



# Solna stads åtgärdsprogram för Brunnsviken

## Innehåll

1.	Inledning .....	4
1.1.	Problemanalys .....	4
1.2.	Metod.....	5
2.	Förutsättningar .....	5
2.1.	Avrinningsområden och markanvändning.....	5
2.2.	Brunnsviken.....	6
2.2.1.	Avrinningsområde och status .....	6
2.2.2.	Föroreningsbelastning.....	7
2.2.3.	Förbättringsbehov .....	7
3.	Planerad bebyggelse.....	9
4.	Befintliga åtgärder .....	11
5.	Åtgärdsförslag.....	12
5.1.	Reningseffekt för plats specifika åtgärder .....	13
5.2.	Dagvattendammar .....	15
5.2.1.	Utformning och funktion .....	15
5.2.2.	Kostnad.....	21
5.2.3.	Föreslagna lokaliseringar.....	22
5.2.3.1.	1 - Södra Råstasjöparken .....	22
5.2.3.2.	2 - Kraus väg Bergshamra .....	24
5.2.3.3.	3 - Pumphusvägen Bergshamra .....	26
5.2.3.4.	4 - Hagaparken.....	28
5.3.	Skärmbassäng med flytande våtmark.....	30
5.3.1.	Utformning och funktion .....	30
5.3.2.	Kostnad.....	33
5.3.3.	Föreslagna lokaliseringar.....	34
5.3.3.1.	5 - Trafikplats Järva krog.....	34
5.3.3.2.	6 - Bergshamravägen.....	37
5.3.3.3.	7 - Hagaparken.....	40
5.4.	Övriga åtgärder.....	44
5.4.1.	Infiltration i grönytor och diken.....	44
5.4.2.	Genomsläpplig beläggning .....	45

5.4.3.	Växtbäddar.....	45
5.4.4.	Skelettjord.....	46
5.4.5.	Byggnadsmaterial.....	46
5.4.6.	Avsättningsmagasin med filter.....	46
5.4.7.	Bottenbehandling båtar.....	47
5.4.8.	Minska mängden orenat spillvatten till recipienterna.....	47
5.4.9.	Hydromorfologiska förbättringsåtgärder (ersätter tidigare rubrik ”ta bort vandringshinder”).....	48
5.4.10.	Fördröjning i befintliga sjöar och våtmarker.....	49
5.4.11.	Fosforfällning Brunnsviken.....	49
5.4.12.	Vidare utredningar.....	50
6.	Beräkningar.....	50
6.1.	Modell.....	50
6.2.	Indata.....	50
6.3.	Föroreningsbelastning.....	52
7.	Referenser.....	54

## 1. Inledning

EU:s vattendirektiv (2000/60/EG), implementerat i Sverige via miljöbalken, har som mål att Europas vatten ska nå god ekologisk och kemisk status senast år 2027. Vattenmyndigheten för Norra Östersjön har tagit fram ett övergripande åtgärdsprogram som omfattar Solnas vattenförekomster, men det finns ett behov att bryta ner åtgärderna ytterligare i lokala åtgärdsprogram för att bli operativt.

Det pågår just nu ett arbete med att ta fram ett lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken i ett samarbete mellan Stockholm stad, Sundbyberg stad och Solna stad. Brunnsviken är en kraftigt övergödd havsvik med höga halter av kväve och fosfor i vikens vatten. Det finns även förhöjda koncentrationer av flera miljögifter i vatten, sediment och fisk. Att åtgärda bottnarnas läckage av fosfor, dagvattnets tillförsel av näringsämnen och miljögifter, ökad belastning från exploatering inom avrinningsområdet och båtklubbarnas miljöföroreningar, är de största utmaningarna för att Brunnsviken ska nå god vattenstatus till år 2027.

”Solna stads åtgärdsprogram för Brunnsviken” redovisar de åtgärder i Solna som Solna stad avser att vidta för förbättrad vattenkvalitet i Brunnsviken. Åtgärdsprogrammet är en del av arbetet med att ta fram ett kommungemensamt lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken. Rapporten presenterar sju plats specifika samlade nedströmsåtgärder för att hantera föroreningsbelastning från befintlig bebyggelse och planerad exploatering. Sammantaget täcker åtgärderna de förbättringsbehov som uppskattats för Solnas avrinningsområde för att miljö kvalitetsnormerna i Brunnsviken ska kunna följas.

Därtill presenteras ett antal övriga åtgärder, främst lokala uppströmsåtgärder, att tillämpa löpande vid till-, om- och nybyggnation. I ny- och tillbyggnation ska alltid lokala uppströmsåtgärder prioriteras framför större samlande lösningar nedströms. Övriga åtgärder inkluderar även andra typer av åtgärder som spårning av felkopplade spillvattenflöden, hydromorfologiska förbättringsåtgärder, hantering av miljögifter från båtbottnenbehandlingar samt behovet av ett antal vidare utredningar för att ytterligare förbättra vattenkvaliteten i Brunnsviken.

### 1.1. Problemanalys

Många faktorer påverkar förutsättningarna för att uppnå miljö kvalitetsmålen för vatten och hur samhällsplaneringen och den kommunala fysisk planering utformas har betydelse för att nå dem. Även arbetet mot andra samhällsmål påverkar bebyggelseutvecklingen och därmed även miljön som bieffekt. Sedan år 2000 har Solnas befolkning växt med cirka 30 procent och den utvecklingen förväntas fortsätta. Utmaningen ligger i att möta befolkningstillväxten samtidigt som miljö värden säkras, så att Solna kan växa och utvecklas på ett miljömässigt hållbart sätt.

Att uppnå den status som miljö kvalitetsmålen uttrycker kräver därmed att effekter som främjar en hållbar bebyggelseutveckling vägs in i beslut som fattas inom ramen för flera olika sektorer. Även beslut som motverkar miljö kvalitetsmålen är lika viktiga att analysera för att

kunna bedöma vilka förändringar som är lämpliga för att Solna ska ha en hållbar stadsutveckling.

## 1.2. Metod

Rapportens åtgärdsförslag fokuserar på åtgärder som erfordras i Brunnsvikens avrinningsområde inom Solna stad för att Solna stad ska bidra till det kommungemensamma arbetet med att förbättra Brunnsvikens ekologiska och kemiska status.

Som underlag har följande material använts:

- Grundkarta Solna Stad (dwg) (2017-08-01)
- Dagvattenledningar Solna Stad (dwg) (2017-08-01)
- Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken (WRS, 2016)

Platsbesök i Brunnsvikens avrinningsområde för att studera potentiella lokaliseringar av åtgärder genomfördes 2017-07-31.

Följande aspekter har tagits hänsyn till vid val av de platsspecifika åtgärderna som föreslås:

- avrinningsområde (storlek och markanvändningstyp)
- avrinningsområdets framtida exploateringsgrad
- förväntad föroreningshalt i inkommande dagvatten
- nivåer på markyta och ledningar
- förväntad reningseffekt jämfört med anläggningens markanspråk (både av partikelbundna och lösta halter)
- möjlig alternativanvändning av området
- eventuella konflikter med andra miljöintressen

Effekten av föreslagna åtgärder beräknas och den samlade effekten jämförs mot det förbättringsbehov som tagits fram för Brunnsviken som helhet.

## 2. Förutsättningar

### 2.1. Avrinningsområden och markanvändning

Ytor inom Solna stad avrinner till någon av vattenförekomsterna Brunnsviken, Edsviken, Ulvsundasjön, Igelbäcken (preliminär) och Lilla Värtan. Stora delar av kommunen är exploaterad och flera större vägar går genom kommunen såsom E4:an, Enköpingsvägen, Frösundaleden och Bergshamravägen (E18). I kommunen finns även ett flertal större handels- och verksamhetsområden som Solna Business park, Arenastaden, Solna strand, Karolinska samt järnvägsområdet runt stambanan. Den täta exploateringen innebär stora utmaningar kopplat till dagvattenhanteringen både gällande flöden och föroreningar. Genomgående för alla vattenförekomster inom Solna stad är en övergödningsproblematik kopplade till näringsämnen och belastning med miljögifter såsom antracen (PAH), bly, kadmium, TBT och PFOS. Delavrinningsområdena inom Solna visas i Figur 1.



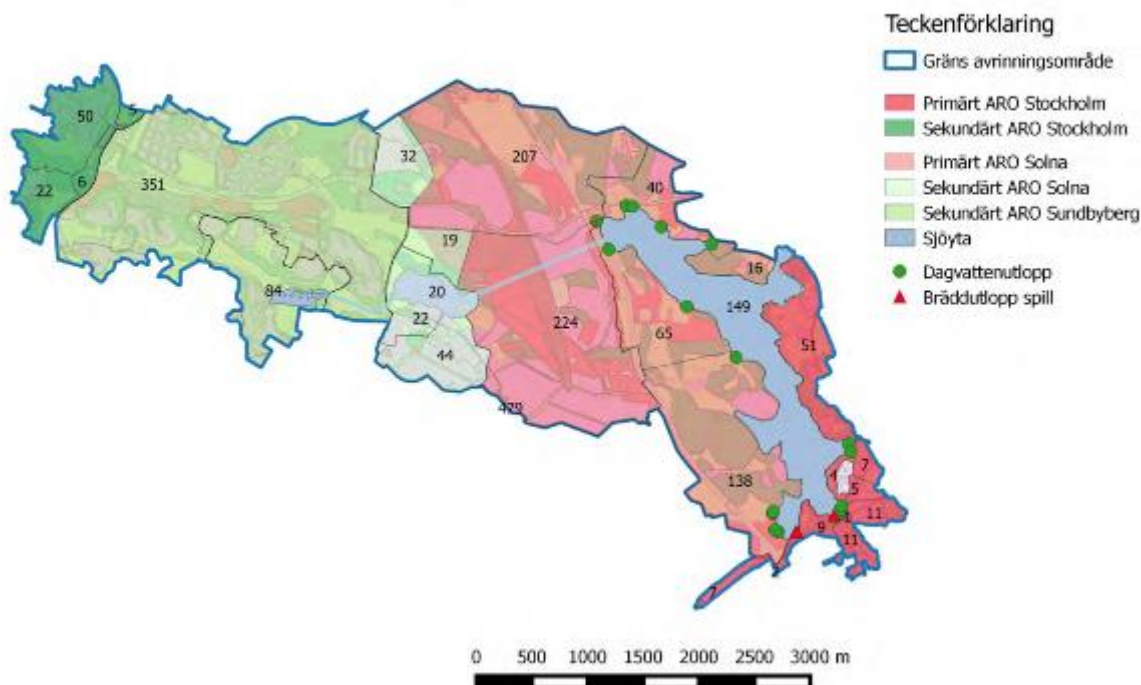
Figur 1. Delavrinningsområden till vattenförekomsterna inom Solna stad (Solna stad, 2017).

## 2.2. Brunnsviken

### 2.2.1. Avrinningsområde och status

Avrinningsområdet för Brunnsviken delas av tre kommuner där cirka 60 % ligger i Solnas kommun, 25 % i Sundbybergs kommun och 15 % i Stockholms kommun. Totalt avrinner cirka 920 hektar från Solna stad till Brunnsviken där 357 hektar avrinner via Råstaån och Råstasjön och 563 hektar med direktutlopp till Brunnsviken. För vattenförekomsten Brunnsviken tas ett gemensamt åtgärdsprogram fram för att förbättra den ekologiska och kemiska statusen. Ett underlag till detta lokala åtgärdsprogram togs fram av WRS 2016 där den nuvarande statusen och föroreningsbelastningen till Brunnsviken utreddes och ett åtgärdsbehov (beting) för de relevanta föroreningarna beräknades. Delavrinningsområden till Brunnsviken karterades och visas i Figur 2.

## Yta delavrinningsområden Brunnsviken (ha)



Figur 2. Delavrinningsområden inom Stockholm, Sundbyberg och Solna med andel hektar till Brunnsviken (WRS, 2016a).

Brunnsviken är kraftigt övergödd och den ekologiska statusen bedömdes i föregående utredning (WRS, 2016a) som ”dålig”, vilket är en klass sämre än den som anges i VISS (”otillfredsställande”). Den kemiska statusen är klassad som ”ej god”.

Övergödningsproblematiken är främst kopplad till en för hög belastning av fosfor, den kemiska statusen är kopplad till miljögifter. Miljökvalitetsnormerna är satta med tidsundantag till 2027 för att nå god vattenstatus. De ämnena där förbättringsbehov av angetts omfattar fosfor, kväve, koppar, zink, antracen, kadmium, bly, TBT och PFOS.

### 2.2.2. Föroreningsbelastning

Brunnsviken belastas av föroreningar från landbaserade källor inom avrinningsområdet, genom vattenutbytet med Lilla Värtan, via atmosfärisk deposition och med de interna flödena av fosfor från Brunnsvikens sediment. Belastning och förbättringsbehovet (beting) för landbaserade källor i avrinningsområdet, vilket är relevant för denna utredning, för ämnen där statusklassningar indikerar sämre än god status har beräknats i föregående utredning.

### 2.2.3. Förbättringsbehov

Föroreningsbelastningen har i föregående utredning beräknats med schablonhalter per delavrinningsområde och kommun. Den schablonberäknade tillförseln av fosfor till Råstaån har beräknats till 465 kg/år. De uppmätta mängderna år 2011-2014 för samma

avrinningsområde uppgår dock endast till 40% av de schablonberäknade, vilket indikerar att de schablonberäknade mängderna utan hänsyn till retention i uppströms sjöar eller befintliga reningsanläggningar medför en grov överskattning av föroreningsbelastningen.

Förbättringsbehoven är framräknade för en situation utan pumpning av bottenvatten till Lilla Värtan. I framräkandet av förbättringsbehoven har även hänsyn tagits till befintliga reningsanläggningar och planerad nybyggnation (WRS, 2015).

Cirka 60% av avrinningsområdet är beläget inom Solna stad och står för cirka 60%-65% av den avrunna volymen och mängden föroreningar på årsbasis enligt beräkningar (WRS, 2016a). Genom att jämföra den schablonberäknade belastningen av föroreningar i Solna stad och den totala schablonberäknade belastningen till Brunnsviken ges att Solna stad bidrar med cirka 65% av den totala föroreningsbelastningen via dagvatten, lite varierande för studerat ämne. Förbättringsbehovet för Solna stad kan därmed anses motsvara 65% av det totala förbättringsbehovet för Brunnsviken. Med hänsyn till detta har ett åtgärdsbehov för Solna stad beräknats för respektive ämnen.

Värt att nämnas är dock att det inte i samtliga fall är Solna stad som bör stå för 65 procent av minskningen av utpekade ämnen då det beror på hur tillförseln specifikt ser ut. Som exempel kan tillförseln av TBT via båtbottnfärger nämnas, där Solna endast omfattar en båtklubb medan majoriteten båtklubbar ligger i Stockholm stad.

### **Fosfor**

Den totala fosforbelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 320 kg/år justerat utifrån uppmätta halter (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för totalfosfor för en situation utan pumpning av bottenvatten till Lilla Värtan har uppskattats till 50 %. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 104 kg/år. Den totala fosforbelastningen utan justering beräknades till 750 kg/år (WRS, 2016a).

Reduktionsbehovet för det alternativet för Solna stad uppgår cirka 244 kg/år.

### **Kväve**

Den totala kvävebelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 7,7 ton/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för totalkväve för en situation utan pumpning av bottenvatten till Lilla Värtan har uppskattats till 35 %. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 1,8 ton/år.

### **Koppar**

Den totala kopparbelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 110 kg/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för koppar har uppskattats till 48 %, 53 kg/år. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 34 kg/år.

### **Zink**

Den totala zinkbelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 440 kg/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för zink har uppskattats till 85 %, 373 kg/år. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 243 kg/år.



### **Bly**

Den totala blybelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 57 kg/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för bly har uppskattats till 41 %, 23 kg/år. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 15 kg/år.

### **Kadmium**

Den totala kadmiumbelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 1,9 kg/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för kadmium har uppskattats till 64 %, 1,3 kg/år. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 0,8 kg/år.

### **Kvicksilver**

Den totala kvicksilverbelastningen från avrinningsområdet har beräknats till 0,18 kg/år (WRS, 2016a). Åtgärdsbehovet för kvicksilver har uppskattats till 60 %, 0,1 kg/år. Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 0,07 kg/år.

