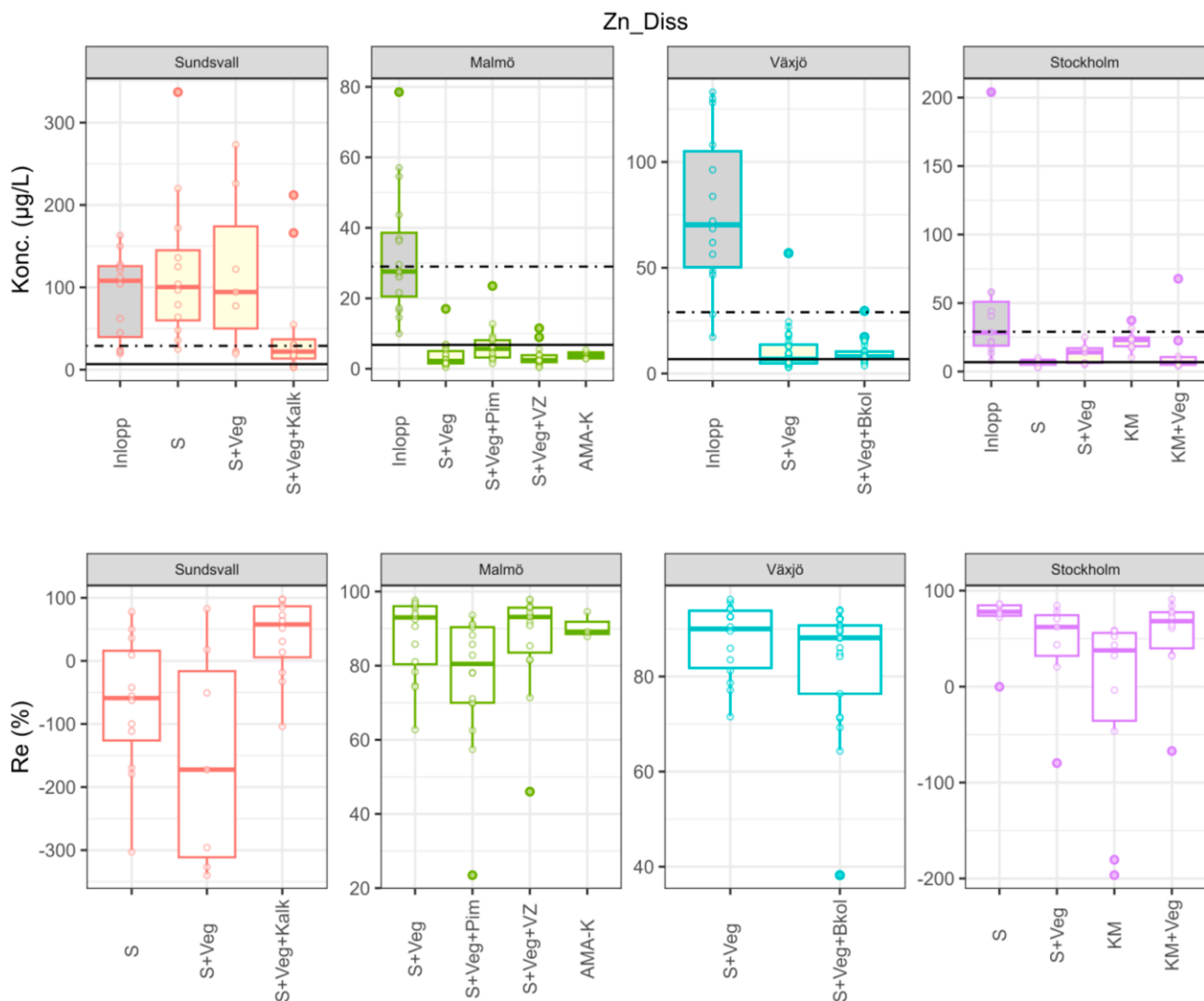
I Malmö låg medianreningen av Cu på mellan 50 och 60 procent. I Växjö var reningen 41 % (S+Veg) respektive 26 % (S+Veg+Bkol). I Sundsvall och Stockholm var medianrening låg (< 13 %) för alla filter och löst Cu lakas oftast ut, dvs att reningen var "negativ".



Figur 3.20

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Löst Cu. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Löst Zn renades i regel (Figur 3.21). Undantag var alla filter i Sundsvall, KM filtret i Stockholm och filtret med AMA-K i Malmö. Även om skillnaden inte var statistiskt signifikant, var mediankoncentrationerna av löst Zn lägre i utflödet från AMA-K. I Sundsvall hade åtminstone biofiltret med tillsatt kalk (S+Veg+Kalk) signifikant lägre koncentrationer av löst Zn (median 22 µg/l) jämfört med inflödet (median 108 µg/l). Sammantaget var halterna i utflödet i Sundsvall högre än på de andra platserna och överskred miljögränsvärdet för recipienter på 6,8 µg/l (HaV 2019), medan halterna i utflödet från de andra filtren ofta låg under eller nära detta värde. Rening av löst Zn var mestadels effektivt, speciellt i Malmö och Växjö med medianrening >80 %. Negativ rening, dvs urlakning, observerades dock i Sundsvall för S och S+Veg (dock inte för S+Veg+Kalk vilket visar den positiva effekten av kalk). Dessutom observerades i flera fall urlakning av löst Zn från KM i Stockholm.



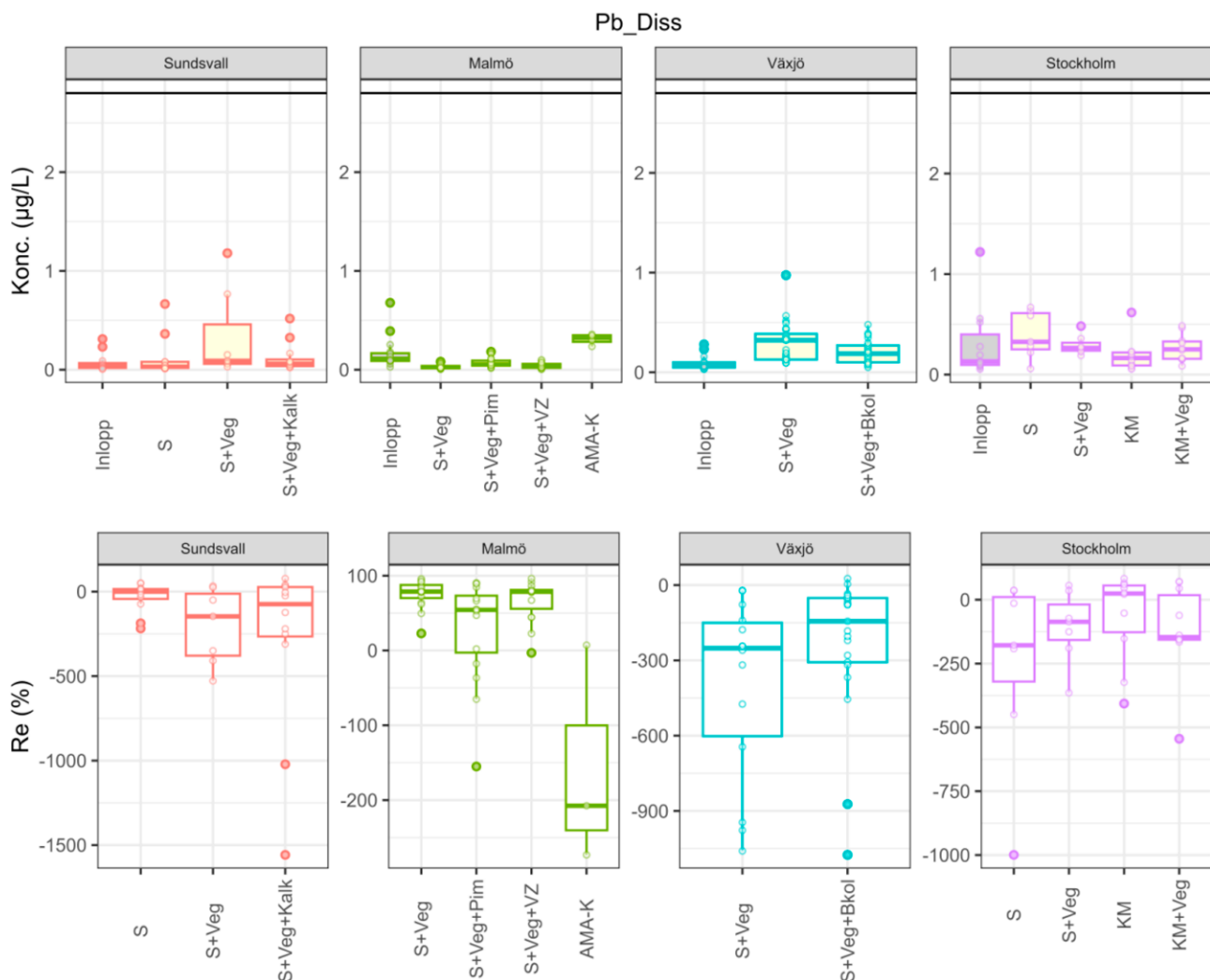
Figur 3.21

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Löst Zn. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Halterna av löst Pb (Figur 3.22) ökade signifikant för filtren i Växjö (både S+Veg och S+Veg+Bkol). I Malmö, däremot, var de utgående halterna av löst Pb signifikant lägre än i inflödet för alla filter med S+Veg (och pimsten/vattenmättad zon). I Malmö fanns ingen skillnad mellan halterna av löst Pb i inflödet och utflödet vid AMA-K. Inte heller vid biofiltersystemen i Sundsvall och Stockholm observerades signifikanta förändringar i koncentrationen av löst Pb.

Medianhalterna av löst Pb i utflödet låg på alla platser under miljögränsvärdet för recipienten (2,5 µg/l). De växtbevuxna sandfiltren i Malmö uppvisade en medianrening på 54 % (S+Veg+Pim), 79 % (S+Veg+VZ) och 79 % (S+Veg). AMA-K filtret däremot lakade ut löst Pb. En likadan låg medianrening eller urlakning av löst Pb observerades för alla andra filterceller som ingick i denna studie.

I detta sammanhang är det dock viktigt att beakta att andelen löst Pb i dagvatten i regel endast är en mycket liten andel av den totala Pb-halten.

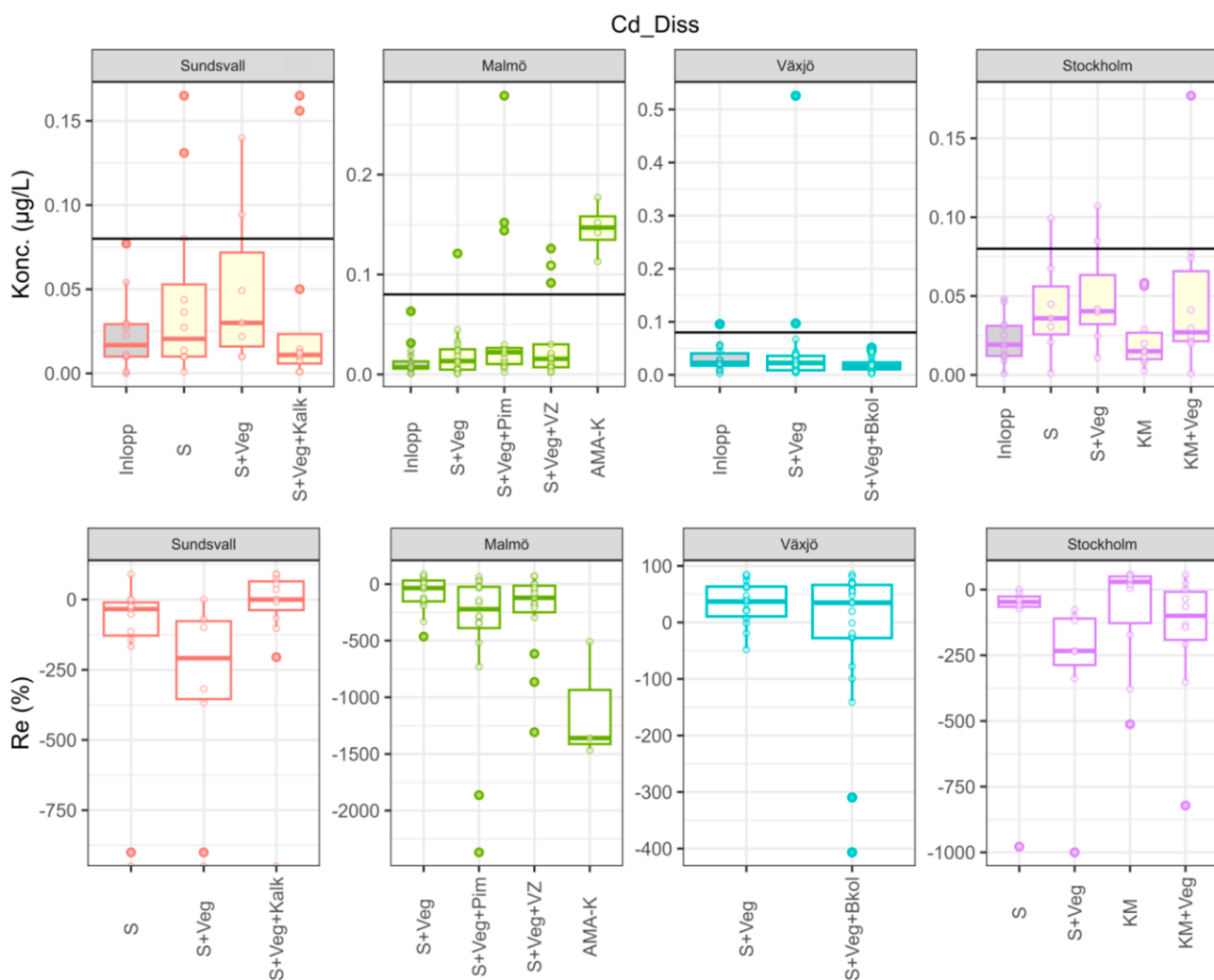


Figur 3.22

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Löst Pb. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Koncentrationerna av löst Cd var ofta högre i utflödet jämfört med inflödet (Figur 3.23). I Malmö observerades signifikant högre halter av löst Cd S+Veg+Pimp samt S+Veg+VZ. Trots att statistisk signifikans saknades var koncentrationerna av upplöst Cd i S+Veg (median 0,013 µg/l) i samma storleksordning som för S+Veg+Pimp (median 0,022 µg/l) och S+Veg+VZ (median 0,016 µg/l). Däremot var mediankoncentrationerna av löst Cd i utflödet från AMA-K-filtret (1,5 µg/l) högre än för alla andra filter (0,013-0,022 µg/l) samt högre än koncentrationerna i inflödet (median 0,007 µg/l). I Stockholm observerades signifikant ökade halter av löst Cd i utflödet jämfört med inflödet (median 0,019 µg/l) för S+Veg (median 0,041 µg/l) och S utan vegetation (median 0,036 µg/l). Koncentrationerna i utflödet från filtren med Kolmakadam (KM+Veg, KM) skilde sig inte signifikant från koncentrationerna i dagvattnet. I Sundsvall observerades signifikant högre halter av löst Cd i utflödet från S+Veg (median 0,03 µg/L) jämfört med inflödet (median 0,021 µg/L). Variationen i medianvärdena ligger dock inom mätosäkerheten i laboratorieanalysen. Ingen signifikant skillnad i koncentrationer av löst Cd observerades för S+Veg (median 0,011 µg/l). I Växjö låg inflödet (median 0,023 µg/l) och utflödet av löst Cd (S+Veg: median 0,023 µg/l, S+Veg+Bkol: median 0,017 µg/l) i samma intervall.

I Sundsvall, Malmö och Stockholm fanns i median en utlakning av löst Cd från de flesta undersökta filtren. Undantaget var KM i Stockholm med en låg medianrening (30 %) och S+Veg+Kalk med en medianrening kring 0 %. En tydlig urlakning av löst Cd observerades också ibland för S+Veg+Bkol i Växjö (medianrening 35 %), medan S+Veg i Växjö i median renade 37 % av löst Cd. Urlakning observerades bara vid två provtagningshändelser.

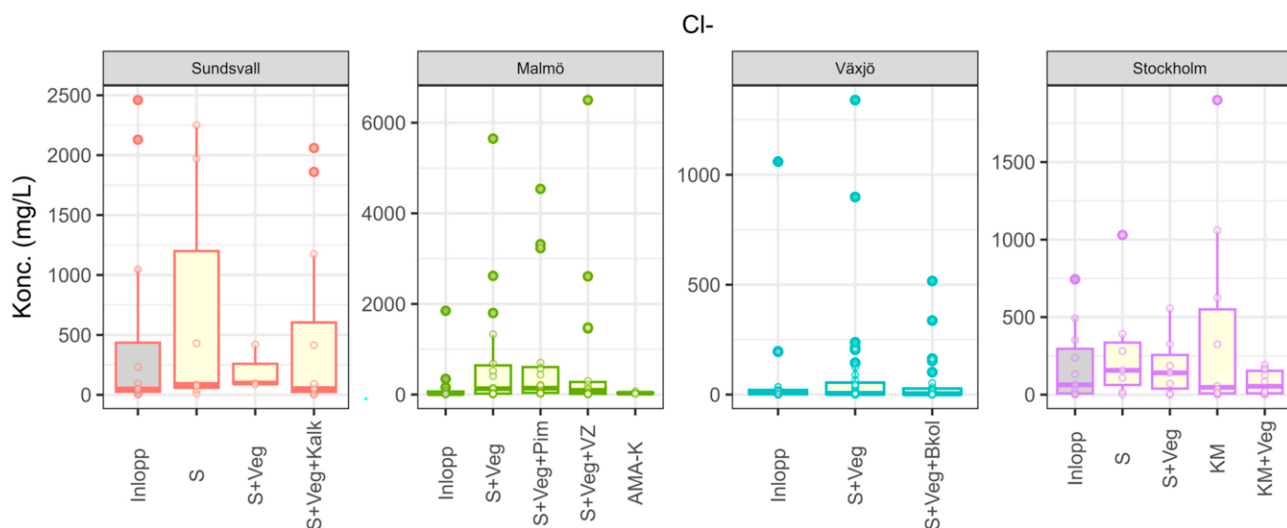


Effekt av salt på metallrening

I de studier som ligger till grund för denna rapport har förhöjda salthalter i dagvatten och/eller utflöde från filtercellerna observerats vid en del av regnen på samtliga undersökta platser. Den främsta anledningen till detta är användning av vägsalt under vinterförhållanden. Kloridhalterna i vattnet visas i Figur 3.24.

Figur 3.23

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Löst Cd. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.



Figur 3.24

Koncentrationer i inflöde och utflöde från de olika filtren: klorid Cl^-

Korrelationen mellan kloridhalter i in- och utflödet och totala respektive lösta metallkoncentrationer undersöktes (Spearman-korrelation) för att förstå vägsaltets påverkan på metallrening eller mobilisering.

I Sundsvall, Malmö och Växjö har positiva samband (dvs en högre kloridkoncentration korrelerar med en högre metallkoncentration) hittats mellan klorid och totala zinkhalter. I Sundsvall och Växjö var kloridhalterna i inflödet positivt korrelerade med totala Cd- och TOC-halter. I Malmö och Växjö fanns dessutom ett positivt samband mellan kloridhalterna i inflödet med totala Cu- och totala Pb-koncentrationer. Vidare påvisades positiva samband i inflödet mellan klorid och löst Cd (Sundsvall), löst Zn (Malmö), grumlighet (Växjö) samt TSS (Växjö). I Stockholm hittades inga signifikanta samband mellan klorid- och metallinflödeshalter.

I Malmö var kloridhalterna negativt korrelerade med totalt Cd, totalt Cu, löst Cu och löst Pb i utflödet S+Veg+Pimp (dvs högre kloridhalt korrelerar med lägre metallhalt). Vid detta filter fanns däremot en positiv korrelation mellan klorid och löst Zn. För S+Veg hittades däremot en positiv korrelation mellan klorid och löst Zn. Inga andra samband mellan kloridhalt och metallhalt har observerats i Malmö.

I Stockholm var total Zn och Cu samt löst Cu och Pb negativt korrelerade med klorid i utflödet från S. För denna filtercell har däremot en positiv korrelation hittats mellan klorid och löst Cd-koncentration. Det bör noteras att antalet regnhändelser på denna plats var relativt låga ($N=7$). Därför bör dessa korrelationer tolkas med försiktighet.

I Sundsvall var löst Cd och Zn positivt korrelerade med klorid i utflödet från sandfiltret S. Totalt Zn, löst Zn, löst Cd och löst Pb var positivt korrelerade med klorid i utflödet (S+Veg+Kalk). Filtret med sand och vegetation (S+Veg) exkluderades från korrelationsanalyserna, eftersom det fanns data för endast tre regn.

I Växjö var totalt Zn och löst Zn positivt och löst Cu negativt korrelerad med klorid i utflödet från (S+Veg). Vid filtret med tillsatt biokol (S+Veg+Bkol) var löst Cu negativt korrelerat med kloridkoncentrationer.

Stad	Mätpunkt	Filter	Korrelation mellan klorid och...	N	Korrelation	P-värde
Malmö	Inflöde		Total Cu	16	0,524	0,037
			Total Pb	16	0,547	0,028
			Total Zn	16	0,524	0,037
			Löst Zn	16	0,606	0,013
	Utflöde	S+Veg	Löst Zn	18	0,56	0,016
		S+Veg+Pimp	Total Cd	16	-0,804	0
			Löst Cu	16	-0,582	0,018
			Total Cu	16	-0,709	0,002
			Löst Pb	16	-0,612	0,012
			Löst Zn	16	0,532	0,034
Stockholm	Utflöde	KM	Löst Cd	11	0,818	0,002
			Total Cd	11	0,639	0,034
			pH	11	0,65	0,03
			TSS	11	0,784	0,004
		KM+Veg	TOC	10	-0,842	0,002
		S	Löst Cd	7	0,893	0,007
			Löst Cu	7	-0,821	0,023
			Total Cu	7	-0,847	0,016
			Löst Pb	7	-0,786	0,036
			Grumlighet	7	-0,964	0
			Total Zn	7	-0,786	0,036
Sundsvall*	Inflöde		Total Cd	12	0,609	0,036
			Total Zn	12	0,65	0,022
			Löst Cd	11	0,927	0
			TOC	12	0,65	0,022
	Utflöde	S	Löst Cd	7	0,964	0
			Grumlighet	6	-0,886	0,019
			Löst Zn	7	0,821	0,023
		S+Veg+Kalk	Löst Cd	12	0,917	0
			Löst Pb	12	0,837	0,001
			Löst Zn	12	0,972	0
			Total Zn	12	0,93	0

Tabell 3.8

Resultat av korrelationsanalys (Spearman): signifikanta korrelationer.

