



# Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar

Ett projekt genomfört med stöd av Naturvårdsverket

Version 1.1, 2023-03-07

TITEL	Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar
RAPPORTNUMMER	2023-1780-A
BESTÄLLARE	Genomfört med stöd av Naturvårdsverket
UPPDRAGSANSVARIG	Jonas Andersson
FÖRFATTARE	Jenny Näslund, Jonas Andersson, Jonathan Arnlund, WRS
GRANSKNING	Zahrah Lifvendahl, Fyrisåns vattenförbund och Jens Fölster, SLU
UTGÅVA/STATUS	Version 1.1
DATUM	2023-03-07
OMSLAGSBILD	Kungsängsdammen, Foto Jonas Andersson Samtliga foton i rapporten är tagna av WRS

## Förord

Dagvatten och dess påverkan på sjöar, vattendrag och havsvikar har fått ett allt större fokus i och med vattendirektivets implementering. Mycket fokus ligger på att skapa hållbara dagvattensystem vid planering av ny bebyggelse, men det finns samtidigt ett stort behov av att minska utsläppen från redan bebyggda områden. Dagvattendammar är idag den vanligaste metoden för att rena dagvatten från urbana områden och det finns mycket forskningsbaserad kunskap om hur dammar ska dimensioneras och utformas för att nå en god rening av bland annat fosfor och tungmetaller.

Forskningen har dock till stor del fokuserat på avskiljning av totalhalter av föroreningar. Statusklassningen av recipienter som sjöar och vattendrag avser för flera ämnen löst eller biotillgänglig andel av den lösta fraktionen av föroreningar. Det gör att det är viktigt att få kunskap inte bara om avskiljningen av totalhalter, utan även om avskiljning av lösta föroreningar.

Syftet med denna pilotstudie var dels att få bättre kunskap om dagvattendammars förmåga att avskilja lösta- respektive partikelbundna föroreningar (fosfor, metaller och polyaromatiska kolväten, PAH:er) och dels att öka kunskapen om dagvattnets sammansättning och sambandet mellan turbiditet (grumlighet) och halter av suspenderat material, fosfor, metaller och PAH:er. Den senare frågeställningen är relevant då turbiditetsmätningar är relativt kostnadseffektiva att genomföra och skulle kunna användas som en indirekt metod för att mäta föroreningstransport och avskiljning.

Projektet har utförts som ett samarbete mellan WRS, SLU och Fyrisåns vattenförbund/Uppsala kommun och har finansierats med medel från Naturvårdsverket inom ramen för utlysningen ”Bidrag till dagvattenutredningar”.

Projektet har letts av WRS, där Jonas Andersson varit projektledare. Jenny Näslund har ansvarat för det omfattande arbetet med administration av analyser samt provtagning, provhantering, datasammanställning och rapportarbete. Vid vattenprovtagning har även Victoria Eriksson Russo, Tove Gannholm och Lukas Rehn varit delaktiga. För installation av turbiditetsmätare vid Kungsängsdammen har Jonathan Arnlund ansvarat. Uppsala Vatten och Avfall AB har bistått med flödesmätare och installation av dessa vid Kungsängsdammen.

I projektgruppen har också Jens Fölster, Forskningsledare Institutionen för vatten och miljö, SLU och Zahrah Lifvendahl, Uppsala kommun och vd för Fyrisåns vattenförbund ingått.

Ett stort tack riktas till alla medverkande!

# Innehåll

1	Inledning .....	5
1.1	Syfte.....	6
1.2	Projektets genomförande.....	6
2	Beskrivning av studerade dammar och deras avrinningsområden .....	7
2.1	Kungsängsdammen .....	7
2.2	Gottsunda dagvattenpark .....	9
2.3	Schablonberäknade närsalt- och föroreningshalter i dagvattnet .....	11
2.3.1	Kungsängsdammen .....	11
2.3.2	Gottsunda dagvattenpark .....	11
3	Provtagningsplatser och mätpunkter.....	12
3.1	Kungsängsdammen .....	12
3.2	Gottsunda dagvattenpark .....	13
4	Flödes- och turbiditetsmätning samt provtagning .....	14
4.1	Flödesmätning.....	14
4.2	Turbiditetsmätning .....	16
4.3	Vattenprovtagning .....	17
4.3.1	Väder och nederbörd vid provtagningen .....	18
4.3.2	Analyserade parametrar .....	20
5	Jämförelse med tidigare provtagningar av dagvatten .....	21
6	Resultat .....	22
6.1	Flödesmätning och uppehållstid .....	22
6.2	Undersökta provtagningstillfällen .....	23
6.3	Karakterisering av dagvattnets sammansättning .....	25
6.4	Provtagning mellan regn (basprovtagning).....	29
6.5	Avskiljning av föroreningar i Kungsängsdammen .....	30
6.6	Fördelning av partikelbundna och lösta föroreningar i dagvattnet... ..	32
6.7	Samband mellan turbiditet och föroreningar i dagvattnet.....	33
6.8	Polyaromatiska kolväten (PAH:er) .....	37
7	Slutsatser och diskussion .....	39
8	Referenser .....	42
	Bilaga 1. Analyserade vattenparametrar	
	Bilaga 2. Provtagningstillfällen Kungsängsdammen	
	Bilaga 3. Provtagningstillfällen Gottsunda dagvattenpark	
	Bilaga 4. Provtagningsresultat	



# 1 Inledning

WRS genomförde under hösten 2020 till våren 2021 en pilotstudie i Fyrisån om dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten. Studien benämndes DRIVA (Näslund m.fl., 2021). Undersökningen utfördes i samarbete med SLU, Fyrisåns vattenförbund och Uppsala kommun och finansierades med medel från Naturvårdsverket inom ramen för utlysningen ”Bidrag till dagvattenutredningar”.

Undersökningen resulterade i fler intressanta slutsatser, bland annat att:

- Det finns en överhängande risk att föroreningar i dagvattnet leder till att maximala tillåtna koncentrationer, så kallade MAC-värden, överskrids för PAH:er (polyaromatiska kolväten) i vattendrag. Däremot verkar risken vara liten för att MAC-värden för metaller i vatten ska överskridas.
- Provtagning av sedimenten i Fyrisån i centrala Uppsala visade på en tydlig påverkan av både metaller och PAH:er från dagvatten, med överskridna gränsvärden för koppar, antracen och fluoranten. Resultaten kan tolkas som att PAH:er från dagvatten är ett problem för såväl vattenmiljön som sedimenten, medan metaller från dagvatten framförallt är ett sedimentproblem.
- Resultatet av sedimentprovtagningarna visade att en stor andel av de partikelbundna föroreningarna sedimenterar relativt nära utsläppspunkterna.

Resultaten från pilotstudien i Fyrisån pekar på att det finns behov av att rena dagvatten så att en stor del av partiklar och partikelbundna föroreningar avskiljs, för att det inte ska byggas upp förorenade sediment i recipienterna. Det finns också behov av att rena dagvattnet för att minimera spridning av inte minst PAH:er till recipienternas vattenfas.

I Sverige har det genom åren anlagts ett stort antal dagvattendammar för rening av dagvatten från urban mark och det har också genomförts flera forsknings- och uppföljningsprojekt där reningseffekten studerats. Resultaten visar i många fall på god avskiljningsförmåga för såväl suspenderat material, fosfor som tungmetaller. De flesta undersökningar har dock fokuserat på avskiljningen av totalhalter av föroreningar och det finns relativt begränsad kunskap om hur avskiljningen av lösta ämnen ser ut i dagvattendammar.

Statusklassningen av recipienter som sjöar och vattendrag, baseras för flera föroreningar på löst eller biotillgänglig andel av den lösta fraktionen av ämnet. Det gör att det är viktigt att få kunskap inte bara om avskiljningen av totalhalter, utan även om hur lösta- respektive partikelbundna föroreningar avskiljs i dammar.

I den tidigare pilotstudien i Fyrisån undersöktes också samband mellan turbiditet (grumlighet) i dagvatten och uppmätta halter av suspenderat material, fosfor, metaller och PAH:er (Näslund m.fl., 2021). Undersökningen visade på ett starkt samband mellan turbiditet och halt av metaller för några avrinningsområden, men i andra avrinningsområden var sambanden svagare. Där sambanden var svagare misstänks påverkan av annat vatten än dagvatten. Pilotstudien gav ny och viktig data kring sambanden mellan turbiditet och halt av föroreningar, men det finns behov av ytterligare data från flera avrinningsområden för att få kunskap om det finns generella samband, eller om sambanden är mer specifika för varje avrinningsområde.

## 1.1 Syfte

Syftet med denna pilotstudie var att:

1. Få bättre kunskap om dagvattendammars förmåga att avskilja lösta- respektive partikelbundna föroreningar (fosfor, metaller och PAH:er)
2. Öka kunskapen om dagvattnets sammansättning och sambandet mellan turbiditet och halter av suspenderat material, fosfor, metaller och PAH:er.

Detta har brutits ner i följande frågeställningar:

1. Hur är fördelningen mellan partikelbundna och lösta halter av dagvattenföroreningar
  - a. i inkommande vatten för Kungsängsdammen samt Gottsunda dagvattenpark?
  - b. i utgående vatten från Kungsängsdammen?
2. Vilken reningspotential, uttryckt som haltreduktion, har Kungsängsdammen av partikelbundna respektive lösta föroreningar?
3. Vilket samband finns mellan turbiditet och föroreningar i dagvatten från urbana avrinningsområden i Uppsala, i denna studie samt i den tidigare utförda pilotstudien?
4. Baserat på studiens resultat – bedöms dagvattendammar fungera som en fullgod teknik för att rena dagvatten med hänsyn till recipientstatus?

Kunskapen om dagvattendammars förmåga att avskilja partikelbundna respektive lösta föroreningar är viktig för att bedöma om dagvattendammar är en tillräcklig reningsåtgärd för att nå god status i vattenförekomsterna, eller om det finns behov av kompletterande reningssteg för att nå en mer höggradig rening av lösta föroreningar.

Målsättningen var också att studien skulle bidra med mer kunskap kring sambandet mellan turbiditet och föroreningar i dagvatten. Med hjälp av dessa samband, mellan turbiditet och föroreningshalter, så är förhoppningen att uppföljning av dagvattenkvalitet och reningseffekter framöver kan göras till en betydligt lägre kostnad än idag.

## 1.2 Projektets genomförande

Inom ramen för projektet har vattenprovtagning genomförts i två dagvattendammarna i Uppsala. Stickprovtagning har utförts vid inloppet till och utloppet från Kungsängsdammen, som tar emot dagvatten från södra delen av Uppsala tätort. Ambitionen har varit att följa ett ”vattenpaket” från inlopp till utlopp och stickprover vid utloppet har därför tagits med viss tidsförskjutning jämfört med vid inloppet. Kungsängsdammen valdes ut då den redan tidigare studerats inom ramen för både examensarbeten (Arnlund, 2014; Andersson, 2019) och utökad provtagning (Arnlund, 2015) och det finns god kunskap om dammens förmåga att avskilja totalhalter av föroreningar. Det finns också kunskap om flöden till dammen och hur dessa varierar över tid. Det underlättar tolkningen av resultatet från stickprovtagning. Vid två tillfällen har sedimentundersökningar även utförts i dammen vilket kan användas för tolkning av stickprovtagning (Arnlund, 2014; Andersson, 2019).

Parallellt med stickprovtagning i Kungsängsdammen genomfördes provtagning även i inloppet till Gottsunda dagvattenpark. Eftersom dammen anlades 2020–2021 och vegetationen därför inte är fullt utvecklad, så bedömdes anläggningen ännu inte uppnått förväntad reningspotential, varför provtagning inte genomfördes i utloppet. Syftet med provtagningen vid inloppet var

istället att få data för ytterligare ett avrinningsområde för att undersöka sambandet mellan turbiditet och halter av fosfor, metaller och PAH:er.

Som komplement till stickprovtagningen installerades även utrustning för kontinuerlig mätning av turbiditet i Kungsängsdammens inlopp och utlopp. Syftet vara att kunna bedöma var i vattnets ”smutspuls” som proverna togs. Vid inloppet till Gottsunda dagvattenpark fanns redan en turbiditetsmätare installerad av SLU, inom ramen för projektet LIFE IP Rich Waters, vilken kunde användas för studien. Under delar av pilotstudien utfördes också kontinuerlig flödesmätning vid Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark. Syftet med flödesmätningen var att dels att undersöka uppehållstid och dels att studera hur flöde och turbiditet relaterar till varandra.

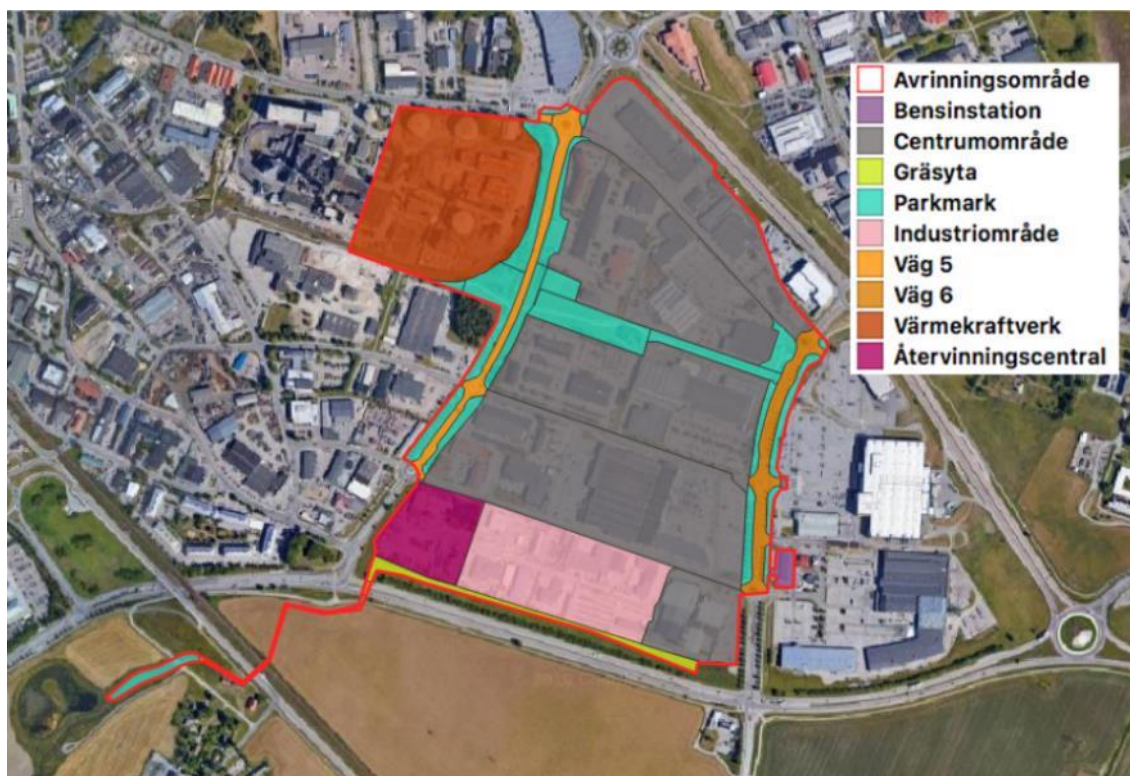
Provtagning genomfördes vid regn under perioden maj till november 2022. Utöver detta genomfördes även provtagning på ”basflödet” vid ett tillfälle, för att undersöka dagvattnets sammansättning under en period utan regn. För detaljerad genomförande- och metodbeskrivning se avsnitt 2 till 4.

## **2 Beskrivning av studerade dammar och deras avrinningsområden**

### **2.1 Kungsängsdammen**

Kungsängsdammen ligger strax sydost om centrala Uppsala, i närheten av industriområdet Boländerna. Dammen började byggas 2009 och blev färdigställd på våren 2010. Den tar emot dagvatten från handels- och industriområden i Boländerna och är dimensionerad för 10 200 m<sup>3</sup> vatten varav reglervolymen utgör cirka 3 060 m<sup>3</sup>. Dammens normaldjup är 0,7 m och vattenspegelns yta är cirka 10 200 m<sup>2</sup>. Dammens botten utgörs huvudsakligen av lera, men vid inlopp, mittenparti och utlopp är botten täckt med stenkross. (Arnlund, 2014)

Kungsängsdammens tekniska avrinningsområde är framtaget av Arnlund (2014) och karteringen har gjorts av Andersson (2019) (Figur 1). Avrinningsområdet är cirka 66 hektar och den reducerade arean är beräknad till 37 hektar (Tabell 1). Området domineras av centrum/handelsområden (56 %), värmekraftverk (13 %), industriområde och återvinningscentral (13 %) samt parkmark (11 %). Vägar, gräsytor och en bensinstation utgör resterande 7 % av området. För närmare information kring markanvändningen se Tabell 1 (Andersson, 2019). Den viktade avrinningskoefficienten för avrinningsområdet är 0,56.



Figur 1. Markanvändning i Kungsängsdammens avrinningsområde. Bakgrundskarta: Google Satellite (u.å.).

Tabell 1. Markanvändning och ansatta volymavrinningskoefficienter för Kungsängsdammens avrinningsområde.

Markanvändning	$\phi_V$ (-)	Andel (%)	Yta (ha)
Bensinstation	0,80	0,40	0,30
Centrumområde	0,60	56	37
Gräsyta	0,10	1,3	0,90
Industriområde	0,50	9,1	6,0
Parkmark	0,10	11	7,3
Väg klass 5	0,80	2,3	1,5
Väg klass 6	0,80	2,3	1,5
Värmekraftverk	0,70	13	8,9
Återvinningscentral	0,70	3,9	2,6
<b>Totalt</b>			<b>66</b>
Reducerad area [ha <sub>red</sub> ]			37

Kungsängsdammen tillförs inte bara dagvatten, utan även condensat och processvatten från Vattenfalls fjärrvärmeanläggning som släpps till dagvattennätet vid regelbundna tillfällen. Cirka 10 % av det förbrukade råvattnet släpps ut i dagvattennätet i form av rejektvatten med förhöjd salthalt då detta används till avsaltning av processvatten. Den totala volymen processvatten som släpps ut i dagvattennätet som leder till Kungsängsdammen beräknas vara cirka 108 000 m<sup>3</sup>/år. (Arnlund, 2014)

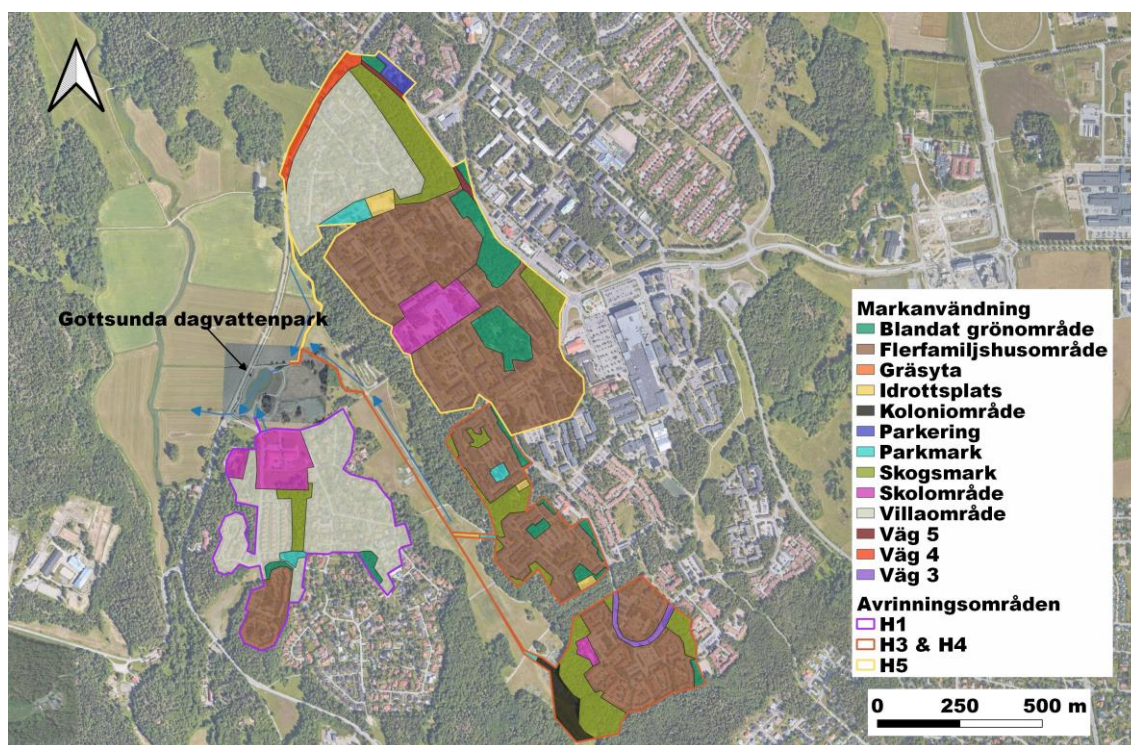


## 2.2 Gottsunda dagvattenpark

Gottsunda dagvattenpark anlades 2020 och togs i drift våren 2021. Dagvattenparken består av tre mindre försedimentationsdammar, en översilningsyta och en större damm. Anläggningen tillförs dagvatten från stadsdelen Gottsunda i södra Uppsala. Dammen har en maximal volym på cirka 7 400 m<sup>3</sup> varav cirka 1 800 m<sup>3</sup> är reglervolym.

Vattenparkens tekniska avrinningsområde är uppdelat i fyra delområden; 1, 3, 4 och 5 (Figur 2). Indelningen av avrinningsområdena är erhållna av Uppsala Vatten och Avfall AB (2015). Kartering av markanvändningen har gjorts av WRS sommaren 2022. Det totala avrinningsområdet är cirka 104 hektar stort där majoriteten av området utgörs av flerfamiljshus och villor med inslag av grönområden. Den reducerade arean är beräknad till 33 hektar. I följande avsnitt beskrivs de fyra delavrinningsområdena närmare och Tabell 2 och Tabell 3 visar markanvändningens fördelning i respektive område.

Delavrinningsområde 3, 4 och 5 rinner in i dammen norrifrån via den mätpunkt som använts i detta projekt. Delavrinningsområdet 1 rinner till anläggningen söderifrån (se vidare avsnitt 3.2). Den viktade avrinningskoefficienten för hela avrinningsområdet är 0,32. För avrinningsområde 3, 4 och 5 är den viktade avrinningskoefficienten 0,33.



Figur 2. Markanvändningen i de fyra tekniska delavrinningsområden som rinner till Gottsunda dagvattenpark. Bakgrundskarta: Google Satellite (u.å.).

Tabell 2. Markanvändningskategorier och ansatta volymavrinningskoefficienter för de fyra tekniska delavrinningsområden som rinner till Gottsunda dagvattenpark.

Markanvändning	φV (-)	H1 (ha)	H3 & H4 (ha)	H5 (ha)	Totalt (ha)
Blandat grönområde	0,12	0,50	1,2	4,4	6,1
Flerfamiljshusområde	0,40	2,6	17	25	45
Gräsyta	0,10	0,0	0,05	0,0	0,050
Idrottsplats	0,25	0,0	0,40	0,50	0,90
Koloniområde	0,15	0,0	1,4	0,0	1,4
Parkering	0,80	0,0	0,0	0,60	0,60
Parkmark	0,10	0,20	0,40	0,70	1,2
Skogsmark	0,15	0,90	8,4	5,0	14
Skolområde	0,45	3,3	0,0	3,3	6,6
Villaområde	0,25	14	0,0	12	26
Väg 3, ÅDT 2000	0,80	0,0	0,60	0,0	0,60
Väg 4, ÅDT 5000	0,80	0,0	0,0	1,3	1,3
Väg 5, ÅDT 10 000	0,80	0,0	0,0	0,40	0,40
<b>Totalt</b>		<b>22</b>	<b>29</b>	<b>53</b>	<b>104</b>
Reducerad area (ha <sub>red</sub> )		6,3	9,2	18	33

Tabell 3. Markanvändningsfördelning för de fyra tekniska delavrinningsområden som rinner till Gottsunda dagvattenpark.

Markanvändning	H1 (%)	H3 & H4 (%)	H5 (%)	Totalt (%)
Villaområde	65	0,0	22	25
Flerfamiljshusområde	12	59	47	43
Skogsmark	4,4	28	9,4	14
Parkmark	1,1	1,2	1,2	1,2
Blandat grönområde	2,2	4,1	8,3	5,8
Idrottsplats	0,0	1,2	1,0	0,82
Parkering	0,0	0,0	1,1	0,57
Väg 3, ÅDT 2000	0,0	2,0	0,0	0,58
Väg 4, ÅDT 5000	0,0	0,0	2,5	1,3
Väg 5, ÅDT 10 000	0,0	0,0	0,76	0,39
Skolområde	15	0,0	6,3	6,4
Koloniområde	0,0	4,6	0,0	1,3
Gräsyta	0,0	0,2	0,0	0,045

#### H1

Område H1 karakteriseras av villaområde, flerfamiljshusområde och skolområde i området Södra Gottsunda. Området ligger sydväst om Gottsunda centrum och har en total yta på cirka 22 hektar (Tabell 2). Villaområdet (ca 14 ha), flerfamiljshusområdet (ca 2,6 ha) och skolområdena (ca 3,3 ha) upptar cirka 92 % av ytan, resterande del utgörs av grönområden.

#### H3 & H4

Område H3 och H4, strax söder/sydost om Gottsunda centrum, karakteriseras av flerfamiljshusområde och skogsmark med en total yta på cirka 30 hektar (Tabell 2). Flerfamiljshusområdet (ca 17 ha) och skogsmarken (ca 8,4 ha) upptar ca 87 % av ytan. I området finns också ett koloniområde på cirka 1,4 hektar. Årsmedeldygnstrafik (ÅDT) för Musikvägen/Orkestervägen sattes till 2000 fordon och är framtagen från Trafikverkets (2016) mätningar.

H5

Område H5, strax nordväst om Gottsunda centrum, karakteriseras av flerfamiljshusområde, villaområde och skogsmark med en total yta på cirka 53 hektar (Tabell 2).

Flerfamiljshusområdet (25 ha), villaområdet (12 ha) och skogsmarken (5 ha) upptar cirka 79 % av ytan. ÅDT för Vårdsätravägen sattes till 5000 fordon och ÅDT för Hugo Alfvéns väg sattes till 10 000 fordon (Trafikverket, 2016).

## 2.3 Schablonberäknade närsalt- och föroreningshalter i dagvattnet

Dagvattnets sammansättning av näringsämnen och föroreningar beror till stor del på områdets markanvändning. För att karaktärisera dagvattnet från avrinningsområdena för Gottsunda dagvattenpark och Kungsängsdammen gjordes beräkningar av genomsnittliga närsalt- och föroreningshalter samt mängder med hjälp av modellverktyget Stormtac web (version 20.2.2). Områdesindelningen är baserad på Stormtacs markanvändningskategorier. Modellens schablonhalter av föroreningar och avrinningskoefficienter användes vid beräkning. Årsnederbörd på 600 mm användes för båda områdena (SMHI, 2022). Markanvändning och avrinningskoefficient för respektive område framgår av Tabell 1 och Tabell 2.