### **Antracen (PAH)**

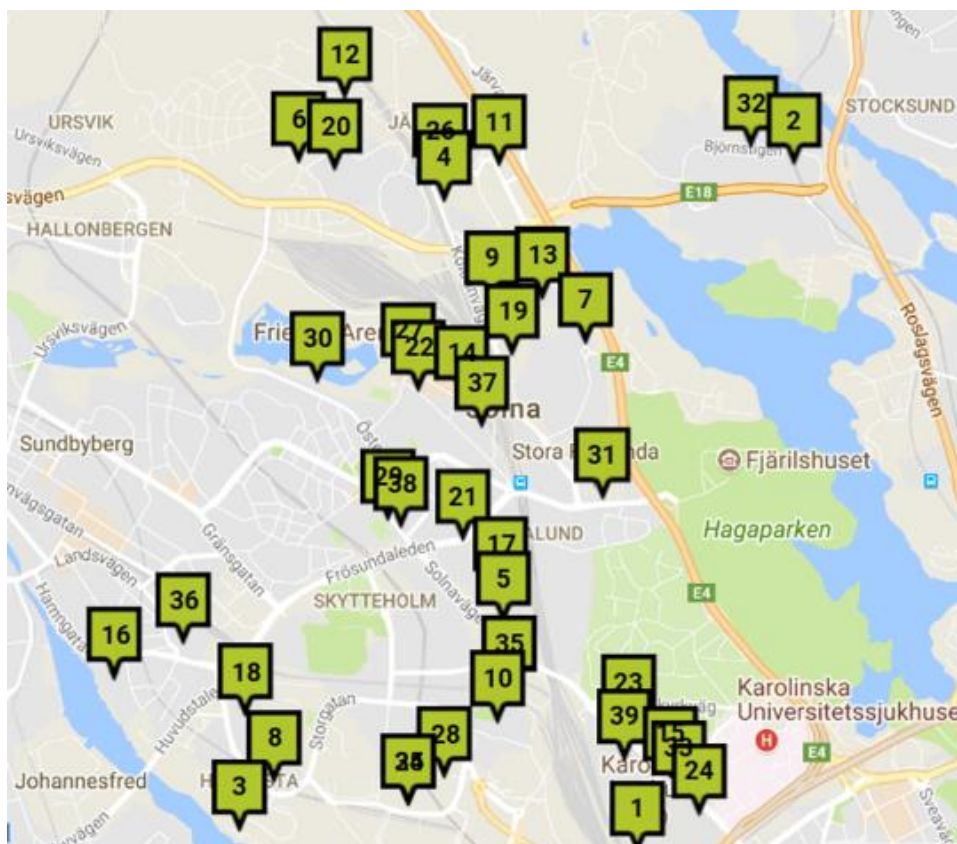
Ingen information om separat belastning av Antracen till Brunnsviken finns att tillgå. Antracen är en del i gruppen ämnen kallade PAH. Den schablonberäknade mängden total PAH har beräknats till 1,4 kg/år. Totala åtgärdsbehovet av antracen har uppskattats till 75% (WRS, 2016a). Antaget att 50% av PAH-föreningar består av antracen (vilket är en grov överskattning) kan reduktionsbehovet för Solna stad beräknas till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 0,35 kg/år.

### **TBT, PFOS, mikroplaster**

Ingen information om uppskattad belastning av TBT, PFOS eller mikroplaster till Brunnsviken finns att tillgå. Totala åtgärdsbehovet av TBT har uppskattats till 99 %, 0,1 kg/år (WRS, 2016a). Reduktionsbehovet för Solna stad uppgår till 65 % av totala åtgärdsbehovet, vilket motsvarar cirka 0,065 kg/år. Totala åtgärdsbehovet av PFOS har uppskattats till 50 %.

## **3. Planerad bebyggelse**

Den planerade bebyggelsen i staden har inkluderats i markkarteringen och föroreningsbelastningsberäkningarna.



Figur 4. Aktuella plan och byggprojekt i Solna stad (solna.se, 2017).

Utgångspunkten för Solna stads miljöarbete är den miljöpolicy som Solna har antagit. I policyn pekats följande fokusområden ut:

- Hållbar stadsutveckling
- Effektiv resursanvändning
- God livsmiljö

För hållbar stadsutveckling pekats bland annat på att miljövärden ska säkras trots mer bebyggelse. För att uppnå en god livsmiljö ska utsläppen till mark och vatten minska.

Eftersom belastningen från dagvattnet idag är för högt, samtidigt som kommunen ytterligare ska förtätas, så måste det både vara en hållbar dagvattenhantering i nya områden, samtidigt som förbättringar måste ske i befintliga områden. Denna förbättring måste vara så stor att det både tar bort den för stora belastning som nuvarande områden ger, plus den förbättring som behövs för att kompensera för den belastning som den nya bebyggelsen ger, trots bra dagvattenhantering.

## 4. Befintliga åtgärder

Majoriteten av dagvattenhanteringen inom Solna stad sker idag via dagvattenbrunnar och ledningar ut till recipienterna. Det finns ett par större samlande dagvattenanläggningar i kommunen där rening och fördröjning sker. Flera åtgärder såsom att vägdagvatten avleds diffust till gräsbeklädd väglänt längs med de större vägarna finns också på ett par ställen inom kommunen.

Den enda anläggningen där aktuell uppmätt avskiljning finns är Eugeniماغasinet vid Stallmästargården och dagvattendammen vid Linnéaholm. I föregående utredning (WRS, 2016a) uppskattas reningen av dessa anläggningar som avleds till Brunnsviken. Utöver denna reningseffekt tillkommer en avskiljning av föroreningar i Råstasjön och Löttsjön innan avledning till Brunnsviken. Denna reduktion uppskattades till 50% för alla ämnen (WRS, 2016a).

Enligt föregående utredning (WRS, 2016a) och Solna stads dagvattenpolicy finns följande anläggningar som bidrar med rening och fördröjning.

Åtgärd	Lokalisering	Ansvarig	Recipient	Avrinningsområde	P (kg/år)	N (kg/år)	Pb (kg/år)	Cd (kg/år)	Cu (kg/år)	Zn (kg/år)
Dagvattendamm och dike	E4 nära Igelbäcken	Trafikverket	Igelbäcken	13						
Avsättningsmagasin	E4/E20 Stallmästargården	Trafikverket	Brunnsviken	12	11	40	3	0,029	3,3	20
Dagvattendamm	Linnéaholm	Trafikverket	Brunnsviken	7	0,03	260	0,8	0,004	2	8
Infiltrationsyta	Linvävartorpet	Trafikverket	Brunnsviken	10						
Makadamdike	Frösundaleden	Solna stad	Brunnsviken	8						
Magasin och dagvattendamm	Råsundavägen	Solna stad	Brunnsviken	9						
Dagvattenkassetter	Lottagatan, Bagartorp	Solna stad	Brunnsviken	1						
Skelettjordar	Järvastaden	Solna stad	Brunnsviken	1						
Dagvattendamm	Järvastaden	Solna stad	Brunnsviken	1						

Dagvattendamm	Ulriksdalsfältet	Solna stad	Brunnsviken	1						
Dagvattendamm	Råsta Strandväg	Solna stad	Brunnsviken	5						
Dagvattendamm	Lilla Frösunda	Solna stad	Brunnsviken	8						
Dagvattenpark	Norra Frösunda	Solna stad	Brunnsviken	8						

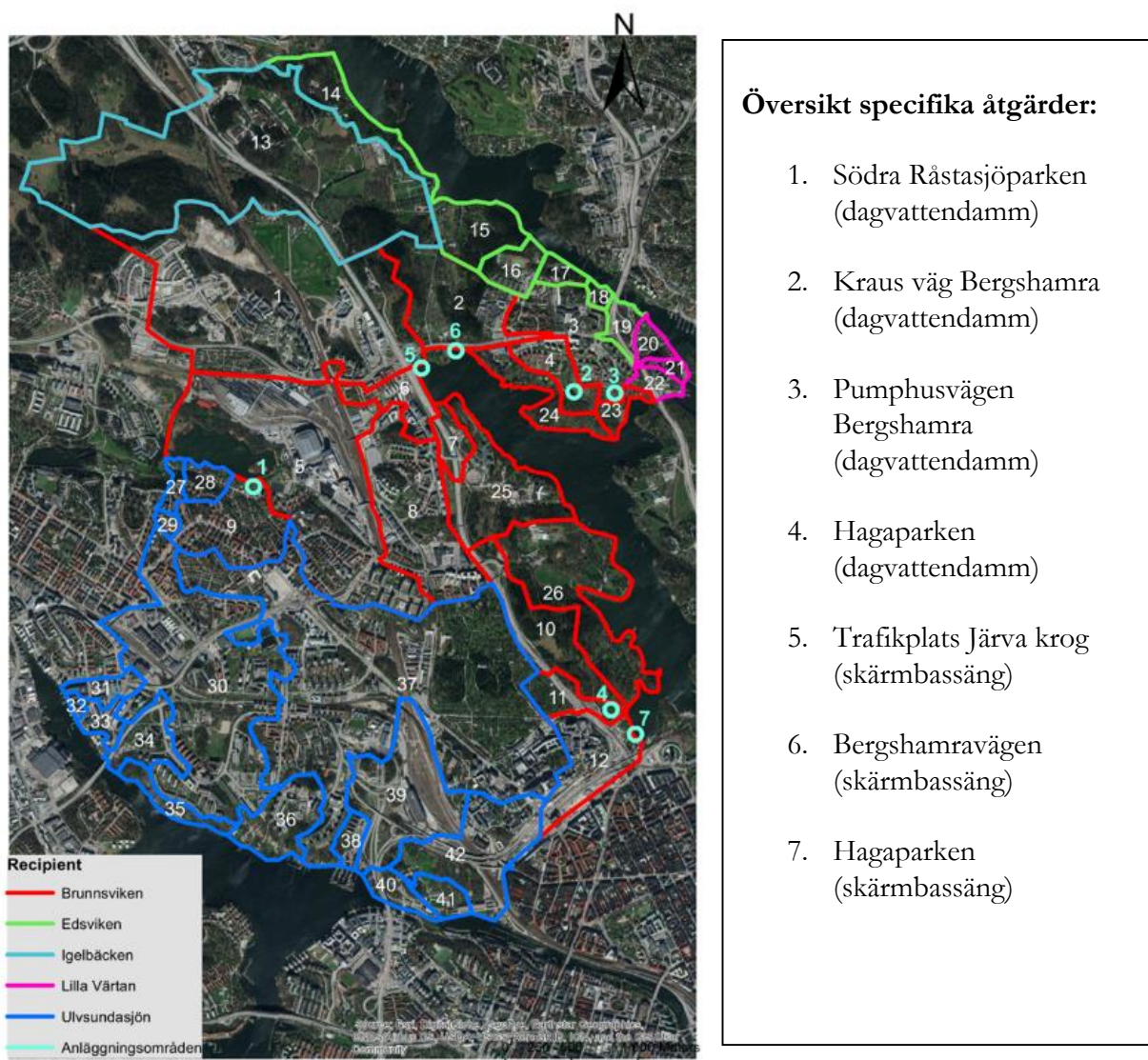
Belastningen har justerats för de två anläggningarna med uppmätt reningseffekt. Effekten av de övriga befintliga anläggningarna och omfattningen av anläggningarnas tillrinningsområden (vilket i många fall troligen är små) är svår att uppskatta utan mer indata och har därför inte inkluderats i beräkningarna. Detta innebär att det finns en viss marginal i det beräknade förbättringsbehovet för Solna.

## 5. Åtgärdsförslag

För att nå en god status i Brunnsviken erfordras en hållbar dagvattenhantering i form av lokala uppströmsåtgärder som tillämpas vid till-, om- och nybyggnation och mer specifika samlande reningsåtgärder som hanterar dagvatten från ett större avrinningsområde. Vidare erfordras exempelvis att felkopplade och bräddade spillvattenflöden spåras, vandringshinder i vattendragen åtgärdas (hydromorfologiska förbättringsåtgärder) och spridning av miljögifter från exempelvis båtbottn behandlings minimeras. Därtill har behov av ett antal vidare utredningar identifierats. Åtgärderna beskrivs i delkapitlen nedan.

För att förbättra dagvattenkvalitén i en större omfattning och nå målen i vattendirektivet på utsatt tid erfordras i befintlig bebyggelse ofta samlande nedströms lösningar såsom dammar och bassänger då implementering av lokala åtgärder i dessa områden tar längre tid än i ny- och tillbyggnation då de sker i samband med ombyggnation. I ny-, om- och tillbyggnation ska alltid lokala uppströmsåtgärder prioriteras framför större samlande lösningar nedströms.

Lokalisering av åtgärderna och val av reningsmetod i åtgärdsförslagen nedan har gjorts utifrån aspekterna som presenteras under metodkapitlet. En översikt med numrerade större samlande platsspecifika åtgärder med avrinningsområden och markanvändning visas i Figur 5.



Figur 5. Större platsspecifika dagvattenåtgärder och numrerade avrinningsområden.

### 5.1. Reningseffekt för platsspecifika åtgärder

Beräkningarna (se kapitel 6 för vidare information) visar att med föreslagna platsspecifika åtgärder så uppfyller Solna stad sitt förbättringsbehov för Brunnsviken för alla ämnen förutom kväve, zink och kadmium. För flertalet ämnen har man god marginal till förbättringsbehovet. Se tabell 1 och 2 nedan. För kväve, zink och kadmium krävs komplettering med lokala uppströms lösningar med egenskaper såsom infiltration och adsorption behövs för att kunna nå förbättringsbehovet, då dessa ämnen inte avskiljs tillräckligt i anläggningar såsom dagvattendammar och skärmbassänger. Den ekologiska och kemiska statusen är undantaget kvicksilver, schablonhalter och reningseffekt av kvicksilver är också mycket osäkert.

Tabell 1. Uppskattade reningseffekter för föreslagna lösningar.

Åtgärd	Enhet	Fosfor (P)	Kväve (N)	Bly (Pb)	Koppar (Cu)	Zink (Zn)	Kadmium (Cd)	Krom (Cr)	Nickel (Ni)	Kvikksilver (Hg)	Suspenderade partiklar	Olja	PAH
1 - Råstasjön dagvattendamm	Avskild (%)	40	20	50	40	45	35	55	40	25	50	80	55
2 - Kraus väg dagvattendamm	Avskild (%)	50	25	65	50	60	45	70	55	40	65	80	65
3 - Pumphusvägen dagvattendamm	Avskild (%)	50	25	65	50	60	45	70	55	40	65	80	65
4 - Hagaparken dagvattendamm	Avskild (%)	50	25	65	50	60	45	70	55	40	65	80	65
5 - Järva krog skärbassäng	Avskild (%)	45	25	60	45	55	40	65	50	35	60	80	60
6 - Bergshamravägen skärbassäng	Avskild (%)	50	25	65	50	60	45	70	55	40	65	80	65
7 - Hagaparken skärbassäng	Avskild (%)	45	25	60	45	55	40	65	50	35	60	80	60

Tabell 2. Avskild mängd föroreningar (kg/år) för respektive anläggning samt jämförelse med reduktionsbehov.

Åtgärd	Enhet	Fosfor utan justering (P)	Fosfor (P)	Kväve (N)	Bly (Pb)	Koppar (Cu)	Zink (Zn)	Kadmium (Cd)	Krom (Cr)	Nickel (Ni)	Kviksilver (Hg)	Suspenderade partiklar (SS)	Olja	PAH
1 - Råstasjön dagvattendamm	kg/år	12,8	5,1	46,0	0,8	1,4	5,9	0,02	0,72	0,44	0,0010	4100	62	0,037
2 - Kraus väg dagvattendamm	kg/år	5,5	2,2	19,5	0,4	0,6	2,6	0,01	0,26	0,20	0,0005	2015	30	0,014
3 - Pumphusvägen dagvattendamm	kg/år	19,0	7,6	60,0	1,3	2,1	9,0	0,04	1,05	0,72	0,001	6175	75	0,051
4 - Hagaparken dagvattendamm	kg/år	10,5	4,2	42,5	1,8	2,8	21,6	0,02	1,03	0,76	0,001	6565	52	0,071
5 - Järva krog skärmbassäng	kg/år	222,8	89,1	942,3	17,6	26,5	140,6	0,49	12,27	8,90	0,029	90780	1346	0,678
6 - Bergshamravägen skärmbassäng	kg/år	7,5	3,0	35,0	0,7	1,2	6,6	0,02	0,50	0,36	0,001	3250	36	0,026
7 - Hagaparken skärmbassäng	kg/år	15,8	3,3	70,0	0,8	2,4	17,6	0,03	1,63	1,15	0,002	10800	120	0,108
Total avskild	kg/år	293,8	114,6	1215	23,5	36,9	203	0,63	17,44	12,53	0,037	123685	1721	0,985
Beting Solna	kg/år	244,0	104,0	1800	15,0	34,0	243	0,80			0,070			0,70
Beting totalt Brunnsviken	kg/år	375	160	2700	23,0	53,0	373,0	1,30			0,10			1,0

## 5.2. Dagvattendammar

### 5.2.1. Utformning och funktion

En dagvattendamm har en permanent vattenyta där rening sker genom sedimentering, växtupptag och med hjälp av bakterier och mikroorganismer. Faktorer som påverkar reningseffekten är dammens storlek i förhållande till avrinningsområdets storlek, föroreningskoncentration i inkommande dagvatten, ytbelastningen, andel växter, bypass, reglervolym utöver permanent volym, temperatur och längd/breddförhållande. Dessa

faktorer påverkar reningseffekten i olika grad där dammens storlek i förhållande till avrinningsområdet har visats sig vara en av de viktigaste.