Stad	Mätpunkt	Filter	Korrelation mellan klorid och...	N	Korrelation	P-värde
Växjö	Inflöde		Total Cd	14	0,554	0,04
			Total Cu	14	0,631	0,015
			Total Pb	14	0,73	0,003
			Total Zn	14	0,673	0,008
			Grumlighet	18	0,715	0,001
			pH	18	0,655	0,003
			TSS	17	0,791	0
			TOC	18	0,622	0,006
	Utflöde	S+Veg	Löst Cu	28	-0,377	0,048
			DOC	35	-0,417	0,013
			Temp	35	-0,34	0,046
			TOC	35	-0,345	0,042
			Löst Zn	28	0,459	0,014
			Total Zn	28	0,4	0,035
		S+Veg+Bkol	Löst Cu	23	-0,684	0
			DOC	29	-0,571	0,001
			pH	29	0,369	0,049
			Temp	29	-0,404	0,03
			TOC	29	-0,557	0,002

Tabell 3.8 – fortsättning

3.4.2 Diskussion

Resultaten visar att rening av totalmetallhalter generellt är effektiv. Liknande resultat för rening av totala metaller har regelbundet visats i andra fältstudier (t.ex. Davis et al. 2003; Hatt et al. 2009; Flanagan et al. 2019). De underliggande processerna för rening av metaller i biofilter är sedimentering och filtrering av partiklar och därmed partikelbundna metaller (LeFevre et al. 2015). Filtermaterialet har en avgörande roll för metallrening. Dessa processer fungerar också i de (relativt till andra biofilter) mycket genomsläppliga filtermaterialen som har en betydligt högre genomsläpplighet (>1000 mm/timme) än ofta rekommenderat i andra klimat (ofta ca. 150–360 mm/timme). Detta är mycket positivt för implementering av sådana anläggningar i Sverige eftersom detta förbättrar infiltration i (delvist) fruset filtermaterial och minskar bräddning av (orenat) vatten. Trots denna generellt effektiva metallrening överskred koncentrationerna i utflödet i vissa fall riktvärdena för dagvattenutsläpp för totalt Cu, totalt Zn och totalt Pb (Riktvärdesgruppen 2009).

Rening av lösta metaller i biofilter visade sig vara mer varierande än för totalhalter. Även detta har rapporterats i tidigare studier (t.ex. Hatt et al. 2007; Søberg et al. 2017). De bakomliggande processerna för behandling av lösta metaller är olika sorptionsprocesser (LeFevre et al. 2015). Därmed påverkas rening av lösta metaller i biofilter mer av olika utformnings- och miljöfaktorer jämfört med partikelbundna metaller (LeFevre et al. 2015). Medianhalterna för löst Cu- och Zn i utflödet specifikt i Sundsvall och Stockholm överskred ofta MKN för recipienter (HaV 2016). HAV-gränsvärdena avser recipienten och inte själva dagvattnet. Även om metallerna överskrider dessa gränser är det sannolikt att utspädning sker i recipienten. Men även korta upprepade pulser av förorenat dagvatten kan leda till toxiska effekter på vattenlevande organismer (McDonald et al. 2022). Detta understryker behovet av noga utformning och projektering av biofilter för att öka rening av lösta metaller, främst avseende filtermaterial. I denna rapport undersöks

utvalda aspekter gällande filtermaterial och vegetation. Det behövs dock mer forskning när det gäller rening av lösta metaller och vid behov kan det bli nödvändigt att bygga ett efterpoleringssteg efter biofiltren.

Tillsats av material som biokol eller pimpsten har rekommenderats för att förbättra funktionen (Biswal et al. 2022; Öhrn Sagrelus et al. 2023). Båda dessa tillsatser har dock ingen positiv effekt på metallrening i dessa fältstudier. Förutom att den inte gynnar metallreningen har pimpsten som importeras till Sverige en ganska hög negativ miljöpåverkan på grund av långväga transportbehov (Öhrn Sagrelus et al. 2022). Även Søberg et al. (2019) visade i ett kolonnförsök i laboratorieskala att biokol inte förbättrade metalladsorptionen, vilket är i linje med resultaten i denna rapport. Søberg et al. 2019 fann också att kalk har en positiv effekt på metallavskiljning. Detta kunde också visas vid biofiltersystemet i Sundsvall, där det växtbevuxna sandfiltret med tillsatt kalk generellt presterade bättre än det växtbevuxna filtret utan kalk och det icke-växtbevuxna sandfiltret.

Filtren med filtermaterial som tagits fram främst för att gynna växtlighet och inte rening presterar betydligt sämre. Kolmakadam (KM i Stockholm) och blandning av anläggningsjord och kompost (AMA-K i Malmö) renar metallerna ofta mindre effektivt eller orsakar till och med högre koncentrationer i utflödet än i inflödet. Anledningar till detta kan inte avgöras i detalj. Men sannolikt bryts organiskt material i dessa filter ned och sköljs tillsammans med finsediment ut ur dessa filter vid regnhändelser (Blecken et al. 2009a). Tidigare adsorberade metaller följer med dessa (lösta) organiska ämnen och partiklar. Denna hypotes stöds av den mycket höga halten DOC i utflödet från AMA-K. Dessutom har främst AMA-K en lägre infiltrationskapacitet och därmed högre risk för igensättning och mera bräddning av orenat vatten.

Sammantaget verkar metallreningen vara bättre i de växtbevuxna filtren (tydligast i Sundsvall där en färdig ängsmatta med ett tunt lager substrat applicerades), vilket understryker vegetationens positiva effekt på rening av totala metaller. Även detta har indikerats i tidigare studier (Read et al. 2008; Dagenais et al. 2018; Lange et al. 2020b). För rening av lösta metaller har vegetation inte spelat en lika tydlig roll. Av detta kan man dra slutsatsen att det inte är direkt metallupptag av växterna utan främst indirekta processer som gynnar reningen. Rötterna minskar igensättning, växterna gynnar biologiska och kemiska processer, mm (Dagenais et al. 2018). I Sundsvall bidrar sannolikt det tunna substratlager (med lägre kornstorlek) av den färdiga ängsmattan till den bättre reningen av totala metaller (se också kapitlet 4 om rening av organiska föroreningar i samma biofilter). Eventuella försämringar av infiltrationskapaciteten hos sådana anläggningar kan eventuellt beaktas och kompenseras vid dimensioneringen av systemet. Systemet i Sundsvall var dimensionerat för 20 mm regn och hade en nedsänkning på en meters djup och ett strypt utlopp för förlängt uppehållstid (Tabell 3.2).

Den vattenmättade zonen som testats i Malmö hade ingen effekt på rening av metaller. Eftersom en sådan zon främst används för att gynna rening av kväve (Hunt et al. 2006) har ingen effekt på metaller heller förväntats.

Som fynd från biofilterstudier i labbskala har ökad saltkoncentration i dagvatten föreslagits ha en negativ (Paus et al. 2014; Søberg et al. 2017) eller positiv effekt på metallavverkning (Beral et al. 2023). Detta återspeglar resultaten från studierna i denna rapport, där negativa, men även positiva samband mellan metallhalter och salthalter hittades (Tabell 3.8).

3.4.3 Råd och erfarenheter

Val av filtermaterial:

- Sandbaserade filtermaterial med relativt hög infiltrationskapacitet (vilket är fördelaktigt vid minusgrader under vintern) och låg andel organiskt material (se Tabell 3.3) fungerar för rening av metaller.

-
- Tillsats av kalk till filtermaterial förbättrar framför allt rening av lösta metaller och rekommenderas att blandas in i filtermaterialet. Ett exempel är filtren i Sundsvall där filtersanden innehöll 10 % kalk (se Tabell 3.3).
 - Tillsats av biokol och pimpsten förbättrar inte metallrening och rekommenderas inte som tillsats i filtermaterial.
 - Filtermaterial som består av anläggningsjord och kompost rekommenderas inte. Samma gäller kolmakadam, dock är resultaten för detta inte lika tydliga. Dessa material gynnar växtligheten; om rening är ett prioriterat syfte uppfyller dessa material dock inte kraven för metallrening.
 - Vägsalt påverkar rening negativt; det bästa sättet att undvika detta är att minska användning av salt. Kalk kan minska den negativa effekten av vägsalt genom att förbättra rening av lösta metaller.

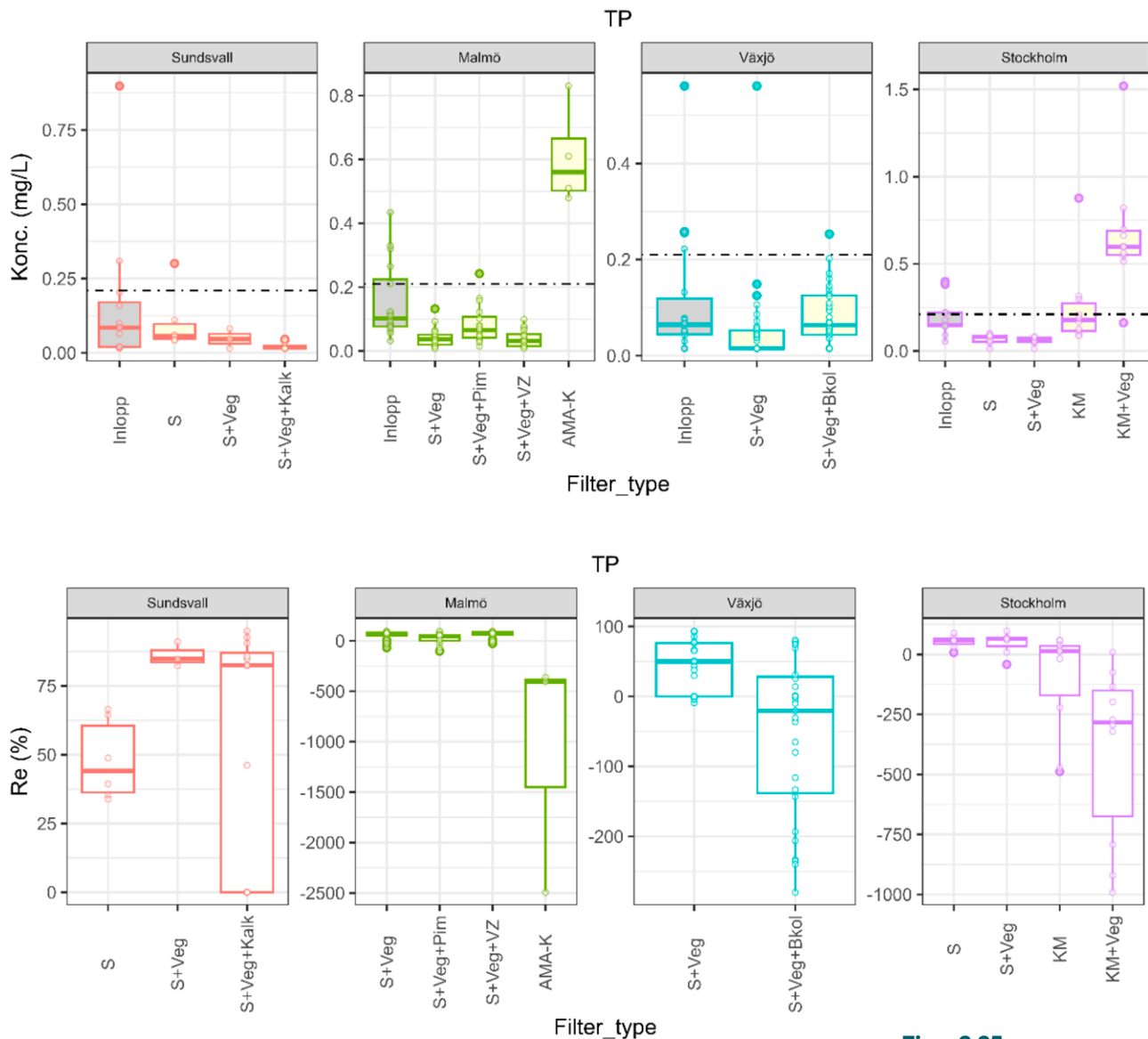
Vegetation:

- Vegetation är fördelaktigt för (total) metallrening (och har andra positiva effekter såsom minskad risk för igensättning vilket dock inte utvärderats i denna studie).
- Oavsett filtermaterial klarade sig vegetationen i alla filter, även de med näringsfattiga sandsubstrat.

3.5 Rening av fosfor

3.5.1 Resultat

Koncentrationer och reningsgrad för totalfosfor och fosfatfosfor presenteras i Figur 3.25 och Figur 3.27 samt i Tabell 3.9.



Figur 3.25

Koncentrationer i in- och utflöde (övre raden) rening i % (nedre raden) för de olika filtren för totalfosfor. Den streckade linjen visar typiska halter i dagvatten enligt litteraturstudien Pamuru et al. (2022). Observera de olika skalorna för de olika anläggningarna. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Stad			Sundsvall				Malmö					Växjö			Stockholm				
In/Ut			Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde
Filter				S	S+Veg	S+Veg+Kalk		AMA-K	S+Veg	S+Veg+Pim	S+Veg+VZ		S+Veg	S+Veg+Bkol		KM	KM+Veg	S	S+Veg
TP	mg/L	N	12	6	3	12	16	4	18	16	17	18	35	28	11	10	10	7	7
		min	0,015	0,043	0,015	0,015	0,032	0,48	0,008	0,015	0,009	0,015	0,015	0,015	0,055	0,088	0,162	0,015	0,015
		mean	0,165	0,102	0,048	0,023	0,155	0,607	0,043	0,083	0,038	0,114	0,054	0,086	0,194	0,247	0,669	0,069	0,059
		max	0,898	0,301	0,081	0,046	0,434	0,83	0,132	0,242	0,099	0,561	0,561	0,253	0,399	0,877	1,52	0,102	0,083
		S.D	0,247	0,1	0,033	0,012	0,12	0,158	0,031	0,061	0,027	0,136	0,095	0,061	0,109	0,235	0,344	0,03	0,023
PO ₄ -P	mg/L	N	12	6	3	12	16	4	18	16	17	16	31	24	11	10	10	7	7
		min	0,005	0,006	0,006	0,005	0	0,006	0	0,002	0	0,002	0	0,001	0,006	0,006	0,09	0,006	0,006
		mean	0,016	0,008	0,025	0,011	0,01	0,401	0,019	0,029	0,014	0,01	0,021	0,071	0,057	0,137	0,572	0,027	0,022
		max	0,074	0,018	0,063	0,035	0,051	0,82	0,101	0,113	0,044	0,076	0,096	0,199	0,304	0,709	1,29	0,065	0,065
		S.D	0,021	0,005	0,033	0,01	0,013	0,337	0,026	0,031	0,014	0,018	0,025	0,054	0,088	0,217	0,296	0,02	0,023

Tabell 3.9

Fosforkoncentrationer i dagvatten och utflödet från de olika filtren.

I filtren med Sand och vegetation (S+Veg) i alla fyra städerna var TP-koncentrationen i det utgående vattnet betydligt lägre än i det inkommande dagvattnet. Medelkoncentrationerna i utflödet var kring 0,05 mg/l jämfört med 0,11-0,19 mg/l i dagvattnet. Därmed var reningen mellan 45 och 86 %. Reningen var statistiskt signifikant för alla dessa filter, dvs. det fanns en signifikant skillnad mellan inflödet och utflödet.

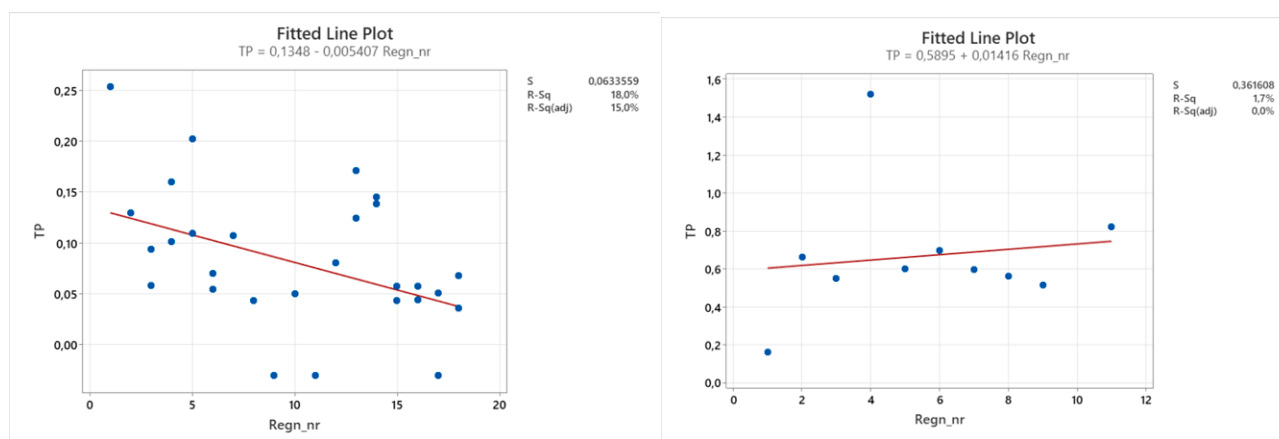
Också de flesta andra sandbaserade filtren (S+Veg+Kalk, S+Veg+VZ) renade P i ungefär samma utsträckning. Vegetationen gynnade reningen i Sundsvall, sandfiltret S fungerade sämre än de två växtbevuxna filtren och fosforhalterna i det utgående vattnet var dubbelt så höga som för de växtbevuxna filtren. Ändå fanns en signifikant rening även i filtret utan växter. Samma gäller i princip för filtret med pimpsten i Malmö (S+Veg+Pimp). Halterna minskade signifikant när vattnet passerade filtret, men reningen (22 %) var inte lika bra som för S+Veg och S+Veg+VZ (<55 %). Den vattenmättade zonen bidrog inte till en förbättrad rening vilket inte heller förväntades.

Fosfor renades inte i filtren som innehöll höga halter av organiskt material och/eller kompost, dvs AMA-jords/kompostblandningen (AMA-K) i Malmö och kolmakadamfiltren (KM+Veg) i Stockholm. Reningen var negativ, dvs. halterna i utflödet var betydligt högre än i inflödet (ökning från 0,15 mg/l till 0,60 mg/l för AMA-K och från 0,19 mg/l till 0,67 mg/l för KM+Veg). Detta visar att näringsrika filtermaterial inte är lämpliga om fosforrening prioriteras. Även filtren med biokol i Växjö (S+Veg+Bkol) lakar ut fosfor och reningen är -56 %. Urlakningen och därmed medelkoncentrationen i utflödet (medel: 0,09 mg/l) är dock inte lika hög som för AMA-K och KM+Veg. Anledningen är att det endast är en mindre andel biokol (10 %) och anläggningsjord (5 %) i dessa filter.

Urlakning av näringsämnen är vanligt förekommande för nya filter, även om filtermaterialet inte innehåller så höga halter näringsämnen och organiskt material som AMA-K och KM+Veg. Denna urlakning avtar dock inom några veckor eller månader. En sådan initial urlakning är dock inte anledningen till de höga P-halterna i utflödet från AMA-K och KM+Veg. Vid provtagning hade filtren varit i drift i ca 2–3 år och en regression mellan ålder och P-halter visar ingen signifikant minskning av P-halterna över tid för KM+Veg. För biokolfiltren i Växjö syns en nedåtgående trend som dock inte är statistiskt signifikant (Figur 3.26). För AMA-K har ingen regression gjorts eftersom alla prover tagits under en period på endast en månad (maj 2022). Vid dessa provtagningar hade filtret varit i drift i mer än 3 år. Trots denna ganska långa drifttid ser man urlakning av fosfor från filtret.

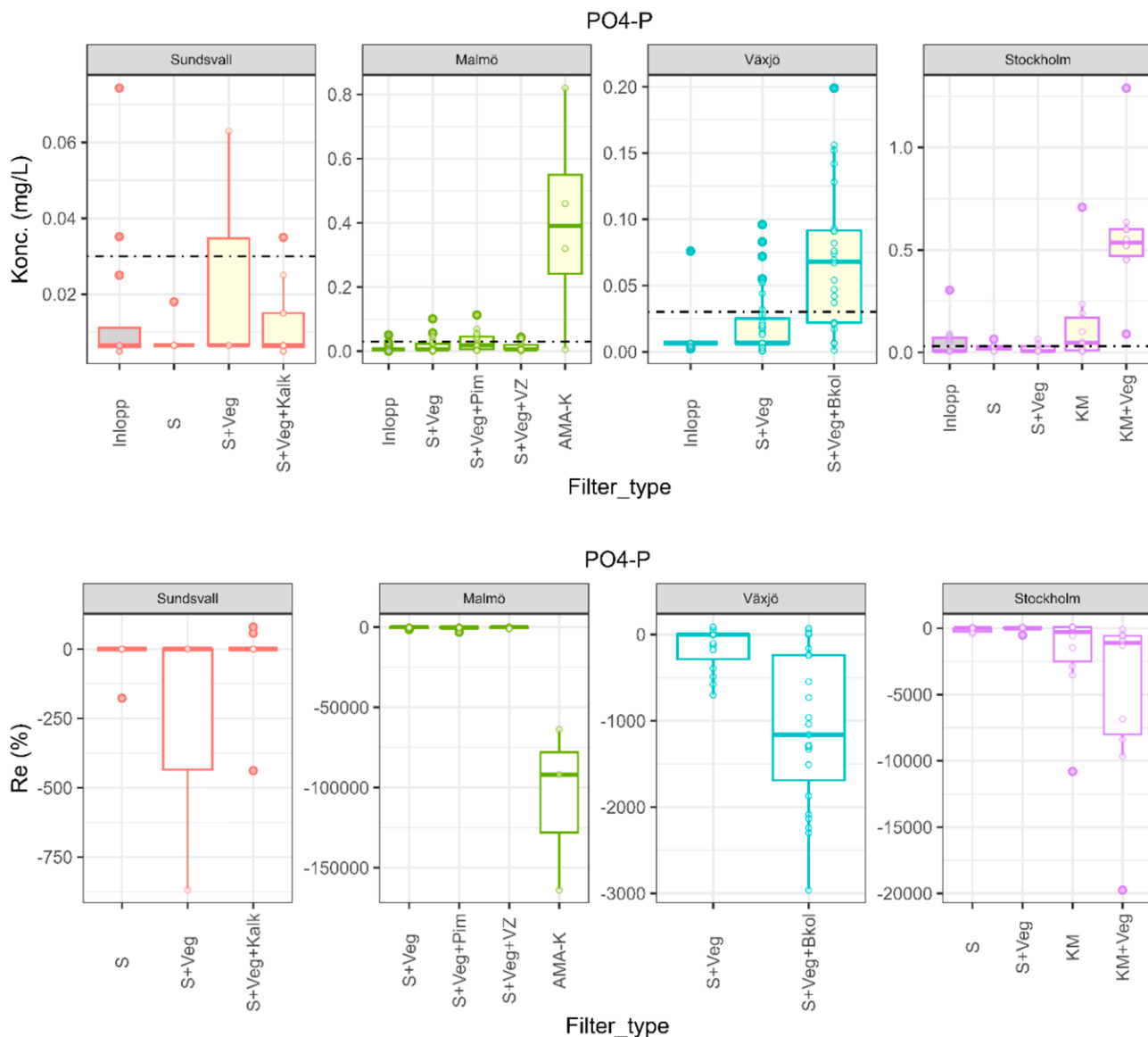
Figur 3.26

Ingen minskning av fosforurlakning över tid för S+Veg+Bkol i Växjö (vänster) och KM+Veg i Stockholm (höger).