### 2.3.1 Kungsängsdammen

Beräknade närsalts- och föroreningshalter samt mängder för Kungsängsdammens avrinningsområde redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Närsalt- och föroreningshalter ( $\mu\text{g/l}$  undantaget suspenderat material  $\text{mg/l}$ ) samt mängder ( $\text{kg/år}$ ) för det tekniska avrinningsområdet för Kungsängsdammen beräknat med Stormtac web version 20.2.2 (2021).

	Fosfor	Kväve	Bly	Koppar	Zink	Kadmium	Krom	Nickel	Susp	PAH <sub>16</sub>	Benso(a)pyren
Mängd	65	510	4,6	8,5	38	0,21	2,4	3,5	28000	0,21	0,021
Halt	260	2000	18	33	150	0,82	9,5	14	110	0,82	0,084

### 2.3.2 Gottsunda dagvattenpark

Beräknade närsalts- och föroreningshalter samt mängder för Gottsunda dagvattenparks delavrinningsområden redovisas i Tabell 5 och Tabell 6.

Tabell 5. Närsalt- och föroreningshalter för de tekniska avrinningsområdena för Gottsunda dagvattenpark beräknade med Stormtac web version 20.2.2 (2021).

Område	Fosfor ( $\mu\text{g/l}$ )	Kväve ( $\mu\text{g/l}$ )	Bly ( $\mu\text{g/l}$ )	Koppar ( $\mu\text{g/l}$ )	Zink ( $\mu\text{g/l}$ )	Kadmium ( $\mu\text{g/l}$ )	Krom ( $\mu\text{g/l}$ )	Nickel ( $\mu\text{g/l}$ )	Susp ( $\text{mg/l}$ )	PAH <sub>16</sub> ( $\mu\text{g/l}$ )	Benso(a)pyren ( $\mu\text{g/l}$ )
H1	200	1600	10	19	71	0,44	6,4	6,2	47	0,45	0,038
H3 & H4	180	1700	10	21	69	0,46	8,4	6,9	69	0,38	0,034
H5	190	1700	11	22	77	0,48	8,7	7	67	0,44	0,041

Tabell 6. Närsalt- och föroreningsmängder (kg/år) för de tekniska avrinningsområdena för Gottsunda dagvattenpark beräknade med Stormtac web version 20.2.2 (2021).

Område	Fosfor	Kväve	Bly	Koppar	Zink	Kadmium	Krom	Nickel	Susp	PAH <sub>16</sub>	Benso(a)pyren
H1	10	82	0,51	0,94	3,6	0,022	0,32	0,31	2400	0,023	0,0019
H3 & H4	13	120	0,73	1,5	5	0,034	0,62	0,51	5000	0,028	0,0025
H5	26	230	1,5	3	10	0,065	1,2	0,96	9100	0,06	0,0056
<b>Totalt</b>	<b>49</b>	<b>430</b>	<b>2,7</b>	<b>5,5</b>	<b>19</b>	<b>0,12</b>	<b>2,1</b>	<b>1,8</b>	<b>16 500</b>	<b>0,11</b>	<b>0,010</b>

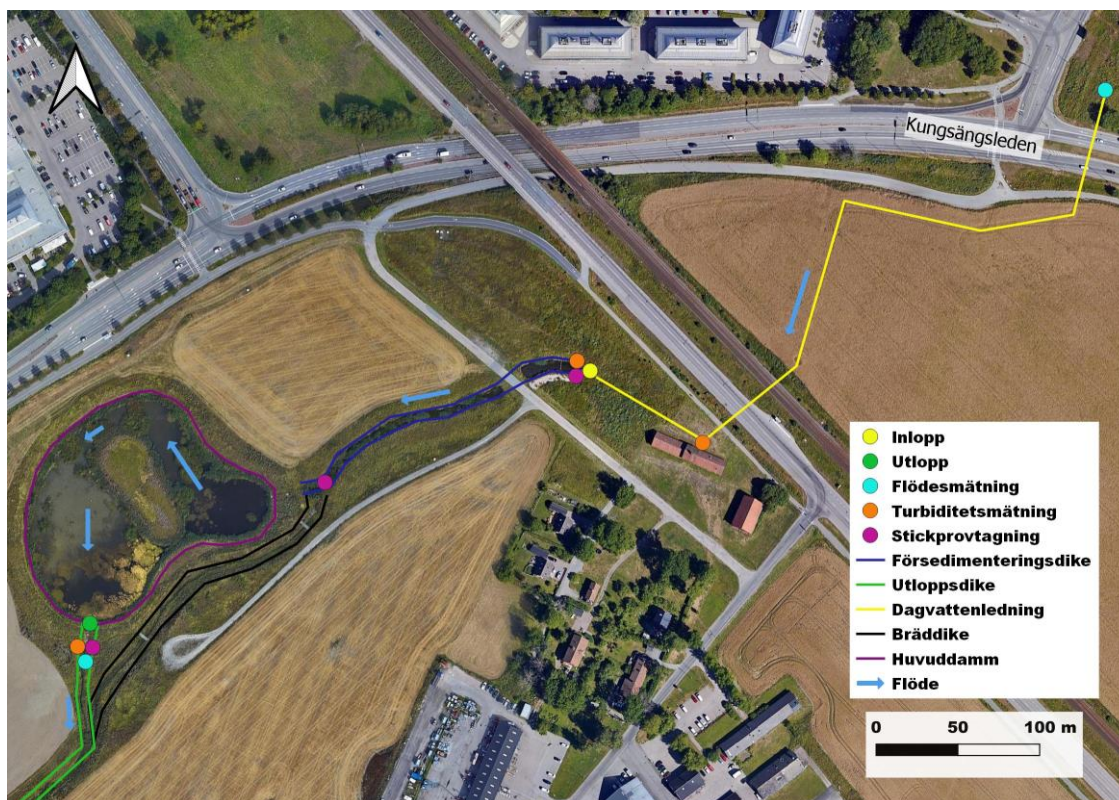
### 3 Provtagningsplatser och mätpunkter

De platser där flödesmätning, turbiditetsmätning och vattenprovtagning utförts vid respektive damm redovisas nedan. För närmare beskrivning av metod och instrument för kontinuerlig flödes- och turbiditetsmätning se beskrivning i metodavsnitt 4.

#### 3.1 Kungsängsdammen

Kungsängsdammen består av ett försedimenteringsdike, en huvuddamm och ett utloppsdike som mynnar i Fyrisån. Vid slutet av försedimenteringsdiket leds vattnet till huvuddammen via en brunn och en ledning med begränsad kapacitet. Vid flöden som överstiger ledningens kapacitet till huvuddammen så bräddar vattnet över ett fast skibord till brädddiked som sedan ansluter till utloppsdiket. I Figur 3 visas samtliga provtagningsplatser vid Kungsängsdammen som ingått i denna studie. Flödesmätning av inkommande vatten gjordes i en brunn norr om vägen Kungsängsleden och av utgående vatten i dammens utloppsrör. Turbiditetsmätning har kontinuerligt gjorts på tre platser. Två platser avsåg inkommande vatten där en givare var placerad i en betongkassun cirka 100 m uppströms dagvattenledningens mynning i försedimenteringsdiket och den andra givaren i dikets inlopp. Utgående turbiditetsmätning gjordes i huvuddammens utloppsbrunn. Vattenstickprover togs direkt efter dagvattenledningens mynning i försedimenteringsdiket, i slutet av försedimenteringsdiket samt av utgående vatten från huvuddammens utloppsrör som mynnar i utloppsdiket.





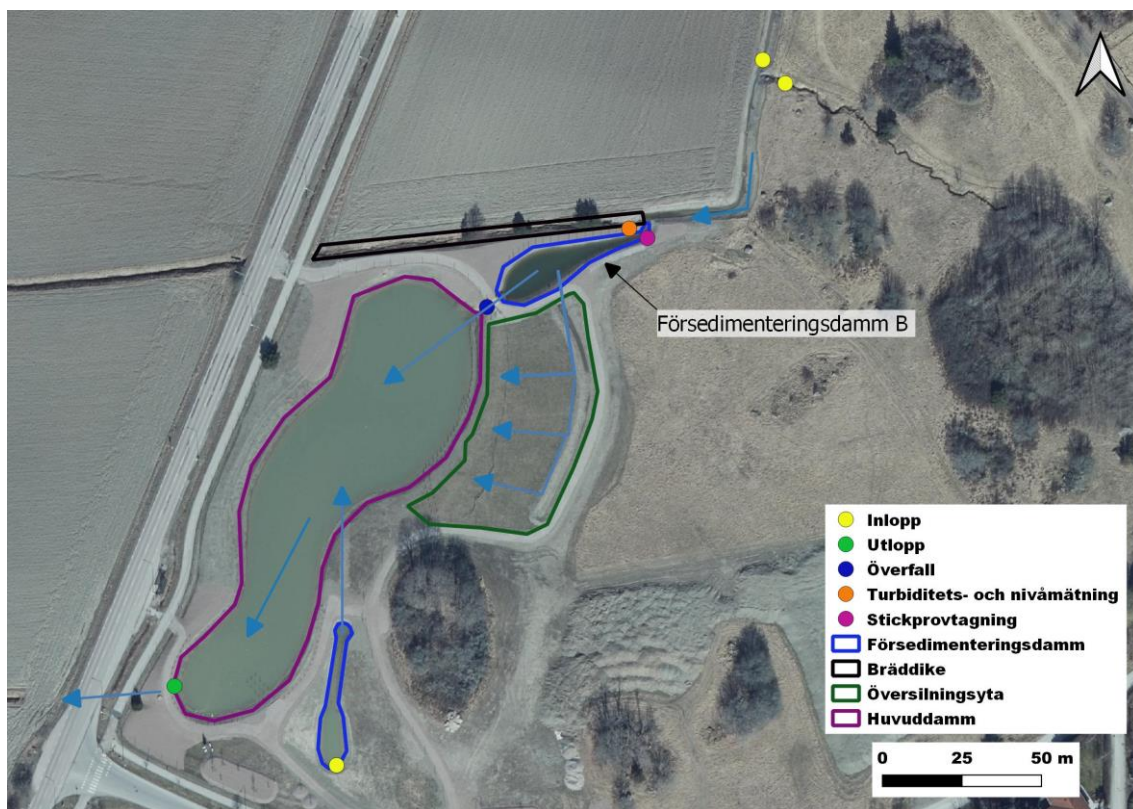
Figur 3. Mät- och provtagningspunkter vid Kungsängsdammen. Bakgrundskarta: Google Satellite (u.å.).

### 3.2 Gottsunda dagvattenpark

Gottsunda dagvattenpark har flera tillrinnande flöden med ett gemensamt utlopp från anläggningen. Recipient för dagvattnet är Hågaån. Anläggningen består av tre försedimenteringsdammar, en översilningsyta och en huvuddamm samt tillrinnande diken. Det största tillrinnande flödet till dammen kommer från norr och består av två delgrenar, de delavrinningsområden som benämns H3 och H4 samt H5 i avsnitt 2.2. Vattenparken tillförs även vatten i ett separat flöde från söder, från delavrinningsområde H1.

Det samlade flödet från delavrinningsområde H3–H5 leds in i försedimenteringsdamm B och vidare till huvuddammen (se Figur 4). I denna studie togs prover på inkommande vatten direkt före försedimenteringsdamm B. Proverna representerar således endast vatten från område H3–H5. Vattnet från delavrinningsområde H5 har också passerat en inledande försedimenteringsdamm (damm C) som ligger norr om anläggningen, innan det når provtagningsplatsen.

Turbiditetsmätare med nivågivare (för flödesmätning) var monterade i en brunn i anslutning till provtagningsplatsen, se vidare avsnitt 4.



Figur 4. Mät- och provtagningspunkter vid Gottsunda dagvattenpark. Bakgrundskarta: © Lantmäteriet (u.å.)

## 4 Flödes- och turbiditetsmätning samt provtagning

### 4.1 Flödesmätning

Flödet mättes i inloppet till och utloppet från till Kungsängsdammen samt i inloppet till Gottsunda dagvattenpark för att undersöka dels var i flödesförloppet proverna togs och dels för att undersöka eventuell korrelation mellan flöde och turbiditet (se placering av mätare i Figur 3 och Figur 4).

Kungsängsdammen

Flödesmätare av modell ”Mainstream AV-flowmeter” installerades med hjälp av Uppsala Vatten och Avfall AB. Mätarna satt ute under perioden 17 februari till 30 maj (inloppet) respektive 17 februari till 23 maj (utloppet). Givarna mäter vattennivån i ledningen och vattnets flödes hastighet, vilket automatiskt räknas om till flöde utifrån ledningens innerdimension. På grund av ombyggnation av VA-ledningar strax uppströms mätpunkten vid inloppet, var flödesmätningen nedplockad under perioden 26 februari till 17 mars. Från och med den 24 mars fungerade flödesmätningen vid inloppet endast sporadiskt, varför flödesdata för perioden 24 mars till 30 maj inte kunde användas i någon större utsträckning vid analyser. Flödesmätningen vid utloppet fungerade under hela perioden frånsett fem kortare perioder på ett antal dagar. Placering av flödesmätaren i utloppsröret från Kungsängsdammen visas i Figur 5.





Figur 5. Flödesmätning vid utloppet från Kungsängsdammen.

Gottsunda

Flödesmätning vid inloppet till Gottsunda dagvattenpark (avseende flödet från delavrinningsområde H3-H5) utfördes med hjälp av en nivågivare som är integrerad i den turbiditetsmätare som är monterade i en brunn i anslutning till provtagningsplatsen (se Figur 4 i avsnitt 3.2). Genom att korrelera nivågivarens höjdangivelse mot vattnets höjd över det mätöverfall som finns vid utloppet från försedimenteringsdamm B (Figur 6), så kunde flödet över överfallet beräknas. Flödet beräknades med ekvationen för avbördning över rektangulärt skibord med sidokontraktion (Persson m.fl., 2014). Ekvationen inrymmer osäkerheter, bland annat vid låga nivåer över överfallet vilket man bör ta hänsyn till vid tolkning av flödesdata.



Figur 6. Mätöverfall i träränna vid utloppet från försedimenteringsdamm B, Gottsunda dagvattenpark.

## 4.2 Turbiditetsmätning

För att undersöka sambandet mellan turbiditet och föroreningshalter i dagvattnet installerades turbiditetsmätare vid in- och utloppet till Kungsängsdammen. Vid Gottsunda dagvattenpark användes data från den turbiditetsmätare som sedan 2021 finns monterad i en brunn i anslutning till provtagningspunkten (se Figur 4). Mätaren ägs och underhålls av SLU.

Kungsängsdammen

Vid Kungsängsdammen installerades tre turbiditetsmätare av modell ”Ponsel NTU Numerical Sensor”. Mätarnas placering framgår av Figur 3 i avsnitt 3.1. Dessa var i drift från mitten av februari till början av november. Mätarsensorn placerades lodrätt i vattnet med optikfönstret riktad med vattenflödet. Givaren har en mätnoggrannhet på +/- 5 % av mätvärdet (Aqualabo controle, 2016). Till varje givare var en logger kopplad som skickade registrerade värden och signaler med 15 minuters intervall till en server för vidare analys. Inför varje regntillfälle rengjordes givarna manuellt från sediment och partiklar.

Gottsunda inlopp

I den norra inloppsbrunnen (till försedimenteringsdamm B) gjordes turbiditetsmätning med hjälp av sensor, som även mäter nivån, av modell ”In-Situ, Aqua Troll 600”. Till skillnad från turbiditetsgivarna som användes vid Kungsängsdammen, så har denna en självrengörande funktion med hjälp av en borste. Givaren har en mätnoggrannhet på +/- 2% av mätvärdet (In-Situ Inc, 2022). Även denna givare registrerade och skickad mätsignal var 15:e minut till en server.



*Figur 7. Självrengörande turbiditetsmätare i brunn i anslutning till provtagningsplatsen vid inloppet till Gottsunda dagvattenpark.*



### 4.3 Vattenprovtagning

Vattenprovtagning genomfördes med stickprov vid regn. Upplägget innebar ständig bevakning av väderprognoser för bedömning av tillräcklig avrinning till dammarna. Utöver regnprovtagning så genomfördes även provtagning på ”basflödet” vid ett tillfälle, för att undersöka dagvattnets sammansättning under en period utan regn. Provtagningspunkter beskrivs i avsnitt 3 (tre platser i Kungsängsdammen och en i Gottsunda dagvattenpark).

Vid Kungsängsdammen var ambitionen att följa ett ”vattenpaket” genom anläggningen, för att kunna utvärdera dammens reningseffekt vid de studerade regneventen. Prover togs i början av ett regnevent i inloppet och sedan med viss tidsförskjutning i slutet av försedimenteringsdiket respektive vid huvuddammens utlopp. Tidsförskjutningen ansattes utifrån den beräknade uppehållstiden i inloppsdiaket samt dammen (se vidare avsnitt 6.1 för beräknad uppehållstid).

Proverna togs med så en så kallad Fyrisåhämtare, en flaskhållare med teleskopsarm, där en 1-liters plastflaska användes (en per provtagningsplats). Vattnet hälldes därefter direkt över till erhållna kärl från laboratoriet för analys av valda parametrar. Vid varje provtagningsstillfälle noterades väder och för varje plats också tidpunkt för provtagning. Det noterades också om flödet var så högt att det bräddade över skibordet i slutet av Kungsängsdammens inlopp. Mätning av vattnets konduktivitet och temperatur (Hanna instrument, modell HI98312) utfördes även i samband med provtagningen i fält. Prov togs också in för analys av vattnets grumlighet med en turbiditetsmätare (Hanna Instrument, modell HI93703) som mäter inom spannet 0–1000 FTU. Proverna förvarades i kylskåp vid cirka +8 °C fram till transport till laboratoriet, vilken utfördes samma dag, alternativt efterföljande dag om provtagningen utfördes under senare delen av dagen. Provtagningsflaskorna (Figur 8) paketerades i frysväskor med frysklappar för transport till laboratoriet Eurofins för analys med provsvar inom 10 dagar. Mellan varje provtagningsstillfälle sköljdes 1-liters flaskorna med kranvatten och vid efterföljande provtagning sköljdes de tre gånger innan med det vatten som skulle provtas.



Figur 8. Provtagningsflaskor för en provtagningspunkt som skickades till laboratorium.

#### **4.3.1 Väder och nederbörd vid provtagningen**

Totalt utfördes provtagning vid sju regntillfällen samt ett tillfälle mellan regn för provtagning av basflöde. Provtagningsperioden sträckte sig från 11 maj till 3 november 2022. En sammanställning över provtagningsstillfällen och tidpunkt samt väderförhållande (nederbörd) före och vid provtagning finns i Tabell 7 för Kungsängsdammen och Tabell 8 för Gottsunda vattenpark. I Bilaga 2 för Kungsängsdammen respektive Bilaga 3 för Gottsunda dagvattenpark redovisas bland annat fördelning av nederbörd per timme och när provtagningen genomfördes. På grund av lokala variationer i nederbördsintensitet och avrinning så kunde inte lika många provtagningar genomföras vid Kungsängsdammen som vid Gottsunda dagvattenpark.

Vid de två sista undersökta regnen i Kungsängsdammen togs tre prover i utloppet med 3–4 dagar mellan provtagningarna, för att undersöka variationen i vattenkvalitet i det ”vattenpaket” som studerades.

Notera att provtagningsnumren för Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark inte korresponderar mot varandra.

Tabell 7. Provtagningsstillfällen vid Kungsängsdammen. Provtagningsnummer, datum, tidpunkt och väderförhållande före och under provtagningen.

Nr	Provtagnings- tillfälle	Tidpunkt för provtagning	Kommentar om väderlek
1	2022-05-11	20:00 IN 20:20 BRÄDD	Det började regna ca 18:45 (frontregn). Lite mer intensivt runt kl. 19:30, sedan avtagande med totalt 2,2 mm. Regn natten till den 11 maj 3,6 mm. Vattnet bräddade inte över skibordet.
	2022-05-12	08:00 UT	
2	2022-06-02	05:30 IN 05:45 BRÄDD 13:15 UT	Regnet började mellan kl. 01 och 02, och var som intensivast mellan kl. 04 och 05. Fram till kl. 05 hade ca 4 mm kommit. Tydligt flöde vid inloppet vid provtagning. Totalt regnade det 14,5 mm fram till kl. 13. Vattnet bräddade över skibord vid provtagning.
3	2022-07-04	13:22 IN 13:32 BRÄDD	Det började regna kraftigt kl. 12:20 och regnade kraftigt under provtagningen. Totalt regnade det 18,3 mm, merparten under första timmen. Kraftigt flöde vid inloppet och hela diket fyllt, vattnet bräddade till bräddiket. Det forsade på gatorna och blev översvämningar. Regnade kraftigt ca 1 h kring 17:30 med kraftig skur.
	2022-07-05	13:15 UT	
4	2022-08-18	<i>Basprovtagning</i> 09:30 IN 09:50 BRÄDD 10:07 UT	Regnskurar ca kl. 17-18 den 17 augusti, som gav 0,6 mm. I övrigt ingen nederbörd ca 10 dagar före provtagning (se avsnitt 6.4). BRÄDD är taget i inloppsdiket strax uppströms bräddpunkten pga. lågt vattenstånd.
5	2022-09-13	10:30 IN 10:50 BRÄDD	Frontregn som började ca kl. 08, relativt låg intensitet först men som ökade efterhand. Prov togs när mätaren vid inloppet visade förhöjd turbiditet. Vattnet såg ut att innehålla mycket organiskt material (avvikande utseende). Ingen bräddning så prov togs i diket före bräddpunkten. Senare på eftermiddagen ökade regnet i intensitet, med kraftiga skurar. Totalt ca 33 mm från kl. 07 till 07 följande morgon.
	2022-09-16	07:50 UT (A)	
	2022-09-19	07:45 UT (B)	
	2022-09-23	07:55 UT (C)	
6	2022-10-24	22:30 IN	Lätt regnskur under dagen. Regnet började kring kl. 20 och intensifierades vid midnatt med ca 7 mm nederbörd till kl. 08. Under 24 timmar regnade det totalt ca 8,5 mm. Tydligt men inte så kraftigt dagvattenflöde vid provtagning, nyligen börja rinna av. BRÄDD prov togs inte.
	2022-10-28	08:50 UT (A)	
	2022-10-31	09:10 UT (B)	
	2022-11-03	09:25 UT (C)	

Tabell 8. Provtagningsstillfällen vid Gottsunda dagvattenpark. Provtagningsnummer, datum, tidpunkt och väderförhållande före och under provtagningen.

Nr	Provtagnings-tillfälle	Tidpunkt för provtagning	Kommentar om nederbörd
1	2022-05-11	20:50 IN	Det började regna ca 18:45 (frontregn). Lite mer intensivt runt kl. 19:30, sedan avtagande med totalt 2,2 mm. Natten till den 11 maj regnade 3,6 mm.
2	2022-05-20	07:50 IN	Lätt regn (0,7 mm) under tidig morgon.
3	2022-06-02	07:25 IN	Regnet började kl. 02 och var enligt SMHI som intensivast mellan kl. 05 och 06. Fram till kl. 07 hade drygt 9 mm kommit.
4	2022-06-10	11:55 IN	Kraftigt och ihållande regn (5,6 mm) ca kl. 10 till 11, innan provtagningen. Det var sedan lite uppehåll men började duggregna igen vid provtagningen. Regn föregående kväll.
5	2022-07-04	12:51 IN	Det började regna kraftigt kl. 12:20 och regnade kraftigt under provtagningen. Totalt regnade det ca 18,3 mm. Det forsade på gatorna och blev översvämningar. Regnade kraftigt ca 1 h kring 17:30 med kraftig skur.
6	2022-08-18	<i>Basprovtagning</i> 09:05 IN	Regnskurar ca kl. 17-18 den 17 augusti, som gav 0,6 mm. I övrigt ingen nederbörd ca 10 dagar före provtagning (se avsnitt 6.4). Lågt flöde vid inloppet vid provtagning.
7	2022-09-13	09:53 IN	Frontregn som började ca kl. 08, relativt låg intensitet först som ökade efterhand. Totalt ca 33 mm från kl. 07 till 07 följande morgon. Prov togs när turbiditeten var tydligt förhöjd.
8	2022-10-24	22:25 IN	Lätt regnskur under dagen. Regnet började kring kl. 20 och intensifierades vid midnatt med ca 7 mm nederbörd till kl. 08. Under 24 timmar regnade det totalt ca 8,5 mm.

#### 4.3.2 Analyserade parametrar

Proverna analyserade avseende främst dagvattenrelaterade ämnen som spenderat material, näringsämnen, metaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Analyserade parametrar beskrivs i Tabell 9. För fosfor, metaller och PAH:er gjordes analyser av både totalhalt och löst halt för att möjliggöra beräkning av fördelningen mellan partikelbunden och löst halt. För metaller och fosfor filtrerades provet med standardmetoden 0,45 µm-filter på laboratoriet för att representera löst halt av ämnet. För de organiska ämnen som undersöktes (PAH:er) utfördes ingen filtrering, då det finns en risk att ämnena binder till filtrets yta. För PAH:er rekommenderade laboratoriet analys av provets dekantat för att representera löst halt, det vill säga klarfasen i ett prov där partiklar fått sedimentera. Metoden var att provet skakades vid ankomst till laboratoriet och därefter lämnades för sedimentering i cirka 12 timmar, innan klarfasen togs ut och analyserades. Utförandet av dekanteringen specificerades på respektive provkärl samt medföljande följesedel. Huruvida laboratoriet följde samma rutning (samma sedimenteringstid) är svårt att bedöma, men rutinen upprättades för att få så likartad metod som möjligt.

För samtliga provtagningsplatser analyserades även klorid och ammoniumkväve, vilka inte är direkt dagvattenrelaterade ämnen utan användes för att identifiera eventuell påverkan av avloppsvatten eller processvatten. Kloridhalterna i dagvatten kan vara höga vintertid till följd av vägsaltning, men eftersom denna provtagning utfördes under den varma säsongen så ska kloridhalterna normalt vara låga. Totalt organiskt kol (TOC) samt halten löst organiskt kol (DOC) undersöktes också i dammarna för att få förståelse för fördelningen av det organiska



kolet. Vid varje provtagning analyserades även konduktivitet, temperatur och turbiditet, se beskrivning i avsnitt 4.3 ovan. Analysmetod, detektionsgräns samt mätosäkerhet framgår av Bilaga 1.

Tabell 9. Analyserade parametrar i vattenprover av ofiltrerade prover (totalhalt) och filtrerade prover (0,45 µm filter). I Bilaga 1 finns fullständig information om analysmetod, mätosäkerhet på parameternivå och detektionsgräns.