Den största delen av reningen i en dagvattendamm sker på årsbasis mellan regnen och det är därför viktigt att dimensionera dammens permanenta vattenvolym och yta så att den blir tillräckligt stor för avrinningsområdet. Dammarna kommer att vara relativt små i förhållande till avrinningsområdet. För att erhålla en god rening och för att undvika en allt för snabb sedimentuppbyggnad föreslås de utföras 1,5 meter djupa. Om dammarnas permanenta volym är för djup finns dock risk för anaeroba bottenförhållanden vilket leder till frigörande av föroreningar från bottensedimenten. Det är därför positivt med en extra reglervolym som tillfälligt skapar en djupare vattenvolym för att erhålla en bättre reningseffekt. En reglervolym leder till främst ökad sedimentering och att en större del av dammen nyttjas för rening under regntillfället. Den största delen av reningen i dammen sker dock som sagt mellan regnen.

Sensommar, tidig höst alternativt kalla vintermånader är lämpliga tider på året för rensningsinsatser med hänsyn till djur- och växtliv i dammen och recipienten. Tillrinningen och grundvattennivåerna kan förväntas vara låga och kringliggande ytor förväntas ha bättre bärighet (WRS, 2013).

Skötselrutinerna bör omfatta att inloppen och utloppen rensas och ses över, vegetationen vid slänterna underhålls och slänter, makadamvallar och inlopp/utlopp undersöks med avseende på erosion.

Dagvattendammar behöver vanligtvis tömmas på sediment var 10-20 år för att bibehålla sin funktion och inte växa igen. Sedimentet kan avlägsnas med sugmuddring och grävuddring. Vid sugmuddring sugs sedimentet upp från botten till en avvattningsplats. Metoden innebär mindre grumling än grävuddring och ger god åtkomlighet. I strandnära områden kan krävas grävuddring. En tumregel är att sedimentet bör tömmas då sedimentet utgör cirka 30 cm, djupare dammar behöver tömmas mer sällan. Ju större sedimentdjup desto sämre reningseffekt erhålls i dammen då sedimentationseffekten avtar och uppvirvlingsgraden av sedimentet tilltar (WRS, 2013).

Sedimenten provtas innan rensning påbörjas med avseende på föroreningar och halterna jämförs med Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark. Ligger halterna under riktvärdena för mindre känslig markanvändning bör sedimentet utan risk kunna användas i sådana sammanhang. Överskrids riktvärdena bör massorna tas omhand, exempelvis genom deponering. Efter tömning av sediment kan växter behöva nyetableras. (WRS, 2013).

Dagvattendammar kan anpassas efter omkringliggande miljö och utföras för att bli estetiskt tilltalande eller bara fylla sin funktion.

Djupzoner placerade tvärs flödesriktningen ger en bra spridning av vattnet i en damm. Rekommendationen är att det finns en djupzon i den inledande delen av dammen. Vattnets



hastighet minskar i djupzonen vilket främjar sedimentation av fasta föroreningar. Följs djupzonen av en grundare, gärna vegetationsbärande del, ökar möjligheterna att avskilja en större mängd föroreningar. Dessa vallar kan antingen bestå av makadam för filtrering eller en större yta anpassad för växtetablering. Växterna bromsar vattnets strömningshastighet. Det bidrar till att finare partiklar kan sedimentera. Vegetationen skapar också livsrum för en mängd mikroorganismer som kan bidra med biologisk rening och reducera halterna av lösta föroreningar. Ett grunt vatten som är solbelyst ger högre vattentemperatur, vilket höjer hastigheten på de biologiska processerna. Avskiljningen av lösta föroreningar blir bättre i anläggningar som innehåller minst ett våtmarkssteg. En våtmarksanläggning innehåller som regel flera områden med vegetation.

En damm är oftast som mest kostnadseffektivast att anlägga i naturmarksmiljö och de blir ofta mindre om de ska anpassas till stadsmiljö där det finns färre lediga ytor och fler andra ledningar mm.

En djup damm med branta slänter kan vara en säkerhetsrisk, liksom ett svagt istäcke på delar av en djup damm. Riskerna kan förebyggas eller minimeras genom val av släntmaterial, växter, stängsling, varningsskyltar med mera. Tät vegetation i strandlinje kan exempelvis stänga av möjligheterna att komma i kontakt med själva vattenvolymer i dammen.

En dagvattendamm (och även andra dagvattenanläggningar såsom växtbäddar) behöver utföras tät då den anläggs innanför vattenskyddsområde, och om det är osäkert hur rent dagvattnet är innan det når grundvattnet och vattenförekomsten. Dammen blir också mer kontrollerbar då föroreningarna stannar i dammen istället för att spridas över en större markyta. Om anläggningen är genomsläpplig kan kontroller på mark och grundvatten runtomkring behöva ske för att säkra att föroreningarna inte sprids för långt. Då grundvattenytan är lägre än dammen kommer dammen att torrläggas under delar av året om den inte är tätad. En tät dagvattendamm med konstant vattenyta är troligtvis mer estetiskt tilltalande och främjar i större grad vattenlevande organismer och växter. Om dammen tätas med gummiduk måste förhållandena med bottenuppträckning och gas i marken undersökas. Även om dammen inte anläggs tät kan botten inom ett par år komma att sätta igen av de finare partiklarna om inte dammen specifikt utformas för infiltration som en del av reningen. En sådan damm kan erhålla god reningsgrad så länge som inlopp och utlopp är upphöjda från botten och estetiken spelar mindre roll.

Det vanligaste sättet att dimensionera en dagvattendamm och där mest underlag finns för hur reningseffekten påverkas är med areaförhållandet mellan anläggningsyta och avrinningsområde. Det beskrivs som

$$A_{anläggning} = \varphi A_{avrinning} K_{A\varphi} \quad (\text{Larm, 2000})$$

$A_{anläggning}$  = area permanent vattenyta (m<sup>2</sup>)

$\varphi$  = avrinningskoefficient

$A_{avrinning}$  = area avrinningsområde (m<sup>2</sup>)

$K_{A\varphi}$  = specifik anläggningsarea

En dagvattendamms specifika anläggningsarea för att få mest rening per anläggningsyta rekommenderas vara **100-200 m<sup>2</sup>/red ha**. Högre kvot ger högre reningseffekt. I dagvattenmodelleringsprogrammet StormTac utförs dimensionering av dammar med detta samband där även parametrar såsom andel växter, reglervolym, hydraulisk effektivitet och inloppshalt tas hänsyn till. En  $A_p/A_{red}$  på 100 ger cirka 70% reningseffekt för suspenderat material.

Att dimensionera dammen eller våtmarken efter ett volymförhållande bedöms vara ett bra komplement till att beräkna efter areaförhållandet. Dammens permanenta vattenvolym beskrivs som:

$$A_{anläggning} = \frac{N_{dap} 10\varphi A_{avrinning} r_{da}}{d_{anläggning}} \quad (Larm, 2000)$$

$A_{anläggning}$  = area permanent vattenyta (m<sup>2</sup>)

$d_{anläggning}$  = djup permanent vattenyta (m)

$N_{dap}$  = regressionskonstant för volymberäkning

$\varphi$  = avrinningskoefficient

$A_{avrinning}$  = area avrinningsområde (m<sup>2</sup>)

$r_{da}$  = regndjup för ett medelregn (Stockholm 7,3 mm under 6,7 tim)

En dagvattendamms regressionskonstant för volymberäkning få mest rening per anläggningsvolym rekommenderas vara 1-3. Högre kvot ger högre reningseffekt.

För att nå en bra reningseffekt bör anläggningen utformas så dagvattnet sprids väl i hela bassängen. Med vallar av makadam styrs vattnet i anläggningen och minskar samtidigt risken för kortslutningsströmmar samt förekomst av döda zoner i bassängen. Detta är avgörande för att nå en bra avskiljning av artikelbundna föroreningar genom sedimentering. Vid utformning av dammar och våtmarker bör därför hänsyn tas till den så kallade hydrauliska effektiviteten ( $\lambda$ ). Hydraulisk effektivitet är ett mått på hur väl det inströmmande vattnet sprids ut i dammen (Persson m.fl. 1999) Det vill säga hur stor del av ytan som utnyttjas för rening. Desto högre  $\lambda$  är, desto högre reningspotential finns i anläggningen. Hydraulisk effektivitet påverkas bl.a. av formen på dagvattenreningsanläggning, bottenstruktur och förekomsten av vegetation. Utformningen och placeringen av inloppet och utloppet är också viktigt. Den hydrauliska effektiviteten kan beräknas antingen genom empiriska metoder eller genom bedömning utifrån typfall. Den hydrauliska effektiviteten bör vara minst 0,7.

Frekvensen för sedimenttömning kan uppskattas i StormTac genom att beräkna djup på sediment innan tömning bör ske och belastningen av suspenderat material från avrinningsområdet.

Ett annat sätt för att beräkna erforderlig storlek är att använda ytbelastningsmetoden med hänsyn till anläggningens hydrauliska effektivitet på samma sätt som bassänger på reningsverk dimensioneras för att en viss partikelstorlek ska kunna sedimentera i bassängen vid ett dimensionerande flöde. Med denna metod bestäms först en önskvärd reningseffekt av den sedimenterbara fraktionen och en uppskattning av reningen av den lösta fraktionen måste därefter göras. Reningseffekten av suspenderat material kan extrapoleras till att omfatta de andra berörda ämnena genom att undersöka sambandet mellan bundna och lösta fraktioner. Det dimensionerande flödet bestäms så att denna egenskap nås vid tillräckligt många regntillfällen per år, exempelvis 90%. Detta innebär att vid de kraftigaste regnen per år kommer andelen sedimenterade partiklar och därmed reningseffekten vara något lägre. Ytbelastningen kan även undersökas för det årliga genomsnittliga flödet.

Följande ekvation används då (Svenskt Vatten, 2004)

$$R = 1 - \left[ 1 + \frac{1}{n} * \frac{Vs}{\frac{Q}{A}} * \frac{(de + dp)}{(de + d)} \right]^{-n}$$

där

$R$  = andel av sedimentmängden som avlägsnas

$n$  = Turbulens och kortslutningsströmningsparameter

$A$  = area permanent vattenyta (m<sup>2</sup>)

$Vs$  = sedimenteringshastighet (m/s)

$Q$  = dimensionerande flöde (m<sup>3</sup>/s), 90 % av årsflöde eller årligt genomsnittligt flöde

$de$  = reglernivå

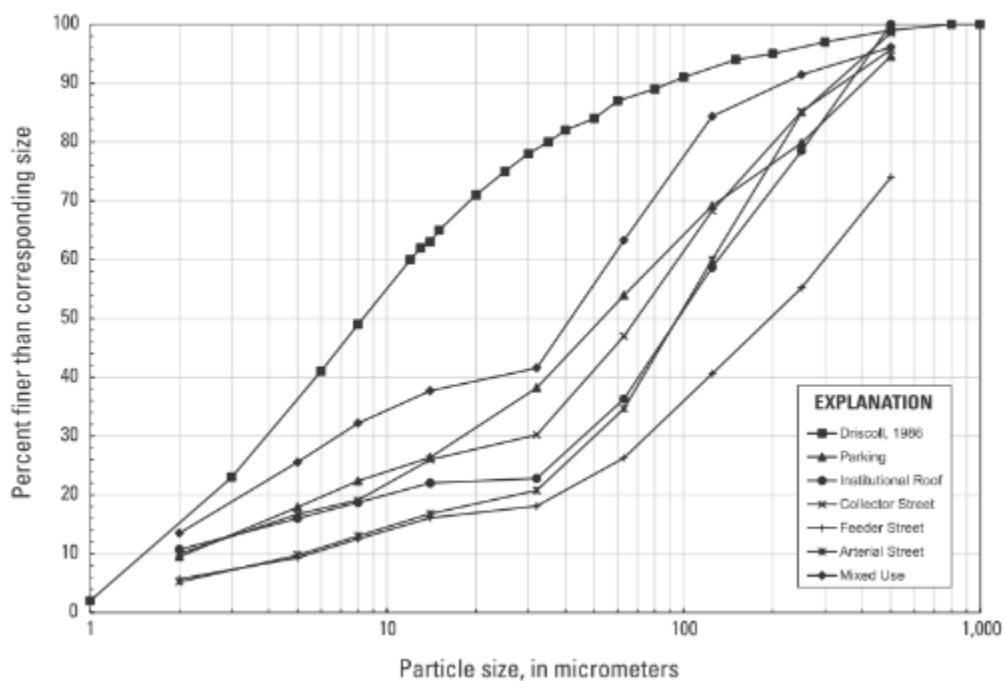
$dp$  = permanent vattendjup

$d$  = djup som är tillräckligt för att hålla sediment (1m)

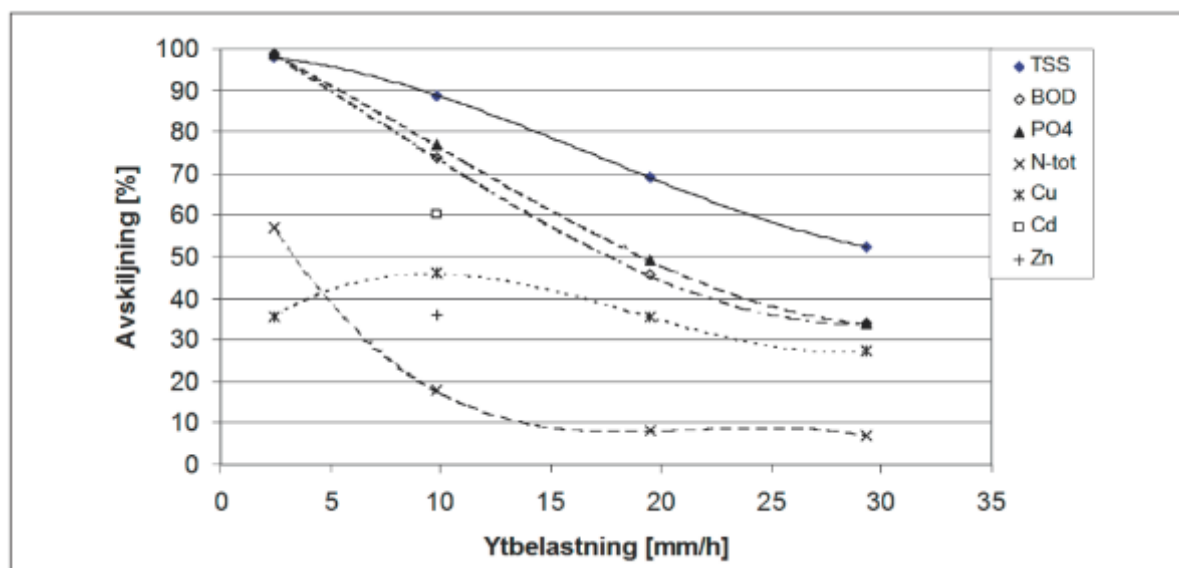
Partiklars sjunkhastighet samt fördelning av partiklar i dagvatten enligt olika undersökningar visas i Figur 6 och Figur.7

Fraktion	Benämning	Partiklar diameter $\mu\text{m}$	Sedimenterings hastighet m/h
Sand	Mycket grov sand	2000	720
	Grovsand	1000	360
	Mellansand	500	190,8
	Finsand	200	93,6
Silt	Grovsilt	62	8,28
	Mellansilt	31	2,376
	Finsilt	16	0,648
Ler	Lera	< 2	$\geq 0,396$

Figur 6. Sedimenteringshastighet hos olika jordarter (WSUD, 2006)



Figur 7. Fördelning av partikelstorlek i dagvatten (USGS, 2011).



Figur 8. Reningseffekt med ytbelastning för det årliga genomsnittliga flödet för 4 undersökta dagvattendamm (Svenskt vatten, 2004).