Fosfatfosfor renas inte i filtren. Koncentrationerna i utflödet är alltid högre jämfört med inflödet (Figur 3.27). I inflödet utgör fosfatfosfor bara en mindre andel av totalfosfor. Både andelen och koncentration av fosfatfosfor ökar i utflödet. Denna ökning var signifikant för filtret med pimpsten i Malmö (S+Veg+Pimp), för biokolfiltren i Växjö (S+Veg+Bkol) och för kolmakadamfiltret i Stockholm (KM+Veg). För AMA-K filtret i

Malmö var spridningen mycket hög. En anledning kan vara att endast fyra regn ingick i provtagningen. På grund av den höga spridningen av data blev skillnaden inte signifikant trots att medelkoncentrationen i utflödet var 40 gånger högre än i inflödet. Reningen av totalfosfor utgörs sannolikt till stor del av partikelbunden fosfor.



Fosfatfosfor står för huvuddelen av urlakningen av fosfor som observerats framför allt för AMA-K, KM+Veg och S-Veg-Bkol. Reningen i procent ligger mellan -1 000 och -100 000 % (Figur 3.27), dvs halterna i det utgående vattnet är extremt mycket högre än i inflödet. Detta understryker vikten av att välja filtermaterial som inte innehåller stora mängder näringsämnen.

3.5.2 Diskussion

Generellt är rening av näringsämnen betydligt mer variabel än exempelvis rening av metaller eller sediment. Rening av fosfor i biofilter och regnbäddar sker främst genom adsorption i substratet och filtrering av partiklar (sedimentation). I motsats till kväve är reningen av totalfosfor dock ofta effektiv eftersom partikelbunden fosfor avskiljs effektivt genom filtration (Marvin et al. 2020). Löst fosfor måste adsorberas av filtermaterialet (Hsieh et al. 2007). För att begränsa risken för fosforutsläpp till recipienten och minska övergödning behöver reningen därför även fokusera på den lösta fasen.

Figur 3.27

Koncentrationer i in- och utflöde (övre raden) och rening i % (nedre raden) för de olika filtren för fosfatfosfor. Den streckade linjen visar typiska halter i dagvatten enligt litteraturstudien Pamuru et al. (2022). Observera de olika skalorna för de olika anläggningarna. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

Olika studier om dagvattenbiofilter rapporterar inte bara bra reningseffekter (t.ex. Davis et al. 2006: 70–80 % rening) utan även mycket högt utsläpp av fosfor (t.ex. Li & Davis 2009: -250 %). Källan till dessa fosforutsläpp är ofta filtermaterialet och inte fosfor i det inkommande dagvattnet. Fosforindex och fosforhalt av filtermaterialet har använts som indikatorer för potentiellt fosforläckage från dagvattenfilteranläggningar (Clark & Pitt 2012). Ofta är anledning till fosforutsläpp att fina partiklar med partikelbunden fosfor tvättas ur filtermaterialet (Hunt et al. 2006; Li & Davis 2009), främst från nybyggda anläggningar. Men även nedbrytning av organiskt material bidrar (Clark & Pitt 2012). Detta kan även leda till urlakning av metaller som tidigare absorberats. Ren sand rekommenderas dock inte heller för fosforrening eftersom dess jonbyteskapacitet (adsorptionskapacitet) är för låg (Fassman et al. 2013).

Ett liknande filtermaterial som i de sandbaserade filtren har använts tidigare i laboratorieförsök, t.ex. (Søberg et al. 2020). Fältdata visar inte en lika bra reningsförmåga som i dessa labbförsök. Ändå fungerar de sandbaserade filtermaterialen betydligt bättre än de som innehåller höga andelar organiskt material, kompost och liknande.

Om fosforrening prioriteras rekommenderas det ofta att blanda filtermaterialet med material som har hög sorptionskapacitet för fosfor (Dagenais et al. 2018). Pimpsten har inte testats för fosforrening i dagvattensammanhang tidigare, dock finns resultat som tyder på att pimpsten kan adsorbera fosfor (Cheng et al. 2018; Mahenge et al. 2006). Biokol adsorberar i regel inte fosfor (Mohanty et al. 2018). Våra resultat visar ingen positiv påverkan av dessa två material på fosforreningen. De utgående fosforhalterna från dessa filter (S+Veg+Pimp i Malmö och S+Veg+Bkol i Växjö) är högre än för S+Veg-filtren.

Urlakning av fosfor från biokol har observerats om den härstammar från näringsrika substrat (t.ex. djurspillning och/eller avloppsslam) eller om biokolet är anriktat med näringsämnen (för att gynna växtligheten) (Mohanty et al. 2018). Detta var dock inte fallet i Växjöanläggningen. Ändå verkar biokolet vara anledningen till urlakningen eftersom det var den enda skillnaden mellan de testade anläggningarna i Växjö. Kolmakadamfiltret i Stockholm släpper ut stora mängder fosfor. Sannolikt är komposten den mest relevanta källan för fosfor.

Däremot fungerar filtret med kalk i Sundsvall (S+Veg+Kalk) bättre för fosforreningen. Kalksten tillsätts främst för att gynna metallreningen men verka också stödja fosforreningen. Kalk kan höja pH vilket gynnar fosforreningen (Fassman et al. 2013; Marvin et al. 2020). Resultat från avloppsrening stödjer dock att kalk kan gynna fosforadsorption (Santos et al. 2024).

Urlakning av fosfor har regelbundet påvisats då filtermaterial med höga halter organiskt material (kompost, torv eller liknande) har använts (Chahal et al. 2016; Egelberg & Wold 2021; Marvin et al. 2020). Detta bekräftas tydligt även för de undersökta anläggningarna. Tillsats av kompost i AMA-K och KM+Veg orsakar mycket höga fosforutsläpp. Jay et al. (2017) har undersökt urlakning av fosfor från olika biofiltermaterial och alla material förutom ren sand visade en viss urlakning i början.

Ofta avtar urlakning av fosfor från filtermaterial över tid (i regel inom några veckor eller månader) eftersom t.ex. fina organiska partiklar sköljs ut i början när filtermaterialet är nyinstallerat (Blecken et al. 2010; Marvin et al. 2020). Detta var dock inte fallet i dessa anläggningar. Detta tyder på att det fanns så mycket tillgänglig fosfor att urlakningen kunde fortsätta även efter åtminstone 3–4 år. Detta orsakar sannolikt alldeles för höga utsläpp för att kunna vara acceptabla. Därför avråds det bestämt från att använda filtermaterial som innehåller höga halter kompost eller liknande organiska material (torv, höns gödsel, m.m.) om fosforrening prioriteras.

Växtligheten behöver näringsämnen för att kunna klara sig. Detta är anledningen till inblandning av dessa näringsrika material. Dock växer det även i de mera näringsfattiga filtren (Figur 3.28). En anledning kan vara användning av växter som är anpassade till dessa förhållanden. Sedan är det också viktigt att komma ihåg att dagvattnet medför

fosfor till anläggningen (annars skulle fosforrening från dagvatten inte vara relevant alls). Om man utgår ifrån att dagvattnet innehåller 0,15 mg/l totalfosfor och 0,015 mg/l fosfatfosfor och ett biofilter som är 2 % av ett avrinningsområde med en avrinningskoefficient på 0,8 och 750 mm nederbörd/år, medför dagvattnet 4,5 g totalfosfor och 0,45 g fosfatfosfor årligen per varje kvadratmeter av biofiltret. Detta är högre än riktivärden för fosforgödsling till grödor som t ex. för slåttervall ligger på <2,5 g/m² (beroende på jordens halt av tillgänglig fosfor). Enligt Jordbruksverket får i snitt inte mer än 2,2 g/m² fosforgödsel spridas på jordbruksmark per år.



Figur 3.28

Vegetation i AMA-K, S (båda juni 2022) och S+Pimp (april 2022).

Vegetation gynnar rening av näringsämnen. Vegetationen spelar dock större roll för kväve än för fosfor (Dagenais et al. 2018) medan filtermaterialet är avgörande för fosfor. Ändå visar de växtbevuxna filtren bättre rening av fosfor än de utan växter (S jämfört med S+Veg i Sundsvall och Stockholm). Skillnaden i Stockholm var endast mycket liten och inte statistiskt signifikant. Skillnaden i Sundsvall var större. Dock är det sannolikt inte växtupptag av fosfor som påverkar utan den bättre filtreringen av partiklar och partikelbunden fosfor i det översta filterlagret. De få andra studier som direkt jämfört fosforrening i växtbevuxna och icke-växtbevuxna filter tyder inte på en signifikant skillnad (Dagenais et al. 2018). I en australiensisk studie har det visats att växtarten och dess egenskaper spelar roll: reningsgraden varierar mycket beroende på växtart (Read et al. 2008). Däremot bryts växterna ned med tiden om de inte avlägsnas från filtret; därmed frigörs upptagna föroreningar igen. Denna process sker dock ganska långsamt. Borttagning av växtmaterial kan följaktligen gynna reningen. Att skörda och avlägsna växter från filtren skulle dock också avlägsna näringsämnen som annars frigörs när växterna dör och förmultnar (Dagenais et al. 2018).

Dessa resultat understryker att val av filtermaterial är avgörande för en bra fosforrening och att man behöver vara ytterst försiktig när det gäller inblandning av organiskt material i biofilter när fosforrening prioriteras. Detta har tidigare sammanfattats i SVU-rapport 2019-20, Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten (Larm & Blecken 2019).

3.5.3 Råd och erfarenheter

- Val av filtermaterial är avgörande för fosforrening.
- Sandbaserade filtermaterial med vegetation renar totalfosfor. Fosfatfosfor renas inte effektivt. Utsläppen är dock låga.
- Filtermaterialet ska innehålla en låg andel finmaterial (finmaterial som sköljs ut kan ofta vara en orsak för urlakning av fosfor).
- Kalk gynnar fosforrening (och metallrening). Förutom kalk kan andra tillsatser rekommenderas, t.ex. stålull, järnspån eller flygaska (se sammanställning i SVU-rapport 2019-20, Tabell 9.1 och 9.2). Dessa material har dock inte undersökts i denna studie.
- Material med kompost eller liknande organiska material (torv, hönsgödsel) och tillförsel av gödsel under drifttiden ska undvikas om fosfortillförsel till recipienten ska undvikas. Detta gäller främst kolmakadam och AMA-K-blandningen i denna studie.
- Effekten av biokol på fosforrening i denna studie är negativ. Dock kan resultaten inte generaliseras, andra studier ser ingen negativ effekt av biokol på fosforrening.
- Pimpsten gynnar inte fosforrening.
- Vegetation verkar inte ha en direkt påverkan på fosforrening. Dock gynnar vegetation indirekt.

3.6 Rening av kväve

3.6.1 Resultat

Stad			Sundsvall				Malmö					Växjö			Stockholm				
In/Ut			Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde	Utflöde
Filter				S	S+Veg	S+Veg+Kalk		AMA-K	S+Veg	S+Veg+Pim	S+Veg+VZ		S+Veg	S+Veg+Bkol		KM	KM+Veg	S	S+Veg
TN	mg/L	N	12	6	3	12	16	4	18	16	18	18	35	28	11	10	10	7	7
		min	0,359	1,2	1,1	0,17	0,41	0,85	0,18	0,19	0,18	0,5	0,34	0,26	0,5	0,9	2,2	2	0,89
		mean	1,635	2,117	1,467	1,198	1,381	1,078	0,448	0,771	0,471	2,679	1,086	0,91	2,255	2,045	5,832	2,899	1,404
		max	3,5	3,3	2,1	3,048	4,6	1,5	1,1	2	1,3	11	3	2,3	8,23	3,6	13,3	3,77	2,1
		S.D	0,936	0,786	0,551	0,916	1,112	0,304	0,214	0,606	0,243	2,791	0,762	0,61	2,107	1,039	3,333	0,662	0,415
NH ₄ -N	mg/L	N	12	6	3	11	16	4	18	16	18	18	35	28	11	10	10	7	7
		min	0,025	0,025	0,025	0,025	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,025	0,002	0,002	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
		mean	0,375	0,376	0,025	0,098	0,04	0,098	0,03	0,033	0,044	0,741	0,051	0,034	0,083	0,051	0,028	0,025	0,04
		max	1,03	1,01	0,025	0,544	0,284	0,297	0,161	0,209	0,362	3,51	0,611	0,14	0,318	0,163	0,058	0,025	0,086
		S.D	0,256	0,352	0	0,171	0,065	0,139	0,034	0,048	0,08	1,022	0,105	0,037	0,105	0,047	0,01	0	0,027
NO _{2,3} -N	mg/L	N	12	6	3	12	16	4	18	16	18	17	33	26	11	10	10	7	7
		min	0,03	0,225	0,27	0,031	0,03	0,061	0,015	0,015	0,015	0,03	0,03	0,08	0,03	0,03	1,22	0,931	0,205
		mean	0,341	0,613	0,648	0,438	0,245	0,392	0,081	0,282	0,115	0,411	0,411	0,438	0,444	0,872	4,441	1,682	0,319
		max	0,672	1,71	1,2	1,08	0,759	0,8	0,562	1,39	0,683	0,942	1,08	1,06	2,4	2,54	9,97	2,2	0,666
		S.D	0,216	0,551	0,489	0,3	0,19	0,329	0,132	0,498	0,209	0,271	0,297	0,316	0,695	0,893	2,856	0,49	0,157

Tabell 3.10

Kvävekoncentrationer i dagvattnet och utflödet från de olika filtren.

Halterna och rening av kväve och kvävefraktionerna visas i Figur 3.29-Figur 3.31 och i Tabell 3.10. Jämfört med inflödet (median 1,2 mg/l TN) var TN-halterna i Malmö något lägre i utflödet från de sandbaserade filtren (medianhalter under 1 mg/l). Denna minskning av TN-koncentrationen var endast signifikant för S+Veg och S+Veg+SZ. Medianrening i % indikerar låg rening i AMA-K-filtret (27 %), medan de sandbaserade filtren visar i snitt en rening mellan 54 % (S+Veg+Pimp) och 58 % (S+Veg, S+Veg+SZ). Denna skillnad är dock endast av mindre praktisk betydelse, eftersom mediankoncentrationerna i allmänhet är låga och ofta under detektionsgränsen. Den vattenmättade zonen (som i regel förbättrar kväverening i biofilter) hade ingen effekt på TN-reningen.

Kvävefraktionerna har utvärderats för att kunna identifiera processerna som påverkar kväve i filtren. Mediankoncentrationen av $\text{NO}_x\text{-N}$ (0,24 mg/l) minskades signifikant för S+Veg och S+Veg+VZ, dock inte för S+Veg+Pimp. I utflödet från AMA-K-filtercellen observerades en mediankoncentration på 0,35 mg/l, denna ökning var dock inte statistiskt signifikant. Bäst medianrening observerades för S+Veg+VZ och S+Veg+Pim (79 %), följt av S+Veg (64 %), och AMA-K-filtret (32 %). $\text{NH}_4\text{-N}$ -halterna både i in- och utflöde ligger ofta under detektionsgränserna (0,04 mg/l). I få fall observerades urlakning, i regel renade de sandbaserade filtren $\text{NH}_4\text{-N}$. Vid AMA-K utvärderades endast fyra regn och vid två av dessa observerades urlakning av $\text{NH}_4\text{-N}$ från filtermaterialet.

I Stockholm var TN-inflödeskoncentrationen (median) 1,7 mg/l. I utflödet från S+Veg och KM-filtret låg de på samma nivå. Signifikant högre koncentrationer observerades däremot i utflödet från KM+Veg-filtret (median 4,7 mg/l) och det icke-växtbevuxna sandfiltret S (median 3,0 mg/l). Medianreningen av TN var 20 % för S+Veg och urlakning observerades från de andra filtersektionerna.

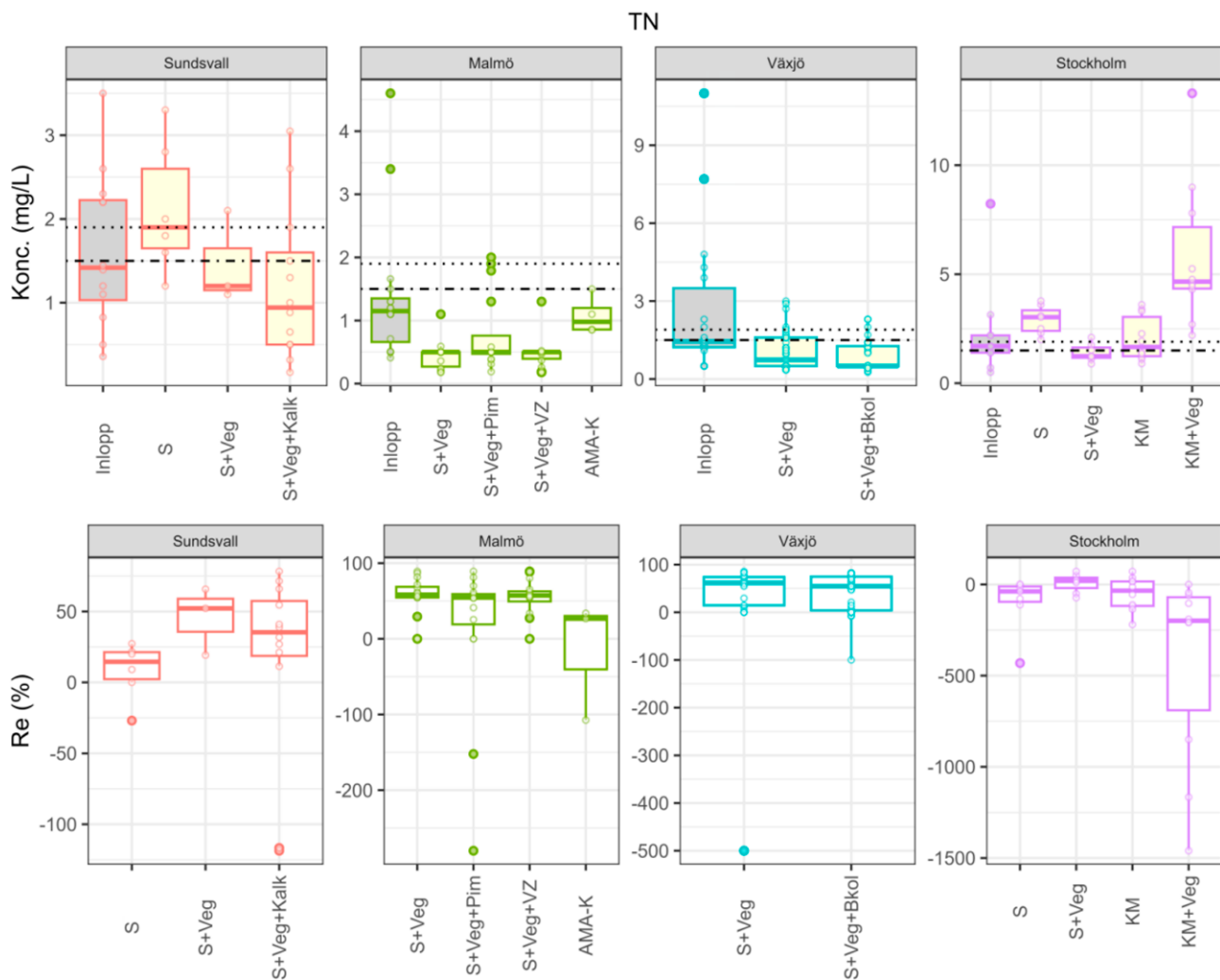
Det fanns ingen skillnad mellan $\text{NO}_x\text{-N}$ -koncentrationen i inflödet (median 0,2 mg/l) och utflödet från S+Veg och KM. Signifikant högre $\text{NO}_x\text{-N}$ -koncentrationer fanns i utflödet från KM+Veg (median 3,6 mg/l) och det icke-växtbevuxna sandfiltret (S) (median 1,9 mg/l). Urlakning har observerats från alla filterceller. Även i Stockholm låg halterna av $\text{NH}_4\text{-N}$ ofta under detektionsgränsen. Vid två av elva regn fanns högre koncentrationer i inflödet än i utflödet från filtren. I tre fall observerades urlakning från KM-filtret och i två fall från S+Veg-filtret.

I Sundsvall hittades ingen signifikant skillnad mellan TN-koncentrationen i inflödet (median 1,4 mg/l) och utflödet (median 1,2-1,9 mg/l). Medianreningen var 15 % för sandfiltret utan vegetation (S), 35 % för S+Veg+kalk och 52 % för S+Veg. Denna beräkning beror dock endast på data från tre regn. Därmed är reningsgraden ganska osäker och den resulterande höga variationen förklarar varför skillnaden inte är statistiskt signifikant.