Analysparameter	Förkortning	Ofiltrerat	Filtrerat
Konduktivitet	Kond.	x	
Turbiditet	Turb.	x	
Suspenderat material	Susp.	x	
Fosfor	P	x	x
Klorid	Cl	x	
Ammoniumkväve	NH <sub>4</sub> -N	x	
Löst organiskt kol	DOC	x	
Totalt organiskt kol	TOC	x	
Arsenik	As	x	x
Bly	Pb	x	x
Kadmium	Cd	x	x
Koppar	Cu	x	x
Krom	Cr	x	x
Kvicksilver	Hg	x	x
Nickel	Ni	x	x
Zink	Zn	x	x
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH	x	x*

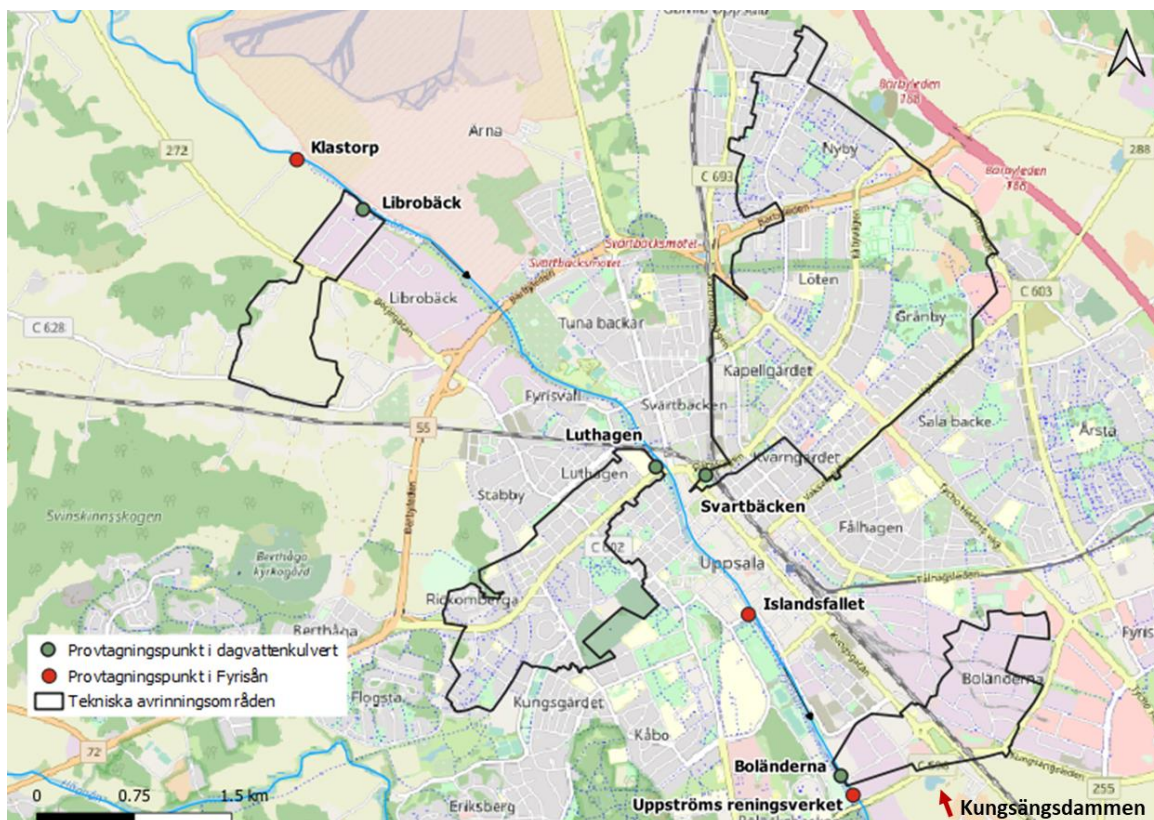
\*Filtrerad halt av PAH:er avser analys av dekantat från dekanterade prover efter 12 h sedimentering.

## 5 Jämförelse med tidigare provtagningar av dagvatten

Samband mellan turbiditet och halter av suspenderat material, fosfor och metaller som erhållits från provtagning av inloppen i Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark, jämfördes med tidigare erhållna resultat från de fyra avrinningsområden för dagvatten som undersöktes i DRIVA-studien i Fyrisån (Näslund m.fl., 2021). Dessa fyra tekniska avrinningsområden mynnar samtliga i Fyrisån och avvattnar urbana ytor i Uppsala tätort.

I DRIVA-studien togs prover av dagvatten i samband med regn vid kulvertmynningarna för områdena *Luthagen*, *Svartbäcken*, *Boländerna* samt *Librobäck*, se Figur 9. Markanvändningen i Luthagen (160 ha) och Svartbäcken (470 ha) karakteriseras främst av tät stadsbebyggelse med flerfamiljshus samt inslag av villaområde, grönområden och kontors- och centrumbebyggelse samt mer eller mindre trafikerade vägar. Avrinningsområdena Librobäck (79 ha) och Boländerna (100 ha) domineras båda av industriområden. I avrinningsområdet Librobäck ingår även jordbruksmark och ett mindre villaområde och i Boländerna finns även handelsområden. Dagvattensystemet i Boländerna tillförs även kylvatten och renat processvatten, och liknar på så

sätt det dagvatten som tillförs Kungsängsdammen. För detaljer kring metod och resultat från studien se Näslund m.fl. (2021).



Figur 9. Tekniska avrinningsområden i den jämförande DRIVA-studien samt placering av de fyra provtagningspunkterna (observera att det i den tidigare studien även togs prover på tre platser i Fyrisån). På kartan är också Kungsängsdammen markerad (dammens avrinningsområde visas i Figur 1). Figur hämtad från Näslund m.fl. (2021), bakgrundskarta Openstreetmap.

## 6 Resultat

I Bilaga 2 till 4 redovisas resultat i form av grafer och tabeller. Nedan sammanfattas de viktigaste resultatet, med hänvisningar till dessa bilagor.

### 6.1 Flödesmätning och uppehållstid

Ett viktigt syfte med flödesmätningen i Kungsängsdammen var att beräkna uppehållstiden i diket och dammen för att beräkna med vilken tidsfördröjning som vattenprover skulle tas i slutet av försedimenteringsdiket samt vid dammens utlopp. Initialt gjordes bedömningen att uppehållstiden i dammen vid regn borde vara cirka 24 timmar. Denna uppehållstid användes vid de första tre provtagningsstillfällena. När flödesdata från flödesmätningen bearbetades så visade sig att utloppsflödet från dammen vid regn kunde förväntas variera mellan cirka 10–30 l/s (medel-maxflöde), vilket ger en teoretisk uppehållstid i dammen (inklusive fördiket) på cirka 4 dygn vid maxflöde och 11 dygn vid medelflöde. Av den anledningen så togs utloppsproverna vid de två sista provtagningarna med längre tidsfördröjning (se avsnitt 6.2).

Upphållstiden i försedimenteringsdiket beräknades till 3–5 timmar men kan vid kraftigare regn vara betydligt kortare, då vatten bräddar förbi dammen till ett bräddike. Bräddningen beror på

en begränsad kapacitet i dammens in- och utlopp. Med vilken tidsförskjutning som proverna i försedimenteringsdiket och utloppet togs i relation till inloppet för Kungsängsdammen redovisas i Tabell 7.

För Gottsunda dagvattenpark beräknades flödet enligt metod beskriven i avsnitt 4.1. Beräkning av flöden var möjlig för perioden 24 mars då sensorn mättes in till den 22 augusti då årlig service utfördes. Detta innebär att beräkning av flöde varit möjligt för provtagning 1–6 i Gottsunda dagvattenpark. För övriga provtagningar (7–8) redovisas istället vattenhöjden över mätskibordet, vilket är ett indirekt mått på flödet. Notera att monteringen av sensorn inte var helt stabil och medförde viss rörelse, särskilt vid högre flöden, vilket kan påverkat nivåmätning och beräkning av flöde.

## 6.2 Undersökta provtagningstillfällen

Kungsängsdammen

Inför varje planerad provtagning/regntillfälle rengjordes turbiditetsmätarnas givare, totalt gjordes detta vid 15 tillfällen i Kungsängsdammen. Beroende på att de faktiska regnmängderna och/eller intensiteten på regnet vid flera tillfällen var lägre än prognostiserat, så genomfördes provtagning vid sex tillfällen i Kungsängsdammen. En av provtagningarna genomfördes mellan regn på det så kallade basflödet, se vidare i avsnitt 6.4.

Vid varje provtagning togs i regel ett stickprov i inloppet, ett vid försedimenteringsdiket innan inloppet till dammen samt ut från dammen. Vid provtagning 5 och 6 togs dock totalt tre stickprover i utloppet vid respektive tillfälle. Syftet var att undersöka variationen i vattenkvalitet i det vattenpaket som studerades och provtagningarna omfattade det ”uppehållstidsspann” som räknats fram utifrån flödesdata (se avsnitt 6.1).

Den turbiditetsmätare som vara placerad i en betongkassun cirka 100 m uppströms inloppet användes för att kontrollera att turbiditetsgivare vid inloppet gav riktiga värden, vilket var fallet. Data från mätaren i kassunen har därför inte använts vidare i databearbetningen.

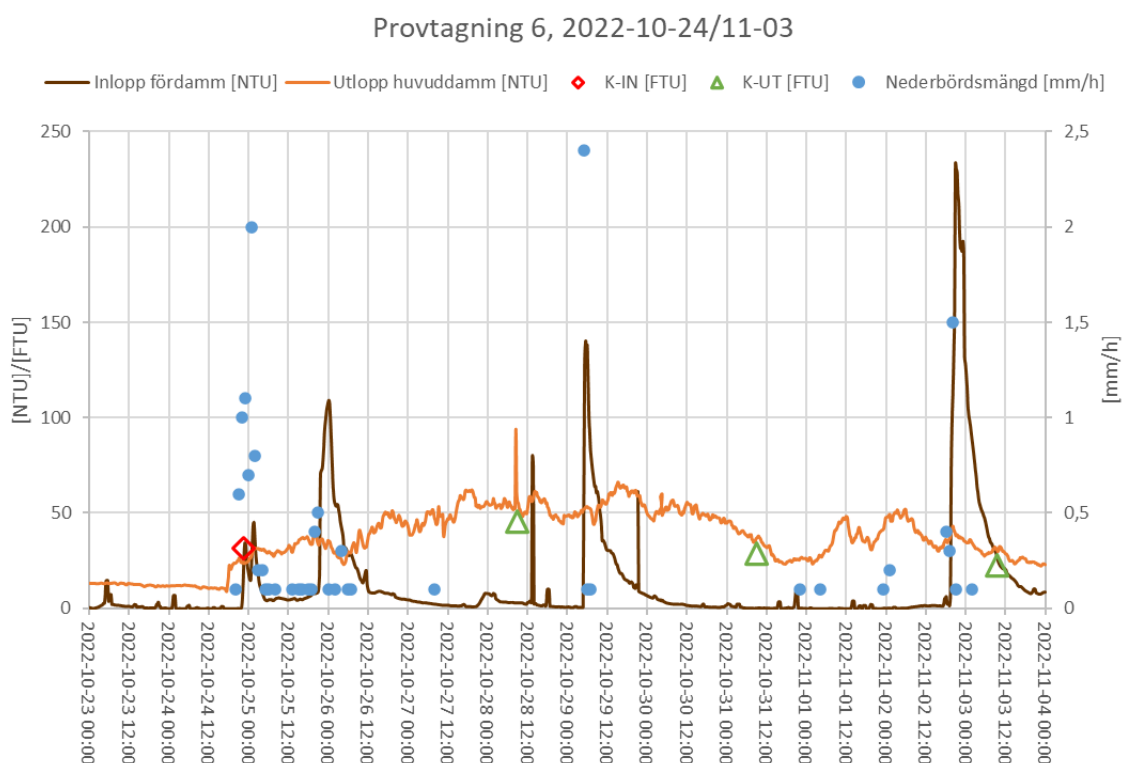
Graferna i Bilaga 2 redovisar hur uppmätt turbiditet vid stickprovtagningen förhåller sig till den turbiditet som registrerats av sensorerna vid in- och utloppet till Kungsängsdammen vid respektive provtagningstillfälle. I graferna redovisas även nederbörd (millimeter per timme). Nederbördsdata kommer från den närmaste stationen i Uppsala (SMHI, 2022 Uppsala Aut 97510). Vid den första provtagningen fanns flödesmätare installerade och i denna graf redovisas även flödet vid utloppet från dammen.

Vid samtliga fem nederbörds-provtagningstillfällen ses en tydlig smutspuls (”first flush”) i inloppet, med en tydlig ökning av vattnets grumlighet i början av nederbördstillfället som sedan relativt fort avtar. Till skillnad från de kraftiga variationer som ses för inloppet varierar turbiditeten vid utloppet mindre och ligger på en mer jämn nivå.

Graferna illustrerar att samtliga stickprovtagningar i inloppet genomförts under den initiala turbiditetstopp som följt på regnet. Det ska tilläggas att händelseförloppet är snabbt, det tog 15–60 minuter för turbiditeten att öka från basnivå till högsta nivå. Vid provtagningstillfälle 3 togs stickprovet när turbiditeten var i avtagande, där registrerades toppen cirka 30 minuter efter att regnet startat och avtog snabbt därefter. Denna provtagning (nr 3) var även det kraftigaste regnet där 17 mm registrerades under regnets första timme. Ett mer ihållande regn förekom vid provtagning 5 då turbiditeten varierade över tid vid inloppet som ett resultat av flera regnskuror.

Det kan konstateras att stickprovtagning kräver ständig väderbevakning och att prov tas tidigt i avrinningsförloppet för att kunna fånga smutspulsen.

Vid provtagning 5 och 6 togs som nämnts ovan tre prover på utloppsflödet med 3–4 dagars mellanrum. Under denna period var variationen i turbiditet vid utloppet relativt liten, jämfört med variationerna i inloppet. Figur 10 visar turbiditet i in- och utlopp vid provtagning nummer 6. Den turbiditet som uppmättes vid stickprovtagningarna stämde generellt väl överens med den turbiditet som registrerats av sensorerna vid samma tidpunkt.



Figur 10. Provtagning 6 i Kungsängsdammen med turbiditet och nederbörd (blå prick). Uppmätt turbiditet vid stickprovtagning för inloppet (röd kvadrat) jämförs med inloppssensorns turbiditet (brun linje). Stickprovets turbiditet i utloppet (grön triangel) jämförs med utloppssensorns turbiditet (orange linje). Turbiditetsgivarna rengjordes inför varje provtagning. Notera att grafen är tvåaxlad.

Gottsunda dagvattenpark

Stickprovtagning genomfördes vid totalt åtta tillfällen i inloppet till Gottsunda dagvattenpark, varav ett representerar basprovtagning (se avsnitt 6.4). I Bilaga 3 finns grafer som illustrerar hur stickprovtagningen förhåller sig till flödet, registrerad turbiditet och nederbördsmängd vid samtliga provtagningar. Notera att flöde ej har beräknats för tillfälle 7 och 8, då istället registrerad vattenhöjd över skibordet redovisas (se avsnitt 6.1).

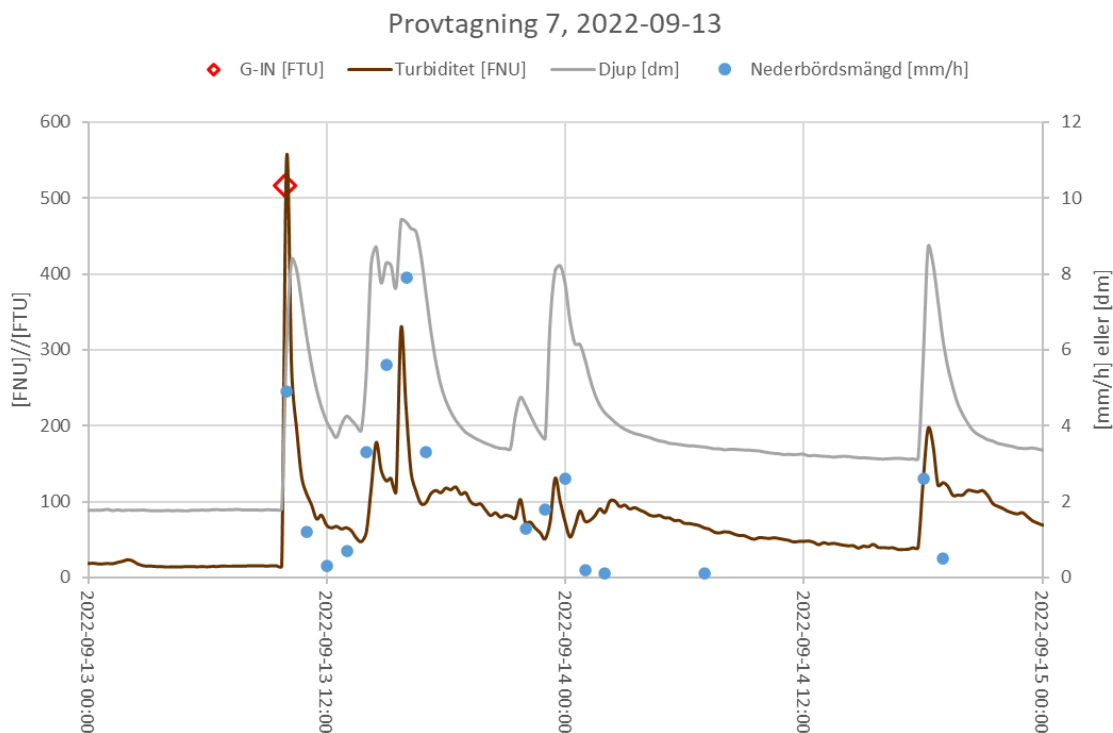
På samma sätt som vid Kungsängsdammen ses en tydlig smutspuls ("first flush") vid inloppet, där turbiditetstoppen i de flesta fall ligger strax före flödestoppen. Merparten av partikeltransporten kommer alltså väldigt tidigt i avrinningsförloppet. Det kan också konstateras att avrinningsförloppet generellt är snabbt.

Vid provtagning 7 så togs provet när vattnet såg påtagligt grumligt ut, vilket visade sig vara mycket nära den turbiditetstopp som sensorn registrerade (Figur 11). Det högsta inkommande



flödet till försedimenteringsdamm B (för sex provtagningar) har varit 320 l/s. Detta flöde uppstod vid det kraftiga regnet den 4:e juli, där det regnade 17 mm under den första timmen. Stora kontraster ses mellan provtagningarna, exempelvis steg flödet inte över 25 l/s vid provtagning 2.

Vid provtagning 8 registrerade inte turbiditetssensorn någon tydlig topp trots tydlig avrinning och en relativt hög turbiditet i det analyserade provet. Det är oklart varför sensorn inte registrerade turbiditetstoppen.



Figur 11. Provtagning 7 i Gottsunda dagvattenpark. Inkommande turbiditet (brun linje) jämförs med uppmätt turbiditet vid stickprovtagning för inloppet (röd kvadrat). Nederbörd per timme (blå prick) och uppmätt djup som indirekt mått på flöde (grå linje) visas på den högra y-axeln. Monterad sensor är självrengörande. Notera att grafen är tvåaxlad.

### 6.3 Karakterisering av dagvattnets sammansättning

I Tabell 10 nedan redovisas halter i dagvattnet som medelvärde för antal prov (N) där halter uppmätts över detektionsgräns. För Gottsunda dagvattenpark redovisas data för inloppet och för Kungsängsdammen redovisas data för inlopp, provpunkten i slutet av försedimenteringsdiket samt utloppet.

Vid jämförelse av dammarnas inkommande medelhalter så har proverna vid inloppet till Gottsunda dagvattenpark högre turbiditet och högre halt av suspenderat material. Medelhalten för Gottsunda påverkas dock mycket av ett prov med hög halt suspenderat material (810 mg/l). Om detta prov utelämnas är medelhalten jämförbar med medelhalten i Kungsängsdammens inlopp.

Medelhalterna för konduktivitet, klorid, TOC, DOC och ammoniumkväve är betydligt högre i Kungsängsdammens inlopp än i inloppet till Gottsunda dagvattenpark. Förklaringen till de högre halterna i dagvattenproverna från Kungsängsdammen är sannolikt tillförsel av process- och kondensatsvatten. Även i Kungsängsdammens försedimenteringsdike och utlopp var

halterna av klorid och ammoniumkväve högre, liksom konduktiviteten. Även detta vatten var således en blandning av dagvatten och process/kondensatsvatten.

Vid jämförelse mellan halten totalt organiska kol (TOC) och löst organiskt kol (DOC) i samtliga prover, dominerar den lösta andelen där 88 % av TOC utgör DOC.

Inkommande medelhalt av totalfosfor var liknande för de båda dammarna, men medelhalten löst fosfor var högre i Kungsängsdammen. Medelhalterna av koppar, krom, zink och även kobolt var högre i inloppet till Kungsängsdammen än i Gottsunda dagvattenpark. För övriga metaller låg medelhalterna på liknande nivåer.

Tabell 10. Beräknade medelhalter i dagvatten från Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark som medelvärden för antal prov (N) där halter uppmätts över detektionsgräns. Totalt redovisas 25 provtagningstillfällen fördelat på Kungsängsdammen; inlopp (5 st), försedimenteringsdike (4 st) och utlopp (9 st) respektive Gottsunda dagvattenpark (7 st). Basprovtagning har exkluderats. Detektionsgräns visas i Bilaga 1. Om samtliga värden var under detektionsgräns visas streck (-).

Parameter	Gottsunda dagvattenpark		Kungsängsdammen						
	Inlopp		Inlopp		Dike		Utlopp		
	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	
Turbiditet	191	7	94	5	67	4	50	9	
	Medel (ms/cm)	N (st)	Medel (ms/cm)	N (st)	Medel (ms/cm)	N (st)	Medel (ms/cm)	N (st)	
Konduktivitet	0,20	7	0,60	5	2,2	4	2,2	9	
	Medel (mg/l)	N (st)	Medel (mg/l)	N (st)	Medel (mg/l)	N (st)	Medel (mg/l)	N (st)	
Suspenderade ämnen	207	7	93	5	76	4	45	9	
TOC	8,1	7	21	5	9,0	4	8,9	9	
DOC	6,9	7	19	5	8,0	4	8,3	9	
Klorid	18	7	172	5	663	4	697	9	
	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	
Ammonium-N	135	7	448	5	281	4	419	9	
Fosfor	totalt	227	7	203	5	105	4	70	9
	löst	46	7	84	5	36	4	22	9
Arsenik	totalt	0,88	7	1,0	5	0,95	4	0,81	9
	löst	0,43	7	0,39	5	0,40	4	0,51	9
Barium	totalt	34	7	33	5	38	4	37	9
	löst	12	7	15	5	22	4	31	9
Bly	totalt	4,0	7	5,9	5	3,9	4	1,5	6
	löst	0,044	6	0,065	5	0,056	4	0,045	9
Kadmium	totalt	0,13	2	0,13	2	0,12	1	-	0
	löst	0,0091	7	0,022	5	0,027	4	0,0040	1
Kobolt	totalt	1,5	7	2,0	5	1,4	4	0,63	9
	Löst	0,030	6	0,24	5	0,092	4	0,11	9
Koppar	totalt	10	7	27	5	18	4	3,1	9
	Löst	3,4	7	6,1	5	5,2	4	1,4	9
Krom	totalt	3,9	7	9,0	5	7,1	4	2,4	7
	Löst	0,32	7	0,71	5	0,42	4	0,098	8
Kvicksilver	totalt	0,0073	3	0,0080	2	0,014	2	0,0080	1
	Löst	-	0	-	0	-	0	-	0
Nickel	totalt	2,9	7	3,4	5	2,6	4	1,8	9
	Löst	0,47	7	1,3	5	1,0	4	0,87	9
Vanadin	totalt	7,0	7	11	5	9,4	4	3,4	9
	Löst	1,3	7	2,4	5	2,0	4	0,52	9
Zink	totalt	80	7	182	5	111	4	17	9
	löst	15	7	50	5	43	4	5,4	9

Nedan jämförs medelhalterna in till dammarna med modellerade årsmedelhalter från Stormtac-beräkningen (se avsnitt 2.3). Resultat för Kungsängsdammen redovisas i Tabell 11 och för Gottsunda dagvattenpark i Tabell 12. Jämförelsen avser genomgående totalhalter och basprovtagningen har exkluderats vid beräkning av medelhalter.

För Kungsängsdammen finns det för flera ämnen en relativt god överensstämmelse mellan modellerad och uppmätta halter (Tabell 11). Det gäller framförallt koppar, krom och suspenderat material. För zink var den uppmätta halten något högre än den modellerade. Däremot var den uppmätta halten av fosfor lägre än den modellerade och det gällde även för metallerna bly, kadmium och nickel. Benso(a)pyren uppmättes inte över detektionsgränsen. Summeringen av PAH<sub>16</sub> som uppmättes (över detektionsgräns) var lägre än modellerad halt.

*Tabell 11. Närsalt- och föroreningshalter för det tekniska avrinningsområdet för Kungsängsdammen beräknat med Stormtac web version 20.2.2 samt uppmätt halt som visar medelvärde för inloppsprover till dammen där basprovtagning exkluderats. Kväve har inte undersökts i studien.*

	<b>Fosfor</b>	<b>Kväve</b>	<b>Bly</b>	<b>Koppar</b>	<b>Zink</b>	<b>Kadmium</b>	<b>Krom</b>	<b>Nickel</b>	<b>Susp</b>	<b>PAH<sub>16</sub></b>	<b>Benso(a)pyren</b>
	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(mg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>	<b>(µg/l)</b>
Halt Stormtac	260	2000	18	33	150	0,82	9,5	14	110	0,82	0,084
Halt uppmätt	203	-	5,9	27	182	0,13*	9,0	3,4	93	0,031	<0,010

\*medelvärde beräknat på de två prover som inte var under detektionsgränsen <0,10 µg/l  
- ämne har inte undersökts i studien

För Gottsunda dagvattenpark är det framförallt relevant att jämföra modellerade halter för H3 & H4 samt H5 med uppmätta halter, då vattnet från dessa avrinningsområden passerar genom den aktuella provtagningsspunkten. Mest relevant är H5, då detta område sannolikt snabbast avrinner till provtagningsspunkten och dominerar i vattenprover som tas tidigt under ett regnförlopp, vilket varit ambitionen i studien. Skillnaderna mellan de beräknade halterna för de olika avrinningsområdena är dock små. Dagvattnet från avrinningsområde H5 tillrinner innan provtagningsspunkten en försedimenteringsdamm vid Sjutomtavägen, där sannolikt en del av partiklar hinner sedimentera innan vattnet når provpunkten.

Det finns en relativt god överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta halter för fosfor och zink (Tabell 12). Halterna av metallerna bly, koppar, kadmium, krom och nickel är avsevärt lägre än modellerade halter (ungefär hälften så höga). Halten suspenderat material är dock betydligt högre, vilket beror på att ett högt värde avsevärt påverkar medelvärdet. Exkluderas detta värde beräknas medelvärdet istället till 107 mg/l. Notera att de provtagningar som utförts primärt har syftat till att fånga det första inkommande dagvattnet, den så kallade smutspulsen eller ”first flush” vid nederbörd vilket normalt är det smutsigaste vattnet. För Gottsunda dagvattenpark har på samma sätt som i Kungsängsdammen inga halter över detektionsgränsen uppmätts för Benso(a)pyren. Den beräknade medelvärdet av PAH<sub>16</sub> var under modellerad halt, notera dock att endast två provtagningar ingår i medelvärde.