Från diagrammen kan utläsas att cirka 70-80% sedimentering av suspenderat material i dagvatten nås då partiklar större än 10-20  $\mu\text{m}$  sedimenteras, vilket sker om belastningen är som mest cirka **0,6 m/h**. Om det dimensionerande flödet beräknas för 90% av årsflödet kommer den årliga sedimentationsgraden och därmed reningsgraden därför bli cirka 10% lägre än den beräknade, dvs 60-70% sedimentering med ytbelastning max 0,6 m/h. Ytbelastningen för det teoretiska årliga genomsnittliga flödet för att nå en 60-70% reningsgrad av suspenderat material ligger på cirka **0,02 m/h**.

Gemensamt för metoderna ovan är att en större anläggning innebär högre reningseffekt. Effekten av att göra anläggningen större avtar dock efter en viss relativ storlek till avrinningsområdet och det är då inte motiverat att göra den större av kostnads- eller utrymmes- skäl. Vid dimensioneringen har en yta och volym för anläggningarna beräknats inom metodernas rekommenderade intervall och en storlek har sedan valts för att erhålla en tillräckligt god reningseffekt i förhållande till utrymme, andra intressen och kostnader.

### 5.2.2. Kostnad

Kostnader för en dagvattendamm omfattar utredning och projektering, anläggande, skötsel och provtagning (rekommenderat). Kostnaderna varierar beroende på anläggningsförhållandena, eventuell flytt av befintliga ledningar, konstruktioner och markbeläggningar, om marken är förorenad och om dammen behöver vara tät eller ej. Den schablonmässiga anläggningskostnaden för en dagvattendamm utan förorenade massor eller komplicerade anläggningsförhållanden uppskattas till cirka **800 kr/m<sup>2</sup> - 1000 kr/m<sup>2</sup>** och omfattar bland annat geotextil, makadamlager, schakt, skötselväg, strandmatta, växter, nya brunnar och nya ledningar. Till denna kostnad tillkommer projektering, byggledning och oförutsedda kostnader om cirka 30% (Tyréns, 2016, Sweco, 2014).

Den kontinuerliga skötseln av en damm uppskattas till **36 000 kr/år** (inspektion, underhåll och rensning av vegetation). Till detta tillkommer mer sällan utfört skötselarbete såsom kontroll av slamtillväxt (uppskattat till **15 000 kr var 5:e år**) och slamsugning (**300 000 kr var 15:e år**). (Sweco, 2014). Skötselinsatserna varierar naturligtvis med anläggningens storlek.

### 5.2.3. Föreslagna lokaliseringar

#### 5.2.3.1. 1 - Södra Råstasjöparken

Ett 41 hektar stort område med flerfamiljsbostäder och villor avrinner via en D800-ledning till sydöstra Råstasjön. Ledningen går genom en grön parkyta och ligger på mellan 1,5 och 1 meters djup. Det är begränsat med gröna parkytor i området runt Råstasjön och dammens storlek och utformning behöver därför anpassas för övriga behov och den befintliga miljön.

På grund av att ytan lutar något mot sjön och den korta sträckan är den tillgängliga ytan för dammen något mindre än optimalt.



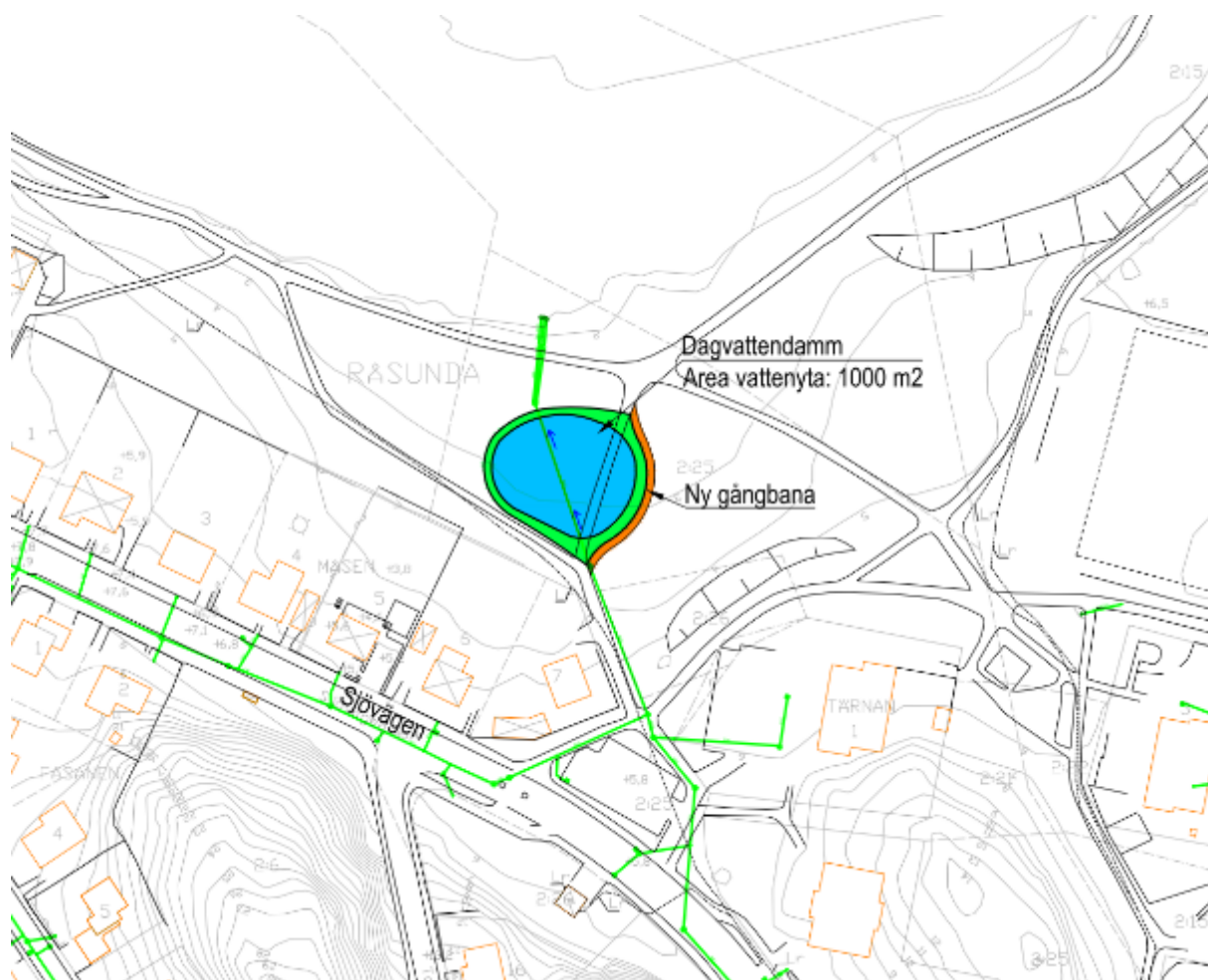
Figur 9. Parkyta vid aktuell plats för dagvattendamm.

Tabell 3. Södra Råstasjöparken dagvattendamm

<b>Södra Råstasjöparken dagvattendamm</b>	
Avrinningsområde	9
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	1000
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	220
Årligt medelflöde (l/s)	3,55
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	17,60
Ap/Ared (rek. 100-200)	57
Ndap (rek. 1-3)	1,17

Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,013
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,79
Djup permanent vattenvolym (m)	1,50
Reglerhöjd (m)	0,5-1,0
Omkringliggande mark (RH2000)	+3 till +2,5
VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	+2,1
VG befintlig ledning utlopp (RH2000)	+1,6

En dagvattendamm med **1000 m<sup>2</sup>** permanent vattenyta föreslås. Vattnet måste styras genom dammen med grundare zoner och makadamvallar så inga döda zoner skapas och en lång rinnsträcka erhålls på den begränsade ytan. Den första tredjedelen utgörs av en djupare sedimentationsbassäng med efterföljande makadamvall för filtrering och flödesspridning. Ett strypt utlopp och en ovanliggande översvämningsszon med flacka växtbevuxna slänter föreslås ovanför den permanenta vattennivån där vattnet kan ställa sig en tid under och efter regn för rening. Denna reglerzon blir dock relativt grund då det finns begränsat med utrymme.



Figur 10. Dagvattendamm vid södra Råstasjönparken.

Ett alternativ till dagvattendamm på denna plats om ytan anses bättre lämpad för andra behov är att anlägga ett underjordiskt avsättningsmagasin med filter. En sådan lösning har högre osäkerhet i reningseffekt och anläggningskostnad och diskuteras senare i kapitlet.

#### 5.2.3.2. 2 - Kraus väg Bergshamra

Sydvästra delen av Bergshamra (18 hektar) avleds via en D600-ledning österut mot utlopp vid Bockholmsvägen. Ledningen har dock en avledning av biflöden ner via en D400-ledning och ett öppet dike till naturmarken vid Kraus väg. Det befintliga diket föreslås breddas och om möjligt anläggas med permanent vattenyta som styrs av de befintliga trumnivåerna. Brunnen vid Bergshamra allé behöver anpassas så att minst 90% av årsflödet avleds ner mot denna yta istället för österut i D500-ledningen. Diket längs med gångvägen behöver rustas upp och erosionsskyddat då det idag har brant släntlutning och är erosionsskadat. Även ledningen under gångbanan behöver isåfall dimensioneras upp. D400-ledningen i Kraus väg avleds då också mot naturmarksytan söderut.



Om möjlighet finns kan dammen istället anläggas längre söderut i betesmarken och vattnet ledas mellan koloniområdet österut. Denna lösning är dock osäker.



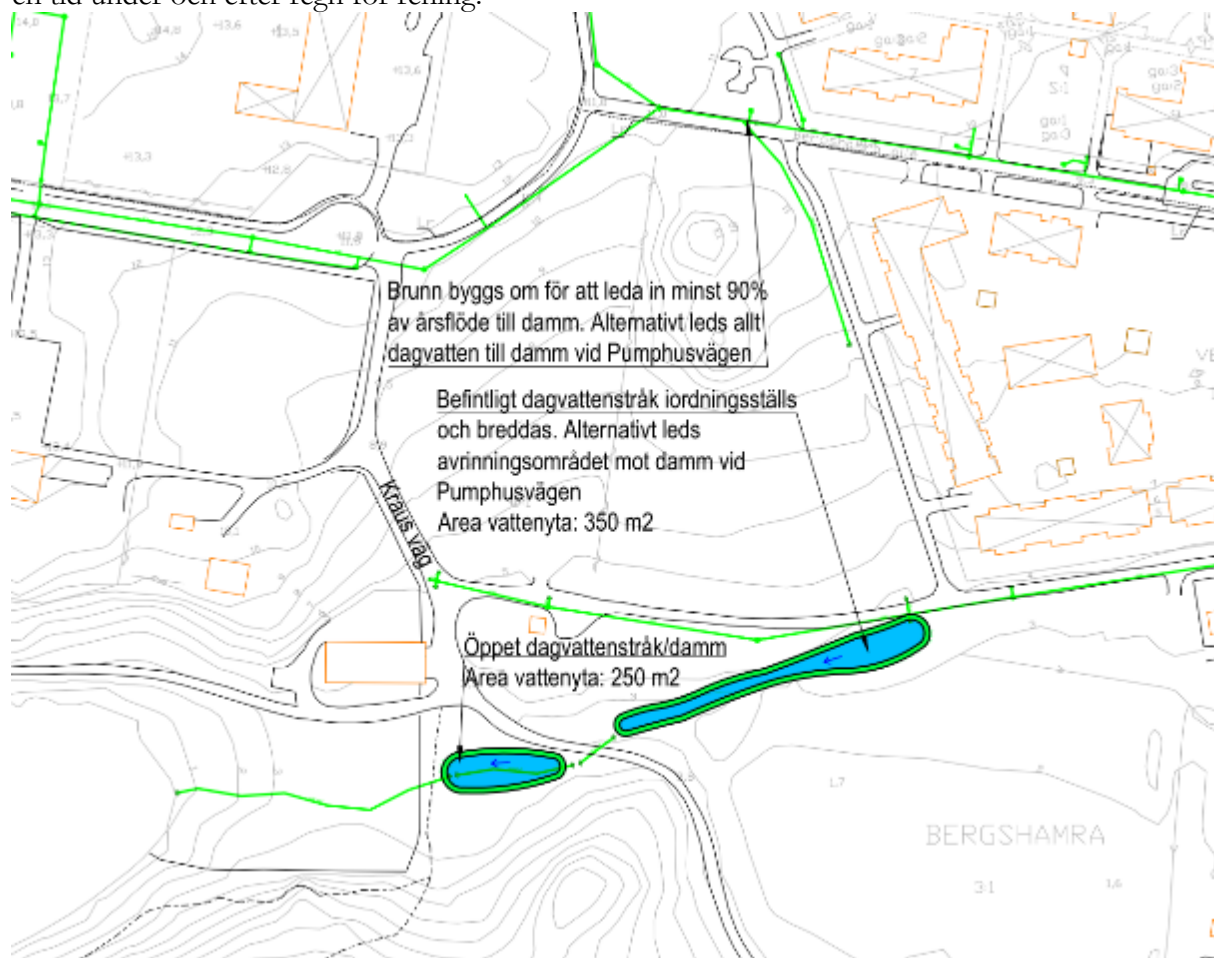
Figur 11. Naturmarksyta söder om Kraus väg.

Tabell 4. Kraus väg damm/dike

<b>Kraus väg damm/dike</b>	
Avrinningsområde	4
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	600
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	60
Årligt medelflöde (l/s)	1,2
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	5,9
Ap/Ared (rek. 100-200)	120
Ndap (rek. 1-3)	2,4
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,006
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,31
Djup permanent vattenvolym (m)	1-1,5
Reglerhöjd (m)	0,5-1,0
Omkringliggande mark del 1 (RH2000)	+3 till +4
VG befintlig ledning inlopp del 1 (RH2000)	Ca +3
VG befintlig ledning utlopp del 1 (RH2000)	+2,26
Omkringliggande mark del 2 (RH2000)	+3
VG befintlig ledning inlopp del 2 (RH2000)	+2,14
VG befintlig ledning utlopp del 2 (RH2000)	+1,76

En dagvattendamm föreslås med **600 m<sup>2</sup>** permanent vattenyta där den första tredjedelen utgörs av en djupare sedimentationsbassäng med efterföljande grundare del för filtrering och

flödesspridning. Ett strypt utlopp och en ovanliggande översvämningsszon med flacka växtbevuxna slanter föreslås ovanför den permanenta vattennivån där vattnet kan ställa sig en tid under och efter regn för rening.



Figur 12. Damm/Dike vid Kraus väg.

### 5.2.3.3. 3 - Pumphusvägen Bergshamra

Norra och centrala delen av Bergshamra avleds via två D500-ledningar och en D600-ledning till en D600-ledning med utlopp vid Bockholmsvägen. Även dessa ledningar har en avledning av delflöden via en D700-ledning i Pumphusvägen söderut till en yta öster om koloniområdet primärt använt för betesmark. Spillvatten från pumpstationen kan även brädda till denna dagvattenledning. På betesmarken söder om Pumphusvägen föreslås att en dagvattendamm med översilningsyta anläggs. Brunnarna vid Pumphusvägen behöver anpassas så att minst 90% av årsflödet primärt avleds ner mot denna yta istället för österut i D500-ledningen. Bräddningen från spillvattenpumpstationen bör också i sådana fall primärt ske mot D700-ledningen. Eftersom ytan är relativt flack men stora ytor finns tillgängliga föreslås dammens reglervolym göras grund och bred för spridning av vattnet vid regn istället för att anlägga dammen djupare än nödvändigt.



Figur 13. Betesmark söder om Pumphusvägen

Tabell 5. Pumphusvägen damm

<b>Pumphusvägen damm</b>	
Avrinningsområde	3
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	2500
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	230
Årligt medelflöde (l/s)	3,8
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	18,90
Ap/Ared (rek. 100-200)	130
Ndap (rek. 1-3)	1,8
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,005
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,33
Djup permanent vattenvolym (m)	1,5
Reglerhöjd (m)	0,5
Omkringliggande mark (RH2000)	+1
VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	+0,80
VG befintlig ledning utlopp (RH2000)	+0?

En dagvattendamm med **2500 m<sup>2</sup>** permanent vattenyta föreslås där den första tredjedelen utgörs av en djupare sedimentationsbassäng med efterföljande grundare del för filtrering och flödesspridning. Ett strypt utlopp och en ovanliggande översvämningsszon med flacka växtbevuxna slänter föreslås ovanför den permanenta vattennivån där vattnet kan ställa sig en tid under och efter regn för rening.