I Sundsvall var $\text{NO}_x\text{-N}$ -halterna i inflödet (median 0,3 mg/l) och utflödet (median 0,41 till 0,47 mg/l beroende på filtertyp) inte signifikant olika. I median har urlakning från alla filtersektioner observerats. För $\text{NH}_4\text{-N}$ har en signifikant skillnad mellan inflöde (median $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentration: 0,25 mg/l) och utflöde endast visats för S+Veg+Kalk där koncentrationerna i utflödet mestadels låg under detektionsgränserna. Detta var också fallet för S+Veg, dock inte statistiskt signifikant. I utflödet från sandfiltret (S) däremot låg $\text{NH}_4\text{-N}$ -koncentrationerna (median 0,22 mg/l) i samma storleksordning som i inflödet. Medianrening var 19 % för S, 95 % för S+Veg och 89 % för S+Veg+Kalk.

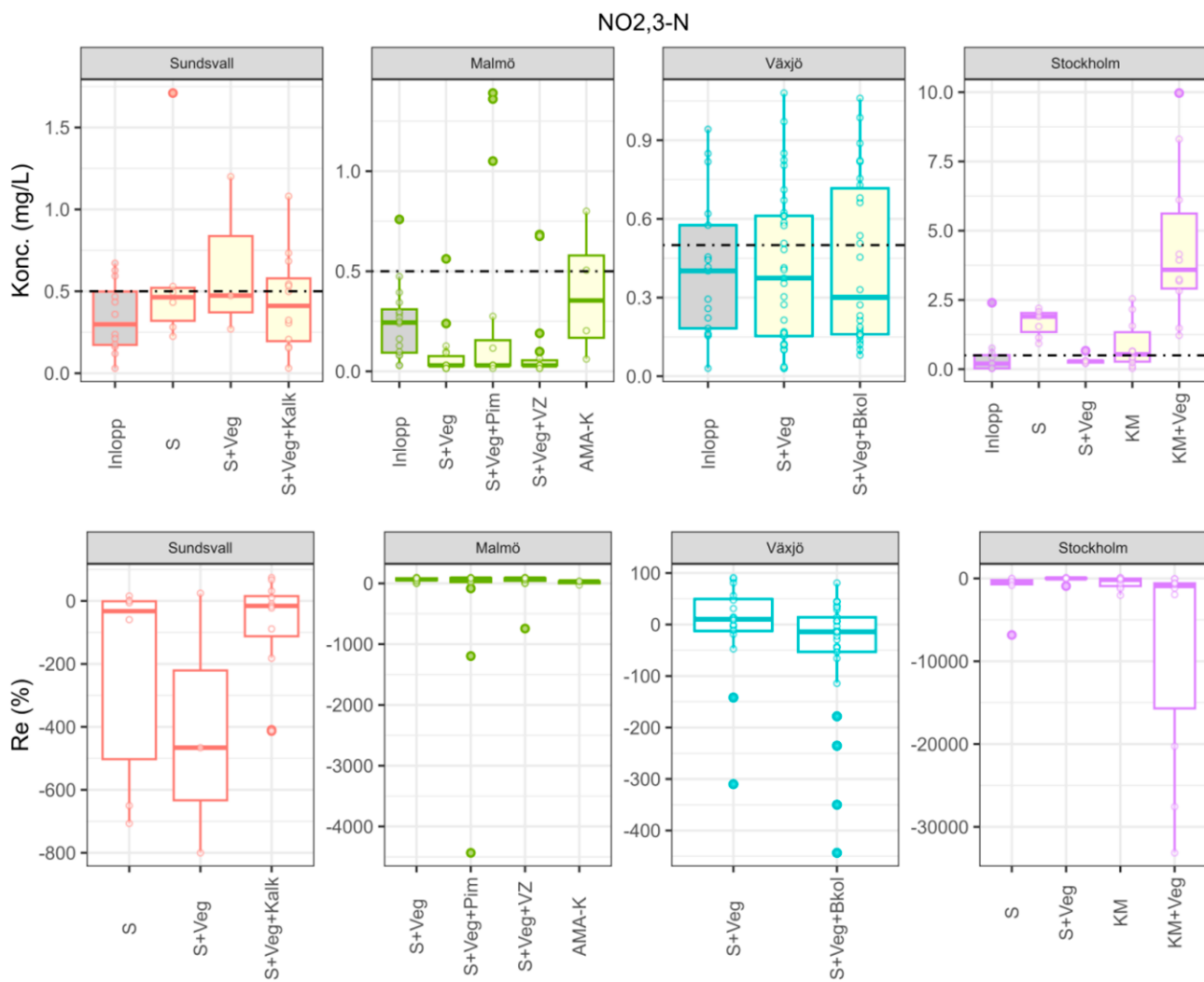
I Växjö, med en TN-koncentration på 1,5 mg/l (median), observerades signifikant lägre koncentrationer i utflödet från filtren. TN-mediankoncentrationer i utflöde var 0,74 mg/l (S+Veg) respektive 0,5 mg/L (S+Veg+Bkol). Reningen var i median 62 % för S+Veg och 55 % för S+Veg+Bkol.

Även i Växjö fanns ingen signifikant skillnad mellan $\text{NO}_x\text{-N}$ -halterna i inflödet (median 0,4 mg/l) och utflödet (median S+Veg: 0,37 mg/l, median S+Veg+Bkol: 0,28 mg/l). I median har en låg rening (S+Veg, 10 %) eller urlakning (S+Veg+Biokol, 14 %) observerats. Jämfört med inflödet ($\text{NH}_4\text{-N}$ mediankoncentration: 0,26 mg/L) var halterna av $\text{NH}_4\text{-N}$ i utflödet från samtliga filter signifikant lägre. Många värden i utflödet låg under detektionsgränsen. Medianreningen var i medel 91 % för S+Veg och 92 % S+Veg+Bkol.



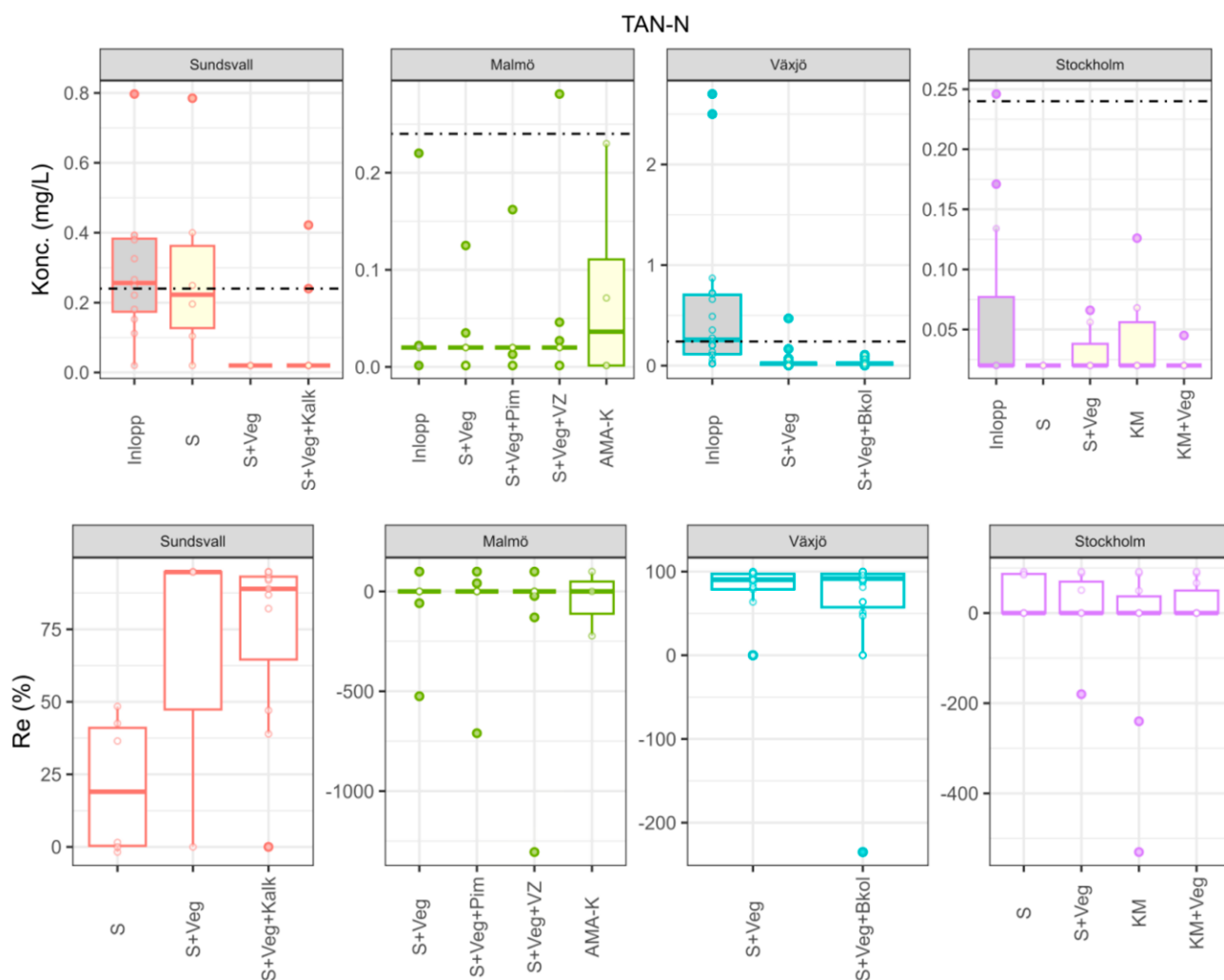
Figur 3.29

Koncentrationer i in- och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): Totalkväve. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.



Figur 3.30

Koncentrationer i in- och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): NO_x-N. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.



3.6.2 Diskussion

Rening av TN och $\text{NO}_x\text{-N}$ var ofta inte effektiv i de biofilter som undersökts i denna studie. Detta ligger i linje med tidigare studier som visar att rening av TN och de lösta kvävefraktionerna $\text{NO}_x\text{-N}$ ofta är varierande (LeFevre et al. 2015; Goh et al. 2019). Grövre filtermaterial orsakar ofta urlakning av främst $\text{NO}_x\text{-N}$ och därmed TN (Blecken et al. 2010). För majoriteten av filtren har dock inga förhöjda TN- och $\text{NO}_x\text{-N}$ -koncentrationer observerats i utflödet vilket är positivt (LeFevre et al. 2015). En viss urlakning av TN och $\text{NO}_x\text{-N}$ observerades från det icke-växtbevuxna sandfiltret och, i högre grad, från kolmakadamfiltret KM. Anledningen är sannolikt att växter saknas (som påverkar N-rening positivt (Read et al. 2008)) respektive urlakning av näringsämnen från filtermaterialet. Den generellt låga reningen av $\text{NO}_x\text{-N}$ i vanliga biofilter beror på att det saknas anaeroba förhållanden som behövs för denitrifikation.

När det däremot gäller $\text{NH}_4\text{-N}$ har det tidigare visats att det i allmänhet renas väl under aeroba förhållanden i biofilter till $\text{NO}_3\text{-N}$ (genom nitrifikation (Huang et al. 2022)). Detta bekräftar även resultaten från denna studie, där de växtbevuxna filtren i Växjö och Sundsvall renade $\text{NH}_4\text{-N}$ väl. Att $\text{NH}_4\text{-N}$ -rening inte kunde påvisas i det icke-växtbevuxna sandfiltret (S) i Sundsvall kan bero på brist på organiskt material, och därmed mindre adsorptionsförmåga (Chen et al. 2013). I Malmö och Stockholm låg inflödeshalterna ofta under detektionsgränsen och därför kunde ingen utvärdering av reningseffekten genomföras.

Som beskrivs av LeFevre et al. 2015 är en fullständig rening av kväve i biofilter möjlig genom denitrifikation. Denna styrs av denitrifikationsbakterier, om suboxiska

Figur 3.31

Koncentrationer i in- och utflöde från de olika filtren (övre raden) och rening i % (Re %, nedre raden): $\text{NH}_3,4\text{-N}$. Jämförelsevärden anges som horisontella linjer enligt Figur 3.8.

zoner finns tillgängliga. Det är därför en vattenmättad zon har rekommenderats för förbättrad kväverening i biofilter (Goh et al. 2019; Zhang et al. 2021). I Malmö har en sådan inkluderats som en faktor i filtret S+Veg+VZ. Dock hittades ingen effekt av denna på N-rening vilket var förvånande. En anledning skulle kunna vara att materialet saknade en kolkälla som ibland implementeras i biofilter med vattenmättad zon (t.ex. sågspån, tidningspapper mm.; LeFevre et al. 2015; Blecken et al. 2010). Dock har Zinger et al. (2013) visat att en vattenmättad zon även kan fungera utan extra kolkälla. Även de jämförelsevis kalla temperaturerna i Malmö (jämfört med USA och Australien, där många studier om vattenmättad zon genomförts) skulle kunna vara en anledning för den sämre/icke-existerande NO_x -N reningen. Søberg et al. (2021) har dock visat i laboratorieförsök att denitrifikation i biofilter även kan fungera i kallare temperaturer. Sammanfattningsvis är det alltså svårt att bestämma en tydlig anledning för detta resultat. Inflödeshalterna av de olika kvävefraktioner var ofta ganska låga vilket försvårar att utvärdera reningsprestandan.

Biokol diskuteras ofta som fördelaktigt för rening av näringsämnen (Zhang et al. 2021). Resultaten i denna studie från Stockholm (KM) och Växjö (S+Veg+Bkol) stödjer dock inte detta. För KM kan en anledning vara den relativt höga andelen organiskt material i filtret som kan orsaka urlakning av N. Samma gäller AMA-K.

3.6.3 Råd och erfarenheter

- På de undersökta platserna var näringskoncentrationerna i dagvattnet relativt låga. Biofilter kan öka dessa föroreningar i stället för att rena!
- Vegetation har en positiv effekt på rening av kväve med sandbaserat filtermaterial och kan därmed rekommenderas för dagvattenrening men också för att förhindra urlakning från filtermaterial.
- Ett grövre och/eller näringsrikt filtermaterial som kolmakadam eller anläggningsjord med kompost är inte optimalt för rening av N och ska undvikas om N-utsläpp är problematiska.
- Biokol hade inte några positiva effekter på rening av kväve, ytterligare studier rekommenderas dock eftersom biokol kan variera mycket.
- Den vattenmättade zonen gynnar kväverening generellt, vilket dock inte kunnat bekräftas i denna studie.

4 Rening av organiska föroreningar

4.1 Metod

Reningsprestandan för organiska mikroföroreningar undersöktes för elva regn mellan september 2020 och september 2021 för biofiltren i Sundsvall. Inga analyser av organiska föroreningar gjordes i Malmö, Stockholm och Växjö.

Alla prover analyserades för ett antal utvalda organiska föroreningar och andra parametrar, inklusive fenoler (bisfenol A, 4-t-oktylfenol (OP), nonylfenol (NP), oktylfenoletoxylater (OPnEO; n=1, 2, 3), nonylfenoletoxylater (NPnEO; n=1, 2, 3)), 16 PAH:er, 4 fraktioner av petroleumkolväten, totalt organiskt kol (TOC), totalt suspenderat sediment (TSS), grumlighet, konduktivitet, pH och temperatur. Enligt litteraturen rankas dessa utvalda organiska föroreningar bland de högst prioriterade eller mest frekventa organiska föroreningar som finns i dagvatten, och särskilt i vägavrinning (Markiewicz et al. 2017; Gasperi et al. 2022; Mutzner et al. 2022). En fullständig lista över de organiska föroreningarna med deras förkortningar samt detektionsgränser ges i Tabell 4.1. För vissa regn kunde inte alla parametrar analyseras för alla filter (t.ex. på grund av låga provvolymen). Detaljer om provtagnings- och analysmetoderna finns i Beryani et al. (2023a, 2023b).

Kategori	Förening	Förkortning	Detektionsgräns (µg/l)
Fenoler	Bisfenol-A	BPA	0,05
	4-tert-octylfenol	OP	0,01–0,25 ¹
	Octylfenol monoetoxylat	OP1EO	0,01–0,03 ¹
	Octylfenol dietoxylat	OP2EO	0,01–0,02 ¹
	Octylfenol trietoxylat	OP3EO	0,01–0,033 ¹
	Nonylfenol (blandning av isomerer)	NP	0,1–1,35 ¹
	Nonylfenol monoetoxylat	NP1EO	0,1–0,3 ¹
	Nonylfenol dietoxylat	NP2EO	0,1–2,54 ¹
	Nonylfenol trietoxylat	NP3EO	0,1–3,12 ¹
PAHer	Naftalen	Nap	0,03
	Acenaftilen	Acyl	0,01
	Acenaftthen	Acen	0,01
	Fluoren	Flu	0,01
	Fenantren	Phen	0,02
	Antracen	Anth	0,01
	Fluoranten	Flth	0,01
	Pyren	Pyr	0,01
	Bens(a)antracen	BaA	0,01
	Krysen	Chry	0,01
	Benso(b)fluoranten	BbF	0,01
	Benso(k)fluoranten	BkF	0,01
	Benso(a)pyren	BaP	0,01
	Dibens(a,h)antracen	DahA	0,01
	Benso(ghi)perylene	Bper	0,01
	Indeno(1.2.3-cd)pyren	InP	0,01
	Summa 16 PAHer	Σ16PAHs	–
	Cancerogena PAHer	ΣCar.PAHs ²	–
	Non-cancerogena PAHer	Σnon-Car.PAHs ³	–
	PAH med låg molekylvikt	PAH-L ⁴	–
	PAH med medelhög molekylvikt	PAH-M ⁵	–
	PAH med hög molekylvikt	PAH-H ⁶	–
Petroleumkolväten (PHCs)	Total PHCs	C ₁₀ –C ₄₀	50
	PHC-fraktioner	C ₁₀ –C ₁₂	5
		C ₁₂ –C ₁₆	5
		C ₁₆ –C ₃₅	30
		C ₃₅ –C ₄₀	10
Andra parametrar	Total organiskt kol	TOC	500
	Total suspenderat sediment	TSS	2200
	Grumlighet	Turb	–
	Elektrisk konduktivitet	EC	–
	pH	pH	–
	Temperatur	Temp.	–

Tabell 4.1

Lista över utvalda organiska mikroföroreningar analyserade i dagvatten och biofilter.

¹ Det lägre värdet representerar den analytiskt förväntade detektionsgränsen och det högre värdet representerar den maximala detektionsgränsen som rapporterats av laboratoriet för ett visst ämne (värdena varierar inom intervallet på grund av matrisinterferens under kemisk analys).

² Nap, BaA, Chry, BbF, BkF, BaP, DahA, Bper

³ Acyl, Acen, Flu, Phen, Anth, Flth, Pyr, IP

⁴ Nap, Acyl, Acen, Flu, Phen, Anth

⁵ Flth, Pyr

⁶ BaA, Chry, BbF, BkF, BaP, DahA, Bper, IP

4.2 Resultat

4.2.1 Medelkoncentration och förekomst av organiska föroreningar

Medelkoncentrationerna och förekomsten av de organiska föroreningarna i det behandlade utflödet visas i Tabell 4.2.

Tabell 4.2

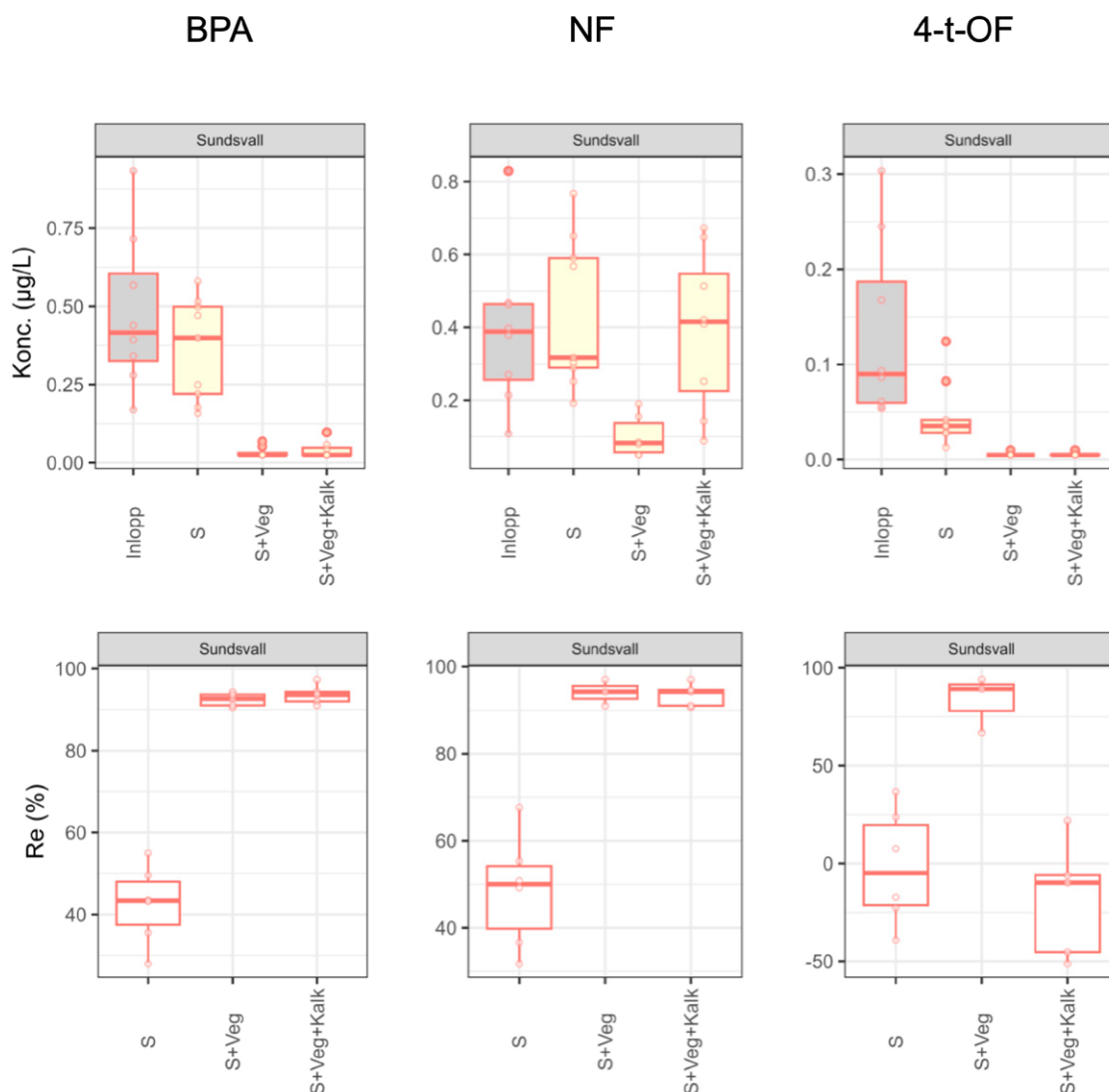
Statistisk sammanfattning av medelkoncentrationerna i utflödet från de olika filtren.