De beräknade föroreningshalterna för Gottsunda är genomgående lägre än för Kungsängsdammens avrinningsområde, vilket beror på att bostadsområden generellt genererar lägre föroreningshalter än handels- och industriområden. Beräknade (modellerade) årsmedelhalter och medelhalter utifrån pilotstudiens provtagningar är dock inte direkt jämförbara men ger en fingervisning om avvikelserna är återkommande och om det finns andra föroreningskällor inom tillrinningsområdet.

Tabell 12. Närsalt- och föroreningshalter för de tekniska avrinningsområdena för Gottsunda dagvattenpark beräknat med Stormtac web version 20.2.2 (2021) samt uppmätt halt som visar medelvärde för inloppsprover till dammen där basprovtagning exkluderats. Kväve har inte undersökts i studien.

	Fosfor (µg/l)	Kväve (µg/l)	Bly (µg/l)	Koppar (µg/l)	Zink (µg/l)	Kadmium (µg/l)	Krom (µg/l)	Nickel (µg/l)	Susp (mg/l)	PAH <sub>16</sub> (µg/l)	Benso(a)pyren (µg/l)
Halt Stormtac, H1	200	1600	10	19	71	0,44	6,4	6,2	47	0,45	0,038
Halt Stormtac, H3 & H4	180	1700	10	21	69	0,46	8,4	6,9	69	0,38	0,034
Halt Stormtac, H5	190	1700	11	22	77	0,48	8,7	7	67	0,44	0,041
Halt uppmätt	227	-	4,0	10	80	0,13*	3,9	2,9	207	0,072**	<0,010

\*medelvärde beräknat på de två prover som inte var under detektionsgräns <0,10 µg/l

\*\* medelvärde beräknat på de två prover som inte var under detektionsgräns

- ämne har inte undersökts i studien

## 6.4 Provtagning mellan regn (basprovtagning)

Provtagning under torrperiod utfördes den 18 augusti vid de båda dammarna efter en period utan större nederbördsmängder. Syftet med provtagningen var att undersöka vattnets sammansättning vid ett basflöde, det vill säga utan tillrinnande dagvatten.

Ett ihållande regn föll den 5 augusti (13 dagar före basprovtagningen) som gav totalt 40 mm under ett dygn (SMHI, 2022). Ett mindre regn (1,2 mm) föll 11 dagar innan och en liten skur på 0,6 mm 15 timmar innan basprovtagningen. I Bilaga 2 för Kungsängsdammen och Bilaga 3 för Gottsunda dagvattenpark illustreras turbiditeten före, under och efter provtagningstillfället. Turbiditeten i det vattenprov som togs i Gottsunda var 66 FTU, vilket var relativt högt och beror sannolikt en fördröjd avrinning från naturmarken i avrinningsområdet. I Kungsängsdammens inlopp var turbiditeten 10 FTU.

De uppmätta halterna för basprovtagningen vid respektive inlopp till dammarna jämfördes med medelvärdet av de provtagningar som gjordes vid nederbördstillfällena. Resultatet visas som låddiagram i Bilaga 4 för de vanligaste ämnena.

Jämförs kloridhalten vid de båda dammarnas inlopp vid regn är halten i medeltal tio gånger högre för Kungsängsdammen (172 mg/l) jämfört med Gottsunda dagvattenpark (18 mg/l). Basprovtagningens kloridhalt i Kungsängsdammen var 1700 mg/l, alltså tio gånger högre än medelvärdet vid nederbörd. Den höga kloridhalten vid basflöde beror med all sannolikhet på det kondensat- och processvatten från Vattenfalls fjärrvärmeanläggning som släpps till dagvattennätet vid regelbundna tillfällen.

I Gottsunda motsvarade kloridhalterna vid basprovtagningen medelvärdet vid regnprovtagning.

Halten av ammoniumkväve vid basprovtagningen i Gottsunda var under detektionsgräns (<0,010 mg/l) och därmed lägre än vid regnprovtagningarna. I Kungsängsdammens inlopp var halten 150 µg/l, vilket var lägre än vid de flesta regnprovtagningar. Den högre ammoniumhalten i Kungsängsdammen kan antagligen kopplas till kondensat- eller processvatten.

Halten suspenderat material var i båda dammarna lägre vid basprovtagningen än vid regnprovtagning, som förväntat. Även fosforhalterna var lägre vid basprovtagningen jämfört vid regn. När bas- och regnprovtagning jämförs verkar både den partikelbundna och lösta halten av fosfor öka vid regn, även om den partikelbundna dominerar.



För de dagvattenrelaterade metallerna bly, koppar, nickel och zink var totalhalterna generellt lägre vid basprovtagningen jämfört med vid regn. Skillnaden var dock mindre i Gottsunda än i Kungsängsdammen. För löst koppar, nickel och zink var halten vid basprovtagningen lika hög eller högre än vid regnprovtagningen.

## 6.5 Avskiljning av föroreningar i Kungsängsdammen

Resultatet av provtagning vid in- och utloppet från Kungsängsdammen finns sammanställt i avsnittet ”Haltreduktion i Kungsängsdammen” Bilaga 4, där inkommande och utgående totalhalter och lösta halter redovisas i stapeldiagram. Diagrammen redovisar halter av fosfor, bly, koppar, nickel och zink för de fem provtagningar som genomfördes vid regn (basprovtagningen, nr 4, har uteslutits). Vid provtagning 5 och 6 togs tre prover i utloppet med 3–4 dagars mellanrum och för dessa presenteras ett medelvärde i diagrammen.

För fosfor och de fyra metallerna ses för de flesta provtagningar en tydlig haltminskning från inlopp till utlopp, både för totalhalt och löst halt (se Bilaga 4). För nickel är dock totalhalterna vid två provtagningar (1 och 2) högre i utloppet än vid inloppet. Detta skulle kunna bero på att prover i utloppet vid dessa provtagningar endast togs ett dygn efter inloppsproverna, och då inte representerar rätt ”vattenpaket”. För bly noteras en mindre ökning av den lösta halten vid flera provtagningar. Anledningen till detta beror med stor sannolikhet på att halterna redan är så låga i såväl inlopp som utlopp att det är svårt att erhålla någon ytterligare reduktion.

I Tabell 13 redovisas inkommande och utgående medelvärden och beräknad haltreduktion för respektive ämne. Totalfosforhalten reducerades med 57 % från 203 µg/l till 87 µg/l och den lösta halten med 73 %. En hög reduktion ses även för metallerna bly, koppar och zink där totalhalten minskade med 73 %, 85 % respektive 87 %. Minskningen för de tre metallerna och fosfor är jämförbara med den tidigare studien i Kungsängsdammen där mängdreduktionen beräknades utifrån flödesproportionell provtagning vid in- och utlopp (Arnlund, 2015).

För löst koppar och zink var haltreduktionen 75 % respektive 88 % (Tabell 13). För löst bly var haltreduktionen 15 %, och den låga reduktionen beror som nämnts ovan sannolikt på att inkommande- och utgående lösta halter var väldigt låga.

För nickel var haltreduktionen (33 %) lägre än i den tidigare studien, där mängdreduktionen var 65 % (Arnlund, 2015). En förklaring till detta kan vara att inkommande medelhalt vara betydligt högre i den tidigare studien (14 µg/l, Arnlund, 2015) än i denna studie (3,4 µg/l). En annan orsak kan vara att utloppsprov tagits med för kort uppehållstid i relation till inloppsprov.

Haltreduktionen av PAH:er i Kungsängsdammens redovisas i avsnitt 6.8.

*Tabell 13. Medelvärde (total och löst halt) av fosfor och metaller in till och ut från Kungsängsdammen samt beräknad haltreduktion. Jämförelse med tidigare studie i Kungsängsdammen där mängdreduktionen beräknades utifrån flödeproportionell provtagning (Arnlund, 2015).*

	Totalhalt			Tidigare studie, relativ avskiljning (%)	Löst halt		
	In (µg/l)	Ut (µg/l)	Haltreduktion (%)		In (µg/l)	Ut (µg/l)	Haltreduktion (%)
<b>Fosfor</b>	203	87	57	56	84	22	73
<b>Bly</b>	5,9	1,6	73	87	0,065	0,056	15
<b>Koppar</b>	27	4,1	85	78	6,1	1,5	75
<b>Nickel</b>	3,4	2,3	33	65	1,3	1,0	27
<b>Zink</b>	182	23	87	84	50	6,1	88

I Bilaga 4 redovisas förutom inkommande och utgående halter även de gränsvärden som finns för aktuella ämnen för bedömning av ytvattenförekomsternas vattenkvalitet. Gränsvärden som årsmedelvärde och/eller maximal koncentration (MAC-värde) är hämtade från gällande föreskrift (HVMFS 2013:19, Bilaga 6). Maximal tillåten koncentration för bly och nickel gäller löst halt vid ett enskilt mätillfälle. Notera att gränsvärdena för årsmedelhalt för koppar, zink, bly och nickel avser biotillgänglig halt. Då biotillgänglig halt inte undersökts i denna studien har den omräkning som gjordes av biotillgänglig halt till löst halt i Fyrisån i DRIVA-studien (Näslund m.fl., 2021) använts. Syfte var att få en indikation på om halten av det aktuella ämnet i utgående vatten från Kungsängsdammen kan innebära ett problem för recipientens vattenstatus.

Gränsvärdet (årsmedel) av totalfosfor vid god/måttlig status för Fyrisån är 41,6 µg/l baserat på referensvärdet 20,8 µg/l. Utgående totalfosforhalter från Kungsängsdammen ligger genomgående över denna halt. Medelvärdet för utgående vatten (87 µg/l) var i snitt två gånger högre än gränsvärdet och dagvattnet bidrar därför i viss mån till övergödning av recipienten. Det är dock viktigt att påpeka att anläggningen har en hög reningseffekt och grovt sett halverar transporten av fosfor till ån, i det vatten som passerar genom dammen (se Tabell 13).

För bly var de lösta halterna in till och ut från dammen (0,065 µg/l respektive 0,056 µg/l) långt under MAC-värdet på 14 µg/l och det beräknade lösta gränsvärdet 32,5 µg/l (baserat på gränsvärde för biotillgänglig halt 1,2 µg/l).

Även för koppar så låg de lösta halterna in till och ut från dammen avsevärt lägre än det beräknade lösta gränsvärdet på 34,7 µg/l (baserat på gränsvärde för biotillgänglig halt 0,5 µg/l).

Halten av nickel låg också under MAC-värdet (34 µg/l) och det beräknade lösta gränsvärdet på 30,2 µg/l (baserat på 4 µg/l biotillgänglig halt). Jämförs den lösta zinkhalten med beräknat löst gränsvärde 41,3 µg/l (baserat på 5,5 µg/l biotillgänglig halt) överskrider medelhalten i inkommande vatten på grund av höga halter vid två nederbördstillfällen. I utgående vatten från dammen ligger halterna avsevärt lägre än det beräknade gränsvärdet.

Inför varje provtagning rengjordes turbiditetsgivarna i Kungsängsdammen för att den registrerade turbiditet skulle ge tillförlitliga data och kunna jämföras med turbiditeten i stickproverna. Figur 12 visar exempel på hur växtrester och partiklar fastnar på sensorerna. Totalt rengjordes sensorerna vid minst 15 tillfällen. Sensorn bedömdes ge representativa värden en vecka från rengöringstillfället.

För perioden maj till november 2022 sammanställdes turbiditeten för perioder då sensorn i utloppet var ren för att visa på hur turbiditeten varierat över tid i utloppet, se Figur i Bilaga 4. De över 7 800 registrerade mätvärdena (som sorterats ut från ca 14 000 värden) visar att turbiditeten varierar över tid, men att dessa variationer generellt är små jämfört med vid inloppet.

Data visar på något lägre turbiditet under de kallare månaderna (sep-nov). Vid tre tillfällen under juli och augusti ses en ökning av turbiditeten vilket inte ses för övriga perioder. Anledningarna till denna turbiditetsökning kan vara många och samtliga tre tillfällen uppträdde cirka 5–7 dagar efter rengöring. Att den registrerade turbiditeten var högre kan bero på artefakter, t.ex. påväxt på sensorn eller att det fastnat växtdelar på denna (se exempel Figur 12). Det skulle även kunna vara så att vattnet periodvis de facto var grumligare, till följd av algblomning eller uppgrumling av sediment. Dammen hyser ett relativt rikt fågelliv och det finns sannolikt mycket vitfisk i dammen som bökar i sedimentet (under sensorn sågs mycket fiskvak i dammen).



Figur 12. Rengöring av turbiditetsgivarna i Kungsängsdammen t.v. 19 maj och t.h. 16 augusti i utloppet.

## 6.6 Fördelning av partikelbundna och lösta föroreningar i dagvattnet

Andel löst halt beräknades i inkommande och utgående dagvatten i Kungsängsdammen och i inkommande dagvatten till Gottsunda dagvattenpark. Beräkningen baseras på medelhalter för respektive ämne och provtagningar vid regn. En jämförelse görs också med dagvatten i studier som sammanställts av Viklander m.fl. (2019).

Andelen löst föroreningshalt i Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark ligger inom de intervall som sammanställts och anges som normalt förekommande i dagvatten enligt Viklander m.fl. (2019), se Tabell 14.

Andel löst halt i Kungsängsdammens vatten varierar beroende av ämne och om inkommande eller utgående dagvatten studeras. Inkommande medelhalt totalfosfor var 203  $\mu\text{g/l}$ , där löst andel utgjorde 43 %. Medelhalten av fosfor i utgående vatten var 87  $\mu\text{g/l}$  varav 32 % var löst. Bly är som tidigare beskrivits till största del partikelbundet. Inkommande löst andel utgjorde endast 2 % och i utloppet var andelen 4 %. Av inkommande totalhalt av koppar (27  $\mu\text{g/l}$ ) utgjorde den lösta andelen i medeltal 27 %. Totalhalten koppar i utloppet var 6,1  $\mu\text{g/l}$ , men där var den lösta andelen högre (46 %). Trots en högre andel i utloppet så reducerades den lösta halten av koppar med 75 % från inlopp till utlopp.

Av nickelhalten (3,4 µg/l) i inkommande vatten var den lösta andelen 41 %. Utgående nickelhalt var 2,3 µg/l, varav 49 % var löst. Inkommande medelhalt av zink var 182 µg/l där 32 % var löst halt och för utgående vatten var medelhalten 23 µg/l, med motsvarande löst andel (31%).

*Tabell 14. Andel lösta halt i inkommande och utgående dagvatten i Kungsängsdammen och i inkommande dagvatten till Gottsunda dagvattenpark. Beräkningen baseras på medelhalter för respektive ämne och provtagningar vid regn. Jämförelse görs mot flera andra dagvattenstudier som sammanställts i Viklander m.fl. (2019).*

	Kungsängsdammen		Gottsunda dagvattenpark	Jämförande dagvattenstudier
	In andel löst (%)	Ut andel löst (%)	In andel löst (%)	andel löst (%)
<b>Fosfor</b>	43	32	33	20-50
<b>Bly</b>	2	4	2	0-15
<b>Koppar</b>	27	46	39	0-50
<b>Nickel</b>	41	49	20	värde saknas
<b>Zink</b>	32	31	25	10-45

## 6.7 Samband mellan turbiditet och föroreningar i dagvattnet

I detta avsnitt redovisas samband mellan uppmätt turbiditet och föroreningskoncentrationer i inkommande dagvatten till Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark samt dagvatten i de fyra dagvattenkylvertar som mynnar i Fyrisån vilka undersöktes i DRIVA-projektet (Näslund m.fl., 2021): Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna. Linjär regression har använts för att undersöka sambanden där  $R^2$ -värdet förklarar hur stor variation som finns hos en variabel som beror av den andra variabeln. Starkare samband visas med högre  $R^2$ -värde. Samband har undersökts för föroreningens tre olika fraktioner: totalhalt, löst halt och partikelbunden halt där grafer och korrelationskoefficienten ( $R^2$ -värde) sammanställts i Bilaga 4. Partikelbunden halt har beräknats som skillnaden mellan total halt och löst halt.

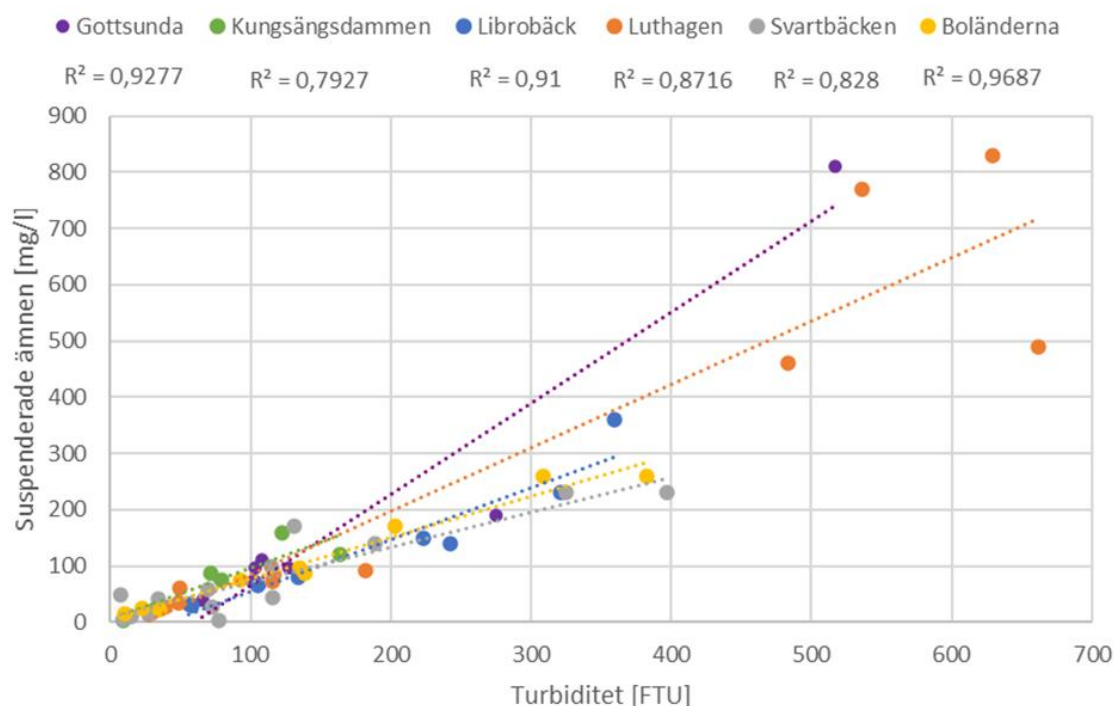
Av graferna i Bilaga 4 framgår att det för vissa ämnen och platser finns enstaka värden som är avsevärt högre än övriga, vilket gör att  $R^2$ -värdet blir starkare. Det finns även för vissa ämnen en spridning över haltintervallet som beror av enstaka värden. För att undersöka om det starka samband som noterats inte beror av enstaka värden har samband tagits fram även för logaritmerade värden. Dessa logaritmerade värden möjliggör även bättre jämförelse mellan de olika avrinningsområdena. Jämförelse mellan undersökta samband ( $R^2$ ) för uppmätta halter och logaritmerade samband ( $R^2$ -log<sub>10</sub>) för totalhalt redovisas i Tabell 15 för de vanligaste ämnena.



Tabell 15. Samband mellan turbiditet och suspenderat material (susp.), totalfosfor samt fem dagvattenrelaterade metaller för inkommande vatten till Kungsängsdammen (K-IN) och Gottsunda dagvattenpark (G-IN) samt de fyra dagvattenkulvertarna Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna. Samband visas som  $R^2$ -värde samt för logaritmerade värden med basen 10. Undersökt samband med alla provtagningar (56 st) visas för suspenderat material och totalfosfor, ej undersökt analys visas med streck (-).

Ämne	K-IN		G-IN		Librobäck		Luthagen		Svartbäcken		Boländerna		Samtliga	
	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$	$R^2$	$R^2$ - $\log_{10}$
Susp.	0,79	0,96	0,93	0,94	0,91	0,98	0,87	0,95	0,83	0,48	0,97	0,96	0,84	0,79
Tot-P	0,48	0,80	0,997	0,987	0,57	0,46	0,72	0,75	0,54	0,70	0,56	0,83	0,59	0,68
Tot-Pb	0,77	0,95	0,83	0,46	0,90	0,92	0,59	0,78	0,92	0,94	0,96	0,96	-	-
Tot-Cu	0,58	0,69	0,43	0,24	0,78	0,91	0,39	0,39	0,78	0,86	0,92	0,95	-	-
Tot-Cr	0,44	0,72	0,051	0,0050	0,64	0,85	0,46	0,73	0,77	0,79	0,89	0,85	-	-
Tot-Ni	0,51	0,54	0,023	0,036	0,19	0,015	0,44	0,62	0,74	0,57	0,88	0,75	-	-
Tot-Zn	0,31	0,61	0,64	0,40	0,84	0,91	0,46	0,57	0,72	0,76	0,89	0,78	-	-

Det finns ett generellt starkt samband mellan uppmätt halt av suspenderat material och turbiditet för dagvattnet från de sex undersökta områdena. Sett till samtliga 56 stickprovtagningar för de sex områdena så är  $R^2$ -värdet 0,84 och det varierar mellan 0,79–0,97 för respektive område, se Figur 13. När värdena logaritmeras så blir sambandet ännu starkare för flertalet områden, men blir svagare för Svartbäcken, se Tabell 15. Det generella sambandet mellan turbiditet och suspenderat material blir något svagare för logaritmerade värden.



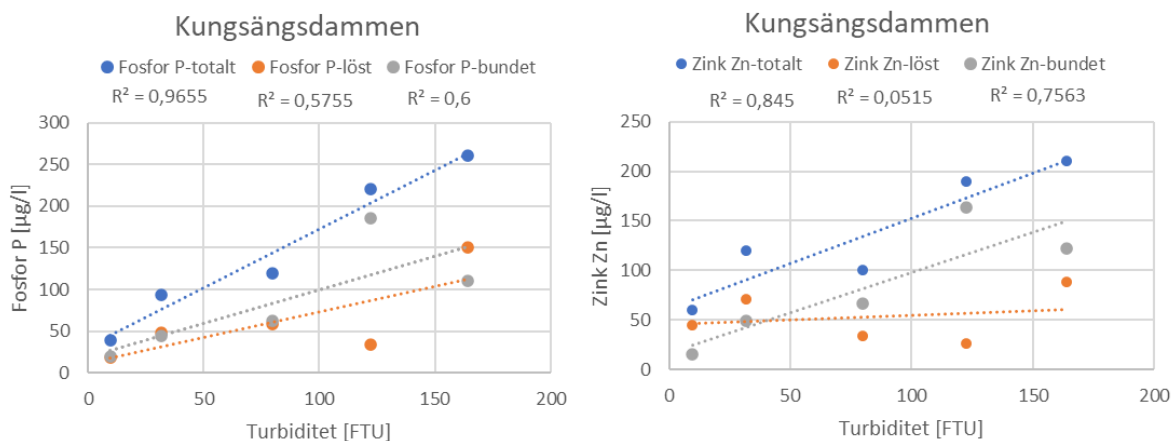
Figur 13. Linjärt samband mellan turbiditet och suspenderande ämnen i dagvatten från sex urbana avrinningsområden i Uppsala.



Konduktivitet är ett mått på vattnets elektriska ledningsförmåga och innehåll av lösta joner (salter). För samtliga sex avrinningsområden finns ett starkt linjärt samband mellan konduktivitet och kloridhalt. Det positiva sambandet visar att vid högre kloridhalt i vattnet så ökar konduktiviteten. De höga kloridhalter som uppmättes i Kungsängsdammen beror främst på tillskottet av processvatten och ej på vägsalt, eftersom provtagningen inte pågick under den kalla årstiden. För inkommande dagvatten till både Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark var sambanden starka,  $R^2$ -värde 0,99 respektive 0,94. För övriga områden varierade  $R^2$ -värdet mellan 0,78 och 0,95, se Bilaga 4.

När det gäller fosfor och turbiditet ses ett starkt positivt linjärt samband i inkommande vatten till Gottsunda dagvattenpark med ett  $R^2$ -värde på 0,99 (gäller både för totalhalt och partikelbunden fosfor). Det loggade  $R^2$ -värdet ligger på samma nivå.

I Kungsängsdammen var sambandet måttligt avseende totalfosfor ( $R^2=0,48$ ) men om ett avvikande värde exkluderas är sambandet starkt ( $R^2=0,97$ ), se Figur 14. Det loggade  $R^2$ -värdet är i likhet med det senare värdet, 0,80. Det avvikande provet innehöll mycket flytande partiklar och högre halter av organiskt material, och upplevdes inte okulärt som ett typiskt dagvatten.



Figur 14. Linjära samband för inkommande vatten till Kungsängsdammen för fosfor och turbiditet (t.v) respektive zink och turbiditet (t.h) när ett extremvärde exkluderas, se Bilaga 4 för övriga samband.

Dagvattnet från Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna uppvisade generellt svagare samband mellan totalfosfor och turbiditet. Bäst samband fanns mellan turbiditeten och partikelbunden fosfor ( $R^2=0,59-0,81$ ). När värdena logaritmeras så blev sambandet starkare för Luthagen, Svartbäcken och Boländerna.

Undersökts samtliga dagvattenprover (56 st) är sambandet mellan totalfosfor och turbiditet måttligt ( $R^2=0,59$ ,  $R^2\text{-log}_{10}=0,68$ ).

Tidigare litteratur har visat att bly till mycket stor andel är partikelbundet i dagvatten (Viklander m.fl., 2019). Undersökning av sambanden mellan turbiditet och halten av bly visar på mycket starka samband för Librobäck, Svartbäcken och Boländerna, både avseende totalhalt och halten partikelbundet bly, se Bilaga 4. Det finns även starka samband i Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark (total och partikelbunden halt), även om  $R^2$ -värdena är lägre. För Luthagen var sambandet svagare avseende bly. När värdena logaritmeras så blev sambanden generellt starkare, undantaget Gottsunda där sambanden blev svagare.

Generellt visar Librobäck, Svartbäcken och Boländerna alla starka samband mellan uppmätt turbiditet och halten av zink respektive koppar både för total och partikelbunden halt, vilket visas av graferna i Bilaga 4. En variation finns dock mellan ämnena och för respektive avrinningsområde.

För Gottsunda dagvattenpark är sambandet måttlig för zink där bäst samband ses för partikelbunden halt ( $R^2=0,70$ ) och för Kungsängsdammen visas starkt sambandet till totala halten av zink ( $R^2=0,85$ , Figur 14). Notera att sambandet är betydligt sämre för Kungsängsdammen när ett avvikande värde inkluderas (Bilaga 4), vilket beskrivits ovan (gäller även fosfor). För Luthagen är sambanden mellan turbiditet och koppar respektive zink svaga, vilket är sämre än för övriga studerade platser.