Det går troligen även att bygga om brunnen på D500-ledningen vid Bergshamra allé så att dagvattnet istället för att ledas söderut mot anläggningen vid Kraus väg leds mot

Pumphusvägen och till denna anläggning. Breddningen av dagvattenstråket vid Kraus väg utgår då och reningsanläggningen vid Pumphusvägen utökas med motsvarande volym.



Figur 14. Dagvattendamm vid Pumphusvägen.

#### 5.2.3.4. 4 - Hagaparken

Till södra Hagaparken avrinner en del av kyrkogården och E4:an via en D375BTG. Dagvattnet föreslås renas i en dagvattendamm innan utloppet till Brunnsviken. En separat dränledning som avvattnar E4:an och ett stort naturmarksområde norrifrån har också sitt utlopp i denna punkt. Detta vatten renas till viss del i den översilningsyta som finns anlagd norrut men en ny ledning kan dras till dammen om det inte innebär några större kostnader för ytterligare efterpolering. På grund av det relativt lilla avrinningsområdet med hög föroreningsbelastning och den stora tillgängliga ytan så dimensioneras dammen något större än andra föreslagna anläggningar för att få en så bra reningseffekt som möjligt.

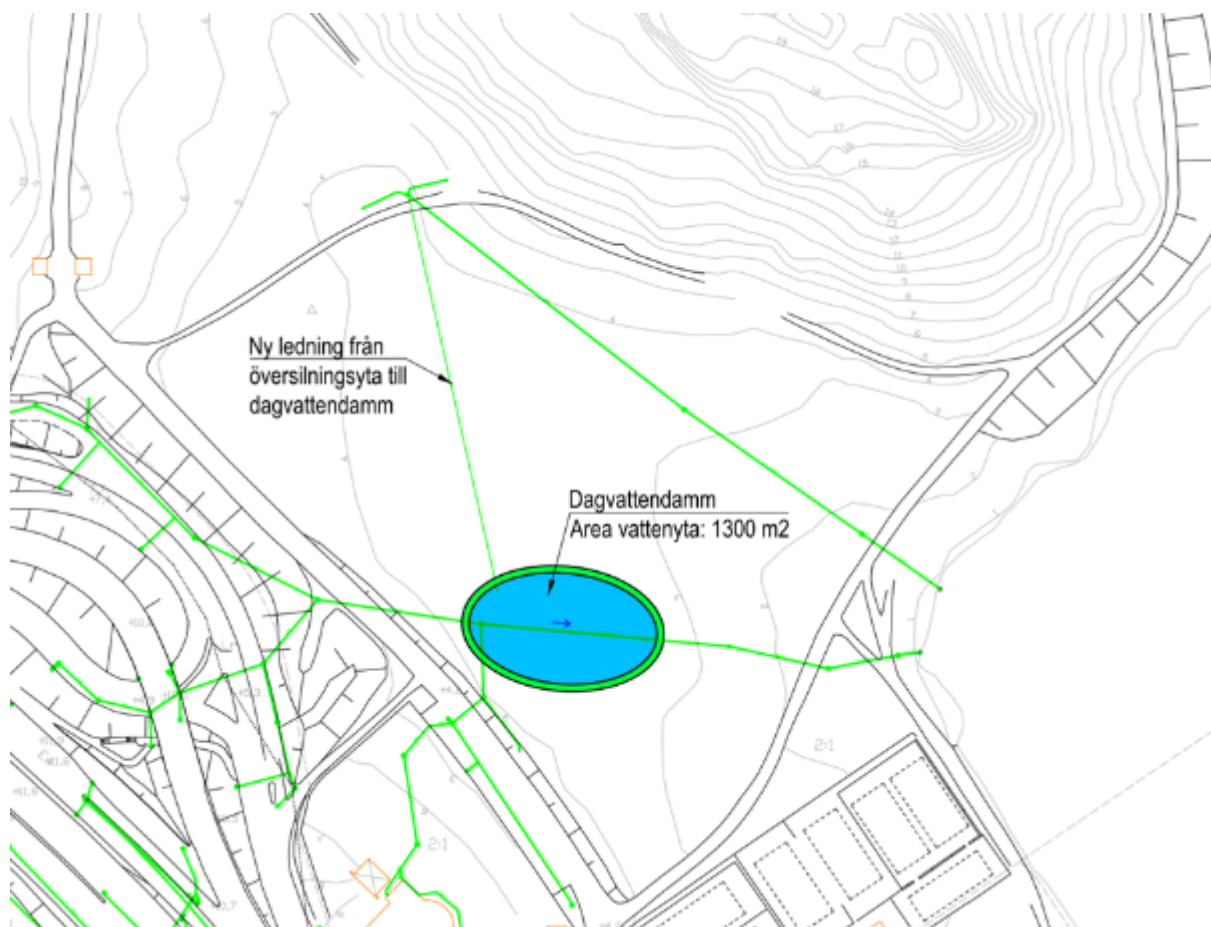


Figur 15. Yta vid aktuell plats för dagvattendamm.

Tabell 6. Hagaparken damm

<b>Hagaparken damm</b>	
Avrinningsområde	10, 11
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	1300
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	150
Årligt medelflöde (l/s)	2,2
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	10,8
Ap/Ared (rek. 100-200)	120
Ndap (rek. 1-3)	3,3
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,006
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,42
Djup permanent vattenvolym (m)	1,5
Reglerhöjd (m)	0,5-1
Omkringliggande mark (RH2000)	+4 till +3,5
VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	+2,50
VG befintlig ledning utlopp (RH2000)	+1,5

En dagvattendamm med **1300 m<sup>2</sup>** permanent vattenyta där den första tredjedelen utgörs av en djupare sedimentationsbassäng med efterföljande grundare del för filtrering och flödesspridning. Ett strypt utlopp och en ovanliggande översvämningsszon med flacka växtbevuxna slänter föreslås ovanför den permanenta vattennivån där vattnet kan ställa sig en tid under och efter regn för rening.



Figur 16. Dagvattendamm i Hagaparken.

### 5.3. Skärmbassäng med flytande våtmark

#### 5.3.1. Utformning och funktion

En skärmbassäng anläggs ofta i anslutning till eller utanför dagvattenledningars mynning i recipienten där landbaserade lösningar inte är lämpliga. Bassängens skärmar (väggar) består av vertikala dukar som fästs på flytande läns eller flytbryggor. Skärmarna förankras mot botten med tyngder för att hålla det tätt mot bottentopografin. De konstrueras så att duken följer bottenmorfologin vilket gör att den sluter tätt hela vägen. Dukens mått tas fram för att klara vattenståndsvariationerna. Utloppshålen i skärmarna, som vattnet flödar igenom, är placerade under vattenytan. Reningen sker främst genom sedimentering av partikelbundna föroreningar, och avskiljning av oljor som lägger sig på ytan i bassängerna. Däremot är reningen av lösta föroreningar som finns i dagvattnet begränsad i denna typ av anläggning. För att ta hand om de lösta föroreningarna krävs att det finns ett betydande inslag av vegetation i anläggningen såsom flytande våtmarker. Skärmbassängens vattennivå kommer att kommunicera med nivån i viken. Detta innebär att vatten från viken periodvis kommer att strömma in i anläggningen då tillrinningen via dagvattenledningarna inte blir tillräckligt hög. Uppehållstiden kommer att variera beroende på flöden från dagvattnet. Därutöver så

kräver skärmbassänger inte någon pumpning eller särskild styr- och regler teknik varpå skötsel- och energibehovet minskas. En oljeavskiljande funktion i anläggningen erhålls genom att utloppen är sänkta under vattenytan. På så vis kommer olja att stanna kvar på ytan och innanför de flytande skärmväggarna. Är det önskvärt att eventuell olja fångas upp så kan en absorberande oljeläns placeras i nedströmsänden av respektive anläggning. Oljelänsor utgörs av absorberande rullar av varierande längd som flyter på vattenytan och som även motverkar eventuellt oljeskimmer. En oljeläns kan behöva bytas en till två gånger per år beroende på belastning och huruvida en oljespegel skapas eller inte. Grövre och tyngre partiklar sedimenterar nära inloppet och för att förenkla driftinsatser utformas inloppsdelarna så att sedimentupptag kan ske från land med slamsugningsfordon eller grävmaskin. Det kräver att tillfartsväg med bärighet för tyngre trafik anläggs till dessa platser. För övriga delar av anläggningen kommer sediment att tas upp mer sällan och utförs med flytande aggregat.

Flytande växtbäddar kan användas för att förstärka reningseffekten i både skärmbassänger och vanliga dammar. En flytande våtmark är uppbyggd av en porös stomme med stor flytkraft och täta fibrer. På stommen planteras vegetation som tillsammans med den porösa stommen bildar en gynnsam livsmiljö för mikroorganismer. Organismerna binder till stommens struktur men även växternas rotgardin. När partiklar i vattnet, så som näringsämnen och vattenburna föroreningar, kommer i kontakt med rotgardinen bromsas en del upp och sedimenteras. Partiklarna kan även tas upp av rotgardinen och/eller brytas ned av mikroorganismerna. Cirka 80 procent av vattenreningen sker på stommen och cirka 20 procent via växtupptag. Stommen ger en koncentrerad våtmarkseffekt på grund av dess stora vattenkontakt. En kvadratmeter stomme av märke BioHaven® motsvarar en ytareal på 180 m<sup>2</sup>.

Dukarna har en livslängd på 10-15 år. I samband med byte av dukar brukar det vara lämpligt att byta ut delar av brygganläggningen. Även för flytande våtmark kan man räkna med en livslängd på ca 15 år. Vegetationen behöver förnyas kontinuerligt, och tidsintervallet varierar mellan olika växter.

Skärmbassängernas utlopp förses vanligtvis med backventil vilket hindrar inströmningen av vatten från sjön till bassängen. Vid vissa tillfällen såsom vid låg tillrinning från avrinningsområdet och mycket höga nivåer i sjön kommer ventilen att släppa vatten i alla fall, tills trycket minskar. För att möjliggöra fiskvandring vid vissa säsonger installeras en fällbar skärm som fälls ner under fiskens vandringssäsong. Vid normal funktion ska sektionen vara stängd.

Skötsel av skärmbassäng omfattar följande:

- Rensning av skräp och kontroll av in- och utlopp
- Kontroll av vallar, dämmningsanordningar, bryggor, dukar, staket mm
- Kontroll och skötsel av vegetation på land och i vatten
- Kontroll av slamtillväxt och tömning av slam
- Tömning sandfång i uppströms brunnar

- Kontroll så att naturlig och etablerad vegetation utvecklas på avsett vis
- Oönskad biologi, växter, fiskar, fåglar ska observeras och åtgärdas om det kan påverka anläggningen negativt.
- Brygganläggningen behöver inspekteras så eventuella skador uppmärksammas. I första hand är det säkerhetsmässiga funktionen som behöver kontrolleras, som förankring/landfästen, räcken och bryggdäckets kondition. En gång per år bör dukarna kontrolleras. En gång per år kontrolleras sedimenttillväxten, dels vid inloppen, dels i anläggningen centrala delar. Vid en sedimenttjocklek på 20-30 cm bör sedimenten avlägsnas.
- Täckning av stommen kontrolleras: Stommen ska ha en bra täckningsgrad. (Minst 95 % av ytan bör vara vegetationstäckt). I fall det förekommer fläckar skall dessa täckas snarast.
- Fästpunkter: Fästpunkterna ska kontrolleras 2 gånger per säsong. Växtbestånd: Återplanterings krävs vid dålig etablering. (Minst 95 % av växterna bör överleva etableringsperiod).
- Klippning av växter: Att ta bort restmaterial från anläggningen har en stor betydelse då växterna tar upp mycket näring under sommaren, men på hösten och vintern sker närings transport till rotsystem samt nedbrytning av grönmassa (80-90 % av den upptagna näringen frigörs igen). Därför rekommenderas det att klippa växterna 10 cm över stommen. Vid behov och för att gynna näringsupptag rekommenderas därför att klippa växtlighet 1 gång per år slutet augusti början av september. Klipp höjden ca 10 cm. För att öka effektiviteten av växternas upptag rekommenderas det att den gröna biomassan skördas på sommaren och materialet förs bort.

Vid muddringsarbeten i sediment där massor grävs ur skall dessa omhändertas vid en godkänd mottagningsanläggning. Muddring är en tillståndspliktig vattenverksamhet som prövas enligt Miljöbalken, detsamma gäller schakt och byggande i vatten. Även åtgärder i förorenade sediment prövas enligt Miljöbalken. Oavsett om sedimenten är förorenade eller inte måste spridningen av uppgrumlade sedimentpartiklar begränsas eftersom en ökad grumlighet i sig leder till sämre ljusförhållanden och därför kan påverka det akvatiska livet negativt. Vid schaktningsarbeten eller liknande i vatten eller strandkant bör därför arbetsområdet avgränsas med en bottengående skyddsskärm av geotextil. Förslagsvis sker sådana arbeten innanför den yttre skärmbassängen, som då kan fungera som skyddsskärm. För att reducera kostnaderna för borttransport av upptagna sediment bör möjligheten att lokalt avvattna sedimentmassorna utredas. Även omhändertagandet av upptagna massor behöver redovisas för länsstyrelsen. Efter att anläggningen är tagen i drift kommer nya sediment att ansamlas och så småningom blir det aktuellt att avlägsna dessa. Det sker också genom muddring. Detta är en skötselinsats som redovisas i tillståndsansökan och behöver inte prövas senare.

Någon enhetlig dimensioneringsmetodik för skärmbassänger med flytande våtmark finns ej. Precis som för dagvattendammar är det viktigt att vattnet får en tillräcklig uppehållstid i bassängen så att partiklarna kan sedimentera och de lösta föroreningarna tas upp av flytande



våtmarker och brytas ned av organismer. Precis som för dammar är den hydrauliska effektiviteten viktig för skärmbassänger och bör vara minst 0,7. I en skärmbassäng styrs vattnet effektivast med flytväggar och sektionering av bassängen vilket förbättrar den hydrauliska effektiviteten och genomströmningstiden.

En skärmbassäng kan dimensioneras genom att använda samma metod som för dagvattendammar med utgångspunkt i avrinningsområdets area och skärmbassängens area, volym på medelregn och skärmbassängens volym och med hänsyn till parametrar såsom växter (i detta fall flytande våtmarker) och inloppshalter. Inga säkra reningseffekter finns dock specifikt för skärmbassänger. En skärmbassängs erfordrade area kan då antas ligga inom samma storlek som en dagvattendamm vid dimensionering enligt  $A_p/A_{red}$ , 100-200 m<sup>2</sup>/red ha och volymregressionskonstanten 1-3. Uppehållstiden mer än 12 timmar för 90 % av årsflödena och en så lång strömningväg genom anläggningen som möjligt bör eftersträvas för att erhålla en god reningseffekt. Medeldjupet för att undvika uppvirvning av sediment och en tillräcklig volym för sedimentering är 1,5-2 meter.

En skärmbassäng tar en del av recipienten i anspråk för rening. Anläggningen måste därför anpassas så att den anläggs på redan exploaterade platser där den inte förstör några eventuella befintliga naturvärden längs med strandkanten, utan istället bidrar med positiva effekter. Muddring bör undvikas där det finns möjlighet. Genom att anlägga gångbryggor och flytande våtmarker bidrar anläggningen, förutom till bättre rening av lösta ämnen och en lättare skötsel, till rekreationella och gestaltningsmässiga positiva effekter. Genom att anlägga bassängerna med flytande våtmarker bidrar anläggningarna i viss mån till att återskapa de bevuxna sjö- och havsvikar som tidigare funnits på plats. Med information bidrar de även till att lyfta fram och visa dagvattenhantering och varför den är viktig för att recipienterna ska må bra. En viktig del i att dessa mål uppnås är dock att anläggningen utformas så den är lättskött och att skötsel utförs rutinemässigt.

### 5.3.2. Kostnad

Kostnader för en skärmbassäng omfattar utredning och projektering, anläggande, muddring, skötsel och provtagning. Kostnaderna varierar beroende på anläggningsförhållandena, eventuell flytt av befintliga ledningar, om muddring behöver ske och de massorna är förorenade eller ej. Den schablonmässiga anläggningskostnaden för en skärmbassäng med viss muddring utan förorenade massor eller komplicerade anläggningsförhållanden uppskattas till cirka **10 000 kr/m – 15 000 kr/m** för en brygga med skärm och en inre skärmvägg. Flytande våtmarker monterade och klara kostar cirka **4500 kr/m<sup>2</sup>**. Till denna kostnad tillkommer projektering, byggledning och oförutsedda kostnader om cirka 30% (Järven, 2015, Järven, 2016).