Parameter	Enhet	S+Veg+Kalk			S			S+Veg		
		n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)	n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)	n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)
Nap	µg/L	0	8	(-;-;<0.03;-)	0	9	(-;-;<0.03;-)	0	9	(-;-;<0.03;-)
Acyl	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)
Acen	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)
Flu	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)
Phen	µg/L	0	8	(-;-;<0.02;-)	0	9	(-;-;<0.02;-)	0	9	(-;-;<0.02;-)
Anth	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)	0	9	(-;-;<0.01;-)
Flth	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	5	4	(<0.005;0.01;0.033;0.008)	1	8	(<0.01;-;0.027;-)
Pyr	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	9	0	(0.017;0.026;0.065;0.015)	1	8	(<0.01;-;0.042;-)
BaA	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	2	7	(0.006;0.008;0.01;0.002)	1	8	(<0.01;-;0.016;-)
Chry	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	6	3	(0.005;0.008;0.017;0.003)	1	8	(<0.01;-;0.024;-)
BbF	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	9	0	(0.008;0.013;0.037;0.009)	1	8	(<0.01;-;0.045;-)
BkF	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	1	8	(<0.008;-;0.01;-)	1	8	(<0.01;-;0.011;-)
BaP	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	2	7	(0.007;0.007;0.015;0.003)	1	8	(<0.01;-;0.025;-)
DahA	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	1	8	(<0.008;-;0.01;-)	1	8	(<0.01;-;0.011;-)
BP	µg/L	1	7	(<0.007;-;0.01;-)	9	0	(0.008;0.014;0.042;0.011)	1	8	(<0.01;-;0.043;-)
IP	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	3	6	(<0.005;0.008;0.022;0.005)	1	8	(<0.01;-;0.028;-)
Σ16PAHs	µg/L	1	7	(<0.04;-;0.095;-)	9	0	(0.114;0.143;0.301;0.062)	1	8	(<0.095;-;0.317;-)
ΣCarPAHs	µg/L	0	8	(-;-;<0.035;-)	9	0	(0.052;0.065;0.131;0.025)	1	8	(<0.035;-;0.175;-)
Σnon-Car. PAHs	µg/L	1	7	(<0.026;-;0.06;-)	9	0	(0.061;0.078;0.17;0.035)	1	8	(<0.06;-;0.142;-)
ΣLWM-PAHs	µg/L	0	8	(-;-;<0.025;-)	0	9	(-;-;<0.025;-)	0	9	(-;-;<0.025;-)
ΣMWM-PAHs	µg/L	0	8	(-;-;<0.01;-)	9	0	(0.023;0.034;0.098;0.024)	1	8	(<0.03;-;0.069;-)
ΣHWM-PAHs	µg/L	1	7	(<0.019;-;0.04;-)	9	0	(0.045;0.063;0.158;0.036)	1	8	(<0.04;-;0.203;-)
C ₁₀ -C ₄₀	µg/L	1	7	(<50;-;65.7;-)	9	0	(118.0;173.0;373.2;78.5)	1	9	(<50;-;426;-)
C ₁₀ -C ₁₂	µg/L	0	8	(-;-;<5;-)	0	9	(-;-;<5;-)	0	10	(<7.5;-;-)
C ₁₂ -C ₁₆	µg/L	0	8	(-;-;<5;-)	5	4	(<2.819;3.223;5;0.565)	0	10	(<7.5;-;-)
C ₁₆ -C ₃₅	µg/L	1	7	(<30;-;49.53;-)	9	0	(93.3;140.11;298.04;62.5)	2	8	(<30;59.5;319;86.5)
C ₃₅ -C ₄₀	µg/L	1	7	(<10;-;14.16;-)	9	0	(20.2;30.6;71.2;15.6)	2	8	(<10;19.2;102;27.6)
OP	µg/L	0	8	(-;-;<0.02;-)	5	4	(<0.026;0.049;0.124;0.032)	0	8	(-;-;<0.02;-)
OP1EO	µg/L	0	6	(-;-;<0.02;-)	0	6	(-;-;<0.01;-)	0	5	(-;-;<0.01;-)

Parameter	Enhet	S+Veg+Kalk				S				S+Veg			
		n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)		n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)		n (>detektionsgräns)	n (<detektionsgräns)	(min; medel; max; std-avvikelse)	
OP2EO	µg/L	0	6	(-; ;<0.02;-)		0	6	(-; ;<0.01;-)		0	5	(-; ;<0.01;-)	
OP3EO	µg/L	0	6	(-; ;<0.02;-)		0	6	(-; ;<0.04;-)		0	5	(-; ;<0.011;-)	
NP	µg/L	5	3	(<0.22;0.428;0.673;0.167)		6	3	(<0.17;0.416;1.18;0.207)		2	6	(<0.089;0.127;0.392;0.1)	
NP1EO	µg/L	0	6	(-; ;<0.2;-)		0	6	(-; ;<0.18;-)		0	5	(-; ;<0.15;-)	
NP2EO	µg/L	0	6	(-; ;<0.36;-)		1	5	(<0.067;-;1.66;-)		0	5	(-; ;<0.38;-)	
NP3EO	µg/L	0	6	(-; ;<0.42;-)		0	6	(-; ;<3.54;-)		0	5	(-; ;<0.74;-)	
BPA	µg/L	3	5	(<0.042;0.051;0.097;0.018)		9	0	(0.158;0.365;0.58;0.164)		3	7	(<0.05;0.054;0.074;0.008)	
TOC	mg/L	8	0	(2.95;8.9;19.303;6.618)		9	0	(2.963;11.19;22.4;7.096)		10	0	(1.51;8.978;19.1;6.652)	
TSS	mg/L	6	2	(<1.93;5.5;23.9;7.1)		9	0	(11.5;19.7;33.5;6.7)		5	3	(<2.5;5.6;15;4.1)	
Turb.	NTU	8	0	(1.405;19.9;78.24;25.4)		9	0	(28.3;44.87;87.49;18.82)		8	0	(6.47;29.78;73.7;25.38)	
EC	µS/cm	8	0	(114.52;305.58;495.57;140.1)		9	0	(52.34;157.51;327;89.8)		8	0	(50.3;205.37;398;141.66)	
pH	-	8	0	(7.543;7.867;8.135;0.181)		9	0	(6.965;7.109;7.22;0.098)		8	0	(5.62;7.083;7.797;0.646)	
Temp.	°C	8	0	(13.45;18.15;23.62;3.27)		9	0	(14.13;18.04;24.22;2.92)		8	0	(7.23;16.28;23.7;4.7)	

4.2.2 Fenoler

Förekomst och rening av BPA, NF och 4-t-OF visas i Figur 4.1. Koncentrationerna sammanställs i Tabell 4.2.



Figur 4.1

Koncentrationer i in- och utflöde (övre raden) och rening i % (nedre raden) för de olika filtren för bisfenol A (BPA), nonylfenol (NF) och 4-t-oktylfenol (4-t-OF). Observera de olika skalorna för de olika föroreningarna.

BPA hittades i alla dagvattenprover och utflödet från S-filtret, men endast vid 3 av 8 regnhändelser i utflödet från S+Veg+Kalk och vid 3 av 10 regn för S+Veg (Tabell 4.2). Förekomsten av alkylfenoler (OF och NF) var lägre i dagvattnet (6 och 5 av 8 regn för OF respektive NF) och i utflödet från filtren. I utflödet från S var förekomsten av OF och NF samma som i dagvatten (5–6 av 9 regn), medan OF aldrig hittades. Vidare hittades NF i 2 respektive 5 händelser (av 8) i utflödet från S+Veg respektive S+Veg+Kalk, med ungefär jämförbara koncentrationer som i dagvatten. Median-medelvärde för fenoler (förutom alkylfenoletoxylater) överskred PNEC-värdet (predicted no effect concentration) för sötvatten (BPA: $0,40 \pm 0,10$ µg/l, NF: $0,36 \pm 0,15$ µg/l och OF: $0,08 \pm 0,02$ µg/l). Nedströms, vid utloppet av de växtbevuxna filtren (S+Veg och S+Veg+Kalk), minskade medelkoncentrationerna för BPA (median $<0,05$ µg/l) och OF (alla under detektionsgränsen) så att de alltid var $< PNEC$ förutom NF i 4 respektive 6 av 9 regn (median: $0,41 \pm 0,12$ µg/l).

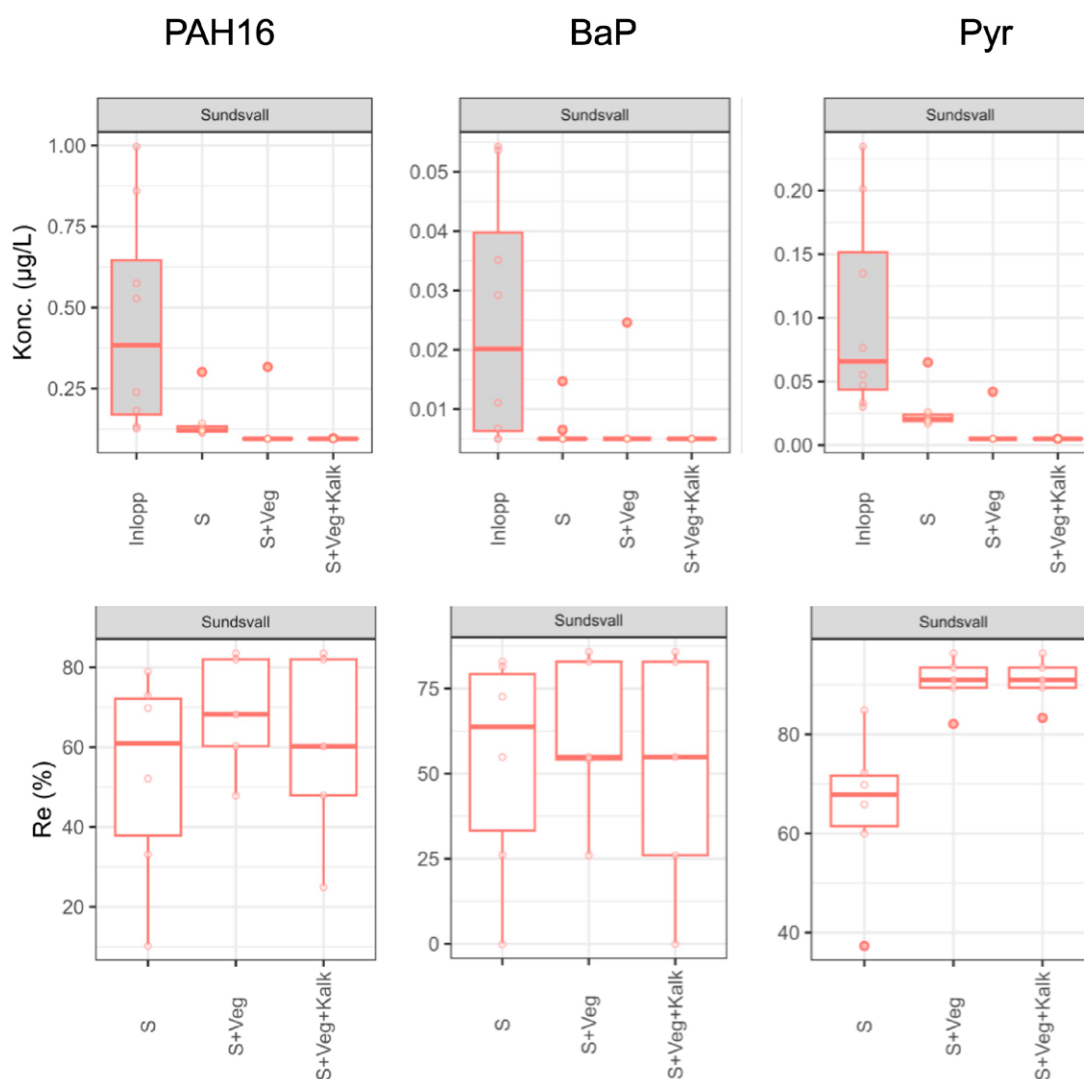
Medelkoncentrationerna i utflödet från sandfiltret utan växter (S) visade dock att BPA- och NF-koncentrationerna förblev nästan på samma nivåer som i dagvatteninflödet

(dvs ingen statistiskt signifikant skillnad i EMC mellan inflöde och utflöde från S) så att PNEC (0,24 respektive 0,3 µg/l) fortfarande överskreds vid 7 av 9 regnhändelser för BPA och, med hänsyn till osäkerheter, 3–7 av 9 händelser för NP. Medelkoncentrationen för OF i utflödet från S minskade däremot avsevärt till låga risknivåer med en median på $0,035 \pm 0,013$ µg/l (medelkoncentrationerna < PNEC=0,1 µg/l för 8 av 9 händelser).

Resultaten visade att OFnEO och NFnEO (n=1, 2, 3) inte kvantifierades varken i dagvattnet eller i utflödet från någon avloppssektion, förutom NP2EO som hittades vid S vid ett enda regn. Följaktligen kan inga slutsatser dras kring rening av dessa ämnen.

4.2.3 PAH:er

Förekomst och rening av utvalda PAH:er visas i Figur 4.2. Koncentrationerna sammanställs i Tabell 4.2.



De flesta PAH:er (förutom Nap, Acyl, Acen, Anth och Flu) detekterades ofta i det obehandlade dagvattnet där medelkoncentrationerna översteg PNEC (Figur 4.2).

Phen var den enda PAH-L som hittades vid 5 av 8 regn vid dagvatten. Koncentrationerna översteg dock aldrig PNEC (0,3 µg/l). Phen kvantifierades aldrig i filterutflödena. PAH-M-fraktioner inklusive Flth och Pyr kvantifierades nästan alltid i dagvatten medan förekomsten av PAH-H varierade mellan 4 och 8 av 8 händelser i denna ordning: BbF = Bper > BaP > Chry = InP > BaA > DahA. Sex av åtta PAH-H uppvisade

Figur 4.2

Koncentrationer i in- och utflöde (övre raden) och rening i % (nedre raden) för de olika filtren för Summa PAH16, BaP och Pyr. Observera de olika skalorna för de olika föroreningarna.

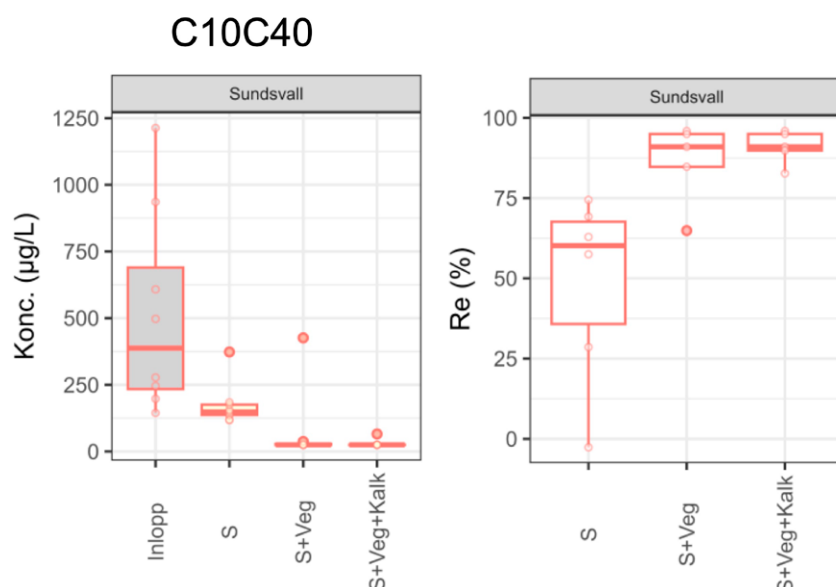
koncentrationsnivåer > PNEC i dagvatten. Av dessa är BaP, BaA, Chry, BbF och DahA klassificerade som extremt eller möjligen cancerframkallande. Generellt sett tillhörde ca 40 % av $\Sigma 16$ PAH-koncentrationerna i dagvatten cancerframkallande ämnen.

PAH observerades sällan i det utgående vattnet från de växtbevuxna filtren S+Veg+Kalk och S+Veg, förutom en regnhändelse (regn C) där alla PAH-M och PAH-H hittades vid S+Veg, samt Benso(ghi)perylen i S+Veg+Kalk (Figur 4.2). Vid detta regn var PAH-koncentrationerna också högst i dagvatteninflödet.

Resultaten av det icke-växtbevuxna filtret S varierade dock mer för de olika kvantifierade PAH:erna både gällande förekomst och koncentrationer (Figur 4.2). Både PAH-M och PAH-H (men ingen PAH-L) kvantifierades under minst 1 upp till 9 av 9 regnhändelser vid S: Pyr, BbF och Bper med mest frekvent förekomst, Chry och Flth med regelbunden förekomst och IP, BaA, BaP, BkF och DahA med mera sällan förekomst. Några av de PAH med relativt låga PNEC ($<0,01 \mu\text{g/l}$), såsom Pyr och Chry, uppmättes med betydligt högre koncentrationer i S-utflödet än deras MKN för sötvatten. Även om farligare ämnen inklusive BaP och DahA (med mycket låga PNEC) endast förekom ett fåtal gånger i utflödet från S, förblev den faktiska risken efter reningen fortfarande oklar för dessa PAH:er eftersom deras detektionsgräns ($0,01 \mu\text{g/l}$) var högre än motsvarande PNEC (vilket också är fallet för alla icke-detekterade BaP, DahA, Chry, Flth och Bper vid alla andra provtagningspunkter). Ytterligare detaljerad information om förekomst och EMC av PAH för alla provtagningspunkter finns i Tabell 4.2.

4.2.4 Petroleumkolväten

Förekomst och rening av utvalda fraktioner av petroleumkolväten visas i Figur 4.3. Koncentrationerna sammanställs i Tabell 4.2.



Figur 4.3

Koncentrationer i in- och utflöde (övre raden) och rening i % (nedre raden) för C10-C40.

Petroleumkolväten (C10-C40) hittades i dagvatten vid alla regn. Efter reningen hittades petroleumkolväten upprepade gånger i utflödet från filter S (C10-C40 mediankoncentration: $148 \pm 19 \mu\text{g/l}$, och alltid under Göteborgs riktvärde på $1000 \mu\text{g/l}$) men endast sällan i det utgående vattnet från S+Veg+Kalk och S+Veg (endast för 2 regn). C16-C35 och C35-C40 (dvs. de tyngre fraktionerna av petroleumkolväten) identifierades som de dominerande fraktionerna i alla prover, och C10-C12 och C12-C16 (lättare fraktioner) stod endast för maximalt 1–4 % av de totala koncentrationerna. Se Tabell 4.2 för ytterligare information om förekomst och koncentrationer av petroleumkolväten.

4.2.5 Andra vattenkvalitetsparametrar

Förutom de organiska föroreningarna presenteras också några allmänna vattenkvalitetsparametrar för att allmänt kunna bedöma funktionen av filtret vid de undersökta regnen, se data i Tabell 4.2. I jämförelse med halterna i dagvattnet sjönk TSS-nivåerna avsevärt (median $18,9 \pm 2,3$ mg/l) efter det icke-växtbevuxna filtret S, och ännu mer signifikant efter de växtbevuxna filtren (S+Veg+Kalk och S+Veg) (median $3,0 \pm 0,9$). Grumligheten följde ett liknande mönster som TSS med minskande medelvärden i utflödet jämfört med dagvatten. TOC kvantifierades alltid vid alla provtagningspunkter. TOC-halterna i orenat dagvatten varierade mellan 2,3 och 26,2 mg/l med en median på $7,0 \pm 0,6$ mg/l för alla regnhändelser. TOC-halterna förändrades inte signifikant efter S-filtret. TOC-koncentrationerna minskade dock något efter de växtbevuxna (dock inte statistiskt signifikant). Medelkoncentrationerna varierade i intervallet 1,5–22,9 mg/l med medianvärden på $7,4 \pm 0,8$ vid S+Veg +Kalk och $6,7 \pm 1,0$ mg/l vid S+Veg. pH-värdet i vattnet hos S+Veg och S förblev oförändrat (median $7,15 \pm 0,05$), samtidigt som det ökade märkbart efter S+Veg+Kalk till 7,5–8,1 med en median på 7,9.

4.2.6 Rening i sandfiltret utan växtlighet (S)

Sandfiltret S renade de flesta organiska föroreningarna från dagvatten i alla fall delvis, även om reningseffektiviteten varierade mycket och reningen var sämre än i de växtbevuxna filtren. Variationen i reningseffekt i % var mycket hög vilket också beror på förhållandet mellan koncentrationen i det inkommande dagvattnet och detektionsgränsen för respektive förorening. Ju närmare inflödeshalterna var till detektionsgränsen, desto större intervall erhöles för reningen i %. Medianvärdet för reningen var som följer: BPA: 43 ± 22 %, OP: 51 ± 24 %, $\Sigma 16$ PAH: 61 ± 5 %, BaP: 73 ± 18 %, C10-C40: 60 ± 14 %, TSS: 70 ± 8 % och grumlighet: 57 %. Emellanåt observerades en rening nära noll för NP (-5 ± 46 %) och TOC (9 ± 21 %). Skillnaden mellan inflödes- och utflödeshalterna var statistiskt signifikant för OP, PAH, C12-C40, TSS och grumlighet. Den statistiska skillnaden var inte signifikant för BPA, BbF och BbF (liksom NP och TOC), dvs. reningsprestandan var otillräcklig för dessa ämnen. Till skillnad från fenolerna med lägre reningseffektivitet, varierade reningen av PAH:er och petroleumkolväten mellan 55–90 % när deras koncentration i inflödet var minst fyra gånger större än motsvarande detektionsgräns. Av de kvantifierade PAH:erna renades de med medelhög och hög molekylvikt (PAH-M och PAH-H) mest effektivt (Flth, BbF, Bper och InP med medianrening >70 %). Phen och DahA renades mindre effektivt (median < 60 %). Icke-cancerframkallande PAH:er renades bättre än cancerframkallande: Σ Icke-car.PAH varierade inom 17–80 % (median 63 ± 7 %), medan Σ Car.PAH varierade inom 0–78 % (median 57 ± 9 %).