Samband mellan turbiditet och krom respektive nickel saknas för Gottsunda dagvattenpark vilket beror på spridning av halterna, se Bilaga 4. Svagt samband mellan vattnets turbiditet noteras även för Kungsängsdammen och dessa två ämnen (nickel och krom), vilket även gäller för Luthagen. Däremot visar Svartbäcken och Boländerna starkt samband för dessa två ämnen. I Librobäck ses måttligt samband för krom och turbiditet medan halterna visar stor spridning för nickel.

Sambandet mellan turbiditet och suspenderat material, fosfor och metaller undersöktes också för utgående vatten från Kungsängsdammen. Generellt är sambanden starka avseende totalhalter, se Tabell 16. Av de utgående vattenproverna kan uppmätt turbiditet förklara halten av suspenderat material till 99 %. Det finns också ett starkt samband för turbiditet och totalfosfor,  $R^2$ -värde 0,84 ( $R^2\text{-log}_{10}=0,85$ ) och på samma sätt ett starkt samband för turbiditet och totalhalten av bly med  $R^2$ -värde 0,90 ( $R^2\text{-log}_{10}=0,85$ ). För totalhalt av koppar, nickel och zink ses starka samband till vattnets turbiditet motsvarande  $R^2$ -värde på 0,72, 0,79 respektive 0,69. Notera dock att något sämre samband ses för dessa tre metaller när logaritmerade värden används.

Det finns inget tydligt samband mellan turbiditet och föroreningarnas lösta halt, undantaget nickel ( $R^2=0,56$ ) där måttligt samband noteras för utgående vatten i Kungsängsdammen.

*Tabell 16. Samband mellan turbiditet och suspenderat material samt bly, koppar, nickel och zink för tio provtagningar i Kungsängsdammens utlopp inkluderat basprovtagning. Samband visas endast för halter över detektionsgräns som  $R^2$ -värde samt som logaritmerade värden med basen 10.*

Ämne		$R^2$ -värde	$R^2$ -värde $\log_{10}$	N (st)
<b>Suspenderat material</b>		0,995	0,989	10
<b>Fosfor</b>	totalt	0,84	0,85	10
	löst	0,009	0,028	10
<b>Bly</b>	totalt	0,90	0,85	7
	löst	0,005	0,005	10
<b>Koppar</b>	totalt	0,72	0,55	10
	löst	0,24	0,18	10
<b>Nickel</b>	totalt	0,79	0,52	10
	löst	0,56	0,40	10
<b>Zink</b>	totalt	0,69	0,50	10
	löst	0,040	0,0040	10

Samband mellan turbiditet och PAH:er undersöktes inte då stor andel av ämnena var under detektionsgräns, se vidare i om PAH:er i avsnitt 6.8.

Vid jämförelse av  $R^2$ -värden med logaritmerade värden så ökar eller bibehålls i de flesta fall sambandet om  $R^2$ -värdet är högt. Vi lägre  $R^2$ -värden tenderar i stället sambanden att bli mindre starka när värden logaritmeras.

Den generella slutsatsen är att det finns mycket starka samband mellan turbiditet och suspenderat material och även starka samband mellan turbiditet och fosfor samt bly. För övriga metaller är sambanden mer avrinningsområdesspecifika, där samband finns.

## 6.8 Polyaromatiska kolväten (PAH:er)

I denna studie lämnades 58 provflaskor (29 provtagningar) in för analys av PAH:er, varav hälften analyserades som totalhalter och hälften som dekantat med syfte att representera löst halt. Av de 15 analyserade PAH:erna och fem olika summeringar av dessa så uppmättes tio ämnen över detektionsgränsen, se Tabell 17.

I Kungsängsdammen detekterades åtta ämnen, flest påvisades i inkommande vattnet eller i försedimenteringsdiket. Endast tre ämnen detekterades i Kungsängsdammens utgående vatten, vilket indikerar att det sker avskiljning av PAH:er i dammen. De mest förekommande ämnena i Kungsängsdammen var pyren, flouranten och summa PAH med medelhög molekylvikt följt av fenantren, benso(g,h,i)perylen, benso(b,k)fluoranten och summa PAH med hög molekylvikt. Vid fyra av de fem regntillfällen som provtogs i anläggningen detekterades PAH:er. Vid samtliga fyra provtagningar detekterades PAH:er i inkommande vatten. I försedimenteringsdiket och i utloppet detekterades PAH:er i färre prover, trots fler genomförda provtagningar i utloppet än inloppet vilket pekar på avskiljning av PAH:er i anläggningen, sannolikt genom sedimentation. Höga halter av PAH:er har påvisats vid sedimentundersökning i dammen (Arnlund, 2014).

När PAH:er påvisades vid ett provtillfälle påträffades normalt flera av ämnena i samma prov. Detta indikerar att vattensammansättning vid de olika provtagningstillfällen skiljer sig åt, vilket i sin tur beror av bland annat nederbörds mängd, intensitet och aktivitet i avrinningsområdet och när provet tagits i relation till nederbörden. Av samtliga analyserade PAH:er avseende totalprover förekom någon av ämnena i detekterbara halter i 5 % av proverna för Kungsängsdammen och 3 % för Gottsunda dagvattenpark.

I Gottsunda dagvattenpark uppmättes halter över detektionsgränsen för tre PAH:er, benso(g,h,i)perylen, naftalen, pyren samt summa PAH med hög molekylvikt respektive låg molekylvikt. PAH:er detekterades vid två av de åtta provtagningarna i inloppet (totalt 16 analyserade prover).

Flertalet detekterade PAH:er i dammarna avsåg totalhalter. Lösta PAH:er (dekanterande prover) påvisades endast i ett fåtal prover, vilket indikerar att PAH:erna till stor del var partikelbundna.

Flera PAH:er är prioriterade ämne och ingår i bedömningen av kemisk status för vattenförekomster. Gränsvärden för ämnena avser totalhalt som årsmedelvärde och/eller maximal tillåten koncentration (MAC-värde) (HVMFS 2013:19, Bilaga 6). Vid jämförelse av aktuella gränsvärden för ytvattenförekomster med studiens uppmätta halter överskreds gränsvärde för tre ämnen. Benso(g,h,i)perylen har MAC-värde 0,0082  $\mu\text{g/l}$  vilket tydligt överskreds vid en provtagning i respektive damm. För flouranten överskreds årsmedelvärdet (0,0063  $\mu\text{g/l}$ ) men inte MAC-värdet (0,12  $\mu\text{g/l}$ ) i Kungsängsdammen. Notera att uppmätt halt av löst halt (dekantat) av flouranten i Kungsängsdammen överskrider årsmedelvärdet, dock avser gränsvärdet totalhalt.

MAC-gränsvärde för respektive ämne benso(k)fluoranten och benso(b)fluoranten är vardera 0,017 µg/l. I studien har ämnena analyserats tillsammans som benso(b,k)fluoranten och visade 0,025 µg/l för Kungsängsdammen vid en provtagning. Detta fördelades på 0,020 µg/l benso(b)fluoranten och 0,005 µg/l benso(k)fluoranten enligt laboratoriet (Andersson, 2022, epost), vilket innebär att benso(b)fluoranten överskred gränsvärdet vid detta tillfälle.

Naftalen är ett prioriterat ämne med årsmedelgränsvärde på 2 µg/l och MAC-värde på 130 µg/l, studiens halt överskrider inte gränsvärdena. De jämförelser som gjorts mot gränsvärden gäller endast för de halter som varit över detektionsgräns. Notera att ämnets detektionsgräns för vissa ämnen är högre än gränsvärdet vilket försvårar jämförelsen. Exempelvis var benso(a)pyren detektionsgränsen 0,01 µg/l och årsmedelgränsvärdet 0,00017 µg/l och MAC-värde 0,27 µg/l, vilket innebär att bedömning av låga halter inte varit möjligt. Samtliga undersökta PAH:er och analysernas detektionsgräns återfinns i Bilaga 1.

*Tabell 17. PAH:er uppmätta över detektionsgräns i dagvatten i Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark, beräknade som medelvärden för antal prov (N). Totalt sammanställdes 29 st provtagningstillfällen (58 st prover) fördelat på Kungsängsdammen; inlopp (12 st), försedimenteringsdike (10 st) och utlopp (20 st) respektive Gottsunda dagvattenpark (16 st). Hälften av proverna analyserades som totalhalt och resterande som dekantat (löst halt). Basprovtagning inkluderas vid sammanställning. Värden under detektionsgräns visas med streck (-) och övriga PAH:er där alla provtagningar noterats under detektionsgräns visas i Bilaga 1. Överskrider aktuellt gränsvärde som årsmedelvärde och/eller MAC-värde enligt HVMFS 2013:19, bilaga 6, visas det markerat i fetstil.*

Parameter*		Gränsvärde		Gottsunda dagvattenpark		Kungsängsdammen					
				Inlopp		Inlopp		Dike		Utlopp	
		Års-medel (µg/l)	MAC-värde (µg/l)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)
Benso(b,k)fluoranten	totalt	0,017*		-	0	-	0	<b>0,025**</b>	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0
Benso(g,h,i)perylene	totalt	0,0082		<b>0,011</b>	1	-	0	<b>0,015</b>	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0
Fenantren	totalt			-	0	0,016	1	0,011	1	-	0
	löst			-	0	0,012	1	-	0	0,011	1
Fluoranten	totalt	0,0063	0,12	-	0	<b>0,013</b>	3	<b>0,017</b>	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	<b>0,011***</b>	1
Fluoren	totalt			-	0	-	0	-	0	0,011	1
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0
Naftalen	totalt	2	130	0,12	1	-	0	-	0	-	0
	löst			0,12	1	-	0	-	0	-	0
Pyren	totalt			0,013	1	0,017	4	0,033	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0
Summa PAH med hög molekylvikt	totalt			0,046	1	-	0	0,065	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0
Summa PAH med låg molekylvikt	totalt			0,13	1	-	0	-	0	-	0
	löst			0,13	1	-	0	-	0	-	0
Summa PAH med medelhög molekylvikt	totalt			-	0	0,05	3	0,071	1	-	0
	löst			-	0	-	0	-	0	-	0

\* gränsvärde avser benso(b)fluoranten respektive benso(k)fluoranten

\*\* uppmätt halt över gränsvärde avser endast benso(b)fluoranten med en halt på 0,020 µg/l

\*\*\* notera att uppmätt halt motsvarar löst halt (dekantat) och gränsvärde totalhalt



## 7 Slutsatser och diskussion

Syftet med denna pilotstudie var dels att få bättre kunskap om dagvattendammars förmåga att avskilja lösta- respektive partikelbundna föroreningar och dels att öka kunskapen om dagvattnets sammansättning och sambandet mellan turbiditet och halter av suspenderat material, fosfor, metaller och PAH:er.

När det gäller dagvattendammars förmåga att avskilja lösta och partikelbundna föroreningar så visar provtagningen i Kungsängsdammen att denna damm reducerar inte bara totalhalter utan även lösta halter av både fosfor och flertalet metaller. Reduktionen av totalhalter var för fosfor 57 %, bly 73 %, koppar 85 % och zink 87 %, vilket är jämförbar med tidigare uppmätt mängdreduktionen i dammen (Arnlund, 2015). Sett till den partikelbundna halten så minskade fosfor med i genomsnitt 60 %, koppar med 92 % och zink med 91 %. I och med att provtagning vid utloppet vid de inledande provtagningarna gjordes med en tidsförskjutning som var kortare än den faktisk uppehållstiden i dammen, så bedöms de sista två provtagningstillfällena ge mer tillförlitliga data. Dessa provtagningar visar liknande eller högre avskiljning av partikelbundna föroreningar, i genomsnitt 71 % för fosfor och 91 % för koppar och zink.

Reduktionen av löst fosfor (filtrerade prover) var 73 %, medan reduktionen av lösta halter av koppar och zink låg på 75 % respektive 88 %. Vid de två sista provtagningstillfällena var reduktionen av löst halt i genomsnitt 64 % för fosfor, 69 % för koppar och 90 % för zink. Reduktionen av lösta halter var högre än förväntat, men det finns data även från andra dammar som visar på en god förmåga att avskilja lösta föroreningar. I studier av dammen i Bäckaslöv i Växjö, som är placerad innan ett våtmarkssystem, minskade koncentrationen lösta metaller avsevärt. Bland annat minskade den lösta halten av koppar med 58 % och zink med 64 % (Blecken, 2016).

När halterna av metaller ut från Kungsängsdammen jämfördes med faktiska eller beräknade gränsvärden för Fyrisån så var utgående halter avsevärt lägre än gränsvärdena. Detta ligger i linje med resultatet i DRIVA-studien (Näslund m.fl., 2021), där det konstaterades att risken verkar vara liten för att metaller i dagvattens ska leda till att gränsvärden i recipienten Fyrisåns vatten överskrids. DRIVA-studien visade samtidigt att dagvatten bidrar till förhöjda nivåer av föroreningar i sedimenten, med bland annat överskridna gränsvärden för koppar i Fyrisåns sediment.

Den goda reduktionen av totalhalter av koppar i Kungsängsdammen (och även mängd enligt Arnlund (2015)) innebär att belastningen på Fyrisåns sediment minskar och att det förorenade sedimentet i stor utsträckning hamnar i dammen och dess försedimentationsdike, där det lättare kan avlägsnas och omhändertas på ett säkert sätt.

En viktig frågeställning när studien påbörjades var om dagvattendammar kan fungera som en fullgod teknik för att rena dagvatten med hänsyn till recipientstatus? För Kungsängsdammen så visade det sig att trots att halterna av totalfosfor påtagligt reducerades i dammen, så ligger utgående halter generellt över gränsvärdet för god status i Fyrisån. Det innebär att dagvattnet fortfarande bidrar till övergödning. Samtidigt bidrog dammen till att halvera halterna i det vatten som leddes genom dammen, jämfört med om dagvatten hade letts ut orenat i ån. Dammar är således en effektiv metod för att minska utsläppen, men bör ses främst som en teknik för att minska belastningen från befintliga områden och inte som ett förstahandsval vid planering av nya områden.

Den höga reningsgraden i Kungsängsdammen beror sannolikt på att dammen har en begränsad inflödeskapacitet, vilket ger en relativt lång uppehållstid. Vid höga flöden bräddar vatten förbi dammen och behandlas då endast i försedimenteringsdiket och utloppsdiaket innan det når Fyrisån. För att nå en högre total mängdavsiljning så skulle kapaciteten i dammens in- och utlopp kunna ökas.

Vid fyra av de fem regntillfällen som provtogs i Kungsängsdammen detekterades PAH:er. Vid samtliga fyra provtagningar detekterades PAH:er i inkommande vatten. I försedimenteringsdiket och i utloppet detekterades PAH:er i färre prover, trots fler genomförda provtagningar i utloppet än inloppet. Resultaten indikerar att det sker en reduktion av PAH:er i anläggningen, sannolikt genom sedimentation då dessa ämnen i stor utsträckning kan förväntas vara partikelbundna (Viklander m.fl., 2019). Höga halter av PAH:er har också tidigare uppmätts i dammens sediment (Arnlund, 2014). Dataunderlaget är dock för litet för att det ska gå att dra några säkra slutsatser om PAH-avskiljningen i anläggningen.

När det gäller frågan om dagvattnets sammansättning så visar provtagningen från Kungsängsdammen (in- och utlopp) och Gottsunda dagvattenpark (inlopp) att andelen löst fosfor och metaller är jämförbara med de resultat som visats i studien av Viklander m.fl. (2019). För både fosfor och de flesta metaller så dominerade partikelbundna föroreningar i avrinningen. För fosfor var den partikelbundna andelen 57–68 %, bly 96–98 %, koppar 54–73 %, zink 68–75 % och för nickel 51–80 %. Partikelbunden andel av metaller i dagvattnet är i denna studie jämförbar med data i SVU-rapporten Kunskaps sammanställning Dagvattenkvalitet (Viklander m.fl., 2019).

Kloridhalterna i Kungsängsdammen (liksom konduktiviteten) är som nämnts tidigare höga till följd av tillförsel av kondensat- och processvatten. Halterna i utloppet låg i intervallet 520–960 mg/l, jämfört med i genomsnitt 18 mg/l i inloppet till Gottsunda dagvattenpark. Salt (vägsalt) i dagvatten har visat sig leda till en högre andel lösta metaller och eftersom dammar till övervägande del avskiljer partikulärt bundna metaller kan den övergripande metallavskiljningen därför minska (Blecken, 2016). När man jämför den lösta andelen metaller i inloppet till Kungsängsdammen med inloppet till Gottsunda dagvattenpark så går det dock inte att se någon tydlig skillnad. Det går inte heller att dra några slutsatser om den höga kloridhalten påverkar dammens förmåga att avskilja metaller. Det är relevant att fundera över om Kungsängsdammen är representativ när det gäller att beskriva dagvattendammars förmåga att avskilja lösta föroreningar. Trots höga kloridhalter så kan man dock konstatera att anläggningen verkar avskilja en stor andel lösta föroreningar, vilket talar för att dammar som tar emot ett mer ” normalt ” dagvatten borde kunna ha minst samma prestanda.

För att få bättre kunskap om dagvattendammars förmåga att avskilja lösta föroreningar så behöver fler dammar studeras och då i första hand dammar som tar emot dagvatten utan inblandning av processvatten och som är dimensionerade för att ta emot högre flöden (och därmed kortare uppehållstid) än Kungsängsdammen.

Undersökningen av sambanden mellan turbiditet (grumlighet) i dagvattnet och koncentrationen av föroreningar visar på ett generellt starkt samband mellan turbiditet och halt av suspenderat material. För enskilda avrinningsområden är sambandet mycket starkt. I Kungsängsdammen var sambanden mycket starka både i inlopp och utlopp.

Det starka sambandet mellan turbiditet och halten suspenderat material gör att turbiditetsmätning kombinerat med flödesmätning bör vara ett kostnadseffektivt sätt att mäta transport och avskiljning av suspenderat material i dagvatten och dagvattendammar.

När sambandet studerats mellan turbiditet och fosfor så var sambandet måttligt starkt ( $R^2=0,59$ ) sett till samtliga dagvattenprover från de sex avrinningsområdena (56 st). För specifika avrinningsområden var sambandet starkare, i inkommande vatten till Gottsunda vattenpark var till exempel  $R^2$ -värdet 0,99 för både för totalhalt och partikelbunden fosfor. Även när det gäller metaller så finns starka samband mellan turbiditet och framförallt bly, vilket beror på att bly till mycket stor del är partikelbunden. För övriga metaller är sambanden mer avrinningsområdesspecifika, där samband identifierats.

För specifika avrinningsområden och dammar så bör det var möjligt att beräkna avskiljningen av fosfor och bly utifrån turbiditets- och flödesmätning, men det är viktigt att beakta den osäkerhet som finns.

## 8 Referenser

- © LANTMÄTERIET, u.å. Min Karta.
- ANDERSSON, M., 2019. *Tungmetaller i dagvattendammar – en jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter i inkommande dagvatten.*
- ANDERSSON, P., 2022. Fördelning av benso(b,k)fluoranten i ett prov Kungsängsdammen.
- AQUALABO CONTROLE, 2016. NTU numerical sensor user manual.
- ARNLUND, J., 2014. *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm - en studie med flödesproportionell provtagning.* Uppsala universitet.
- ARNLUND, J., 2015. *Uppföljning av Kungsängsdammen: Flödesproportionell provtagning av metaller och organiska föreningar under mars-augusti 2014.* Uppsala Vatten.
- GOOGLE SATELLITE, u.å. Google Satellite (WMS).
- IN-SITU INC, 2022. Aqua TROLL 600 Operator's Manual.
- NÄSLUND, J., ANDERSSON, J., ÖCKERMAN, H., ARNLUND, J., och JÖNSON, R., 2021. *DRIVA - Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten – pilotstudie Fyriskan.* Uppsala: WRS AB, Nr. 2021-1620-A.
- PERSSON, J., FRIDELL, K., GUSTAFSSON, E.-L., och ENGLUND, J.-E., 2014. Att räkna på vatten – en formelsamling för landskapsingenjörer. Rapport 2014:17.
- SMHI, 2022. Normal årsnederbörd för period 1991-2020. [internet]. Tillgängligt: [https://www.smhi.se/pd/klimat/time\\_period\\_maps/normal/Nbd\\_Periodnormal/Nbd\\_Periodnormal\\_1991\\_2020\\_ar.png](https://www.smhi.se/pd/klimat/time_period_maps/normal/Nbd_Periodnormal/Nbd_Periodnormal_1991_2020_ar.png) [Hämtad 2022-9-24].
- SMHI, 2022. Ladda ner meteorologiska observationer [internet]. *Station: Uppsala Aut 97510.*
- STORMTAC, 2021. StormTac Web v.20.2.2 [internet]. *Utvecklad av Larm, T.* Tillgängligt: <http://app.stormtac.com/>.
- TRAFIKVERKET, 2016. Vägtrafikflödeskartan [internet]. Tillgängligt: <https://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation> [Hämtad 2022-8-24].
- UPPSALA VATTEN OCH AVFALL AB, 2015. *Belastningsberäkning för dagvattenutsläpp i Uppsala.*
- VIKLANDER, M., ÖSTERLUND, H., MÜLLER, A., MARSALEK, J., och BORRIS, M., 2019. *Kunskapssammanställning: Dagvattenkvalitet.* Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling, Nr. 2019–2.



# Bilaga 1

## Analyserade vattenparametrar

### Analysparametrar vatten – totalhalt

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Suspenderande ämnen	Susp	SS-EN 872:2005	0,5	mg/l	±10%
Fosfor	Tot-P	SS-EN ISO 15681-2:2018	0,005	mg/l	±25%
Ammoniumkväve	NH <sub>4</sub> -N	ISO 15923-1:2013 Annex B	0,01	mg/l	±15%
Löst organiskt kol	DOC	SS EN 1484:1997	2	mg/l	±20%
Totalt organiskt kol	TOC	SS EN 1484:1997	2	mg/l	±20%
Klorid	Cl	SS-EN ISO 10304-1:2009	0,1	mg/l	±10%
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	SPI 2011			
	Acenaften	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Acetnaftalen	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Bens(a)antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±35%
	Benso(a)pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±40%
	Benso(b,k)fluoranten	SPI 2011	0,02	µg/l	±35%
	Benso(g,h,i)perylen	SPI 2011	0,01	µg/l	±45%
	Dibens(a,h)antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±40%
	Fenantren	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Fluoranten	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Fluoren	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±45%
	Krysen	SPI 2011	0,01	µg/l	±35%
	Naftalen	SPI 2011	0,02	µg/l	±30%
	Pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Summa cancerogena PAH	SPI 2011	0,2	µg/l	

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
	Summa PAH med hög molekylvikt	SPI 2011	0,04	µg/l	
	Summa PAH med låg molekylvikt	SPI 2011	0,04	µg/l	
	Summa PAH med medelhög molekylvikt	SPI 2011	0,04	µg/l	
	Summa övriga PAH	SPI 2011	0,3	µg/l	
Metaller- syrauppslutet					
Arsenik	As	SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,0002	mg/l	±30%
Barium	Ba	SS-EN ISO 15587-2:2002 (ICP-AES) / SS-EN ISO 11885:2009; SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02;0,001	mg/l	±25%
Bly	Pb	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1;0,0005	mg/l	±20%
Kadmium	Cd	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1;0,0001	mg/l	±25%
Kobolt	Co	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±25%
Koppar	Cu	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02; 0,0005	mg/l	±25%
Krom	Cr	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,0005	mg/l	±25%

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Nickel	Ni	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,0005	mg/l	±25%
Vanadin	V	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	1;0,0002	mg/l	±20%
Zink	Zn	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05;0,002	mg/l	±25%
Kvicksilver	Hg	SS-EN ISO 17852:2008 mod	0,005	µg/l	±25%

### Analysparametrar vatten – löst halt\*

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Fosfor	PO <sub>4</sub>	SS-EN ISO 15681-2:2018	0,005	mg/l	±25%
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	SPI 2011**			
	Acenaften	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Acetnaftalen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Bens(a)antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±35%
	Benso(a)pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±40%
	Benso(b,k)fluoranten	SPI 2011**	0,02	µg/l	±35%
	Benso(g,h,i)perylene	SPI 2011**	0,01	µg/l	±45%
	Dibens(a,h)antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±40%
	Fenantren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Fluoranten	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Fluoren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±45%
	Krysen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±35%
	Naftalen	SPI 2011**	0,02	µg/l	±30%

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
	Pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Summa cancerogena PAH	SPI 2011**	0,2	µg/l	
	Summa PAH med hög molekylvikt	SPI 2011**	0,04	µg/l	
	Summa PAH med låg molekylvikt	SPI 2011**	0,04	µg/l	
	Summa PAH med medelhög molekylvikt	SPI 2011**	0,04	µg/l	
	Summa övriga PAH	SPI 2011**	0,3	µg/l	
Metaller					
Arsenik	As	EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,00002	mg/l	±20%
Barium	Ba	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02;0,001	mg/l	±25%
Bly	Pb	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1; 0,00001	mg/l	±20%
Kadmium	Cd	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1; 0,000004	mg/l	±20%
Kobolt	Co	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00001	mg/l	±20%
Koppar	Cu	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02; 0,00005	mg/l	±25%
Krom	Cr	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±20%
Nickel	Ni	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±20%
Vanadin	V	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	1; 0,00002	mg/l	±20%
Zink	Zn	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00002	mg/l	±25%
Kvicksilver	Hg	SS-EN ISO 17852:2008 mod	0,0001/ 0,000005	mg/l	±25%

\*prover filtrerade genom 0,45 µm filter. Gäller inte organiska analyser.

\*\*PAH-analys av dekantat efter provet skakats och sedimenterat 12 h.



## Bilaga 2

# Provtagningsstillfällena Kungsängsdammen

Graferna nedan visar nederbörds mängd samt turbiditet i Kungsängsdammens in- respektive utlopp vid de sex provningar som genomförts. För den första provtagningen visas även flödet ut från dammen under de dagar som provtagningen genomfördes.

Turbiditetsdata (med enheten NTU) kommer från de två sensorer som varit monterade i inloppet till försedimenteringsdikedet (brun linje) samt utloppet från dammen (orange linje).

Registrerad nederbörd (mm) före och under provtagningen visas som blå prickar i graferna. Nederbörds mängderna är summerad per timme.

Uppmätt flöde (l/s) vid utloppet vid provtagning 1 visas som grå linje.