Den kontinuerliga skötseln av en skärmbassäng antas vara liknande som för en damm och uppskattas till **36 000 kr/år** (inspektion, underhåll). Till detta tillkommer mer sällan utfört skötselarbete såsom kontroll av slamtillväxt (uppskattat till **15 000 kr var 5:e år**) och slamsugning (**300 000 kr var 15:e år**). Skötselinsatserna varierar såklart med anläggningens storlek.

### 5.3.3. Föreslagna lokaliseringar

#### 5.3.3.1. 5 - Trafikplats Järva krog

Till utloppet vid Uppsalavägen och Järva krog avleds ett 1100 hektar stort område. Området består av delavrinningsområdena Råstaån från Stockholm och Sundbyberg, Järva, Råsunda och Annelund. Råstaåns avrinningsområde är mycket stort och sträcker sig från Rinkeby i väster genom Sundbyberg och vidare via Lötsjön och Råstasjön till utloppet vid norra Brunnsviken via en D1600-ledning. 40% av avrinningsområdet med Råstaån ligger inom Solna stad.

Delavrinningsområdet vid Järva avleds via en D1600-ledning och en D1400-ledning.

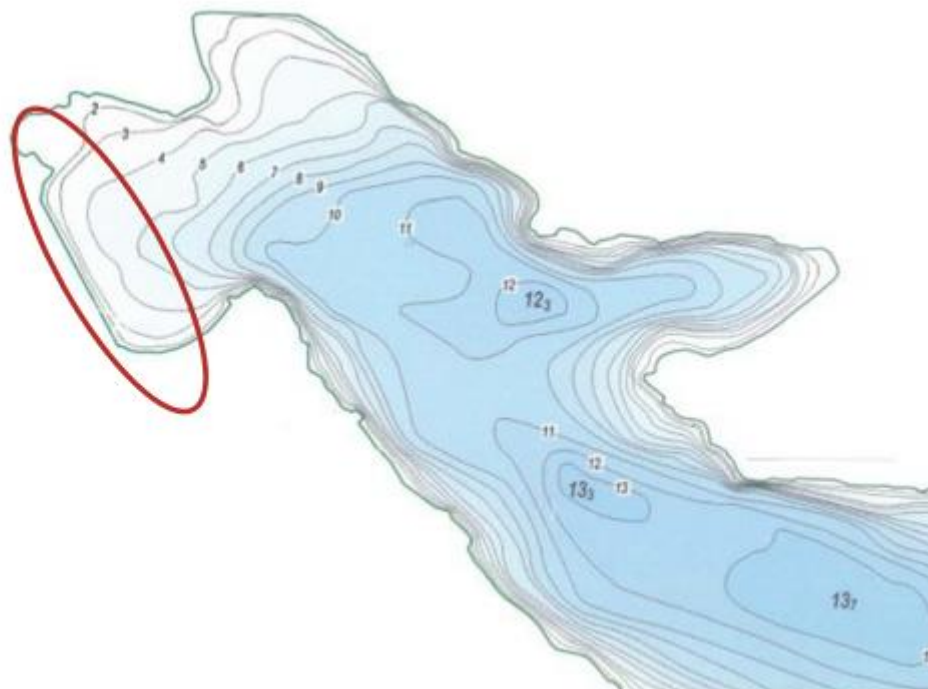
En reningsåtgärd för detta avrinningsområde är mycket viktig då en stor andel av Solnas och uppströms kommuner Sundbyberg och Stockholms dagvatten avleds till denna punkt. Där ledningarna mynnar öster om Uppsalavägen ligger de på cirka 3-4 meters djup och det anses svårt höjdmässigt att anlägga någon landsbaserad lösning på den cirka 1500 m<sup>2</sup> stora grönytan intill trafikplatsen. Det är också mycket komplicerat och dyrt att leda om de befintliga ledningarna till någon annan yta. En skärmbassäng med flytande våtmark anses därför som den bästa lösningen för detta område.

En inmätning av bottennivåer i viken bör ske för att kunna avgöra möjligt djup för skärmbassängen och om muddring av botten närmast strandkanten krävs. Enligt djupkartan är medeldjupet vid aktuellt område cirka 1-4 meter. De översiktliga beräkningarna nedan har utgått från en 2 meter djup skärmbassäng.

Uppsalavägen söder om utloppet avvattnas via en befintlig dagvattendamm till ett utlopp i södra kanten av den stensatta kanten av viken. Även fast vattnet från denna del redan renas i en damm och inte kommer få någon längre rinnsträcka i skärmbassängen föreslås det att även detta område kan avledas via skärmbassängen för ytterligare rening, då reningsgraden i den dammen är låg.



Figur 17. Gång- och cykelbana och stensatt strandkant vid trafikplats Järva krog (WSP, 2017).



Figur 18. Djupkarta över norra Brunnsviken (WRS, 2016a) med aktuellt område rödmarkerat.

Tabell 7. Järva krog skärmbassäng

<b>Järva krog skärmbassäng</b>	
Avrinningsområde	1, 5, 6, 7, 8, 9, Råstaåns avrinningsområde i Stockholm och Sundbyberg
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	20 000
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	3500
Årligt medelflöde (l/s)	84
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	415
Ap/Ared (rek. 100-200)	50
Ndap (rek. 1-3)	1,65
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,015
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,6
Djup permanent vattenvolym (m)	2
Medelvattenyta Saltsjön (m)	+0,16

VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	-0,2?
--------------------------------------	-------

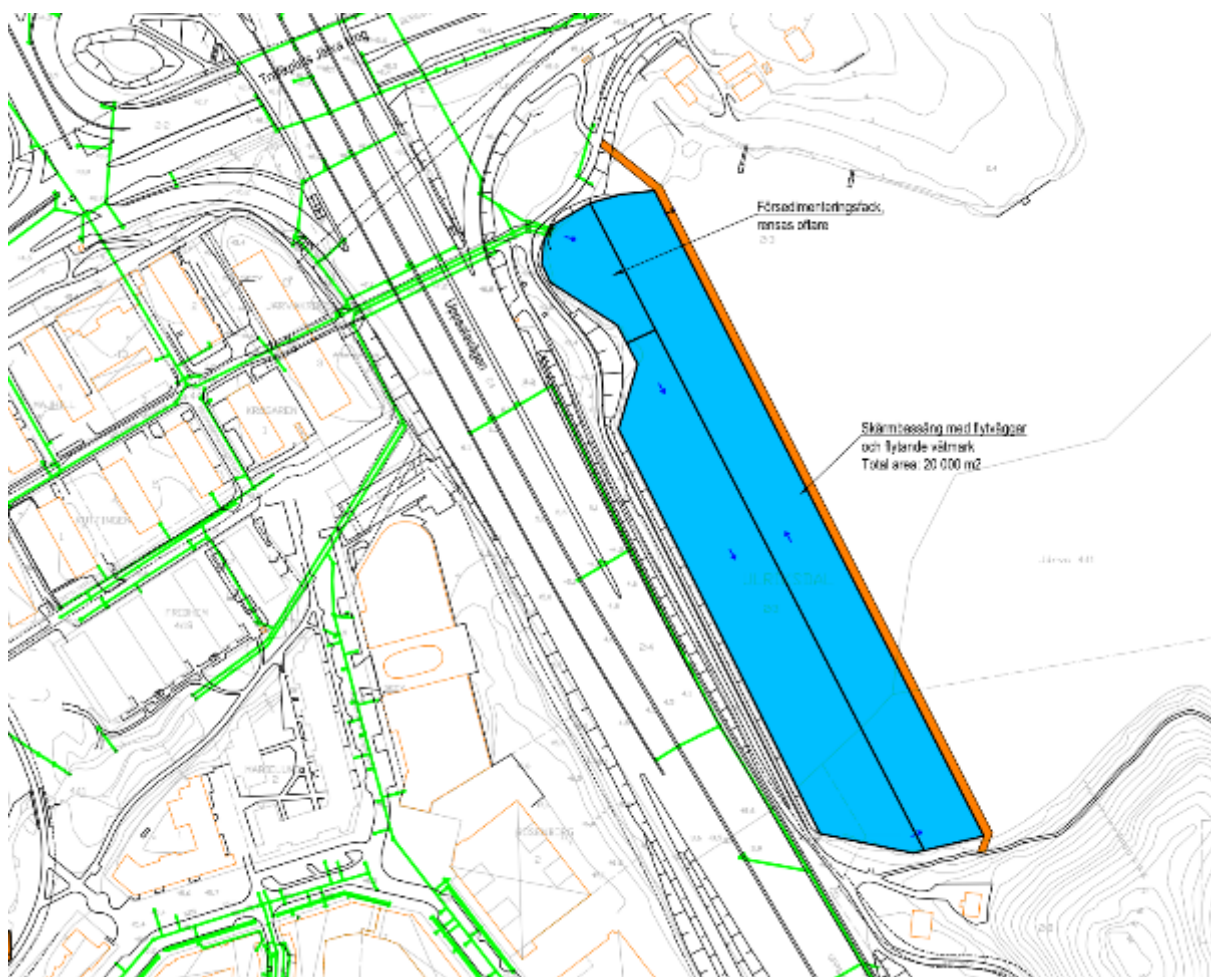
En **20 000 m<sup>2</sup>** stor anläggning anses som en passande storlek för en god rening och är ett medelvärde av de tre använda metoderna för dimensionering där  $A_p/A_{red}$  är lägre än rekommenderad. Ju större anläggning desto högre kommer reningsgraden att vara. Om storleken framöver ändå visar sig för stor p.g.a. anläggningskostnader beroende på exempelvis stora mängder förorenade massor, behov av att bevara specifika ytor eller andra aspekter kan anläggningens storlek reduceras med minskad rening som följd. Beräkningarna på reduktion av föroreningsbelastningen jämfört med betingen behöver då revideras.

Skärmbassängen föreslås anläggas längs med den västra kanten som idag är stensatt och inte har några högre naturvärden. Flödet tas in i norra delen av bassängen och utloppet är beläget på norra sidan avskild från inloppet med en flytvägg för att skapa en så lång rinnsträcka och låg flödes hastighet som möjligt.

För att skapa en försedimenteringsdel kan en flytvägg anläggas på tvären en bit utanför inloppet. Denna del behöver då slamsugas oftare än resten av bassängen.

I bassängen föreslås flytande våtmarker anläggas för att fånga de lösta fraktionerna som ej sedimenterar och ytterligare reducera flödes hastigheten. Hantering av förorenade bottensediment bör beaktas. Miljöprovtagningar bör göras på sedimenten för att utreda föroreningar vilket kan innebära större kostnader för masshantering vid anläggandet. Detta kommer i sådana fall vara en av de större kostnadsposterna.

Eftersom avrinningsområdet och föroreningsbelastningen till denna anläggning delas av Stockholm (10%), Sundbyberg (50%) och Solna (40%) bör det undersökas om kommunerna kan dela på konstruktion, byte av skärmväggar och växtbäddar och skötseln av anläggningen enligt denna fördelning.



Figur 19. Skärmbassäng vid trafikplats Järva Krog.

#### 5.3.3.2. 6 - Bergshamravägen

Till nordligaste delen av Brunnsviken avrinner ett cirka 55 hektar stort område via två D500-ledningar. Vid utloppen för ledningarna finns idag två oljelänsar. En skärmbassäng med flytande våtmark föreslås anläggas längs med den stensatta kanten som idag inte har några högre naturvärden. Då flödet kommer in på varsin sida av skärmbassängen behöver flytväggar anläggas för att skapa en så lång rinnsträcka och låg flödes hastighet som möjligt och ledningarna dras om till ytterkanterna i gång- och cykelbanan.

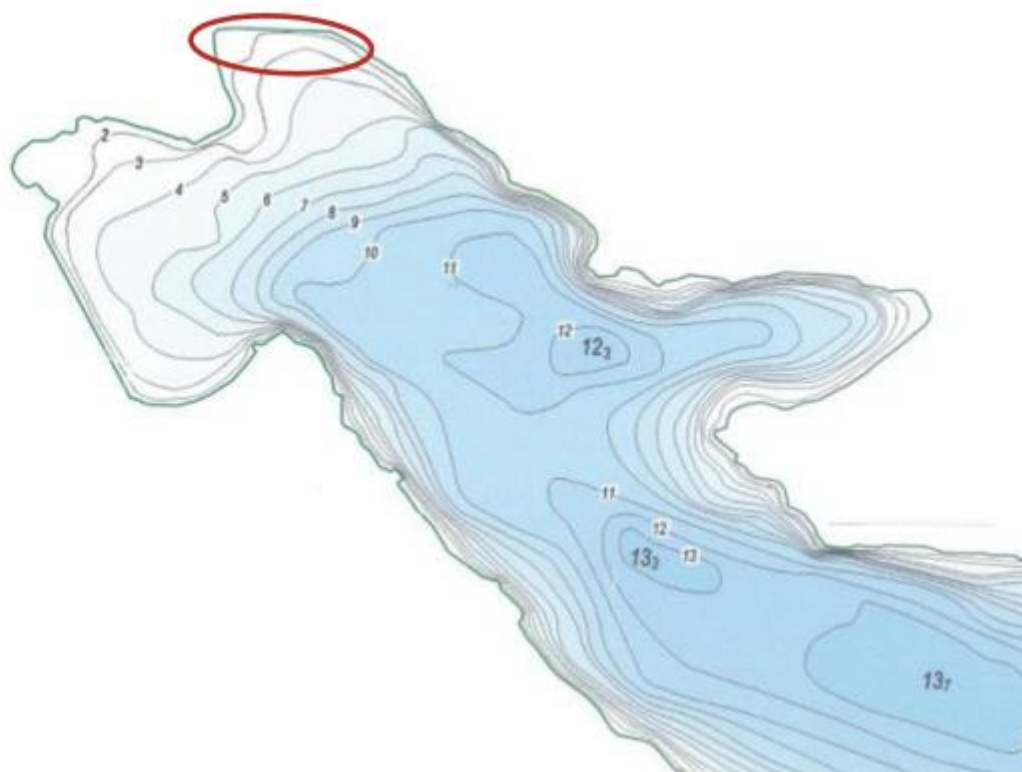
I bassängen föreslås flytande våtmarker anläggas för att fånga de lösta fraktionerna som ej sedimenterar och ytterligare reducera flödes hastigheten.

Hantering av förorenade botten sediment bör beaktas. Miljöprovtagningar bör göras på sedimenten för att utreda föroreningar vilket kan innebära större kostnader för masshantering vid anläggandet. Detta kommer i sådana fall vara en av de större kostnadsposterna.

En inmätning av bottenivåer i viken bör ske för att kunna avgöra möjligt djup för skärmbassängen och om muddring av botten närmast strandkanten krävs. Enligt djupkartan är djupet vid aktuellt område cirka 1-3 meter. De översiktliga beräkningarna nedan har utgått från en 2 meter djup skärmbassäng.



Figur 20. Gång- och cykelbana och stensatt strandkant vid Bergshamraleden (WSP, 2017).