4.2.7 Rening i de växtbevuxna filtren (S+Veg och S+Veg+Kalk)

Båda de växtbevuxna filtren (S+Veg och S+Veg+Kalk) renade vattnet bättre än det icke-växtbevuxna filtret (S). Generellt sett fungerade både S+Veg och S+Veg+Kalk på liknande sätt och kunde rena en majoritet av de organiska föroreningarna bättre än sandfiltret S. Medianvärdet för reningen i S+Veg+Kalk var: BPA: 94 ± 6 %, OP: 95 ± 6 %, $\Sigma 16$ PAHs: 60 ± 6 %, BaP: 69 ± 33 %, C10-C40: 91 ± 9 %, TSS: 95 ± 3 % och grumlighet: 88 %. Motsvarande reningsprestanda av S+Veg var: BPA: 91 ± 7 %, OP: 96 ± 4 %, $\Sigma 16$ PAHs: 75 ± 6 %, BaP: 69 ± 19 %, C10-C40: 91 ± 9 %, TSS: 95 ± 3 % och grumlighet: 79 %.

Resultaten visar att skillnaderna mellan rening för de växtbevuxna filtren och sandfiltret utan växter var signifikanta för rening av BPA, OP, NP (endast i BF), Pyr, C16-C40 och TSS (rening i % i S+Veg och S+Veg+Kalk >90 %, vilket var minst 30 % högre än för S), men inte lika tydligt för resterande PAH:er och petroleumkolväten. Liksom med S visade S+Veg+Kalk en negativ eller låg reningseffektivitet för NP: -10 ± 66 % och TOC: 20 ± 18 %. Däremot renade S+Veg NP effektivt. NP var den enda organiska föroreningen för vilken S+Veg och S+Veg+Kalk skilde sig signifikant gällande reningsprestanda. Det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan koncentration i inflöde och utflöde från

S+Veg och S+Veg+Kalk för fenoler, PAHer, petroleumkolväten, TSS och grumlighet, förutom DahA (på grund av stora analytiska osäkerheter) och TOC (för både S+Veg och S+Veg+Kalk) och för NP (bara för S+Veg+Kalk). Även om den maximala reningen för de flesta organiska föroreningarna nådde mellan >70 % och 98 % (förutom för NP), varierade reningen i % för de flesta av dessa föroreningar inom ett brett intervall och påverkades mycket av halterna i inflödet i förhållande till detektionsgränsen.

4.3 Diskussion

En omfattande diskussion om koncentrationer, förekomst och möjliga källor till organiska föroreningarna i det obehandlade dagvattnet, samt jämförelsen av våra resultat med andra större vägavrinningsstudier, finns i Beryani et al. (2023b). Reningen i filtren diskuteras nedan.

4.3.1 Rening i sandfiltret utan växtlighet (S)

I allmänhet förbättrade S-filtret vattenkvaliteten. I denna studie var dock reningsprestandan av S mindre effektiv för TSS (35–90 %; median: ~70 %) än vad som tidigare rapporterats för sandbaserade biofilter (>90 %) (Davis 2007). Minskning av grumlighet i S var till och med lägre än TSS för de flesta regnhändelser vilket kan tyda på att ett sandfilter är mindre kapabelt att hålla kvar högsuspenderade, mindre kolloider jämfört med större/tätare partiklar, vilket tidigare konstaterats av andra studier (Davis 2007; Lange et al. 2021). Detta betyder att TSS-rening i S-filtret särskilt vid höga flödesintensiteter och höga inkommande TSS-belastningar inte är optimalt.

När det gäller rening av organiska ämnen, bortsett från den negativa reningen (i %) för NP, var S mestadels mindre effektiv för rening av fenoler (dvs. BPA och OP) jämfört med kvantifierade PAH, petroleumkolväten och TSS. PAH-M, PAH-H och C16-C40 fraktioner av kolväten är i regel mycket mer partikelbundna jämfört med BPA, OP och NP. Därför avskildes PAH:erna och petroleumkolvätena bättre i filtermaterialet genom avskiljning av partiklar (David et al. 2015a; Furén et al. 2022) än de fenoliska ämnen vilka finns mer i löst fas (Gasperi et al. 2022; Ruppelt et al. 2020). Också Flanagan et al. (2018) rapporterade att alkylfenoler renas mindre effektivt i biofilter än PAH och petroleumkolväten.

Följaktligen var reningen av de flesta PAH:er (förutom Phen, Chry, BkF, DahA) och de tyngre fraktionerna av petroleumkolväten (dvs. C16-C40) starkt korrelerade med reningen av TSS och grumlighet, vilket inte var fallet för fenolerna. Detta överensstämmer med de få tillgängliga tidigare studierna som drar slutsatsen att sandfilter sannolikt inte fungerar tillfredsställande för att behandla mer lösliga organiska föroreningar (Spahr et al. 2019). Vi kunde inte undersöka rening av PAH-L och de lättare fraktionerna av petroleumkolväten eftersom dessa ofta inte kvantifierades i det inkommande dagvattnet. Dessutom ökade förhållandet mellan C16-C35 och C35-C40 i utflödet från S med cirka 20 % jämfört med inflödet, vilket återigen stödjer hypotesen att sandfilter i grunden fungerar bättre för att rena tyngre kolvätemolekyler på grund av deras större hydrofobicitet och högre affinitet till den partikulära fasen.

Med tanke på resultaten för de olika grupperna av organiska föroreningar är de dominerande processerna för rening av dessa i ett sandbaserat filter fysisk filtrering av partiklar, avskiljning av kolloider i filtermaterialet och, i mindre utsträckning, adsorption av lösta ämnen. Därför behövs ett kompletterande reningssteg om rening av mer lösliga organiska föroreningar såsom fenoler och/eller den lösta fraktionen av andra organiska föroreningar.

Biologiska processer och aktiviteter är relativt låga i sandfilter utan växtlighet (på grund av otillräcklig tillgång till kol och näringsämnen för att stödja mikroorganismer samt låg biotillgänglighet av de flesta avskilda organiska föroreningar). Därmed bidrar

biologisk nedbrytning troligen endast i mindre grad till reningen jämfört med de fysikaliska och/eller kemiska filterprocesserna.

4.3.2 Påverkan av vegetation (S+Veg och S+Veg+Kalk)

För att utvärdera effekten av växtligheten jämfördes rening av organiska föroreningar för det växtbevuxna filtret (S+Veg) med sandfiltret utan växter (S). Närvaron av vegetationsskiktet förbättrade avsevärt reningen av BPA, OP, NP, Pyr, Bper, $\Sigma 16\text{PAH}$, alla PAH-fraktioner (förutom PAH-L), C10-C40 (främst C16-C40), och, i mindre utsträckning, grumlighet. Växtrelaterade processer (växtupptag i bladen och rötterna, mikrobiell nedbrytning i rotzonen mm) och filterprocesser av det (finare) växtsubstratet på de växtbevuxna filtren är sannolikt anledning till denna förbättring. Labbstudier har visat att vissa växtarter kan ta upp kolväten, såsom naftalen, fenantren och pyren i viss utsträckning (Kacáľková & Tlustoš 2011; Lefevre et al. 2012). Däremot är växtupptaget troligen försumbart i Sundsvall eftersom de flesta organiska ämnen som hittades hade mycket låg löslighet och mycket hög hydrofobicitet, dvs de var inte växttillgängliga. Det är därför troligt att filterprocesser i det 3–4 cm tjocka växtsubstratet är mer relevanta än direkt växtupptag. Dessa resultat överensstämmer med resultaten för mikroplast (Lange et al. 2021; Lange et al. 2022a) och metaller (se 3.4). Växtsubstratet och växterna bidrar till filtrering av partikelbundna föroreningar genom att kvarhålla partiklar i substratet (särskilt större, medan mindre partiklar transporteras vidare och avlägsnas i det underliggande filtermediet (Chu et al. 2021). Det organiska materialet i detta översta substratlagret kan bidra till absorption av BPA, OP, NP och kolloidala/upplösta fraktioner av PAH-M, PAH-H och C16-C40 (Duan et al. 2015; Furén et al. 2022; Hong et al. 2006). Även organiskt material från nedbrytning av växtlighet kan bidra till detta. Det är dock viktigt att beakta att detta organiska material och/eller växtsubstratet endast utgör en mindre del av det totala filtermaterialet. Att ha för mycket organiska material leder till andra problem (igensättning, urlakning av P, som diskuteras i 3.5).

4.3.3 Påverkan av kalk

Kalciumkarbonat (CaCO_3) används för att förbättra adsorptionen av lösta ämnen på den fasta fasen genom att öka buffertkapaciteten och kompensera för den låga halt av organiskt material i filtermaterialet för (Søberg et al. 2019) as metal solutions became more complex, adsorption behavior changed. Generally, filter materials classified as sand with a naturally high pH, relatively low organic matter (OM. Inblandning av kalk rekommenderades ursprungligen för att förbättra metallrening i vägavrinning. Inga jämförbara studier har hittills utförts för att undersöka effekten av CaCO_3 i biofilter på rening av organiska föroreningar. Studier av grundvatten i geologiska kalkformationer har visat att det organiska innehållet i kalk kan bidra till absorption av organiska föroreningar (Graber & Borisover 2003; Wefer-Roehl et al. 2001). Hypotetiskt kan kalk också positivt påverka den fysiska avskiljningen av partikelbundna organiska föroreningar genom den ändrade vattenkemin. Ökad pH och jonstyrka (salthalt) i dagvatten påverkar i hög grad utfällningen av suspenderade ämnen (Behbahani et al. 2021; DiBlasi et al. 2009; Randelovic et al. 2016) KCl , MgCl_2 , and CaCl_2 . Även om tillsättning av kalk (10 % vikt- % i S+Veg+Kalk) ökade medianhalter av pH och konduktivitet, visade resultaten inte någon statistiskt signifikant skillnad mellan prestandan för S+Veg och S+Veg+Kalk. Således kan kalktillsatsen endast lita praktisk betydelse för rening av organiska ämnen. Ändå kan den rekommenderas som tillsats för metallrening (se avsnitt 3.4).

4.3.4 Urlakning av alkylfenoler

Vid jämförelse av resultaten för de tre olika filtersektionerna observerades skillnader i beteende bland de olika fenolerna trots att dessa uppvisade nästan likvärdiga egenskaper. Medan rening av både BPA och OP var tillfredsställande, observerades urlakning av NP samt en signifikant skillnad mellan S+Veg och S+Veg+Kalk. Generellt kan

”negativ rening” tyda på andra källor till NP än det inkommande dagvattnet, antingen på grund av mobilisering från filtermaterialet eller läckage från anläggningens konstruktionsmaterial och/eller provtagningsutrustning (Flanagan et al. 2018; Tondera et al. 2013). Blanktest visade dock att inga alkylfenoler lakar ur från provtagningsutrustningen. Urlakning från filtermaterialet är också osannolik eftersom ett liknande resultat skulle förväntas för alla tre filter i så fall. Därför kan det vara möjligt att det läcker ut NP från anläggningens byggmaterial. Det var dock inte möjligt att fastställa en specifik källa. Emellertid separerades de tre filtercellerna med ett etylenpropylendienmonomer (EPDM) gummimembran. EPDM kan specifikt vara en potentiell källa till alkylfenoler, ftalater och andra specificerade aromater med mera (Magnusson & Mácsik 2017) även om läckaget från nyare, underjordiska EPDM-gummimembran förväntas vara mycket lägre. Man har dock visat att fenoler och deras derivat kan finnas i vatten som är i kontakt med ny och återvunnen EPDM (Magnusson & Mácsik 2017). Dessutom är geotextilen som används för att täcka EPDM-membranet i filtren gjord av polypropen som kan vara en annan potentiell källa till NP-läckage. Även om polymerer med låg polaritet som polypropen är mindre känsliga för kemisk nedbrytning kan spårsläckage av deras tillsatser till det omgivande markvattnet ske, främst när mikropartiklar har bildats från geotextilen (Wiewel & Lamoree 2016). Tidigare fältstudier har visat potentiella utsläpp av BPA, NP och OP (i storleksordningen 10 ng/l) från polypropen geotextil och plastavloppsrör som används i ett biofilter och ett grönt tak (Flanagan et al. 2018; Gromaire et al. 2014).

Som en allmän observation bör det också noteras att slutsatsen om NP-lakning kan påverkas av de höga osäkerheterna i effektiviteten för NP-rening (på grund av matrisinterferens och olika, delvis höga, detektionsgränser).

4.4 Råd och erfarenheter

- Sandfiltret utan växter (S) presterar endast måttligt till tillräckligt för PAH:er och PHC, och har en otillfredsställande (rening <50 %) för de mer hydrofila fenolerna. Pyr, BbF, BaP, Chry och Flth var liksom BPA och NP över PNEC. Därför bedöms reningsprestandan av S som otillräcklig.
- Ett vegetationsskikt (inkl. ett tunnare lager växtsubstrat) förbättrar reningen avsevärt för de organiska föroreningarna och rekommenderas därför.
- Trots rening kan miljöriskerna fortfarande vara höga för vissa PAH:er (t.ex. BaP, Chry, Pyr, Flth och DahA) eftersom deras detektionsgränser var över PNEC.
- Kalktillsats har ingen effekt på rening av organiska ämnen. Den förbättrar dock reningen av metaller. Detta har ingen negativ påverkan på organiska ämnen.
- NP-läckage härstammar sannolikt från konstruktionsmaterial. Detta är en generell risk och byggmaterial ska väljas så att risk för urlakning av ämnen minimeras.
- Denna studie visade tydligt att osäkerheten kan vara hög för organiska ämnen i fältförsök där ofta låga koncentrationer finns. Därför är det viktigt att ta hänsyn till detta när man analyserar reningsförmågan hos biofilterbehandlingssystem. Att välja analytiska metoder som har så låga detektionsgränser som möjligt och provtagning av ett större antal regnhändelser rekommenderas om rening av organiska ämnen ska utvärderas. Se Beryani et al. (2023a, b) för ytterligare detaljerad diskussion av dessa aspekter.

5 Förekomst, ackumulering och koncentrationer av föroreningar i äldre filter

De flesta föroreningar som renas i biofilter försvinner inte bara utan ackumuleras i filtermaterialet. En del föroreningar kan också brytas ned. Men även i detta fall kan en del av dessa föroreningar eller nedbrytningsprodukterna finnas kvar i filtermaterialet.

Även om det finns många studier om biofilter har hittills endast begränsad forskning bedrivits för att utvärdera ackumulering av föroreningar och dess långsiktiga effekter på anläggningars funktion. Regelbundet underhåll behövs för att upprätthålla den långsiktiga prestandan hos en bioretentionsanläggning (Johnson & Hunt 2016). Att undersöka förekomst och ackumulering av föroreningar i filtermaterial är därför viktigt för att kunna utföra underhållsåtgärder av filtren. I denna del av forskningsprojektet har därför förekomst, koncentration och spridning av organiska mikroföroreningar samt metaller i filtermaterial undersökts.

5.1 Metod

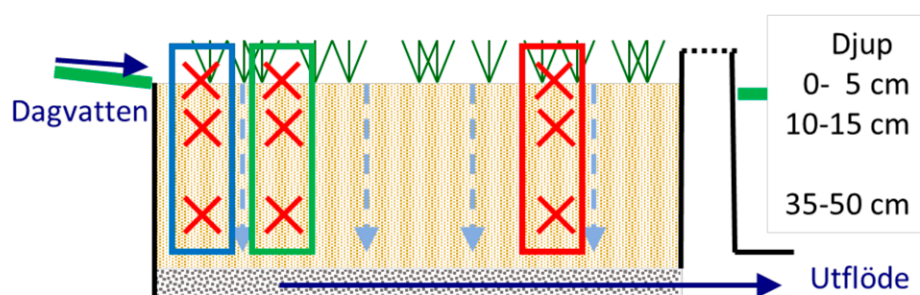
När provtagning av filtermaterial skedde under hösten 2019 fanns det inte tillräckligt många biofilter/växtbäddar med filtermaterial som var framtagna specifikt för rening och som hade varit i drift i längre tid (dvs ca 10 år). Därför har denna provtagning genomförts i norra USA (Ohio, Michigan, Kentucky), dvs i ett klimat som liknar svenskt klimat med bland annat kalla vintrar och vinterväghållning. Totalt provtogs 29 biofilter som hade varit i drift i 7–16 år. Avrinningsområdena var en blandning av stads-, bostads- och industri-/handelsområden som huvudsakligen renade vägavrinning och urbant dagvatten (sammanfattning i Tabell 5.1). Vid val av filtren beaktades att dessa skulle vara så lika som möjligt de filter som finns i Sverige.

Tabell 5.1
Undersökta anläggningar.

Nr.	Analyser	Ålder [år]	Avrinningsområde	Avrinningsområde area [m ²]	Filterarea [m ²]	Filter area [% av avrinningsområde]
1	Organiskt/ metaller	9	Bostadsområde	318488	950	0,3
2	Metaller	9	Bostadsområde	1253311	1200	0,1
3	Metaller	9	Bostadsområde	223791	900	0,4
4	Metaller	9	Bostadsområde	145687	1900	1,3
5	Organiskt/metaller	8	Handelsområde	750	40	5,3
6	Organiskt/metaller	10	Industriområde	6000	300	5,0
7	Metaller	8	Parkering/Väg	12000	600	5,0
8	Metaller	8	Parkering/Väg	2000	50	2,5
9	Organiskt/metaller	7	Handelsområde	4000	170	4,3
10	Metaller	9	Parkering/Väg	4500	580	12,9
11	Organiskt/metaller	9	Centrumområde	300	40	13,3
12	Organiskt/metaller	8	Centrumområde	50	10	20,0
13	Metaller	12	Industriområde	4500	200	4,4
14	Organiskt/metaller	12	Industriområde	4500	300	6,7
15	Metaller	12	Industriområde	4500	200	4,4

Nr.	Analyser	Ålder [år]	Avrinningsområde	Avrinningsområde area [m ²]	Filterarea [m ²]	Filter area [% av avrinningsområde]
16	Metaller	16	Handelsområde	3000	190	6,3
17	Metaller	9	Bostadsområde	250	50	20,0
18	Organiskt/ metaller	12	Centrumområde	600	50	8,3
19	Organiskt/ metaller	11	Centrumområde	500	50	10,0
20	Metaller	14	Parkering/Väg	2250	156	6,9
21	Metaller	11	Handelsområde	1200	200	16,7
22	Organiskt/ metaller	8	Bensinstation	2500	200	8,0
23	Organiskt/ metaller	13	Bensinstation	2000	70	3,5
24	Metaller	10	Bostadsområde	250	20	8,0
25	Metaller	10	Bostadsområde	250	20	8,0
26	Metaller	11	Bensinstation	800	70	8,8
27	Metaller	13	Parkering/Väg	6500	180	2,8
28	Organiskt/ metaller	12	Bensinstation	1250	180	14,4
29	Metaller	12	Bensinstation	1000	100	10,0

Filtermaterialprover samlades på tre platser längs varje filter (dvs tre olika avstånd från inloppet, ungefär 1 m, 3 m och 6 m från inloppet) samt vid varje plats på tre djup (0–5 cm, 10–15 cm och ca 30–50 cm) (Figur 5.1). Prover samlades i fält genom att gräva ut en kärna av filtermaterial (ca. 5 cm x 15 cm x 15 cm för djup 1, och ca. 10 cm x 10 cm x 10 cm för djup 2 och 3). Filtermaterialet (ca 1 kg) placerades i diffusionstäta plastpåsar som stängdes med buntband. Efter provtagning förvarades proverna i kyl inför analys.



Figur 5.1

Tvärsnitt av biofilter med proverna som tagits av filtermaterialet. Rektanglarna i blå, grön och röd återfinns i Figur 5.3 och Figur 5.4.



Figur 5.2

Exempel på provtagning i fält.