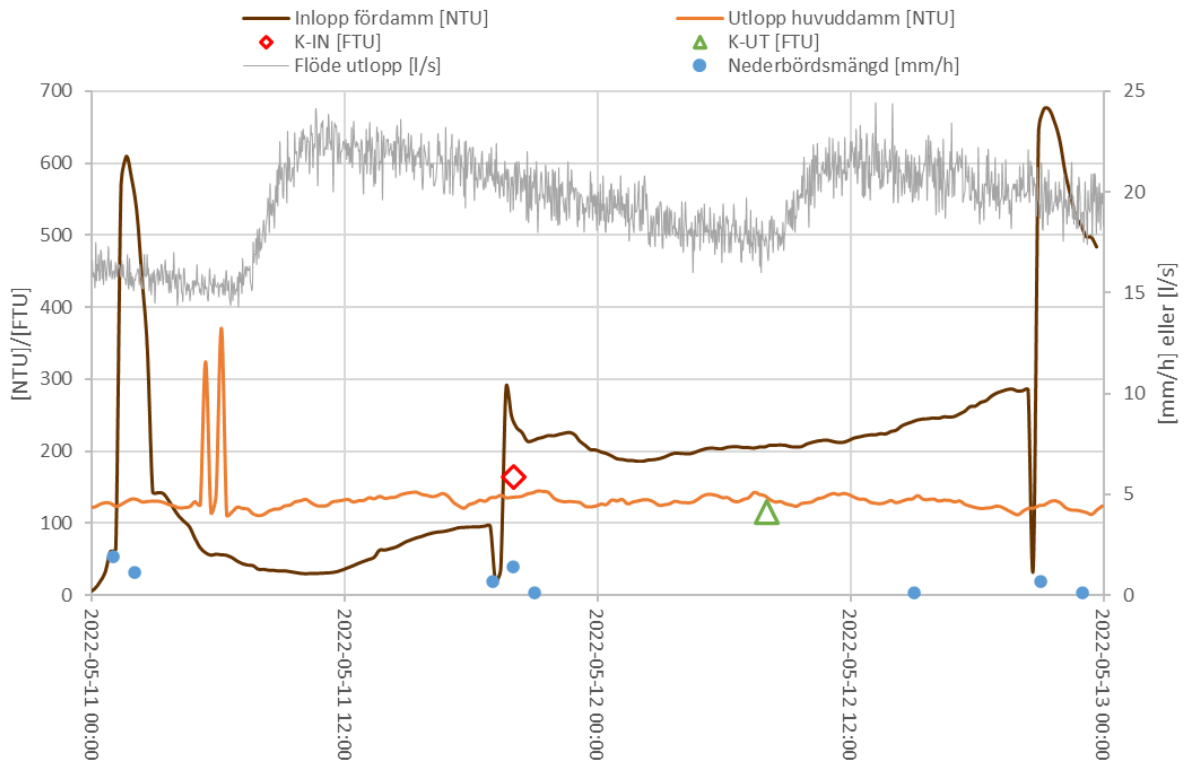
Uppmätt turbiditet (med enhet FTU) i de vattenprover som tagits illustreras för inloppet (K-IN) med röd kvadrat och utloppet (K-UT) med grön triangel. Uppmätta halter kan i grafen jämföras med de halter som samtidigt registrerades av sensorerna i in- respektive utlopp. Enheterna NTU och FTU är jämförbara med varandra. Turbiditetssensorerna rengjordes inför varje provtagning. Extremvärden som avviker från övrig uppmätt dataserie för turbiditetssensorerna har tagits bort då de anses vara så kallade outliers (tillfälligt mätfel t.ex. på grund av att växtrester fastnat på givaren).

Provtagning 4 utgör basprovtagning, ett mindre regn (0,6 mm) registrerades dygnet före provtagningen, men bedömdes inte påverka vattenkvaliteten vid basprovtagningen.

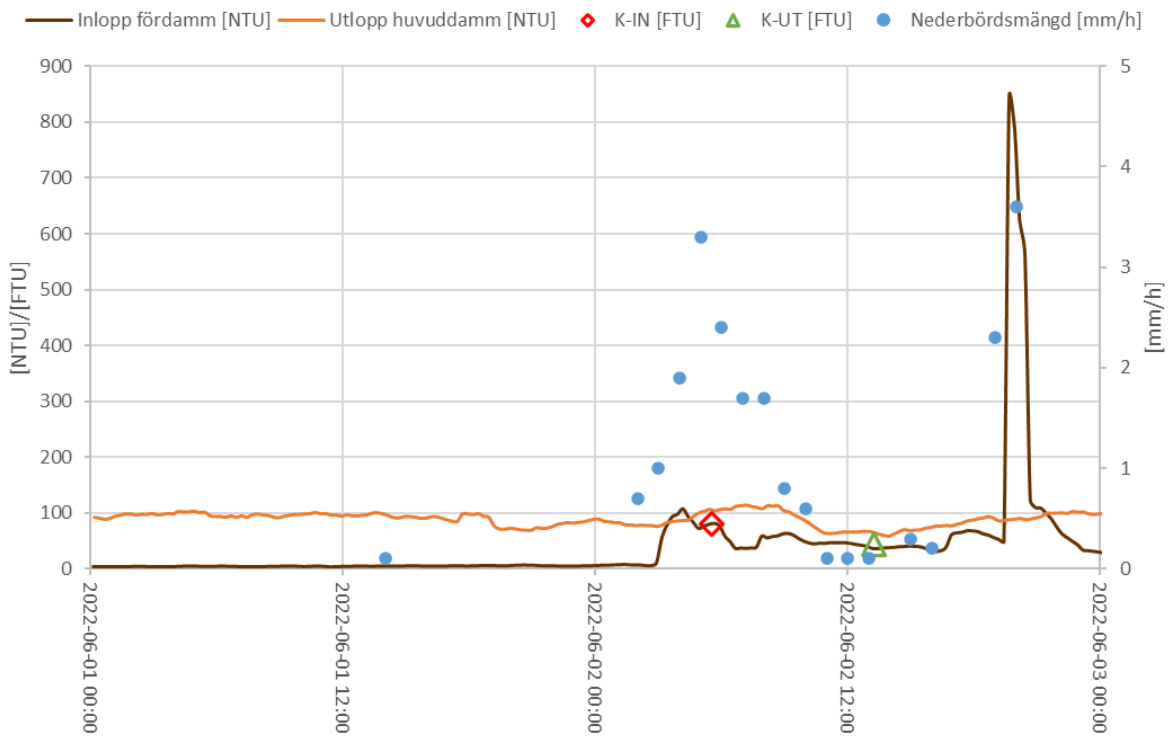
Vid provtagning 5 och 6 togs tre utloppsprover. Notera att vid provtagning 5 saknas turbiditetsdata för utloppet i början av provtagningsperioden, på grund av dåligt batteristatus.

Notera att graferna är två-axlade och med olika skalor.

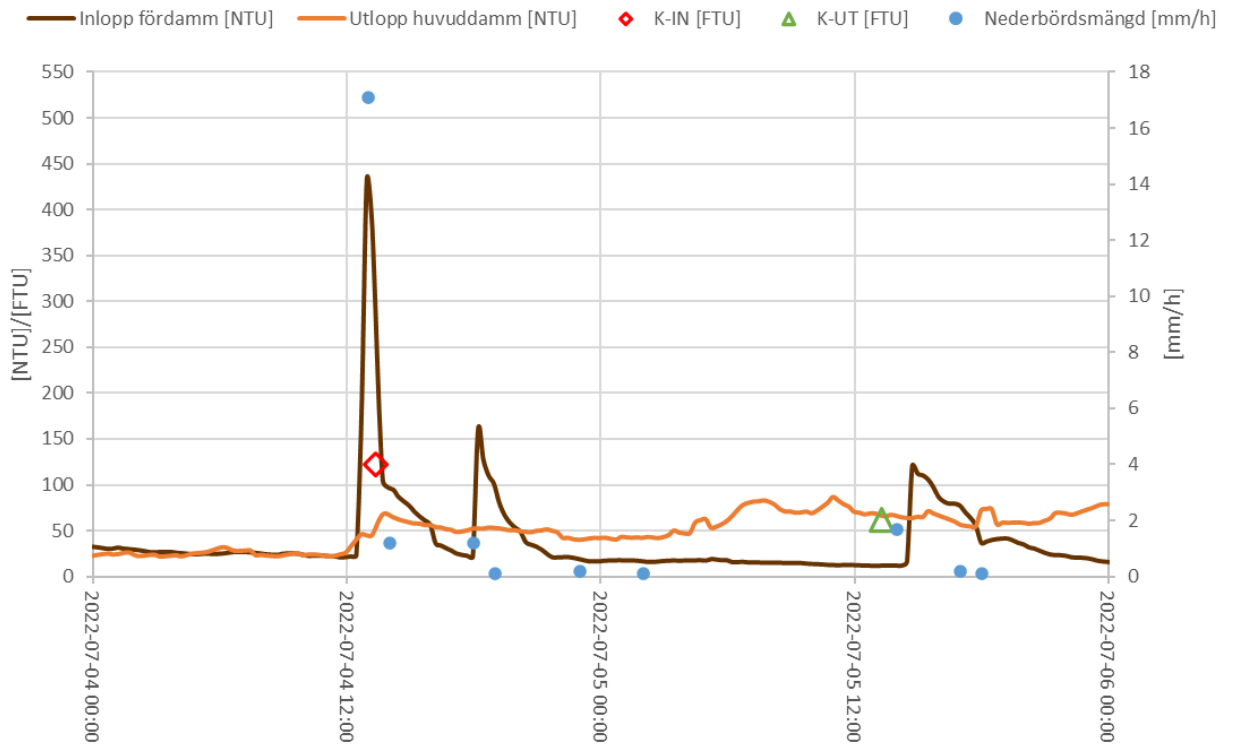
Provtagning 1, 2022-05-11/12



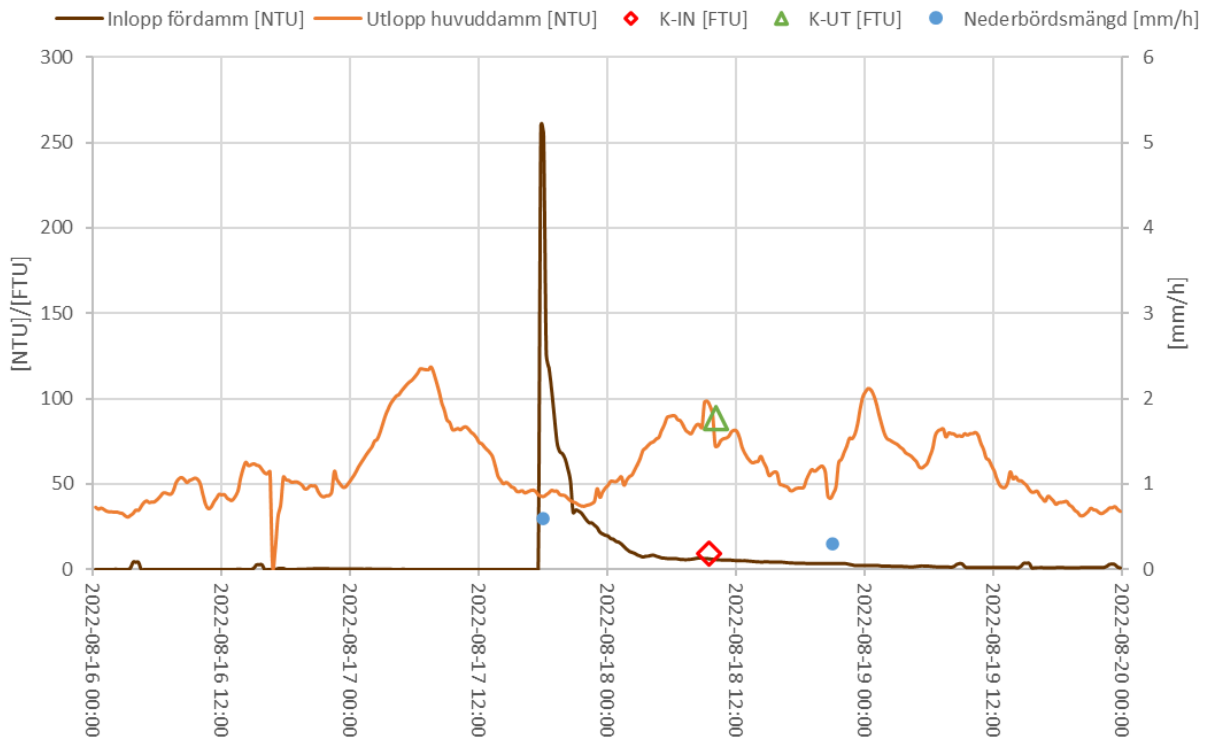
Provtagning 2, 2022-06-02



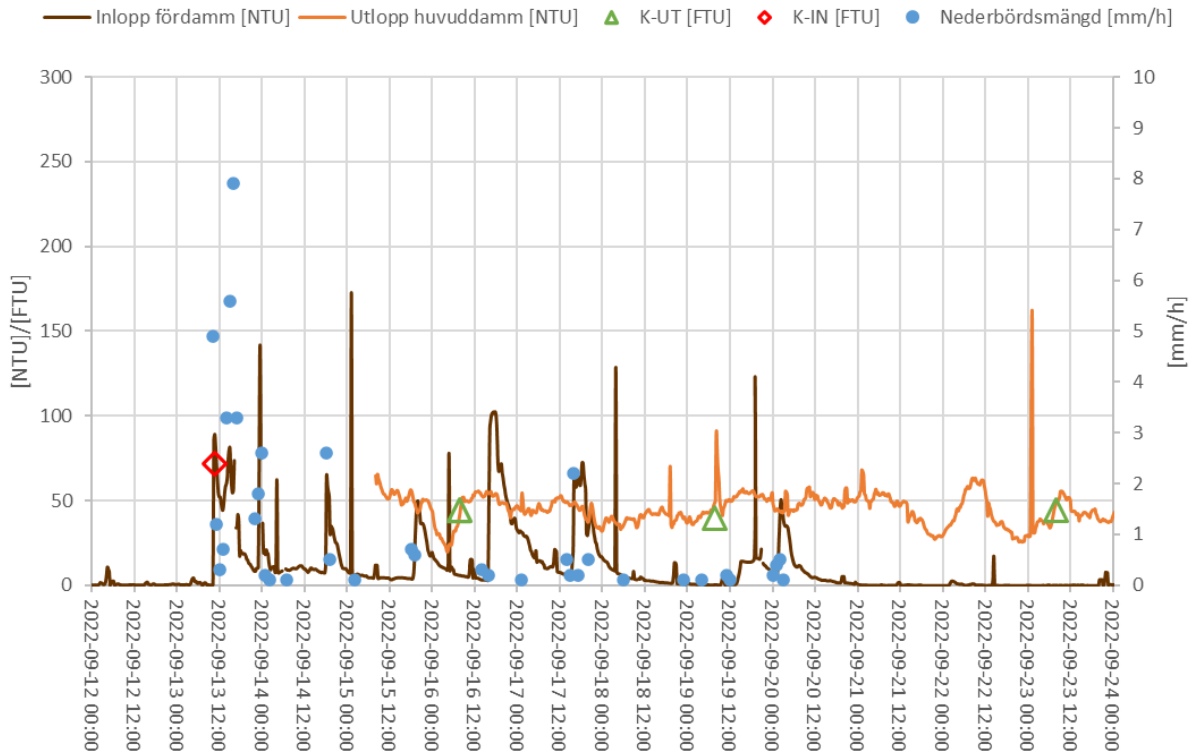
Provtagning 3, 2022-07-04/05



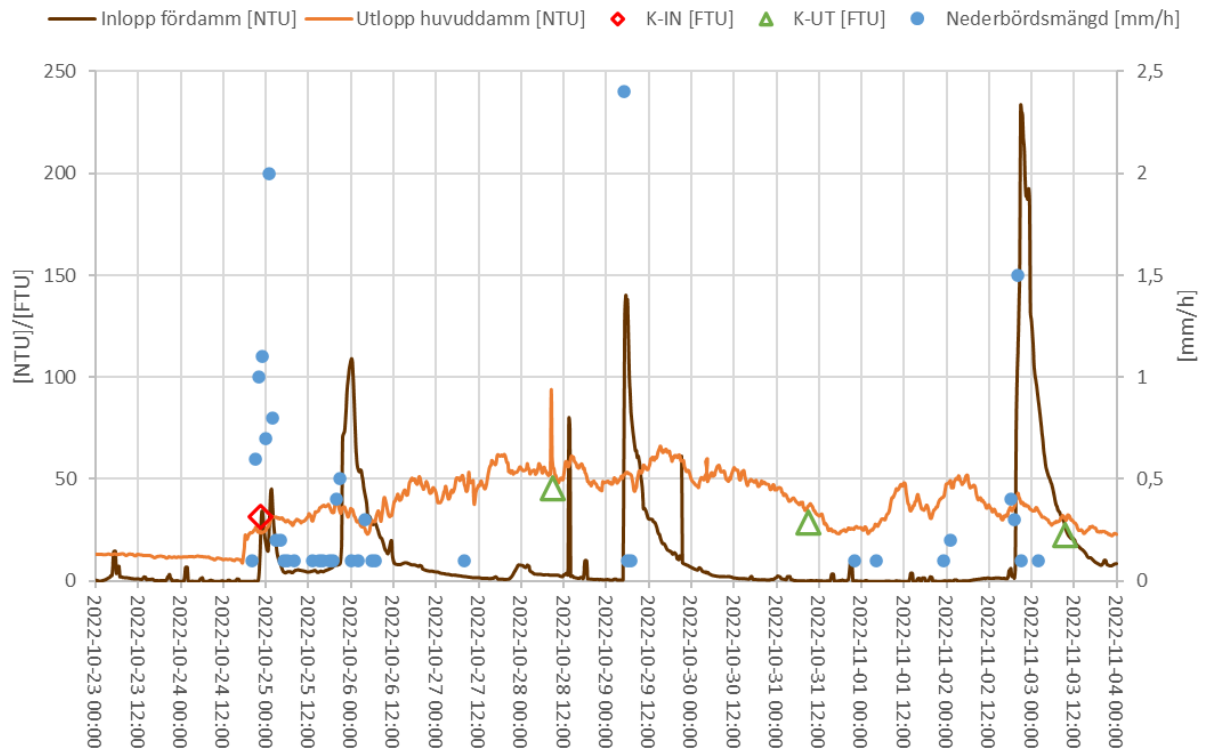
Provtagning 4 (basprovtagning), 2022-08-18



Provtagning 5, 2022-09-13/23



Provtagning 6, 2022-10-24/11-03



## **Bilaga 3**

# **Provtagningstillfällena Gottsunda dagvattenpark**

Graferna nedan visar nederbörds mängd, flöde samt turbiditet i inloppet till Gottsunda dagvattenpark vid de åtta provningar som genomförts.

Turbiditetsdata (med enheten FNU) kommer från den självrengörande sensorn som är monterad i en brunn i anslutning till mätpunkten och visas med brun linje.

Registrerad nederbörd (mm) före och under provtagningen visas som blå prickar i graferna. Nederbörds mängderna är summerad per timme.

Beräknat flöde (l/s) visas som grå linje. Flödet är beräknat utifrån registrerad nivå som omräknats till flöde över skibord i anslutning till mätpunkten. Notera att endast djup (dvs. vattennivån) redovisas för provtagning 7 och 8 vilket ger ett indirekt mått på flödet.

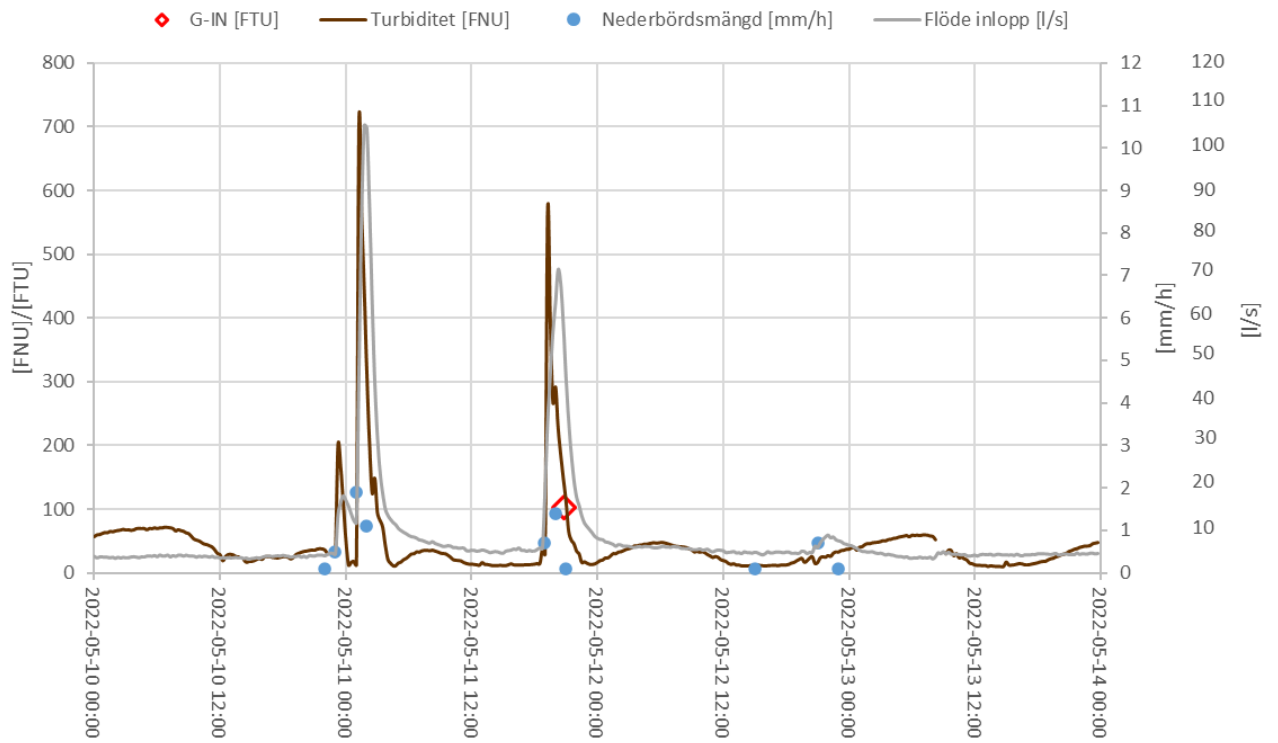
Uppmätt turbiditet (med enhet FTU) i de vattenprover som tagits illustreras med röd kvadrat (G-IN). Uppmätt halt kan i grafen jämföras med den halt som samtidigt registrerades av sensorn vid inloppet. Enheterna FNU och FTU är jämförbara med varandra. Extremvärden som avviker från övrig uppmätt dataserie för turbiditetssensorn har tagits bort då de anses vara så kallade outliers (tillfälligt mätfel t.ex. på grund av att växtrester fastnat på givaren). För provtagning 5 har dock ett extremt värde av turbiditet (ca 6630 FNU) behålls då det var i samband med provtagning. Notera att provtagning 8 visar sensorns registrerade värden (turbiditet och djup) per timme och övriga provtagningstillfällen var registrerade var 15:e minut.

Provtagning 6 utgör basprovtagning, ett mindre regn (0,6 mm) registrerades dygnet före provtagningen, men bedömdes inte påverka vattenkvaliteten vid basprovtagningen.

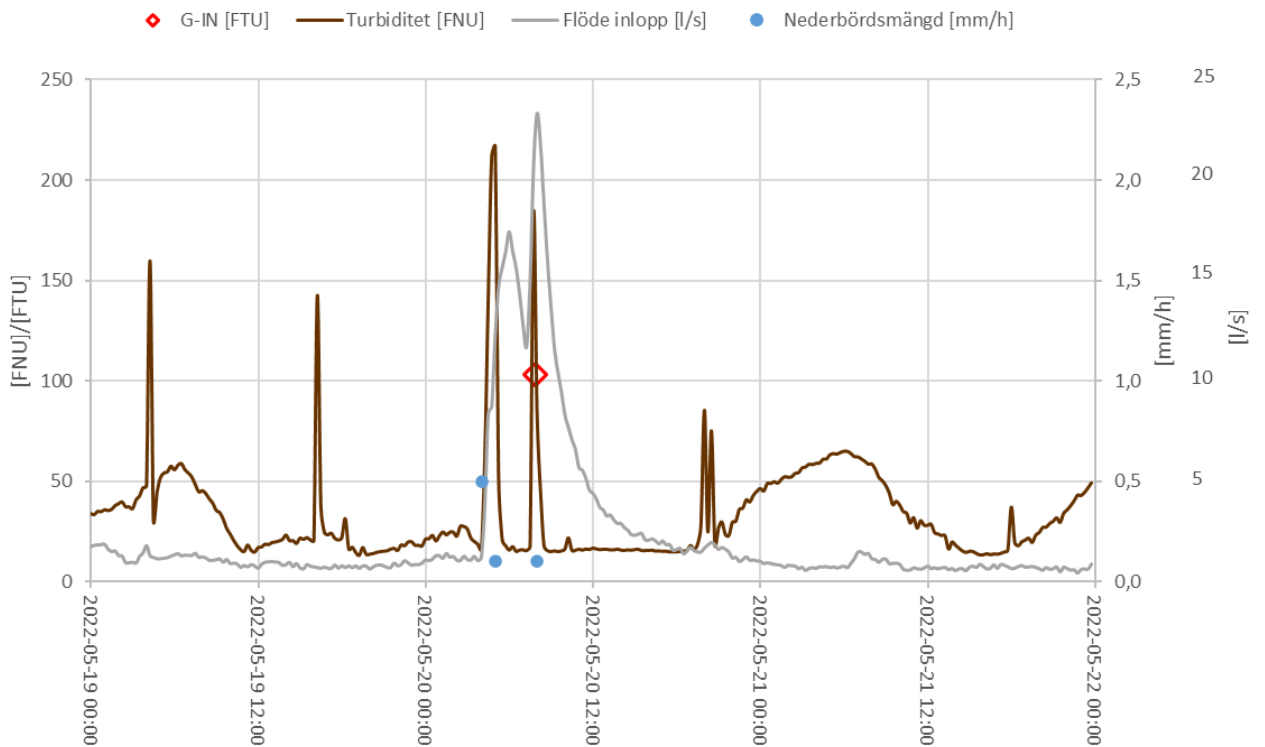
Notera att graferna är två-axlade och med olika skalor.