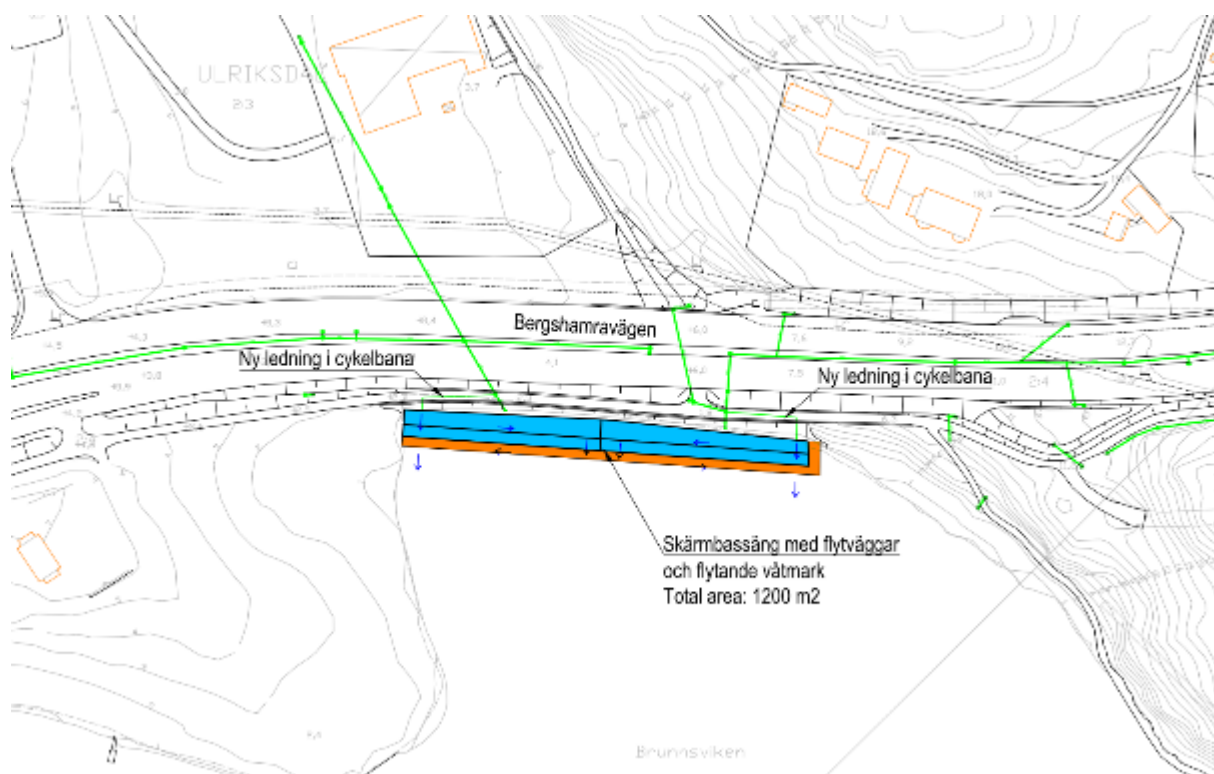


Figur 21. Djupkarta över norra Brunnsviken (WRS, 2016a) med aktuellt område rödmarkerat.

Tabell 8. Bergshamravägen skärmbassäng

<b>Bergshamravägen skärmbassäng</b>	
Avrinningsområde	2
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	1200
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	120
Årligt medelflöde (l/s)	2
Djup permanent vattenvolym (m)	2,00
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	9,5
Ap/Ared (rek. 100-200)	120
Ndap (rek. 1-3)	3,4
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,006
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,36
Djup permanent vattenvolym (m)	2
Medelvattenyta Saltsjön (m)	+0,16
VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	+0?

En **1200 m<sup>2</sup>** stor anläggning anses som den rimligaste storleken och är ett medelvärde av de tre använda metoderna för dimensionering. Ju större anläggning desto högre kommer reningsgraden att vara.



Figur 22. Skärbassäng vid Bergshamraleden.

#### 5.3.3.3. 7 - Hagaparken

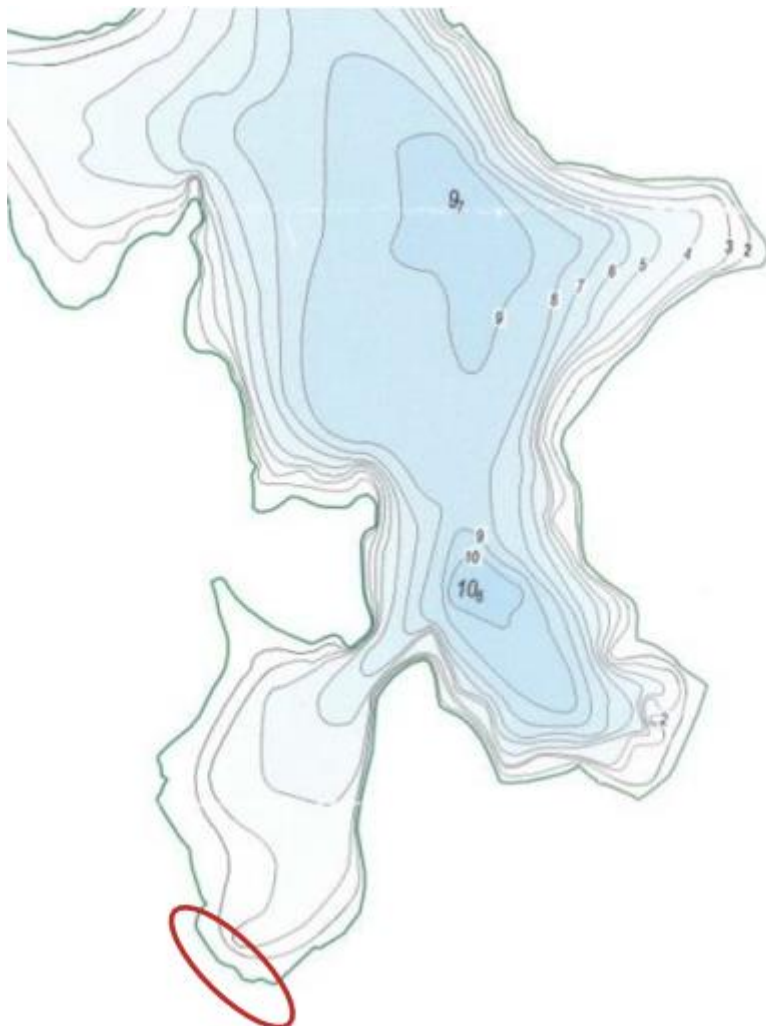
Till utloppet vid södra Hagaparken avrinner en del av E4:an, Karolinska, norra Hagastaden och en del flerfamiljsbostadsbebyggelse via en D500-ledning och en D600-ledning. Idag finns en oljeläns anlagd vid utloppet. En del av avrinningsområdet ligger inom Stockholm stad.





Figur 23. Utloppen vid de två dagvattenledningarna (WSP, 2017).

En inmätning av bottennivåer i viken bör ske för att kunna avgöra möjligt djup för skärmbassängen och om muddring av botten närmast strandkanten krävs. Enligt djupkartan är djupet vid aktuellt område cirka 1-2 meter. De översiktliga beräkningarna nedan har utgått från en 1,5 meter djup skärmbassäng.



Figur 24. Djupkarta över södra Brunnsviken (WRS, 2016a) med aktuellt område rödmarkerat.

Tabell 8. Hagaparken skärmbassäng

<b>Hagaparken skärmbassäng</b>	
Avrinningsområde	12
Area permanent vattenyta (m <sup>2</sup> )	2500
Dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (l/s)	300
Årligt medelflöde (l/s)	5
Avrinningsområdets reducerade area (ha)	25,6
Ap/Ared (rek. 100-200)	100
Ndap (rek. 1-3)	2
Ytbelastning årligt genomsnitt (rek. <0,02) (m/h)	0,007
Ytbelastning vid dimensionerande flöde, 90% av årsflöde (rek. <0,6) (m/h)	0,4
Djup permanent vattenvolym (m)	1,5

Medelvattenyta Saltsjön (m)	+0,16
VG befintlig ledning inlopp (RH2000)	+0?

En **2500 m<sup>2</sup>** stor anläggning anses som den rimligaste storleken för en god rening och är ett medelvärde av de tre använda metoderna för dimensionering. Ju större anläggning desto högre kommer reningsgraden att vara. I bassängen föreslås flytande våtmarker anläggas för att fånga de lösta fraktionerna som ej sedimenterar och ytterligare reducera flödes hastigheten. Skärmbassängen föreslås sektioneras med flytväggar.

Hantering av förorenade bottensediment bör beaktas. Miljöprovtagningar bör göras på sedimenten för att utreda föroreningar vilket kan innebära större kostnader för masshantering vid anläggandet. Detta kommer i sådana fall vara en av de större kostnadsposterna.

En inmätning av bottennivåer i viken bör ske för att kunna avgöra möjligt djup för skärmbassängen och om muddring av botten närmast strandkanten krävs. Enligt djupkartan är djupet vid aktuellt område cirka 1-2 meter. De översiktliga beräkningarna nedan har utgått från en 1,5 meter djup skärmbassäng.



Figur 25. Skärmbassäng vid Hagaparken.

## 5.4. Övriga åtgärder

Nedan presenteras ett antal övriga åtgärder, främst lokala uppströmsåtgärder, att tillämpa löpande vid till-, om- och nybyggnation. I ny- och tillbyggnation ska alltid lokala uppströmsåtgärder prioriteras framför större samlande lösningar nedströms för att hantera en ökad belastning. Övriga åtgärder inkluderar även andra typer av åtgärder som spårning av felkopplade spillvattenflöden och hantering av miljögifter från båtbottnbehandlingsanläggningar för att ytterligare förbättra vattenkvaliteten i Brunnsviken.

Ovan presenterade platsspecifika åtgärder uppfyller Solna stads förbättringsbehov för Brunnsviken från befintlig och planerad bebyggelse (ej justerat för eventuella lokala dagvattenåtgärder) för alla ämnen förutom kväve, zink och kadmium. För kväve, zink och kadmium krävs komplettering med lokala uppströmslösningar med egenskaper som infiltration och absorption för att kunna nå förbättringsbehovet, då dessa ämnen inte avskiljs tillräckligt i anläggningar som dagvattendammar och skärmbassänger.

Arbetet med en långsiktigt hållbar dagvattenhantering vid ny- och ombyggnation med fokus på lokala uppströmsåtgärder omfattas av Solna stads dagvattenstrategi.

### 5.4.1. Infiltration i grönytor och diken

#### Utformning och funktion

Gräsmattor, parkmark, naturmark diken kan användas för att fördröja och rena dagvatten. Tekniken bidrar med naturlig grundvattenbildning och grönska i stadsmiljön. Den kan användas för att ta hand om dagvatten från vägar, gator, parkeringsplatser, tak och bostadsgårdar. Grönytor kan fånga upp en stor andel av de partikelbundna föroreningarna. Generellt sett kan grönytor bidra med en hög reduktion av metallföroreningar och växtnäringsämnen. Reningseffekten blir bäst i grönytor med tät gräsväxt och genomsläppligt ytlager. Tekniken är enkel, billig och driftstabil, men ytkrävande.

Vid anläggande av gräsbevuxna diken längs med vägar tillkommer ofta ett dräneringslager för dränering av vägkroppen. Detta erfordras även för infiltrationsytor där marken inte är genomsläpplig.

Bevuxna grönytor är relativt lätta att underhålla. Det löpande underhållet innefattar renhållning och gräsklippning om växtligheten består av gräs. Ytan bör hållas fri från skräp och löv. Som regel ackumuleras föroreningar direkt på, eller nära ytan. Genomsläppligheten minskar efter hand och ytan kan till slut bli helt igensatt. Genomsläppligheten kan återställas genom att ytlagret luckras eller tas bort.

#### Kostnad

Kostnaden för anläggande av infiltrationsstråk kan integreras som en del av anläggandet av parken, grönytan eller vägslänten och innebär då inte några merkostnader. För en nedsänkt infiltrationsyta med dränerande lager uppskattas anläggningskostnaden för schakt, sådd,

makadamlager och rördelar till **300 kr/m<sup>2</sup> – 400 kr/m<sup>2</sup>**. Driftkostnaden består normalt av gräsklippning och eventuell rensning. Skötselkostnaden bedöms vara 1,5 ggr den av en vanlig gräsyta. Den årliga kostnaden för skötsel av bruksgräs i Stockholm ligger på ca 2 kr/m<sup>2</sup>, vilket ger en kostnad på **3 kr/m<sup>2</sup>** för infiltrationsstråket (WRS, 2016b).

### 5.4.2. Genomsläpplig beläggning

#### Utformning och funktion

En genomsläpplig beläggning kan användas som alternativ till traditionell asfalt. Tekniken kan bidra med både flödesutjämning och rening av dagvatten. Den används ofta på parkeringsplatser, gång- och cykelvägar och lokalgator. En genomsläpplig beläggning, till exempel grus, hålsten, beläggning med genomsläpplig fog och genomsläpplig asfalt kan avskilja 50-90 procent av de partikelbundna och lösta föroreningarna. Tekniken är yteffektiv eftersom själva ytan (i eller direkt under) kan användas för att skapa ett magasin för flödesutjämning och rening. Ytan behöver skötas för att inte sätta igen och förlora infiltrationsförmågan. Skötsel sker med sopning och spolning eller vakuumsug för permeabel asfalt.

#### Kostnad

Det finns olika typer av genomsläpplig beläggning som varierar kostnadsmässigt. En gräsarmering kostar cirka **850 kr/m<sup>2</sup>** för plattor, sättgrus och bärlager samt anläggning (WRS, 2016b).

### 5.4.3. Växtbäddar

#### Utformning och funktion

Nedsänkta växtbäddar är planteringsytor med förmåga att både fördröja och rena dagvatten. De bidrar också med grönska och biologisk mångfald. Tekniken kan användas i många olika miljöer, exempelvis i anslutning till vägar, parkeringsytor och på bostadsgårdar. Lösningarna är anpassade för att utnyttja oanvända ytor och att fungera där inte plats finns för gräsbevuxna diken längs med gatorna. Växtbäddarna fångar upp merparten av de partikelbundna föroreningar och kan också avskilja lösta föroreningar, organiska miljögifter och smittämnen. Vattnet avleds till växtbädden antingen ytligt eller via brunnar. Växtbäddarna kan vara upphöjda över eller nedsänkta under marknivån.

#### Kostnad

En nedsänkt växtbädd vid exempelvis en väg kostar cirka **1400 kr/m<sup>2</sup>**. En växtbädd upphöjt i konstruktion vid exempelvis en husvägg kostar cirka **2400 kr/m<sup>2</sup> – 4000 kr/m<sup>2</sup>**. Skötselkostnaden likställs med skötsel av en perennplantering på cirka **25 kr/m<sup>2</sup>** per år (WRS, 2016b).

#### 5.4.4. Skelettjord

##### Utformning och funktion

Luftig skelettjord innehåller bara makadam vilket ger god magasinskapacitet. Vanlig skelettjord innehåller nedvattnad jord och har bättre förmågan att avskilja lösta föroreningar. Tekniken är användbar i anslutning till vägar, parkeringsytor och bostadsgårdar. Anläggningarna utformas som makadamfyllda gropar där dagvatten kan magasineras. Rening uppstår genom att fasta föroreningar sedimenterar när vatten passerar från ytan till gropens botten. Nedvattnad jord och träd i skelettjorden kan bidra till viss avskiljning av lösta föroreningar. Om dagvattnet kan filtrera vidare i marken under skelettjorden fortsätter reningen med ytterligare avskiljning av lösta föroreningar. Gator och torg som kräver hårdgjorda ytor för framkomlighet och likande kan anpassas med underjordiska skelettjordar där inte utrymme för gräsytor och planteringar finns. Skötsel som behövs vid träd med skelettjord är rensning av dagvattenbrunnar en gång per år. Det behövs ingen ytterligare gödsling eller bevattningen av träden efter etableringsskedet, då träden får sin näring från dagvattnet, vittring o.s.v.

##### Kostnad

Träd med skelettjord i samband med en nybyggnation, eller när marken ska grävas upp även för ett annat syfte, kostar cirka **60 000 kr/träd** inklusive material, trädet och anläggningen av trädet (exklusive schakt, vilket ingår i övrig markentreprenad). Träd med skelettjord i befintlig stadsmiljö kostar cirka **120 000 kr/träd**. I befintlig miljö i Stockholm är det vanligt med ledningar i mark och då kan kostnaden uppgå till **350 000 kr/träd**. Driftkostnaden likställs med slamsugning av dagvattenbrunn, eller en växtbädd om ytan är nedsänkt (WRS, 2016b).

#### 5.4.5. Byggnadsmaterial

Val av byggnadsmaterial påverkar mängden dagvattenföroreningar, främst tungmetaller. Exempel på detta är att undvika koppartak och förzinkade stolpar och välja ett material som främjar dagvattenhanteringen såsom sedumtak. Zink är svårt att avskilja i dagvatten p.g.a. stor andel löst form. Det effektivaste sättet är att identifiera de ytor som ger hög zinkbelastning och åtgärda dem med exempelvis ny beläggning.

#### 5.4.6. Avsättningsmagasin med filter

##### Utformning och funktion

Ett alternativ till att anlägga en ytlig lösning såsom dagvattendamm är att anlägga ett underjordiskt filtermagasin. Utformningen av ett sådant magasin tar mindre yta i anspråk än vad både en dagvattendamm och ett traditionellt avsättningsmagasin gör. Filtermagasinet fungerar likt ett traditionellt avsättningsmagasin men med skillnaden att rening sker både med galler, sedimentering och filtrering. Magasinet består av en betongkonstruktion med två kammare för sedimentering samt ett filter för reduktion av lösta partiklar. Vid inloppet till magasinet finns ett galler som avskiljer större partiklar innan dagvattnet når sedimenteringskammarna. Genom specialutformade riktningsplattor tillåts större flöden att brädda över sedimentationsdelen (inbyggd bypass) varvid risken för uppvirvling av sediment

minskas. En bypassledning kan även anläggas innan inloppet till magasinet för drift och för att undvika uppvirvling av sediment vid kraftiga skyfall, då anläggningens syfte är rening, inte fördröjning.