Proverna analyserades avseende metaller och 38 organiska föroreningar från fyra föroreningsgrupper. Metaller analyserades för alla 29 filter, organiska ämnen för 12 av dessa (Tabell 5.1). Alla prover skickades till ett ackrediterat laboratorium (ALS Scandinavia AB) för förbehandling och analys. De analyserade föroreningarna inkluderade:

- Metaller: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn
- 16 PAH:er: naftalen (Nap), acenaftylene (Acyl), acenaftilen (Acen), fluoren (F), fenantren (Phen), antracen (A), fluoranten (Fluo), pyren (Pyr), benzo(a)antracen (BaA), krysen (Chry), bens(b)fluoranten (BbF), bens(k)fluorantene (BkF), bens(a)pyren (BaP), dibens(a,h)antracen (DahA), bens(g,h,i)perylene (Bper) och indeno(1,2,3-cd)pyren (IP)
- 7 PCB: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB118, PCB 153, PCB 138, PCB 180
- 13 ftalater: dimetylftalat (DMP), dietylfталat (DEP), di-*n*-propylftalat (DPP), diisobutylftalat (DIBP), di-*n*-butylftalat (DBP), di-*n*-pentylftalat (DNPP), di-*n*-oktylfталat (DNOP), di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), butylbensylftalat (BBP), dicyclohexylftalat (DCP), diisodecylftalat (DIDP), diisononylftalat (DINP) och di-*n*-hexylftalat (DNHP)
- 2 alkylfenoler: 4-tert-oktylfenol (OP) och 4-nonylfenol (NP)

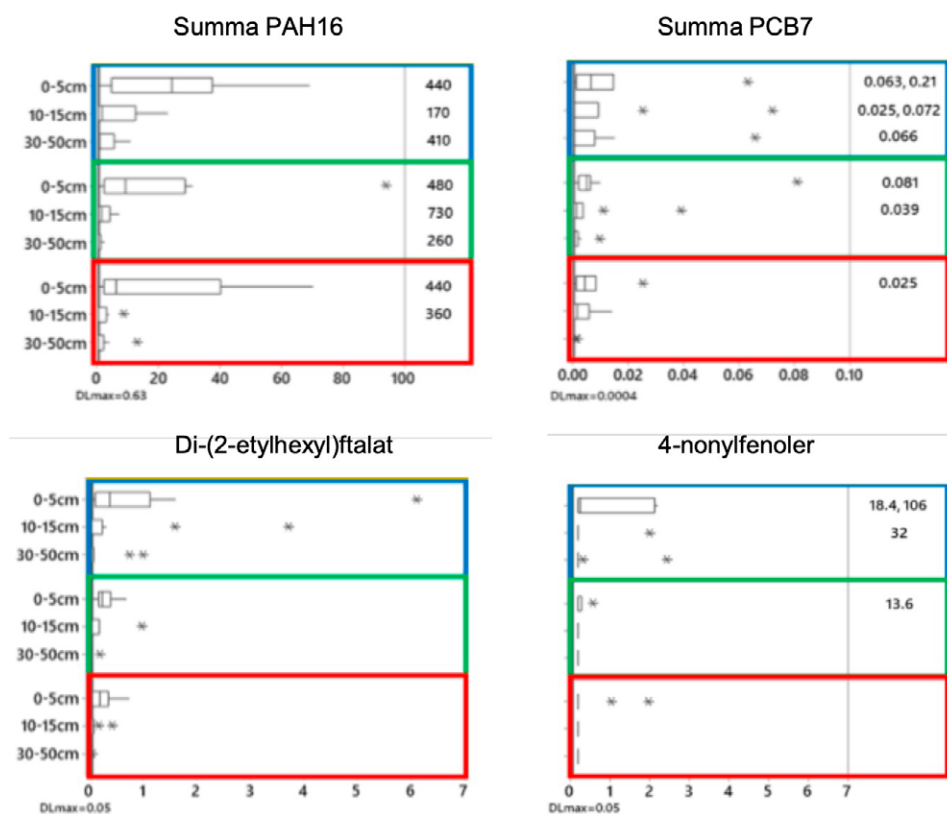
Detaljer kring provtagning och analysmetoder finns i Furén et al. (2022) och Furén et al. (2023).

5.2 Resultat

34 av de 38 analyserade organiska föroreningarna hittades i minst ett av proverna. Fyra ämnen (en PAH (acenaftalen) och tre ftalater (dietylfталat (DEP), di-*n*-oktylfталat (DNOP) och dicyklohexylftalat (DCP)) hittades inte. PAH:er hittades över detektionsgränsen i 79 % av alla prover och i alla tolv filter. Av de 16 analyserade PAH:erna var det endast acenaftilen som inte detekterades alls. PCB:er påvisades i 77 % av alla prover. De

är tillsammans med PAH den vanligast observerade gruppen av organiska mikroföroreningar. Den vanligast förekommande PCB:n var PCB 153, som detekterades i 76 % av alla prover medan PCB28 detekterades på endast fyra platser. Ftalater påvisades på elva platser i ungefär hälften av proverna. 10 av de 13 studerade ftalaterna hittades i minst ett prov. Det mest frekvent påvisade ftalaten var di-2-etylhexylftalat (DEHP), som fanns i hälften av proverna, medan alla andra ftalater påvisades relativt sällan i ≤ 7 % av alla prover. Alkylfenoler påvisades mest sällan av de studerade organiska föroreningarna. Den mest frekvent detekterade alkylfenolen var NP, som detekterades på 10 av 12 platser och i 23 % av proverna. OP hittades endast över detektionsgränsen i ett enda prov.

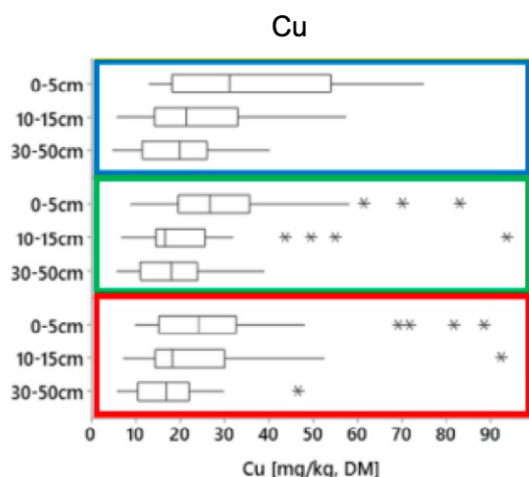
Figur 5.3 visar att föroreningshalterna av PAH:er, PCB:er och ftalater var högst i det översta lagret av filtermaterialet. De detekterades dock även längre ner i filtret, om än mer sällan och vid lägre koncentrationer. Alkylfenoler återfanns främst i topplagret nära inloppet. Koncentrationerna minskade också med djup för alla tre studerade grupperna (PAH, PCB, ftalater) och NP. En annan trend som observerades för alla fyra organiska mikroföroreningar var den stora variationen i koncentrationer både inom samma och mellan olika platser.



Figur 5.3

Koncentrationer av organiska ämnen i filtermaterialet [mg/kg TS] i olika djup. De blåa, gröna och röda färgerna indikerar avståndet från inloppet (jämför Figur 5.1). Numren höger om respektive låddiagram visar statistiska outliers som inte visas i diagrammet.

Alla metaller förutom Cd hittades i nästan alla prover. Koncentrationerna varierade mycket mellan olika anläggningar. En trend av minskande koncentration med ökande djup observerades för Cd, Cr, Cu, Pb och Zn men inte Ni. Figur 5.4 visar koncentrationerna för Cu som exempel. De andra metallerna visar liknande mönster.



Figur 5.4

Koncentrationer av Cu i filtermaterialet [mg/kg TS] i olika djup. De blåa, gröna och röda färgerna indikerar avståndet från inloppet (jämför Figur 5.1).

5.3 Diskussion

Förekomst, koncentration och ackumulering av organiska föroreningar och metaller i filtermaterial påverkas av många processer, materialegenskaper, filteregenskaper och lokala förhållanden. Vissa av dessa processer är beroende på föroreningens egenskaper (t.ex. hydrofobicitet, löslighet, biologisk nedbrytning av en del av ämnena) vilket kan påverka ackumuleringen över tid. Geografiska och säsongsbetonade förhållanden (t.ex. temperatur, nederbördsmonster, vinter) har också inverkan. Slutligen påverkar filterdesign, filtermaterial, och underhåll föroreningsackumulation.

5.3.1 Förekomst och koncentration

De organiska PAH:erna och PCB:erna förekom oftare än alkylfenoler och ftalater. Metaller förekom alltid. Koncentrationerna som observerades i filtermaterialen var något lägre för Cr, Cu, Ni, Pb och Zn än i andra liknande studier (Al-Ameri et al. 2018; Rommel et al. 2021). Även koncentrationerna av de organiska föroreningarna var i liknande storleksordning som i de få tidigare studierna (DiBlasi et al. 2009; Tedoldi et al. 2017). Dock upptäcktes extremt höga PAH-koncentrationer i en anläggning (plats #1). Anledningen för dessa extrema koncentrationer är oklar.

Stora skillnader observerades i koncentrationer och förekomst mellan olika platser för både metaller och organiska föroreningar. Denna stora variation i koncentrationer kan förklaras med en stor variation mellan avrinningsområdets egenskaper, såsom förhållandet mellan avrinningsområdets area till filterarea samt olika markanvändningar, vilka bidrar med olika föroreningstyper och belastningar (Cao et al. 2019; Crane 2019). Sannolikt spelar olika föroreningskällor en viktig roll, särskilt för de organiska föroreningarna, eftersom dessa föroreningar huvudsakligen är antropogena. Detta stöddes av det faktum att nonylfenol detekterades oftare och i högre koncentrationer än oktylfenol, vilket kan bero på att nonylfenoletoxylater har en större industriell användning än oktylfenoletoxylater (Bergé et al. 2013). När det gäller korrelationen mellan fenoler (OP och NP) i dagvattenssediment och industriell användning har tidigare studier visat att koncentrationerna kan vara lägre i USA än i Europa (Crane 2019; Flanagan et al. 2021), vilket skulle kunna spegla olika lagstiftning gällande användningen av ftalater inom industrin. Detta kan också betyda att halterna i europeiska dagvattenfilter kan vara högre än i amerikanska.

5.3.2 Fördelning av föroreningar i filtermaterial

En viktig observation, speciellt för de organiska föroreningarna (dvs. PAH:er, PCB:er och, när de upptäckts, ftalater och alkylfenoler, t.ex. DEHP och NP) var att förekomst och

koncentrationer var högst i filtrens översta lager. De minskade med djupet. En sannolik förklaring till detta är att t.ex. PAH och PCB i dagvatten ofta är partikelbundna (Hwang & Foster 2008; Marsalek et al. 1997). Därför kan de i första hand avlägsnas i ytskiktet genom sedimentering och filtrering av partiklar (Blecken et al. 2009b). Alkylfenoler och ftalater uppvisar mer varierande egenskaper i dagvatten och är därmed mer rörliga (Flanagan et al. 2018) och förekommer därför i lägre koncentrationer nära ytan.

Även metallkoncentrationer minskade i allmänhet med ökande djup i filtret. Detta bekräftar liknande resultat från tidigare studier (Blecken et al. 2009b; Li & Davis 2009; Muthanna et al. 2007). Också metaller är ofta partikelbundna och avlägsnas från dagvatten genom filtrering, vilket minskar koncentrationen redan vid ytan av filtret (Al-Ameri et al. 2018). Även lösta metaller adsorberas sannolikt nära ytan eftersom dessa adsorptionsprocesser sker snabbt (Søberg et al. 2019).

Gällande organiska föroreningar ackumuleras främst föroreningar med högre molekylvikt (dvs. PAH-H och tyngre PCB) i filtermaterialet vilket sannolikt är anledning till att dessa förekom i högre koncentrationer och detekterades mer ofta än ämnen med lägre molekylvikt (t.ex. PAH-L). Detta beror sannolikt på att tunga molekyler i allmänhet är mer hydrofoba än lättare molekyler (varför de i högre grad kvarhålls i filtermaterialet) men också mindre lösliga, mer partikelbundna, mindre biologiskt nedbrytbara och mindre flyktiga (Crane 2019; David et al. 2015b; Flanagan et al. 2018; MacKay et al. 2006). Även PCB-koncentrationer i filtermaterialet visade en trend av minskad förekomst och koncentration med minskad molekylvikt (med ordningen PCB 153 > PCB 138 > PCB 180 > PCB 118 ≈ PCB 101 > PCB 52 > PCB 28). Dessutom tenderar mer klorerade PCB att kvarhållas mer effektivt i biofilter än mindre klorerade PCB (David et al. 2015b). Mer högklorerade PCB är också mindre biologiskt nedbrytbara och mindre flyktiga (MacKay et al. 2006).

Ftalater och alkylfenoler var mindre vanliga i filtermaterialet, vilket kan bero på deras mindre industriella användning (Bergé et al. 2013). En annan förklaring kan vara att de renas mindre effektivt i bioretentionsanläggningar än t.ex. PAH (Flanagan et al. 2018) och är mer biologiskt nedbrytbara jämfört med tunga PAH och PCB (MacKay et al. 2006).

5.3.3 Jämförelse med riktlinjer

Koncentrationerna av metaller och organiska föroreningar jämfördes med Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark för två markanvändningsscenarier (känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM). Zn förekom ofta över KM och ibland även över MKM. Pb förekom ofta över KM dock inte över MKM. Cd och Cu förekom också över KM men mindre frekvent än Zn och Pb.

5.4 Råd och erfarenheter

Kunskap om ansamling av föroreningar i filtermaterial och försedimentering är särskilt viktig för att underlätta underhåll för att bevara filterfunktionen vid långtidsbehandling av dagvatten men också för att förstå risker förknippade med använt filtermaterial och sediment.

- Om översta lagret (0–10 cm) på ett biofilter tas bort regelbundet avlägsnas också en stor andel av de ackumulerade föroreningarna eftersom de högsta koncentrationerna finns högst upp i filtermaterialet. På grund av sannolikt miljöfarliga föroreningshalter måste detta material sannolikt föras till deponi (extrahering och återanvändning av ämnen från dessa filtermaterial anses inte som realistisk teknik med tanke på den komplexa blandningen av ämnen och ändå relativt låga halter).
- Även igensättningen orsakas främst av ackumulerat sediment på filterytan. Dvs. även infiltrationskapaciteten kan återskapas om detta lager byts ut.

- Det fanns en mycket stor variation av både förekomst och koncentrationer mellan de olika anläggningarna. Därför är det svårt (omöjligt) att rekommendera fasta intervaller när filtermaterial måste bytas ut utan detta intervall varierar lika mycket som föroreningskoncentrationerna. Eftersom det dock i regel är igensättningen (minskad infiltrationsförmåga) som begränsar livslängden av biofilter och inte för höga föroreningshalter behöver man i regel inte regelbundet undersöka föroreningshalt i materialet utan kan avvakta tills igensättningen blir problematisk vilket antingen kan uppskattas med infiltrometerförsök eller upptäckas när det finns tydliga tecken på att vatten står längre tid på filterytan i stället för att relativt snabbt infiltrera (Figur 5.5).

Figur 5.5

Biofilter med tydliga tecken på igensättning och infiltrometerförsök på det nyanlagda filtret i Malmö



6 Slutsatser

6.1 Rening av olika ämnen

Rening av partikulära metaller och andra partikelbundna föroreningar som t.ex. PAH:er fungerar effektivt i biofilter. Rening av lösta metaller varierar betydligt mer. Tillsats av kalk i Sundsvallsanläggningen har visat sig förbättra rening av lösta ämnen. Salt har negativ inverkan på rening. Även här har kalktillsats i Sundsvall visats förbättra reningen.

Rening av näringsämnen visar en större variation. För fosforrening är val av filtermaterial avgörande. Filter med höga halter organiskt material (t.ex. anläggningsjord, kompost, till viss del även biokol) orsakar delvis mycket höga utsläpp av fosfor, främst fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). Om fosforrening prioriteras måste därför filtermaterial väljas som är mera näringsfattiga, annars har biofilter och regnbäddar en negativ effekt på recipienten.

Även rening av kväve varierar mycket. En vattenmättad zon har visats förbättra kväverening. Detta kunde inte bekräftas i Malmöanläggningen som diskuteras i avsnitt 3.6.

De flesta organiska ämnen som ingick i denna studie renas relativt bra.

6.2 Utformning av biofilter: tillsatser till filtermaterial, vegetation, vattenmättad zon

De relativt grova filtermaterialen (främst mediumsand) med hög infiltrationskapacitet renar överlag bra. Kalktillsats förbättrar främst reningen av lösta metaller. Biokol hade ingen signifikant effekt på reningen överlag, den försämrade dock reningen av fosfor. Också pimpsten försämrade reningen, sannolikt på grund av den höga porositeten och sämre adsorption.

Höga halter av organiskt material bör undvikas när rening av näringsämnen är prioriterad. Detta har visats regelbundet i tidigare studier.

Vegetationen (örter, gräs och perenner; i studierna som presenteras i denna rapport testades inte träd) förbättrar reningen. Detta bekräftar tidigare studier som undersökt effekten av vegetation. Det är sannolikt inte främst växtupptag av föroreningarna som avgör, utan olika processer som direkt eller indirekt gynnas av växterna. Vegetation klarade sig i alla filter, även de med väl-dränerade näringsfattiga sandsubstrat. I vissa fall (Malmö) var bevattning nödvändig när vegetationen etablerades. Men en anläggning som är till för att rena dagvatten har kanske sämre förutsättningar för frodiga rabatter. Det är alltså viktigt att man väljer anläggningstyp efter syfte. Ska det vara grönska som kräver mycket näring är biofilter ofta inte en bra metod för rening av dagvatten.

Den vattenmättade zonen hade ingen effekt på reningen. Detta är dock ingen slutsats som kan generaliseras eftersom många tidigare studier visat en positiv effekt av en vattenmättad zon. Eventuellt saknades det en kolkälla i filtret för denitrifikationsbakterier.

Data från Stockholm är lite svåra att tolka. Dock verkar det som att kolmakadam inte är ett särskilt bra filtermaterial om rening prioriteras.

6.3 Ackumulering av föroreningar i filtermaterial

De flesta föroreningarna ackumulerar på ytan av filtren. Detta underlättar drift och skötsel. I regel räcker det att byta ut det översta lagret av filtermaterialet för att avlägsna en relativ stor andel av föroreningarna (och även för att återskapa infiltrationskapaciteten

om igensättning har minskat denna).

Halterna av föroreningarna i filtermaterialet varierade mycket mellan olika filter. Det finns ett stort antal faktorer som styr. Detta visar att det är mycket svårt (eller omöjligt) att ange "typiska" intervaller för filterbyte. En individuell bedömning av varje anläggning behövs. En sådan bedömning bör omfatta (i) provtagning av filtermaterial och analys på föroreningshalter för att bedöma materialets miljöfara och (ii) tecken på igensättning (antingen genom okulär besiktning eller infiltrometerförsök).

7 Vidare läsning

Delar av studierna som sammanfattas i denna rapport beskrivs i detalj i olika artiklar. Dessutom har ytterligare analyser genomförts för biofiltren som publicerats i andra rapporter och/eller artiklar. Dessa sammanställs i följande lista. Alla artiklar och rapporter är fritt tillgängliga via respektive länk.

7.1 Rening

Rening och variation av metaller (i partikulär, löst och sant löst fraktion) mellan och under regn. Sundsvall.

- Lange K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022). Investigation of intra—Event variations of total, dissolved and truly dissolved metal concentrations in highway runoff and a gross pollutant trap—bioretention stormwater treatment train. *Water Research*, 216. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118284>

Påverkan av salt på metallrening. Sundsvall.

- Furén R., Viklander M. och Blecken G. (inskickad). Influence of salt on total and dissolved metal treatment in bioretention: A Field study. Inskickad till *Journal of Environmental Management*.

Påverkan av biokol på rening av metaller, näringsämnen och organiska ämnen (PAH:er, PFAS, ftalater).

- Blecken G. och Viklander M. (2022). Rening av dagvatten i biofilter: Effekt av biokol som tillsats i filtermaterialet. *Slutrapport Projekt NV-06919-21*. <http://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1834019/FULLTEXT01.pdf>
- Beryani A., Österlund H., Viklander M. och Blecken G. (2024). Rening av organiska föroreningar i dagvattenbiofilter med och utan tillsats av biokol. *Slutrapport Projekt NV-03809-23*.

Rening av organiska ämnen. Sundsvall.

- Beryani A., Flanagan K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023a). Occurrence and concentrations of organic micropollutants (OMPs) in highway stormwater: A comparative field study in Sweden. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(31), 77299–77317. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27623-9>
- Beryani A., Flanagan K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023b). Performance of a gross pollutant trap-biofilter and sand filter treatment train for the removal of organic micropollutants from highway stormwater (field study). *Science of the Total Environment*, 900. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165734>

Rening av mikroplast. Sundsvall.

- Lange K., Blecken G., Magnusson K., Kullberg A.M. och Viklander M. (2021). Rening av mikroplast i dagvatten från motorväg. Utvärdering av en reningsanläggning vid E4-bron i Sundsvall. *SVU rapport 2021-22*. https://www.svensktvatten.se/contentassets/obd26449121b4ef6b8db04f35607145d/svu-r21_22.pdf
- Lange K., Magnusson K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2021). Removal of rubber, bitumen and other microplastic particles from stormwater by a gross pollutant trap—Bioretention treatment train. *Water Research*, 202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117457>

-
- Lange K., Österlund H., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022). Occurrence and concentration of 20–100 µm sized microplastic in highway runoff and its removal in a gross pollutant trap–Bioretention and sand filter stormwater treatment train. *Science of the Total Environment*, 809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151151>

7.2 Ackumulering av föroreningar i biofilter

Förekomst och ackumulering av organiska ämnen (PAH, PCB, alkylfenoler, ftalater, PFAS).

- Furén R., Flanagan K., Winston R. J., Tirpak R. A., Dorsey J. D., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022). Occurrence, concentration, and distribution of 38 organic micropollutants in the filter material of 12 stormwater bioretention facilities. *Science of the Total Environment*, 846. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157372>
- Beryani A., Furén R., Österlund H., Winston R., Tirpak A., Dorsey J., Viklander M. och Blecken G.-T. (inskickad). Occurrence, concentration, and distribution of 35 PFASs and their precursors retained in twenty stormwater biofilters. Inskickad till *Environmental Science & Technology*.
- Beryani A., Furén R., Österlund H., Viklander M. och Blecken G. (2023). Ackumulering av perfluoralkylsubstanser (PFAS) och deras prekursorer i regnbäddar och biofilter för dagvattenrening. *Slutrapport Projekt NV-03810-23*

Förekomst och ackumulering av metaller.

- Furén R., Österlund H., Winston R. J., Tirpak R. A., Dorsey J. D., Smith J., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023). Concentration, distribution, and fractionation of metals in the filter material of 29 bioretention facilities: A field study. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 9(12), 3158–3173. <https://doi.org/10.1039/d2ew00823h>

Förekomst och ackumulering av mikroplast.