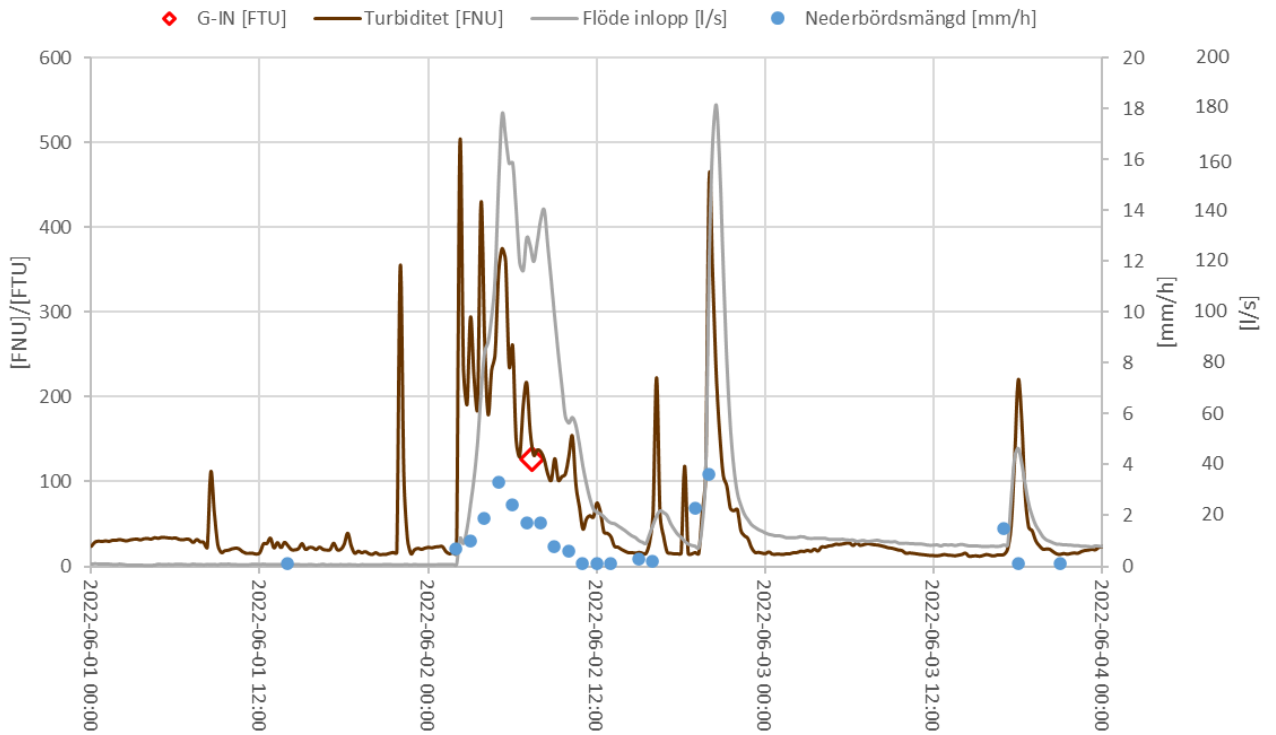
Provtagning 1, 2022-05-12



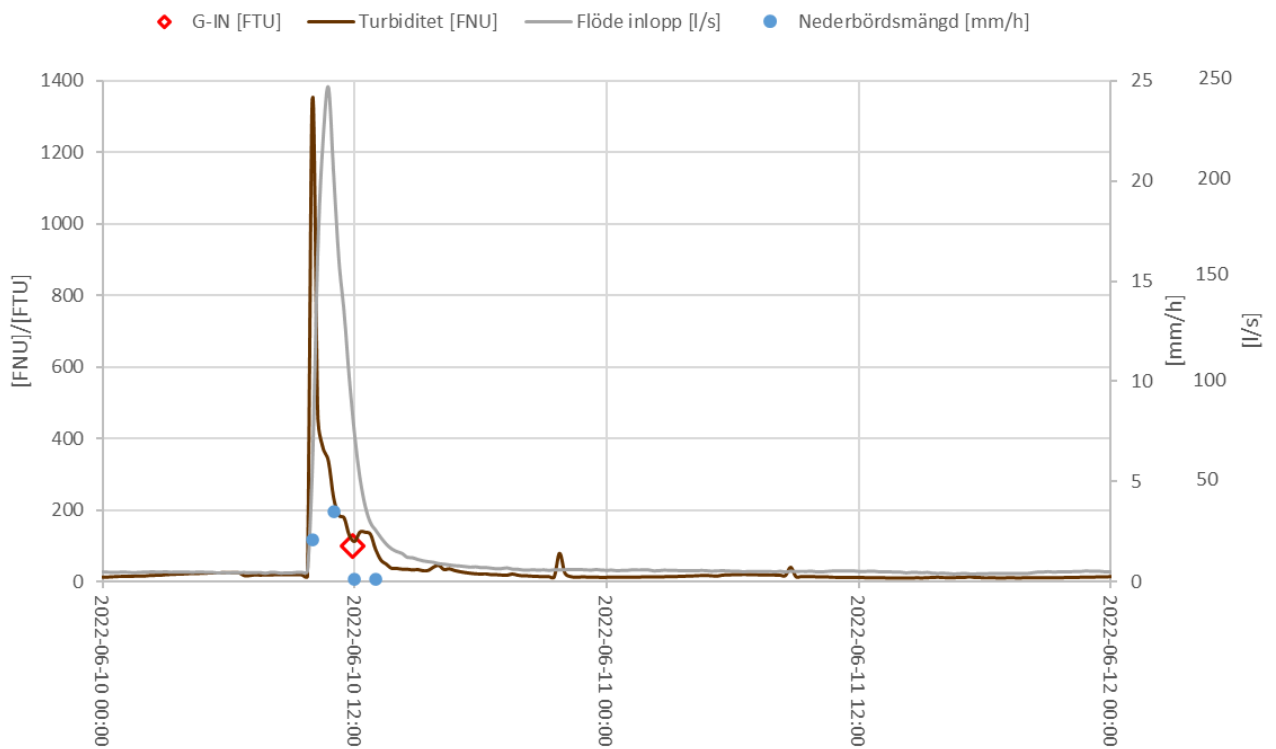
Provtagning 2, 2022-05-20



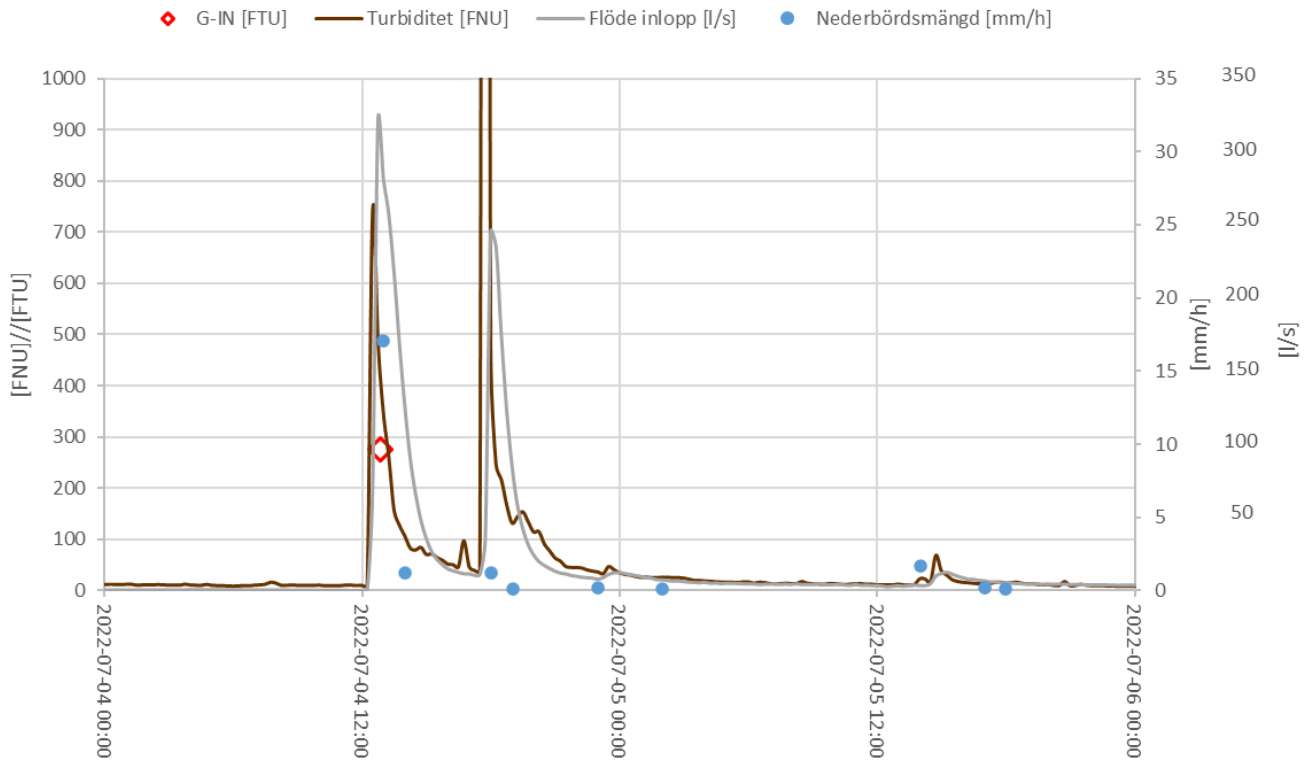
Provtagning 3, 2022-06-02



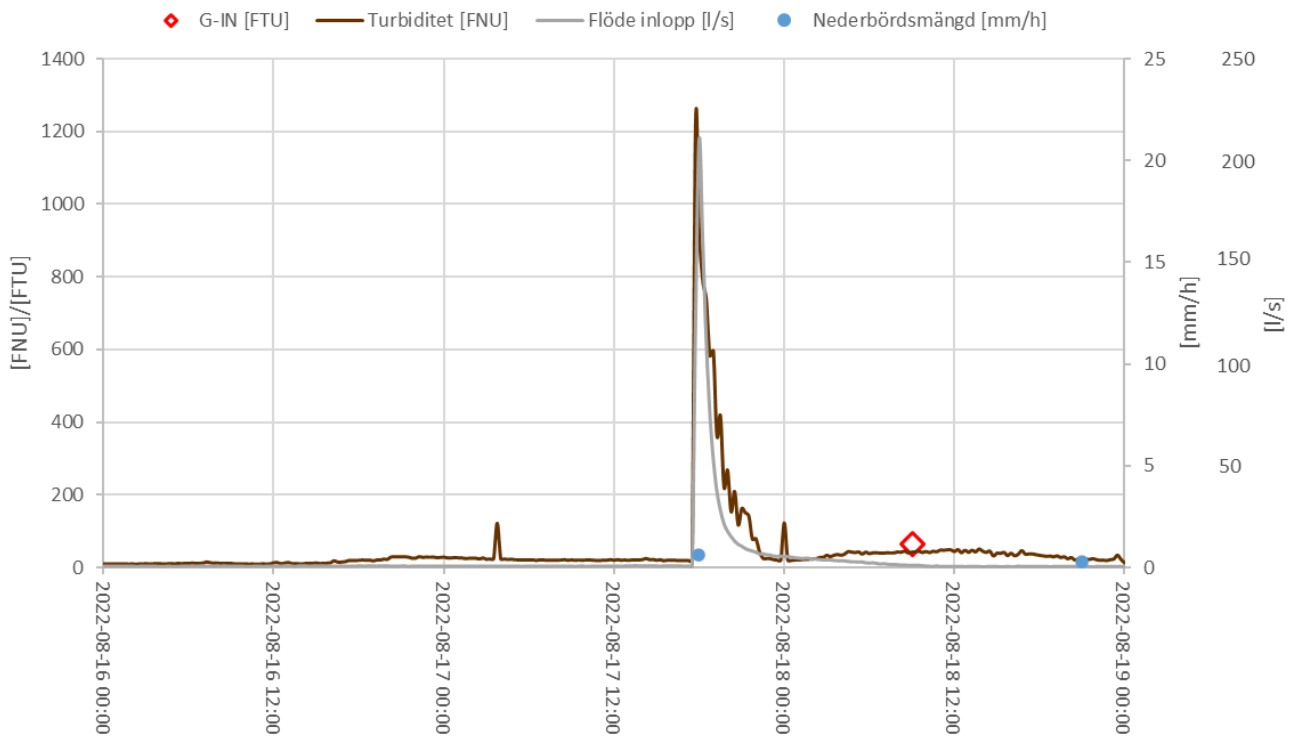
Provtagning 4, 2022-06-10



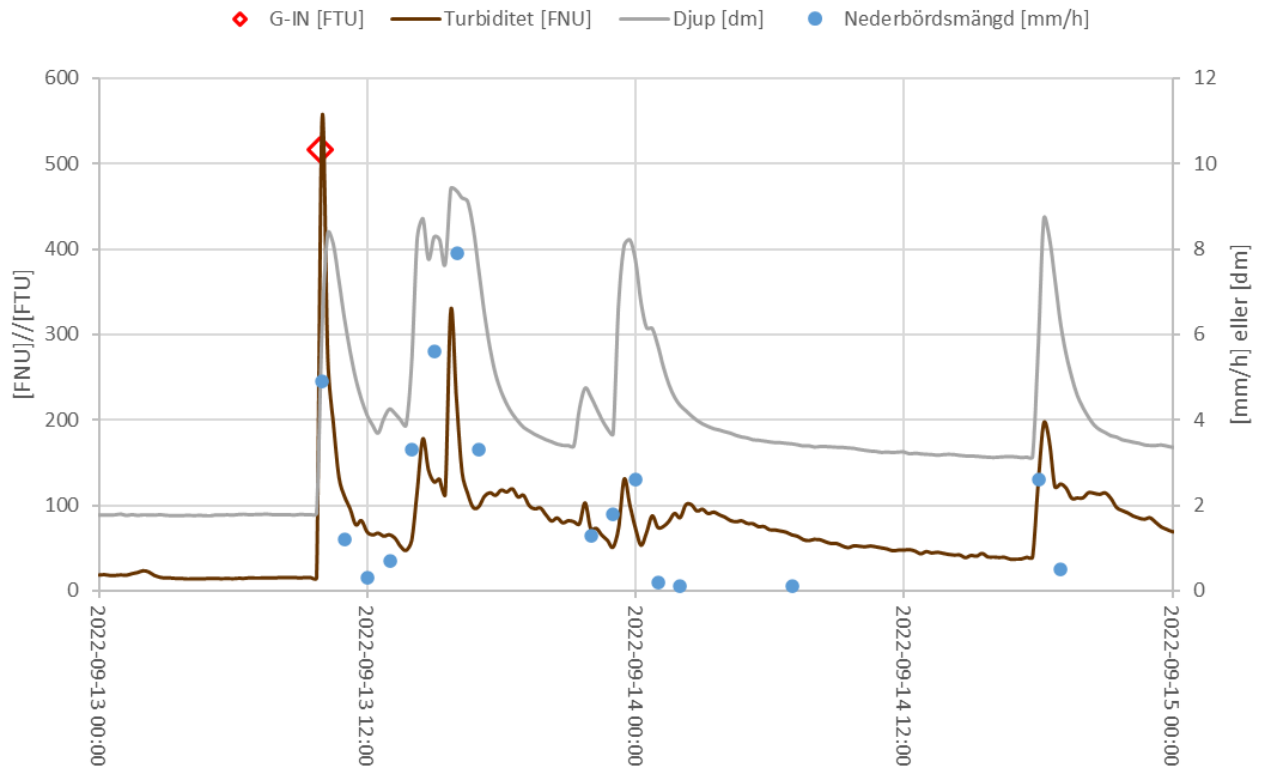
Provtagning 5, 2022-07-04



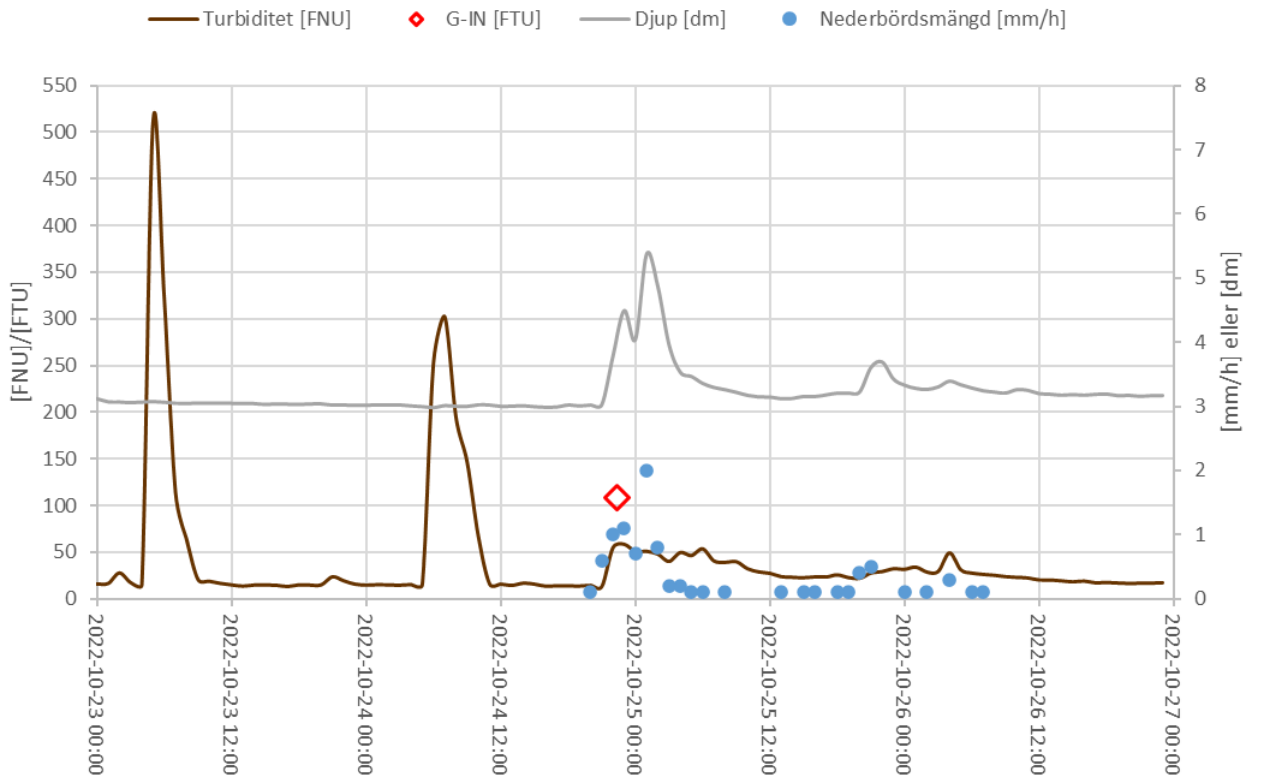
Provtagning 6 (Basprovtagning), 2022-08-18



Provtagning 7, 2022-09-13



Provtagning 8, 2022-10-24



## **Bilaga 4**

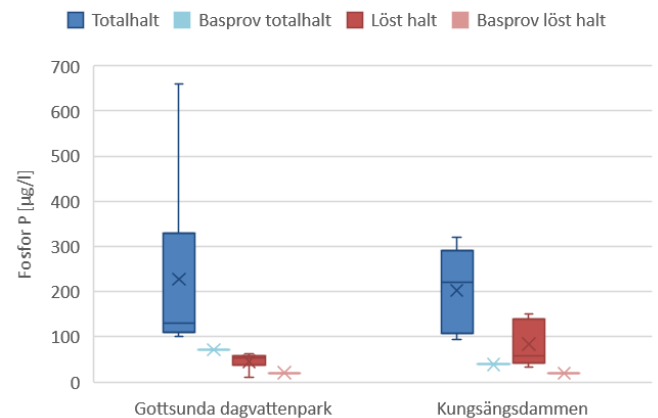
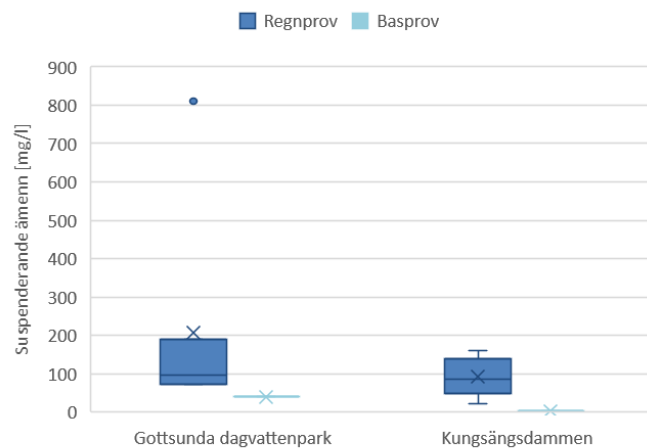
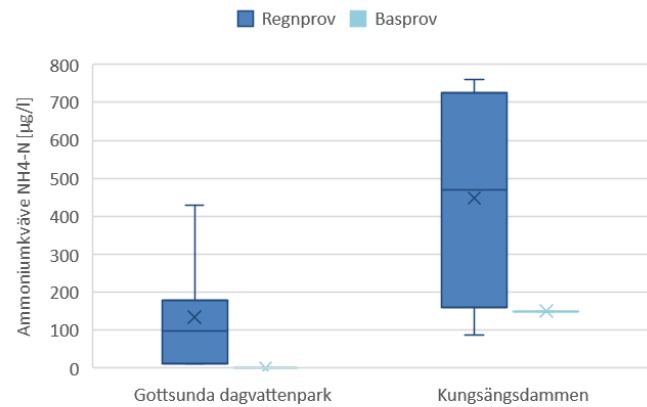
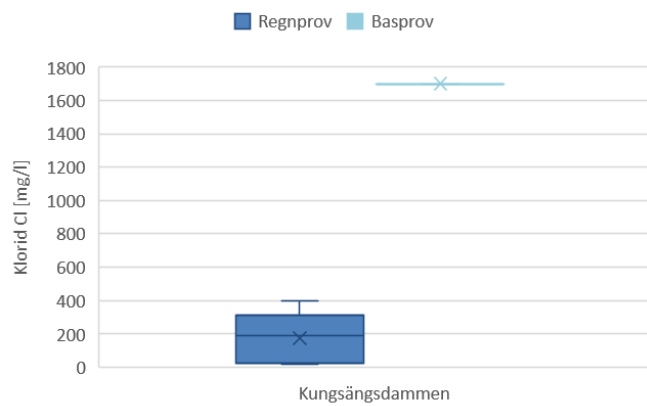
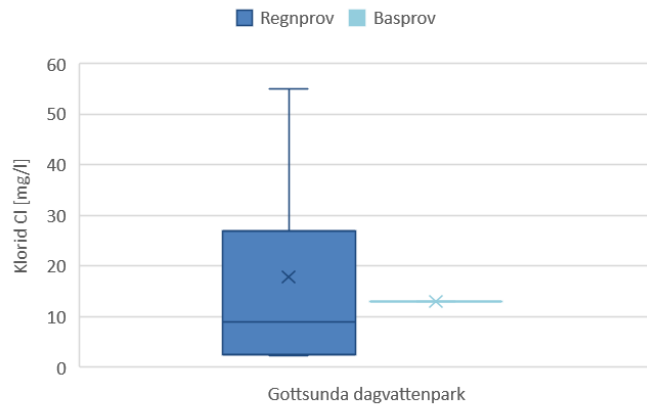
# **Provtagningsresultat**

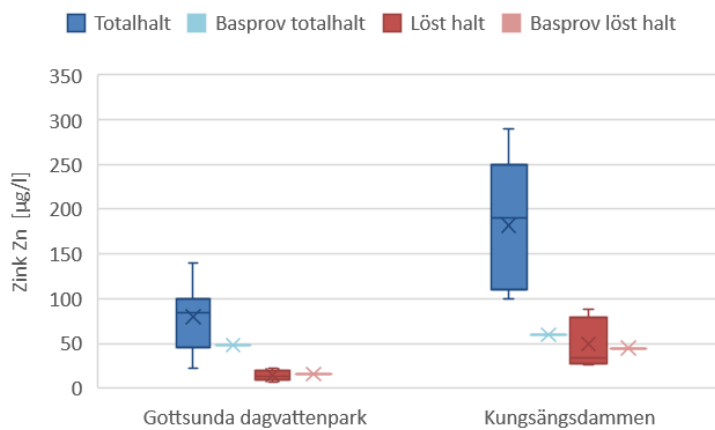
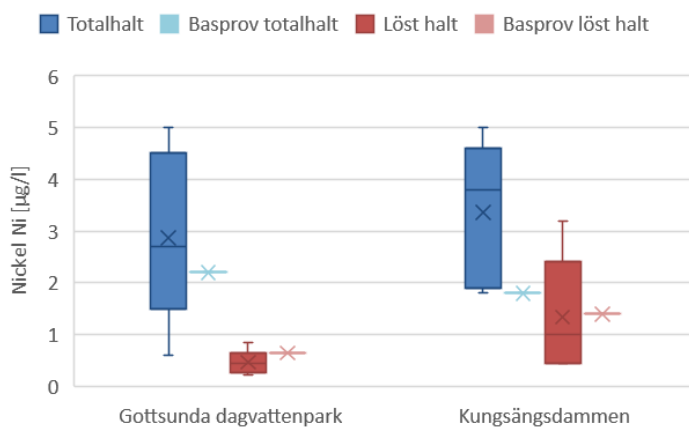
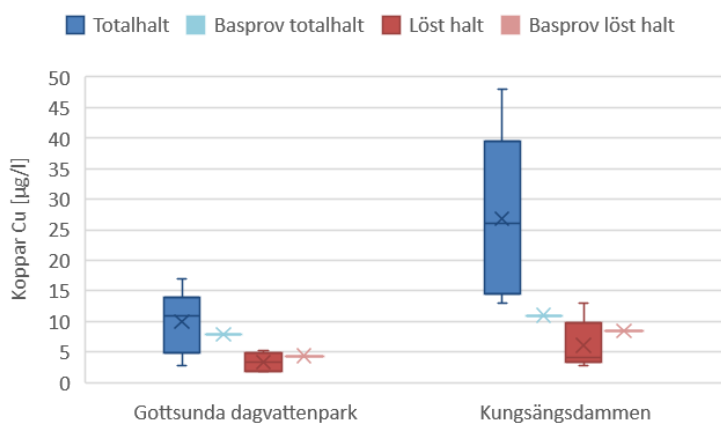
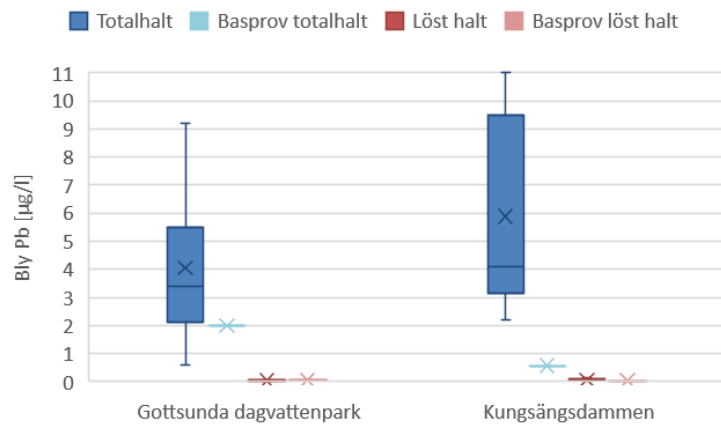
### **Låddiagram för basprovtagning och regnprovtagning**

Nedan redovisas uppmätt halt vid basprovtagning vid Kungsängsdammens inlopp samt inloppet till Gottsunda dagvattenpark. Halten vid basprovtagningen visas tillsammans med ett låddiagram (boxplot) för uppmätta halter vid regn för samma provtagningspunkt. Låddiagrammen baseras på fem provtagningar vid Kungsängsdammen och sju provtagningar vid Gottsunda dagvattenpark.

Notera att för fosfor och metaller så redovisas både totalhalt och löst halt.