- Lange K., Furén R., Österlund H., Winston R., Tirpak R. A., Nordqvist K., Smith J., Dorsey J., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023). Abundance, distribution, and composition of microplastics in the filter media of nine aged stormwater bioretention systems. *Chemosphere*, 320. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138103>

7.3 Översiktlig utvärdering av funktionalitet hos 26 svenska biofilter och växtbäddar

- Beryani A., Goldstein A., Al-Rubaei A. M., Viklander M., Hunt W. F. och 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>

7.4 Hållbarhetsutvärdering av biofiltren i bland annat Malmö och Växjö

- Öhrn Sagrelus P., Blecken G., Hedström A., Ashley R. och Viklander M. (2022). Environmental impacts of stormwater bioretention systems with various design and construction components. *Journal of Cleaner Production*, 359. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132091>

-
- Öhrn Sagrelius P., Blecken G., Hedström A., Ashley R. och Viklander M. (2023). Sustainability performance of bioretention systems with various designs. Journal of Environmental Management, 340. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117949>

Referenser

- Al-Ameri M., Hatt B., Le Coustumer S., Fletcher T., Payne E. och Deletic A. (2018). Accumulation of heavy metals in stormwater bioretention media: A field study of temporal and spatial variation. *Journal of Hydrology*, 567, 721–731. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.027>
- Behbahani A., Ryan R. J. och McKenzie E. R. (2021). Impacts of salinity on the dynamics of fine particles and their associated metals during stormwater management. *Science of the Total Environment*, 777. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146135>
- Beral H., Dagenais D., Brisson J. och Kõiv-Vainik M. (2023). Impact of de-icing salt runoff in spring on bioretention efficiency. *Blue-Green Systems*, 5 (2), 170-185.
- Bergé A., Cladière M., Gasperi J., Coursimault A., Tassin B. och Moilleron, R. (2013). Meta-analysis of environmental contamination by phthalates. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11), 8057–8076. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1982-5>
- Beryani A., Flanagan K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023a). Occurrence and concentrations of organic micropollutants (OMPs) in highway stormwater: A comparative field study in Sweden. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(31), 77299–77317. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27623-9>
- Beryani A., Flanagan K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023b). Performance of a gross pollutant trap-biofilter and sand filter treatment train for the removal of organic micropollutants from highway stormwater (field study). *Science of the Total Environment*, 900. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165734>
- Beryani A., Goldstein A., Al-Rubaei A. M., Viklander M., Hunt W. F. och Blecken G.-T. (2021). Survey of the operational status of twenty-six urban stormwater biofilter facilities in Sweden. *Journal of Environmental Management*, 297. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113375>
- Biswal B.K., Vijayaraghavan K., Tsen-Tieng D.L. och Balasubramanian R. (2022). Biochar-based bioretention systems for removal of chemical and microbial pollutants from stormwater: A critical review. *Journal of hazardous materials*, 422, 126886.
- Blecken G., Marsalek J. och Viklander M. 2011. Laboratory Study of Stormwater Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. *Water, Air, & Soil Pollution* 219 (1-4), 303-317.
- Blecken G.-T., Zinger Y., Deletić A., Fletcher T. D. och Viklander M. (2009a). Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters. *Ecological Engineering*, 35(5), 769–778. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.009>
- Blecken G.-T., Zinger Y., Deletić A., Fletcher T. D. och Viklander M. (2009b). Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. *Water Research*, 43(18), 4590–4598. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.008>
- Blecken G.-T., Zinger Y., Deletić A., Fletcher T. D., Hedström A. och Viklander M. (2010). Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures. *Journal of Hydrology*, 394(3–4), 507–514. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.010>

-
- Cao S., Capozzi S.L., Kjellerup B.V. och Davis A.P. (2019). Polychlorinated biphenyls in stormwater sediments: Relationships with land use and particle characteristics. *Water Research*, 163, 114865. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114865>
- Chahal M. K., Shi Z. och Flury M. (2016). Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems. *Science of the Total Environment*, 556, 302–309. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.125>
- Chen X., Peltier E., Sturm B.S.M. och Young C.B. 2013. Nitrogen removal and nitrifying and denitrifying bacteria quantification in a stormwater bioretention system. *Water research* 47 (4), 1691-1700.
- Cheng J., Yuan Q. och 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>
- Chu Y., Yang L., Wang X., Wang X. och Zhou Y. (2021). Research on Distribution Characteristics, Influencing Factors, and Maintenance Effects of Heavy Metal Accumulation in Bioretention Systems: Critical Review. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 7(2). Scopus. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000930>
- Clark S.E. och Pitt R. (2012). Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Research*, 46(20), 6715–6730. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.009>
- Crane J.L. (2019). Distribution, Toxic Potential, and Influence of Land Use on Conventional and Emerging Contaminants in Urban Stormwater Pond Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(2), 265–294. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00598-w>
- Dagenais D., Brisson J. och Fletcher T. D. (2018). The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? *Ecological Engineering* 120, 532-545.
- David N., Leatherbarrow J. E., Yee D. och McKee L. J. (2015a). Removal Efficiencies of a Bioretention System for Trace Metals, PCBs, PAHs, and Dioxins in a Semiarid Environment. *Journal of Environmental Engineering*, 141(6), 04014092. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000921](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000921)
- Davis A.P. (2007). Field performance of bioretention: Water quality. *Environmental Engineering Science*, 24(8), 1048–1064. Scopus. <https://doi.org/10.1089/ees.2006.0190>
- Davis A.P., Shokouhian M., Sharma H. och Minami C. (2006). Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 78(3), 284–293. <https://doi.org/10.2175/106143005x94376>
- Davis A.P., Shokouhian M., Sharma H., Minami C. och Winogradoff D. (2003). Water Quality Improvement through Bioretention: Lead, Copper, and Zinc Removal. *Water Environment Research* 75 (1), 73-82.
- DiBlasi C.J., Li H., Davis A.P. och Ghosh U. (2009). Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environmental Science & Technology*, 43(2), 494–502. <https://doi.org/10.1021/es802090g>
- Duan L., Naidu R., Thavamani P., Meaklim J. och Megharaj M. (2015). Managing long-term polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soils: A risk-based approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(12), 8927–8941. Scopus. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2270-0>
-

DWA (2005). *Rekommendationer för planering, konstruktion och drift av retentionsbiofilter för ytterligare regnvattenrening i blandnings- och separeringssystemet*. DWA (Tyska föreningen för vatten, avlopp och avfall)-Regelwerk Merkblatt DWA-M, 178 (6/2019) (2005)

Egelberg P. och Wold S. (2021). *Utvärdering av regnbäddar—Testanläggningar Värmdövägen*. Slutrapport—NV-05802-20.

Fassman E. A., Simcock R. och Wang S. (2013). *Media specification for stormwater bioretention devices* (Auckland Council technical report, TR2013/011).

Flanagan K., Blecken G.-T., Osterlund H., Nordqvist K. och Viklander M. (2021). Contamination of urban stormwater pond sediments: A study of 259 legacy and contemporary organic substances. *Environmental Science and Technology*, 55(5), 3009–3020. Scopus. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07782>

Flanagan K., Branchu P., Boudahmane L., Caupos E., Demare D., Deshayes S., Dubois P., Meffray L., Partibane C., Saad M. och Gromaire M. (2019). Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff. *Science of The Total Environment* 656, 1178–1190.

Flanagan K., Branchu P., Boudahmane L., Caupos E., Demare D., Deshayes S., Dubois P., Meffray L., Partibane C., Saad M., och Gromaire M.-C. (2018). Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. *Water Research*, 145, 562–578. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.064>

Fletcher T. D., Shuster W., Hunt W. F., Ashley R., Butler D., Arthur S., Trowsdale S., Barraud S., Semadeni-Davies A., Bertrand-Krajewski J., Mikkelsen P. S., Rivard G., Uhl M., Dagenais D. och Viklander M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525–542.

Furén R., Flanagan K., Winston R. J., Tirpak R. A., Dorsey J. D., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022). Occurrence, concentration, and distribution of 38 organic micropollutants in the filter material of 12 stormwater bioretention facilities. *Science of the Total Environment*, 846. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157372>

Furén R., Österlund H., Winston R. J., Tirpak R. A., Dorsey J. D., Smith J., Viklander M. och Blecken G.-T. (2023). Concentration, distribution, and fractionation of metals in the filter material of 29 bioretention facilities: A field study. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 9(12), 3158–3173. Scopus. <https://doi.org/10.1039/d2ew00823h>

Gasperi J., Le Roux J., Deshayes S., Ayrault S., Bordier L., Boudahmane L., Budzinski H., Caupos E., Caubrière N., Flanagan K., Guillon M., Huynh N., Labadie P., Meffray L., Neveu P., Partibane C., Paupardin J., Saad M., Varnede L. och Gromaire M.-C. (2022). Micropollutants in Urban Runoff from Traffic Areas: Target and Non-Target Screening on Four Contrasted Sites. *Water*, 14(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/w14030394>

Goh H.W., Lem K.S., Azizan N.A., Chang C.K., Talei A., Leow C.S. och Zakaria N.A. (2019). A review of bioretention components and nutrient removal under different climates—future directions for tropics. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(15), 14904–14919.

Goor J., Cantelon J., Smart C.C. och Robinson C.E. (2021). Seasonal performance of field bioretention systems in retaining phosphorus in a cold climate: Influence of prolonged road salt application. *Science of The Total Environment*, 778, 146069.

Graber E. R. och Borisover M. (2003). Competitive sorption of organic contaminants in chalk. *Journal of Contaminant Hydrology*, 67(1–4), 159–175. Scopus. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(03\)00072-X](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00072-X)

Gromaire M., Lamprea-Bretauudeau K., Mirande-Bret C., Caupos E. och Seidl M. (2014). Organic Micropollutants in Roof Runoff—A Study of the Emission/Retention Potential of Green Roofs. *13th International Conference on Urban Drainage*, Sep 2014, Kuching, Malaysia.

Hatt B.E., Deletic A. och Fletcher T.D. (2007). Stormwater reuse: designing biofiltration systems for reliable treatment. *Water Science and Technology*, 55(4), 201–209.

Hatt B.E., Fletcher T.D. och Deletic A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(3), 310–321.

HaV (Havs-och vattenmyndigheten) (2019). *Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling*, HVMFS 2019:25 (<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>)

HaV (Havs-och vattenmyndigheten) (2016). *Miljögifter i vatten—klassificering av ytvattenstatus*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26 (<https://www.havochvatten.se/download/18.6d9c45e9158fa37fe9f57c25/1482143211383/vagledn-miljogiftsklassning-hvmfs201319.pdf>)

Hong E., Seagren E.A. och Davis A.P. (2006). Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench-scale bioretention studies. *Water Environment Research*, 78(2), 141–155. Scopus. <https://doi.org/10.2175/106143005X89607>

Hsieh C.-H., Davis A.P. och Needelman B.A. (2007). Bioretention column studies of phosphorus removal from urban stormwater runoff. *Water Environment Research*, 79(2), 177–184. Scopus. <https://doi.org/10.2175/106143006X111745>

Huang L., Luo J., Li L., Jiang H., Sun X., Yang J., She W., Liu W., Li L. och Davis A.P. (2022). Unconventional microbial mechanisms for the key factors influencing inorganic nitrogen removal in stormwater bioretention columns. *Water Research*, 209, 117895.

Hunt W. F., Jarrett A. R., Smith J. T. och 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))

Hwang H.-M. och Foster G.D. (2008). Polychlorinated biphenyls in stormwater runoff entering the tidal Anacostia River, Washington, DC, through small urban catchments and combined sewer outfalls. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(6), 567–575. <https://doi.org/10.1080/10934520801893527>

Jay J.G., Brown S.L., Kurtz K. och Grothkopp F. (2017). Predictors of Phosphorus Leaching from Bioretention Soil Media. *Journal of Environmental Quality*, 46(5), 1098–1105. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.06.0232>

Johansson G., Fedje K.K., Modin O., Haeger-Eugensson M., Uhl W., Andersson-Sköld Y. och Strömvall A. (2024). Removal and release of microplastics and other environmental pollutants during the start-up of bioretention filters treating stormwater. *Journal of Hazardous Materials*, 468, 133532.

-
- Johnson J. P. och Hunt W. F. (2016). Evaluating the spatial distribution of pollutants and associated maintenance requirements in an 11 year-old bioretention cell in urban Charlotte, NC. *Journal of Environmental Management*, 184, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.009>
- Kacálková L. och Tlustoš P. (2011). The uptake of persistent organic pollutants by plants. *Central European Journal of Biology*, 6(2), 223–235. Scopus. <https://doi.org/10.2478/s11535-010-0116-z>
- Kratky H., Li Z., Chen Y., Wang C., Li X. och 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(4), 16.
- Lange K., Magnusson K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2021). Removal of rubber, bitumen and other microplastic particles from stormwater by a gross pollutant trap—Bioretention treatment train. *Water Research*, 202. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117457>
- Lange K., Österlund H., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022a). Occurrence and concentration of 20–100 µm sized microplastic in highway runoff and its removal in a gross pollutant trap—Bioretention and sand filter stormwater treatment train. *Science of the Total Environment*, 809. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151151>
- Lange K., Österlund H., Viklander M. och Blecken G.-T. (2020a). Metal speciation in stormwater bioretention: Removal of particulate, colloidal and truly dissolved metals. *Science of The Total Environment*, 724, 138121.
- Lange K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2022b). Investigation of intra—Event variations of total, dissolved and truly dissolved metal concentrations in highway runoff and a gross pollutant trap—bioretention stormwater treatment train. *Water Research*, 216. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118284>
- Lange K., Viklander M. och Blecken G.-T. (2020b). Effects of plant species and traits on metal treatment and phytoextraction in stormwater bioretention. *Journal of Environmental Management*, 276, 111282.
- Lange K., Blecken G.-T., Magnusson K., Kullberg A.M. och Viklander, M. (2022c). Rening av mikroplast i dagvatten från motorväg. SVU- rapport 2021-22. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Larm T. och Blecken G.-T. (2019). *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten*. SVU-rapport 2019-20. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Lefevre G.H., Novak P.J. och Hozalski R.M. (2012). Fate of naphthalene in laboratory-scale bioretention cells: Implications for sustainable stormwater management. *Environmental Science and Technology*, 46(2), 995–1002. Scopus. <https://doi.org/10.1021/es202266z>
- LeFevre G.H., Paus K.H., Natarajan P., Gulliver J.S., Novak P.J. och Hozalski R.M. (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 04014050.
- Li H. och Davis A.P. (2009). Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads Using Bioretention. *Journal of Environmental Engineering*, 135(8), 567–576. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000026](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000026)
- MacKay D., Chiu W.-Y., Lee S.C. (2006). *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. CRC/Taylor & Francis, Boca Raton, Fl., USA.
-

- Magnusson S. och Mácsik J. (2017). Analysis of energy use and emissions of greenhouse gases, metals and organic substances from construction materials used for artificial turf. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 362–372. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.03.007>
- Mahenge A.S., Mbwette T.S.A. och Njau K.N. (2006). *Phosphorus Sorption Behaviours and Properties of Mbeya-Pumice*. In J. A. Mwakali & G. Taban-Wani (Eds.), *Proceedings from the International Conference on Advances in Engineering and Technology* (pp. 185–194). Elsevier Science Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-008045312-5/50021-2>
- Markiewicz A., Björklund K., Eriksson E., Kalmykova Y., Strömvall A.M. och Siopi A. (2017). Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Science of the Total Environment*, 580, 1162–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>
- Marsalek J., Brownlee B., Mayer T., Lawal S. och Larkin G.A. (1997). Heavy Metals and PAHs in Stormwater Runoff from the Skyway Bridge, Burlington, Ontario. *Water Quality Research Journal*, 32(4), 815–828. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1997.044>
- Marvin J.T., Passeport E. och Drake J. (2020). 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), 03119001. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000893>
- Maya S., Cara P., Jordyn W. och Abigail R. (2024). Evaluation of Biochar as an Amendment for the Removal of Metals, Nutrients, and Microplastics in Bioretention Systems. *Journal of Environmental Engineering*, 150(4), 04024007.
- McDonald S., Holland A., Simpson S.L., Gadd J.B., Bennett W.W., Walker G.W., Keough M.J., Cresswell T. och Hassell K.L. (2022). Metal forms and dynamics in urban stormwater runoff: New insights from diffusive gradients in thin-films (DGT) measurements. *Water research* 209, 117967.
- Mohanty S.K., Valenca R., Berger A.W., Yu I. K.M., Xiong X., Saunders T.M. och Tsang D.C.W. (2018). Plenty of room for carbon on the ground: Potential applications of biochar for stormwater treatment. *Science of the Total Environment*, 625, 1644–1658. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.037>
- Muthanna T.M., Viklander M., Blecken G. och Thorolfsson S.T. (2007). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Research*, 41(18), 4061–4072. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.040>
- Muthanna T.M., Viklander M. och Thorolfsson S.T. (2008). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes*, 22(11), 1640–1649.
- Mutzner L., Furrer V., Castebrunet H., Dittmer U., Fuchs S., Gernjak W., Gromaire M.-C., Matzinger A., Mikkelsen P. S., Selbig W.R. och Vezzaro L. (2022). A decade of monitoring micropollutants in urban wet-weather flows: What did we learn? *Water Research*, 223, 118968. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118968>
- Njau K.N., Minja R.J.A. och Katima J.H.Y. (2003). Pumice soil: a potential wetland substrate for treatment of domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 48(5), 85–92.
- Öhrn Sagrelus P., Blecken G., Hedström A., Ashley R. och Viklander M. (2022). Environmental impacts of stormwater bioretention systems with various design and construction components. *Journal of Cleaner Production*, 359, 132091.
- Öhrn Sagrelus P., Blecken G., Hedström A., Ashley R. och Viklander M. (2023). Sustainability performance of bioretention systems with various designs. *Journal of Environmental Management*, 340, 117949.

-
- Pamuru S.T., Forgione E., Croft K., Kjellerup B.V. och Davis A.P. (2022). Chemical characterization of urban stormwater: Traditional and emerging contaminants. *Science of The Total Environment*, 813, 151887.
- Paus K.H., Joel M., Gulliver J.S., TorOve L. och Hozalski R.M. (2014). Effects of Temperature and NaCl on Toxic Metal Retention in Bioretention Media. *Journal of Environmental Engineering*, 140(10), 04014034.
- Randelovic A., Zhang K., Jacimovic N., McCarthy D. och Deletic A. (2016). Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. *Water Research*, 89, 180–191. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.046>
- Read J., Wevill T., Fletcher T. och Deletic A. (2008). Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, 42(4), 893–902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.036>
- Riktvärdesgruppen (2009). Riksvärdengruppen Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionplane- och trafikkontoret. https://stormtac.com/admin/Uploads/Rapport%202009_Forslag%20till%20riktvarden%20for%20dagvattenutslapp.pdf
- Rommel S.H., Stinshoff P. och Helmreich B. (2021). Sequential extraction of heavy metals from sorptive filter media and sediments trapped in stormwater quality improvement devices for road runoff. *Science of The Total Environment*, 782, 146875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146875>
- Ruppelt J.P., Tondera K., Wallace S.J., Button M., Pinnekamp J. och Weber K.P. (2020). Assessing the role of microbial communities in the performance of constructed wetlands used to treat combined sewer overflows. *Science of the Total Environment*, 736. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139519>
- Santos A.F., Lopes D.V., Alvarenga P., Gando-Ferreira L.M. och Quina M.J. (2024). Phosphorus removal from urban wastewater through adsorption using biogenic calcium carbonate. *Journal of Environmental Management*, 351, 119875. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119875>
- Søberg L.C., Viklander M. och Blecken G.-T. (2021). Nitrogen removal in stormwater bioretention facilities: Effects of drying, temperature and a submerged zone. *Ecological Engineering*, 169. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106302>
- Søberg L.C., Al-Rubaei A.M., Viklander M. och Blecken G.-T. (2020). Phosphorus and TSS Removal by Stormwater Bioretention: Effects of Temperature, Salt, and a Submerged Zone and Their Interactions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(6). Scopus. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04646-3>
- Søberg L. C., Winston R., Viklander M. och Blecken G.-T. (2019). Dissolved metal adsorption capacities and fractionation in filter materials for use in stormwater bioretention facilities. *Water Research X*, 4, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100032>
- Søberg L.C., Viklander M. och 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.
- Spahr S., Teixidó M., Sedlak D.L. och Luthy R.G. (2019). Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: Occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(1), 15–44. <https://doi.org/10.1039/C9EW00674E>
- Stockholm stad. (2017). *Växtbäddar i Stockholm stad—en handbok 2017*. https://leverantor.stockholm/globalassets/foretag-och-organisationer/leverantor-och-utfo-rare/entreprenad-i-stockholms-stads-offentliga-rum/vaxtbaddshandboken/vaxtbaddar_i_stockholm_2017.pdf
-

-
- StormTac Database (2023). Dagvatten-, basflödes-, ytvatten- och avloppsdatas. v.2023-10-10. StormTac Corporation. www.stormtac.com.
- Tedoldi D., Chebbo G., Pierlot D., Kovacs Y. och Gromaire M.-C. (2017). Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *Journal of Environmental Management*, 202, 151–166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.063>
- Tirpak R.A., Afrooz A.N., Winston R.J., Valenca R., Schiff K. och Mohanty S.K. (2021). Conventional and amended bioretention soil media for targeted pollutant treatment: A critical review to guide the state of the practice. *Water Research*, 189. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116648>
- Tondera K., Koenen S. och Pinnekamp J. (2013). Survey monitoring results on the reduction of micropollutants, bacteria, bacteriophages and TSS in retention soil filters. *Water Science and Technology*, 68(5), 1004–1012. Scopus. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.340>
- Vijayaraghavan K., Biswal B.K., Adam M.G., Soh S.H., Tsen-Tieng D.L., Davis A.P., Chew S.H., Tan P.Y., Babovic V. och Balasubramanian R. (2021). Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 292, 112766.
- Wefer-Roehl A., Graber E.R., Borisover M.D., Adar E., Nativ R. och Ronen Z. (2001). Sorption of organic contaminants in a fractured chalk formation. *Chemosphere*, 44(5), 1121–1130. Scopus. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00309-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00309-X)
- Wiewel B.V., och Lamoree M. (2016). Geotextile composition, application and ecotoxicology—A review. *Journal of Hazardous Materials*, 317, 640–655. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.060>
- Zhang H., Ahmad Z., Shao Y., Yang Z., Jia Y. och Zhong H. (2021). Bioretention for removal of nitrogen: processes, operational conditions, and strategies for improvement. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(9), 10519–10535.
- Zhao L. och Gray D.M. (1999). Estimating snowmelt infiltration into frozen soils. *Hydrological Processes*, 13(12–13), 1827–1842. Scopus. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199909\)13:12/13<1827::AID-HYP896<3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199909)13:12/13<1827::AID-HYP896<3.0.CO;2-D)
- Zinger Y., Blecken G.-T., Fletcher T.D., Viklander M. och Deletić A. (2013). Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: Benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone. *Ecological Engineering*, 51, 75–82. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.007>

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se