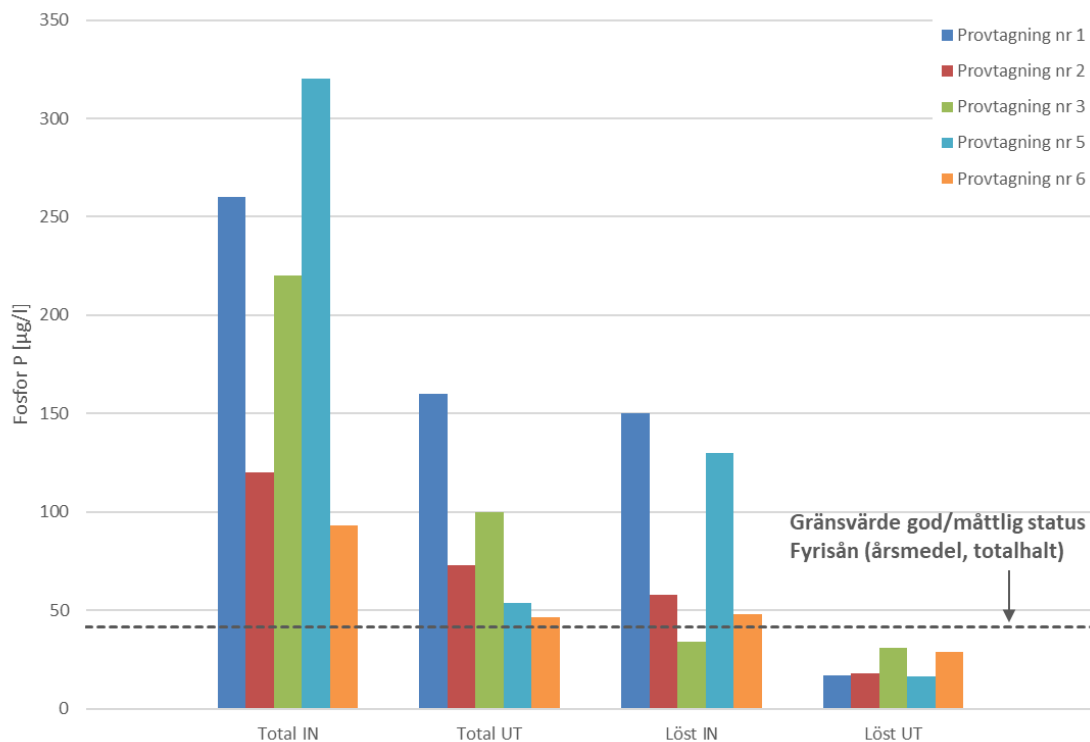


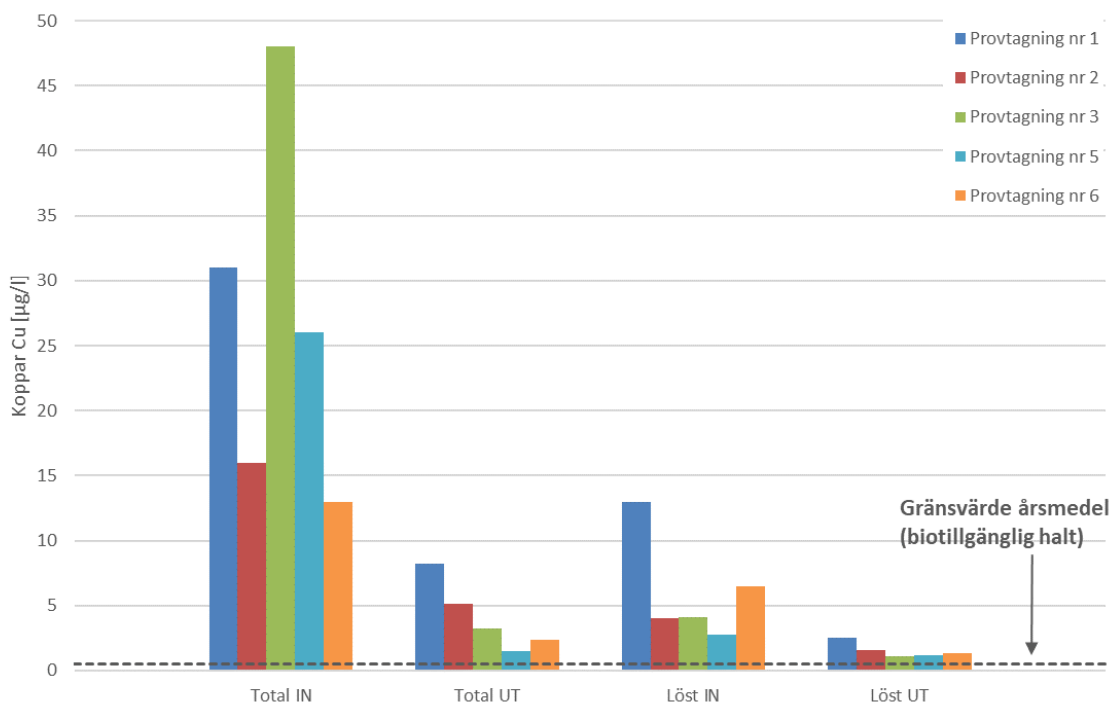
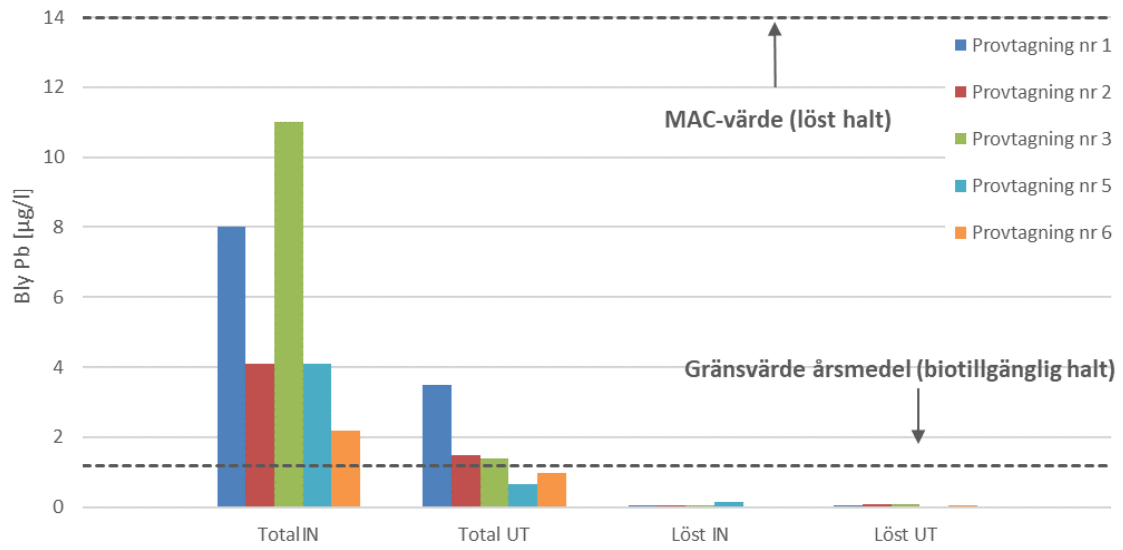


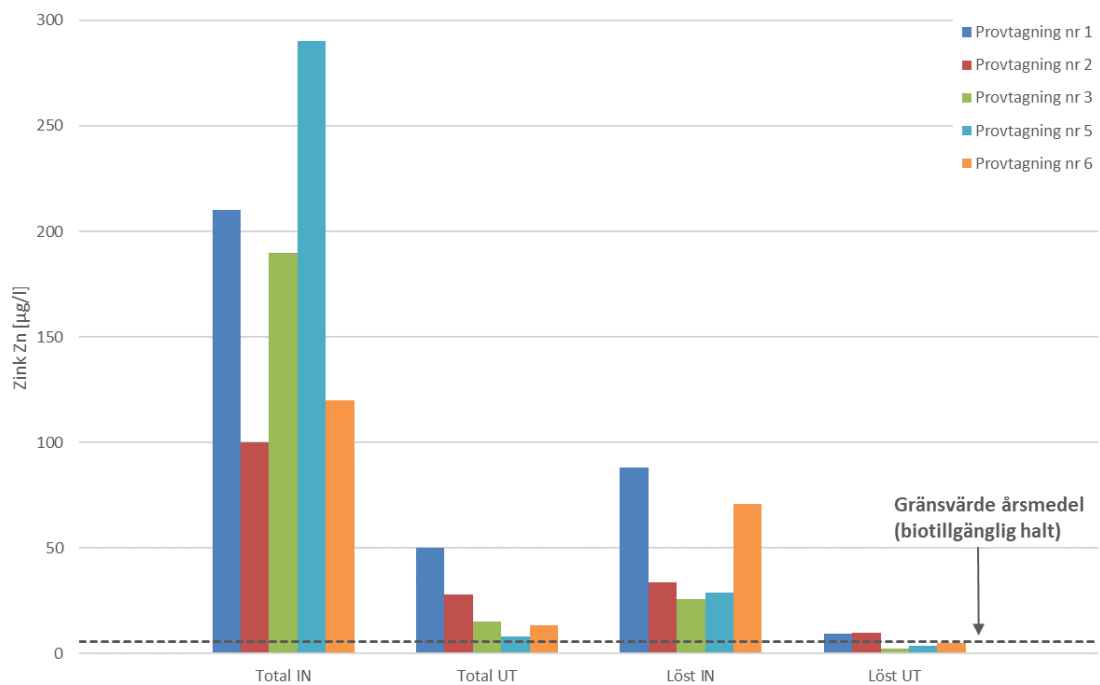
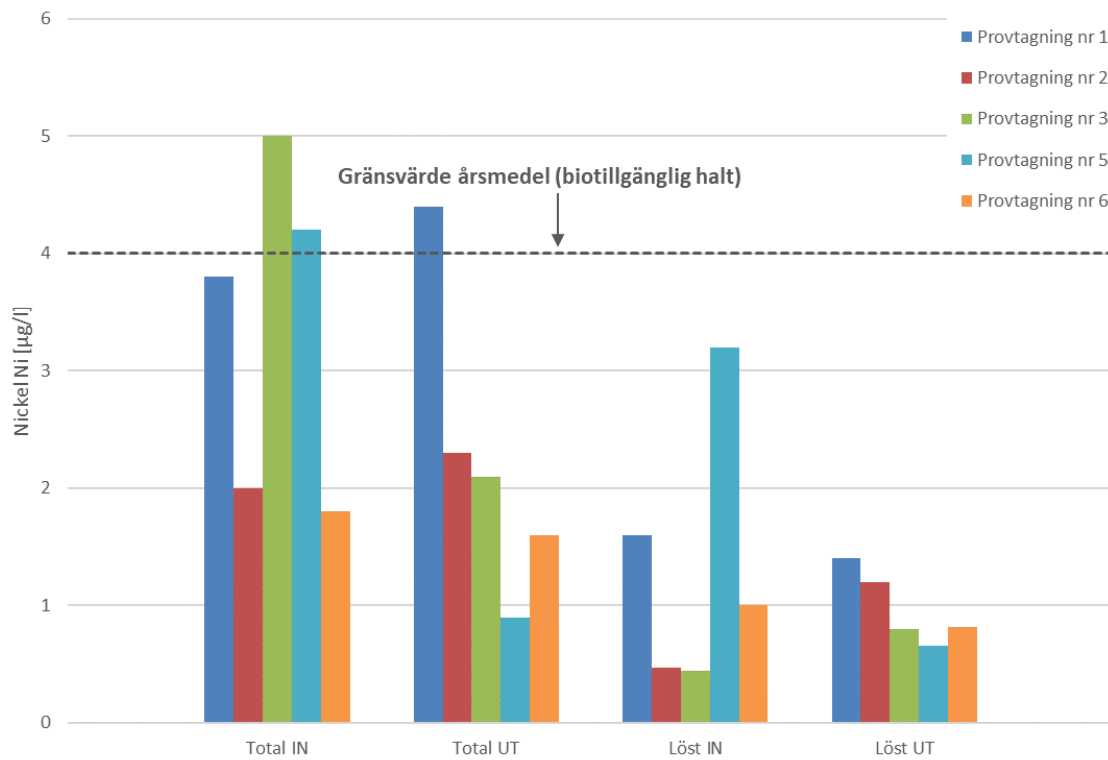
## Haltreduktion i Kungsängsdammen

Stapeldiagrammen nedan redovisar totalhalt och löst halt för inkommande respektive utgående vatten i Kungsängsdammen vid fem nederbördstillfällen. För provtagningstillfälle 5 respektive 6 i utloppet är utloppshalterna medelvärde av de tre prover (vid dessa provtagningar togs tre utloppsprover med 3–4 dagars mellanrum).

Gränsvärde för ytvattenförekomster redovisas enligt aktuell föreskrift avseende årsmedelvärde och/eller maximal koncentration (MAC-värde) (HVMFS 2013:19, Bilaga 6). Notera att gränsvärden för årsmedelhalt för koppar, zink, bly och nickel avser biotillgänglig halt. Maximal tillåten koncentration för bly och nickel gäller löst halt vid ett enskilt mättillfälle. Gränsvärde (årsmedel) för god/måttlig status för totalfosfor (41,6 µg/l) motsvarar nedströms liggande recipient Fyrisån med referensvärde 20,8 µg/l. Med anledning av att biotillgänglig halt inte undersökts i studien har omräkning gjord för att representera ett *beräknat löst gränsvärde* i Fyrisån vilket togs fram i DRIVA-studien (Näslund m.fl., 2021). För koppar har gränsvärdet för biotillgänglig halt 0,5 µg/l beräknats motsvara löst halt på 34,7 µg/l. Gränsvärde för löst blyhalt beräknades till 32,5 µg/l från gränsvärde 1,2 µg/l biotillgänglig halt. Biotillgänglig halt av zink (5,5 µg/l) beräknades till 41,3 µg/l löst halt och biotillgänglig nickel 4 µg/l beräknades motsvara 30,2 µg/l löst halt.



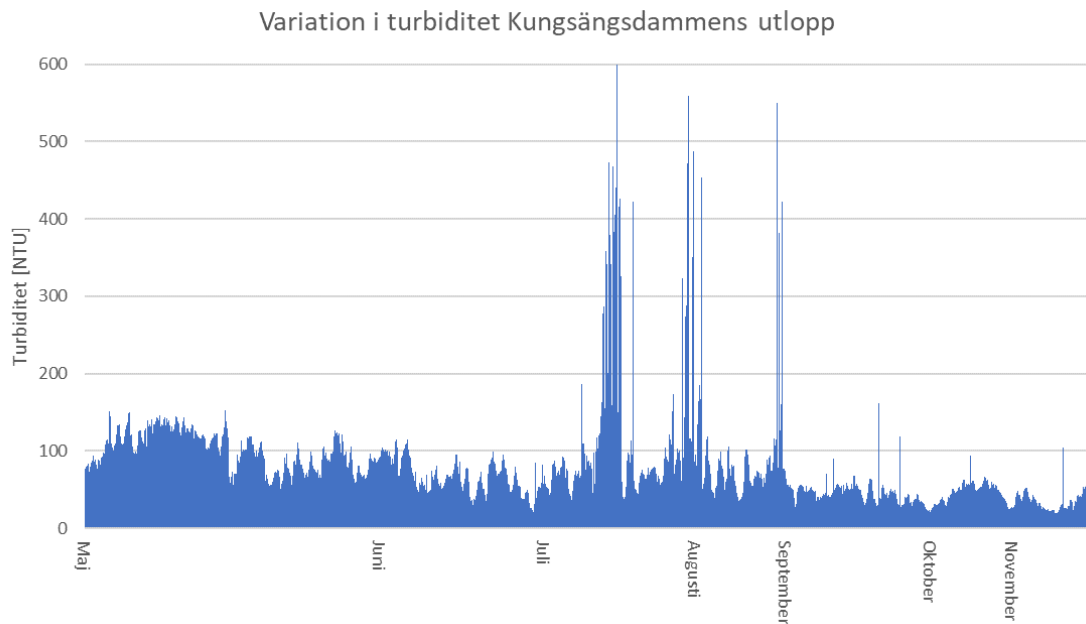






## Variation i turbiditet Kungsängsdammens utlopp

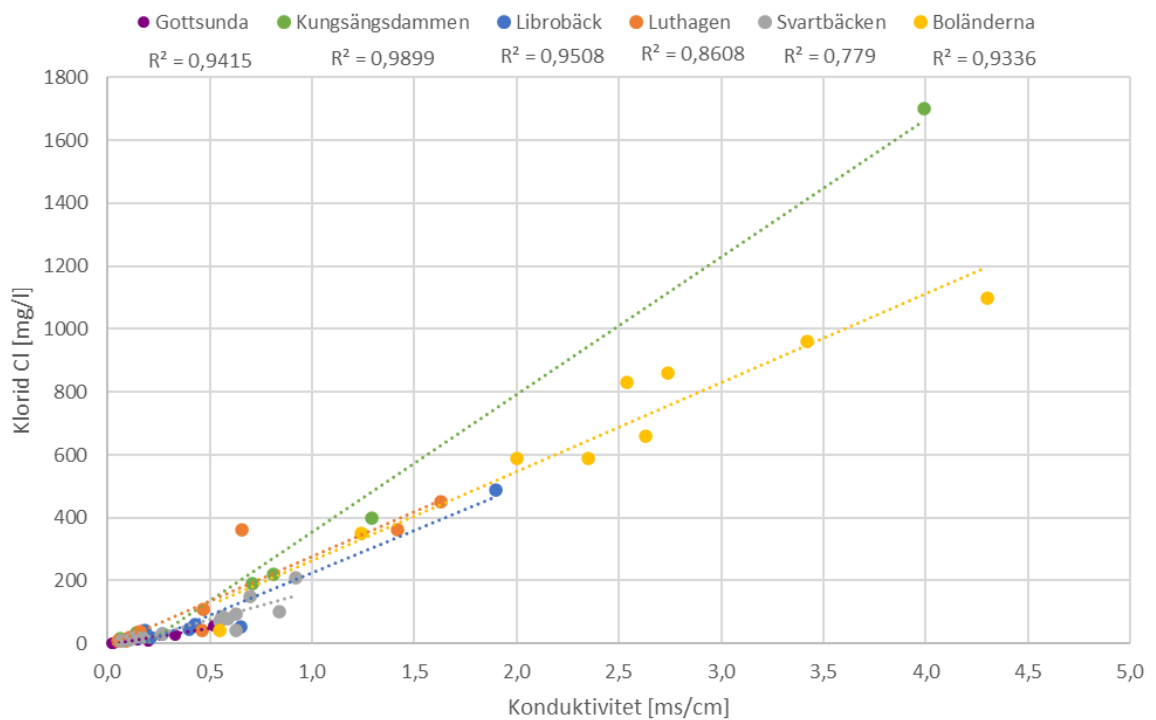
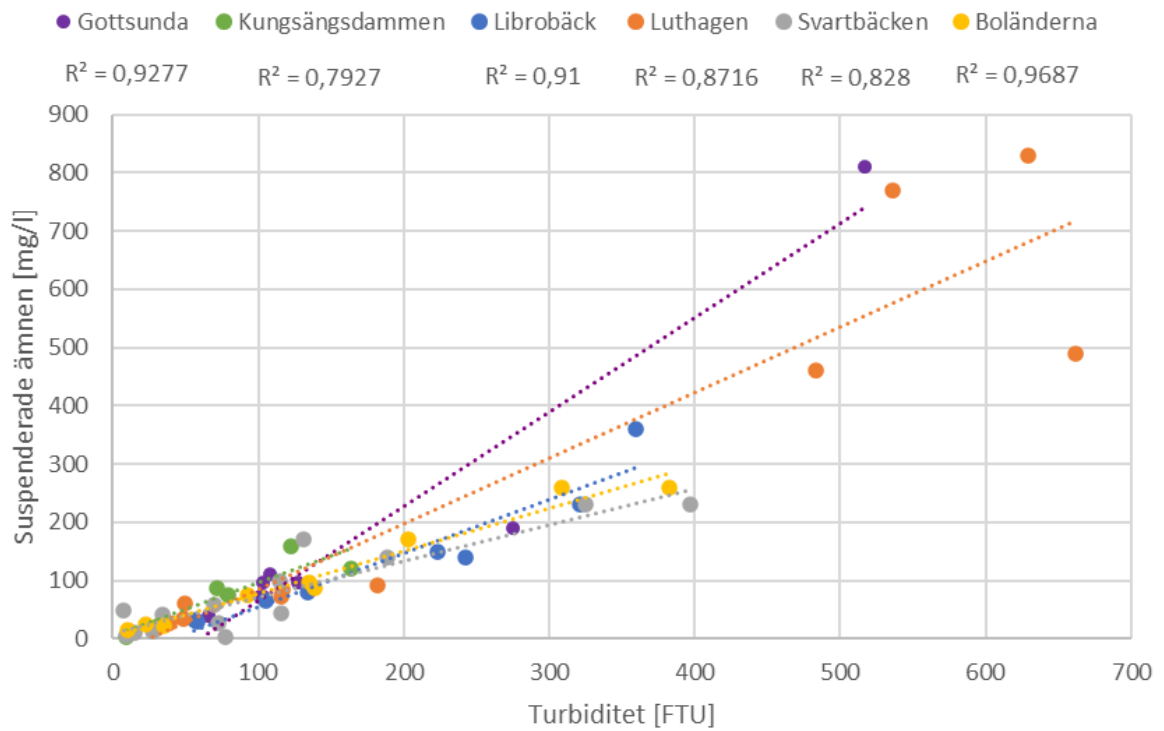
Sammanställning av över 7800 registrerade turbiditetsvärden (registrering var 15:e min) för perioden maj till november från Kungsängsdammens utlopp. Redovisad turbiditet åskådliggör värden från det att sensorn rengjordes och en vecka framåt, vilket bedömdes till den period som sensorn ansågs vara ren och registrera korrekta värden. Enstaka extremvärden som avviker från övriga mätvärden har exkluderats och anses vara så kallade outliners.



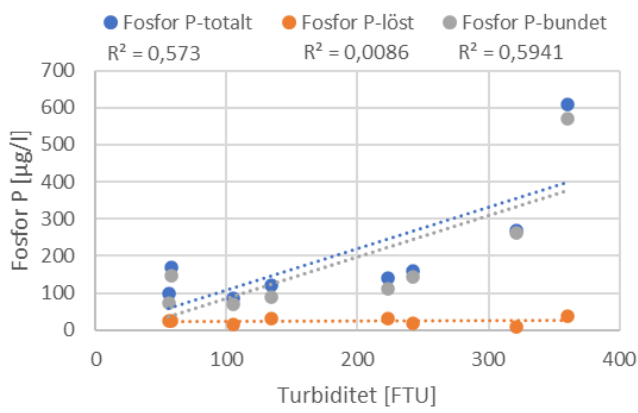
## Samband mellan turbiditet och föroreningshalt

Grafer visar samband mellan uppmätt turbiditet och förorening/ämne samt mellan vattnets konduktivitet och kloridhalt. Grafer för Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark representerar inloppsprov. Data för platserna Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna är uppmätta halter i dagvatten vid utloppsledningen mynning innan Fyrisån där prover togs i studien *Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten – pilotstudie Fyrisån* (Näslund m.fl., 2021) och används som jämförelse med denna studie. Notera att axlarna har olika skalor och antal provtagningar varierar mellan platserna. Flera provtagningspunkter kan överlappas i grafen. För den lösta halten av bly som visat under detektionsgräns har halva detektionsgräns använts vilket primärt berör Svartbäcken och en provtagning vardera för Luthagen respektive Gottsunda dagvattenpark.

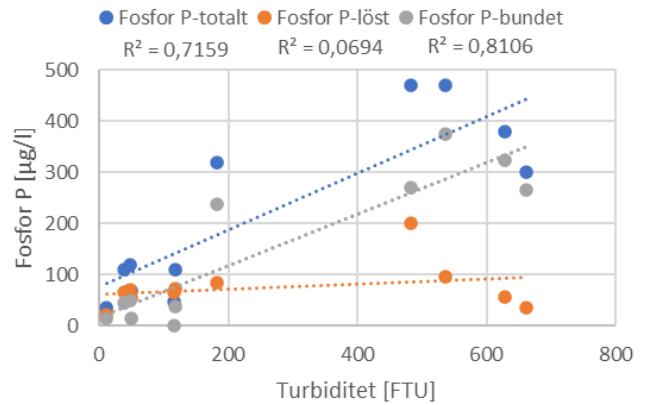
Graferna nedan visar samband genom  $R^2$ -värden för uppmätta halter jämförelse med logarimerade  $R^2$ -värden för totalhalten av ämnet redovisas i rapportens avsnitt 6.7.



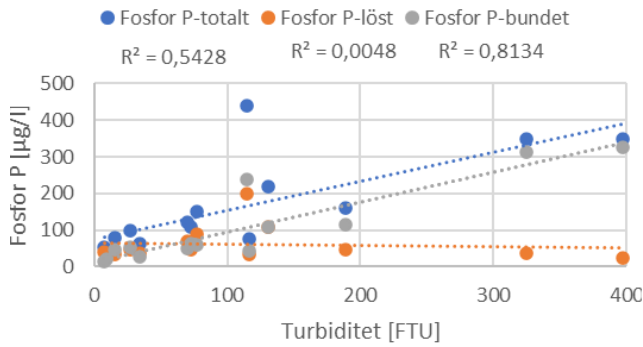
Librobäck



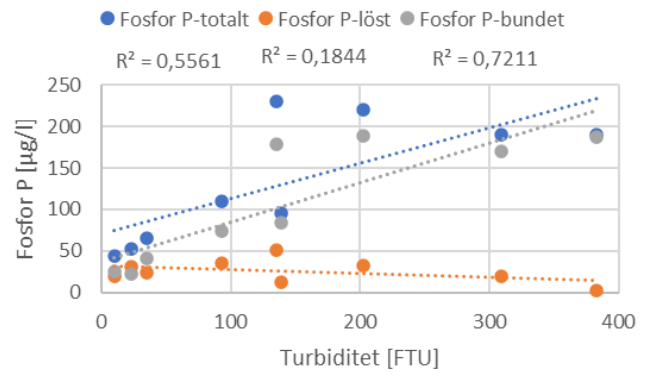
Luthagen



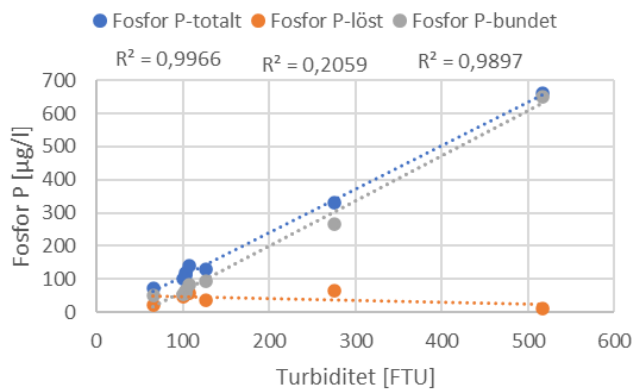
Svartbäcken



Boländerna



Gottsunda dagvattenpark



Kungsängsdammen