Rening sker genom flera processer; mekanisk rensning, sedimentation, filtrering samt oljeavskiljning. Möjlighet finns även att använda sig av kemisk rening. Filtrering sker genom filterkassetter som anpassas till det flöde man önskar rena. Filtren kan även anpassas efter de ämnen som är i störst behov av att renas i det specifika projektet.

Filtermagasin är en relativt ny teknik för Sverige och har endast utvärderats på ett fåtal platser medan dagvattendammar har utvärderats i betydligt större utsträckning. Resulterande reningseffekt från filtermagasin bör därmed anses som osäkra och användas med försiktighet. Avsättningsmagasinet har betydligt mindre reglervolym än dagvattendamm. Detta betyder att en större andel av det årliga flödet kommer att ha en kortare uppehållstid i avsättningsmagasinet och brädda förbi utan nämnvärd rening. En sådan lösning fungerar som bäst för små hårdgjorda avrinningsområden med en hög föroreningsbelastning av specifika ämnen som filtren kan anpassas för. De fungerar sämre på större avrinningsområden.

Filtermagasinet kräver periodvis skötsel med vakuumsug och filterbyte. Vanligt driftintervall är ca 2-6 gg/år men detta varierar beroende på belastningen på magasinet.

#### **5.4.7. Bottenbehandling båtar**

Båtbottenfärger är en källa för föroreningarna av bland annat TBT, koppar, zink och bly. Tidigare var båtbottenfärger med TBT, tributyltenn, tillåtna, och finns troligen fortfarande kvar på många båtar inom Solna. En möjlig åtgärd mot ytterligare förorening av TBT kan vara att kommunen gör en inventering vid båtuppläggningsplatserna och påverkar båtägarna ifråga att åtgärda problemet. Även andra båtbottenfärger med toxiskt innehåll kan identifieras vid samma tillfälle.

Framåt kan behovet av båtbottenfärg på fritidsbåtar elimineras genom att se till att det anläggs båtbottnvättar vid Brunnsviken eller nära dess utlopp och sanering av marken vid uppläggningsplatserna sker. Båttrafik bidrar även till utsläpp av PAH och antracen precis som annan trafik. I Brunnsvikens avrinningsområde inom Solna stad finns Haga båtklubb där utredning om åtgärder såsom krav och information kan göras för att reducera dessa föroreningar.

#### **5.4.8. Minska mängden orenat spillvatten till recipienterna**

##### **Bräddning**

Spillvattenavledning sker mestadels som självfallssystem, och följer därför normalt de naturliga dagvattenstråken mot recipienten. Innan utloppspunkten finns en pumpstation som via en tryckledning för spillvattnet vidare mot reningsverket, ofta via ytterligare självfallsledningar och pumpstationer. För större flöden nyttjas även tunnelsystem, och även där finns pumpar som lyfter spillvattnet för att rinna vidare.

I systemet finns nödbräddningspunkter, där spillvattnet kan flöda ut till recipienterna om avledningen inte fungerar som avsett. Det uppstår då flödet överstiger kapaciteten, vid stopp i avloppsrören eller om pumparna av någon anledning stannar.

För kapacitetsbrist är orsaken ofta att dagvatten kommer in i spillvattennätet vid kraftiga regn- och snösmältningssituationer. Detta beror troligen på inströmmade dagvatten via felkopplingar, men kanske även då dagvatten rinner in via de ventilationshål som brunnslock är försedda med för att självfallsledningar ska fungera som de ska. Åtgärden mot det är ett systematiskt uppströmsarbete där felkopplingar upptäcks och åtgärdas. För läckage via brunnslocken är åtgärden att se till att brunnarna är placerade i högpunkt, så inget ytvatten rinner dit. En annan metod är att byta till täta lock på de ställen detta inte har skett. Inläckage kan även ske via dränering och via ledningsgravarna.

Bräddning sker även då samtliga pumpar i en pumpstation stannar, vilket sker vid elavbrott. Det går att förse pumpstationerna med reservkraft för att minska den risken.

En tredje orsak till bräddning är stopp i ledningar, där bräddning av orenat spillvatten sker direkt till recipient via egen bräddledning, via bräddning över till dagvattensystemet, eller via brunnslock och markytan. Åtgärder kan vara att bygga om VA-nätets bräddpunkter så att bräddningarna sker via markytan, så att allmänheten upptäcker dem och kan felanmäla. På så sätt kan tiden för bräddningen minskas. Bräddvakter och ronderingar är andra metoder för att minska tiden och mängden bräddvatten.

#### **Felkoppling av spillvatten till dagvattennätet**

Erfarenhetsmässigt sker och finns det felkopplingar där spillvatten är kopplade till dagvattennätet. Avloppsledningar för spillvatten respektive dagvatten är av samma sort, så det är lätt att sådan felkoppling sker.

Lösningen på problemet är att arbeta metodisk för att upptäcka dessa felkopplingar i ett aktivt uppströmsarbete. Upptäckten av felkopplingar kan ske genom att analysera vatten från dagvattennätet för att se om det innehåller för att hitta spår från spillvatten, t.ex. indikatorbakterier, som E.coli. Andra metoder är t.ex. färgning för vatten från spillvatten i byggnader för att se om det är kopplat till spillvatten- eller dagvattennätet. För felkopplingar inne på fastighetsmark skulle arbetet förenklas om dagvattenserviserna försågs med spolbrunnar vid förbindelsepunkt.

Jämfört med bräddning är det små flöden men det sker kontinuerligt. Det är sannolikt att det finns stora miljövinster med insatser för att minska dessa felkopplingar.

#### **5.4.9. Hydromorfologiska förbättringsåtgärder**

Avseende hydromorfologisk påverkan finns behov av att genomföra åtgärder för att främja vandring för fisk och andra vattenlevande organismer mellan Brunnsviken, Råstasjön, Lötsjön och Madenbäcken (Norra Råstabäcken). Vandringshinder behöver tas bort och den fysiska miljön, hydromorfologin, i vattendragen kan generellt förbättras genom att exempelvis lägga ut grus och större stenar/block för att underlätta fiskvandring.



Exempelvis består utloppet från Råstasjön idag av en dammbyggnad med överfall. Dämet kan anpassas med en naturlig tröskel som underlättar fiskvandring från Brunnsviken upp i åsystemet. Med anläggande av större stenar skulle området nedströms sjön kunna byggas om till en porlande bäck med vattenhålor för att möjliggöra för vattendjur att passera. En sådan förändring skulle även ge en bättre estetik för platsen.

#### **5.4.10. Fördröjning i befintliga sjöar och våtmarker**

Genom att utnyttja sjöar och våtmarker högt upp i avrinningsområdet till fördröjning kan risken för översvämning vid extrema nederbördssituationer minskas längre ned i systemet. Det påverka i sig inte föroreningsbelastning, men genom att utjämna flödet förbi nedanförliggande reningsanläggningar, kan reningseffekten i dessa ökas. Dessutom minskar urspolningen av sediment vid stora regn från renings- och avledningsanläggningar. Sådana faktorer är dock inte inarbetat i de beräkningsmetoder som är gängse, och som används i denna utredning.

Platser för sådana åtgärder som har identifierats i Solna är Råstasjön. Om utloppets kapacitet justeras kan sjön i sig lagra och utjämna stora flöden till en liten kostnad. Om samma åtgärd utförs av Sundbyberg vid Lötsjöns utlopp och vid våtmarken väster om Sjövägen innan inloppet till Råstasjön.

Ytterligare utredningar gällande tillstånd och vattendomar, utformning av utloppsanordning och effekter av periodvisa höjningar av sjön måste utföras innan beslut om en sådan åtgärd.

#### **5.4.11. Fosforfällning Brunnsviken**

Fosforfällning i Brunnsvikens sediment är en åtgärd som kommer att ge en snabb minskning av fosforhalterna och en tydlig effekt på vattenkvaliteten med ett ökat siktdjup och ökad syretillgång i bottenvattnet. Goda erfarenheter finns från motsvarande åtgärd i Björnöfjärden, vilken genomfördes under 2011 och 2012 inom ramen för BalticSea2020-projektet Levande kust. Det är angeläget att åtgärden kombineras med genomförandet av dagvattenåtgärder för att minska den externa belastningen, annars kommer effekten av fällningen endast att vara tillfällig.

Stockholms stad har inkommit med en förfrågan till Solna om Stockholm får behandla Brunnsvikens sediment med aluminiumsalter i syfte att reducera utflödet av fosfor från sedimenten. Kommunstyrelsen har ställt sig positiva till aluminiumfällningen under förutsättning att Stockholms stad som verksamhetsutövare inhämtar erforderliga tillstånd från ansvarig myndighet.

Solna Vatten genomför idag tillsammans med Stockholm Vatten, bortpumpning av vatten från Brunnsviken till Lilla Värtan.

#### **5.4.12. Vidare utredningar**

Nedan utredningarna omfattar Brunnsviken och bör utredas i samverkan med övriga kommuner för att stärka den gemensamma bilden av Brunnsvikens miljösituation och möjliga ytterligare åtgärder på längre sikt.

- Utökade analyser av totalhalter av metaller och av PAH16, inklusive antracen.
- Utredning av tillförseln av antracen och PAH16 från småbåtstrafiken i Brunnsviken, inklusive möjliga åtgärder.
- Utredning av kvicksilversituationen i Brunnsviken, inklusive möjliga åtgärder.
- Utredning av recipient för gravdränvatten från Norra begravningsplatsen i Solna och Sundbybergs begravningsplats, inklusive möjliga åtgärder.
- Identifiering av ytor i stadsmiljön som ger hög zinkbelastning, inklusive möjliga åtgärder.

## **6. Beräkningar**

### **6.1. Modell**

Beräkning av föroreningsbelastning (kg/år) med och utan föreslagna platsspecifika anläggningar har utförts med StormTac. StormTac använder årsnederbörd 636 mm/år och schablonhalter för olika markanvändningar såsom villaområde, parkering, flerfamiljsbostadsområde och vägar med en angiven ÅDT. I StormTac anges en reningsanläggning där effekten justeras utifrån angivna faktorer såsom storleken på anläggningsyta, föroreningskoncentration i inkommande dagvatten, djup, ytbelastning, andel växter, bypass för stora flöden eller ej, reglervolym utöver permanent volym, temperatur och längd/breddförhållande.

Det finns osäkerheter gällande schablonhalter för de olika markanvändningarna. Även reningseffekten beror på olika faktorer såsom skötsel, vindförhållanden, årstid och andra lokala förhållanden, som spelar stor roll i anläggningens funktion. Resultaten ska därför användas som indikation på belastning och rening, och ej i absoluta värden. Modellen beräknar endast halter på totala fraktionen av ett ämne, och andelen löst kontra partikelbundet kan variera stort från område till område och ämne till ämne.

### **6.2. Indata**

I Tabell 9 visas indata till föroreningsberäkningar i form av markanvändning per avrinningsområde (för avrinningsområde Brunnsviken se bilaga).

Tabell 9. Markanvändning per avrinningsområde (hektar).

Avrinningsområde	Grönnya	Handel- och verksamhetsområde	Flerfamiljsbostäder	Villaområde	Järnväg	E4 (ÅDT 55000)	Solnavägen (ÅDT 15000)	Enköpingsvägen (ÅDT 30000)	Frösundaleden (ÅDT 20000)	Råsundavägen (ÅDT 10000)	Totalt
1	73,24	16,76	96,98	10,19	7,59	3,86	0,00	9,92	0,00	0,00	218,53
2	40,89	1,28	7,76	2,42	0,00	0,00	0,00	2,87	0,00	0,00	55,23
3	2,24	1,41	37,61	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	42,43
4	7,25	2,73	8,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,27
5	19,96	36,04	52,00	0,00	47,93	0,00	0,00	0,18	1,52	1,94	159,57
6	1,33	1,78	13,09	0,00	0,00	2,21	0,00	0,11	0,00	0,00	18,52
7	1,70	4,29	2,57	0,00	0,00	2,13	0,00	0,00	0,00	0,00	10,69
8	13,17	17,13	43,26	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	1,92	0,00	75,64
9	0,00	0,00	27,85	10,21	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	2,76	41,02
10	32,53	1,95	0,00	0,00	0,00	5,58	0,00	0,00	0,00	0,00	40,07
11	12,11	0,34	0,00	0,00	0,00	2,61	0,00	0,00	0,00	0,00	15,06
12	1,00	8,23	17,20	0,00	0,00	9,88	0,37	0,00	0,00	0,00	36,68
13	221,17	18,04	0,00	0,00	2,77	5,96	0,00	0,00	0,00	0,00	247,93
14	26,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,78
15	26,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,53
16	8,84	0,00	4,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,55
17	4,90	0,00	1,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,07
18	2,18	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,94
19	0,54	0,00	0,64	3,85	0,00	0,00	0,00	3,63	0,00	0,00	8,66
20	0,00	0,00	0,92	5,67	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	6,71
21	0,00	0,00	3,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	3,48
22	1,22	0,00	4,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	6,92
23	5,60	0,00	0,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,32
24	16,89	4,06	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,19
25	35,32	13,61	0,20	0,00	0,00	2,29	0,00	0,00	0,00	0,00	51,42
26	64,69	6,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	71,31
27	1,87	0,00	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21
28	1,90	0,00	3,00	3,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,87
29	0,00	0,00	2,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,79
30	17,16	34,76	100,41	0,51	8,05	0,00	0,00	0,00	3,15	1,10	165,15
31	0,00	9,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,35
32	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,89
33	0,00	8,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,18
34	1,78	0,00	17,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,13
35	10,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,45
36	8,42	0,00	19,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,17
37	97,30	50,16	130,33	7,64	11,11	0,28	7,52	0,00	1,74	0,22	306,32

<b>38</b>	1,56	5,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,19
<b>39</b>	11,62	19,40	2,32	0,00	23,65	7,05	0,00	0,00	0,00	0,00	64,04
<b>40</b>	4,19	4,44	0,00	0,00	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00	0,00	9,96
<b>41</b>	4,66	5,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,89
<b>42</b>	13,70	24,48	0,16	0,00	5,01	11,09	0,47	0,00	0,00	0,00	54,91
<b>Total</b>	794	297	603	44	106	54	8,5	18	8,3	6	1943

### 6.3. Föroreningsbelastning

Föroreningsbelastningen har beräknats för respektive avrinningsområde (för avrinningsområde Brunnsviken se bilaga). Justering av belastning har gjorts utifrån befintliga reningsanläggningar i den mån det är möjligt samt för rening i Råstasjön och Lötsjön enligt tidigare antaganden. Planerade exploateringar har inkluderats, dock inte justerade för eventuella lokala dagvattenåtgärder då det är osäkert i vilken grad det är planerat att genomföras. Fosfor har beräknats med och utan justering utifrån uppmätta schablonhalter enligt föregående utredning, WRS 2016a.

Tabell 10. Befintlig föroreningsbelastning (kg/år) från avrinningsområde utan åtgärdsförslag.

	Enhet	Fosfor (P) utan justering	Fosfor (P)	Kväve (N)	Bly (Pb)	Koppar (Cu)	Zink (Zn)	Kadmium (Cd)	Krom (Cr)	Nickel (Ni)	Kviksilver (Hg)	Suspenderade partiklar (SS)	Olja	PAH
<b>A1</b>	kg/år	140	56	1000	8,9	18	84	0,33	5,9	5,3	0,019	42000	410	0,35
<b>A2</b>	kg/år	15	6	140	1,1	2,3	11	0,035	0,71	0,66	0,0025	5000	45	0,04
<b>A3</b>	kg/år	38	15,2	240	2	4,1	15	0,087	1,5	1,3	0,0038	9500	94	0,078
<b>A4</b>	kg/år	11	4,4	78	0,63	1,1	4,4	0,03	0,37	0,37	0,0013	3100	37	0,022
<b>A5</b>	kg/år	110	44	1100	6,3	13	52	0,28	3,4	3,9	0,016	32000	440	0,23
<b>A6</b>	kg/år	19	7,6	120	1,4	2,8	15	0,043	0,89	0,78	0,0025	6000	52	0,056
<b>A7</b>	kg/år	12	4,8	85	1,1	2	13	0,032	0,55	0,56	0,0022	4700	46	0,043
<b>A8</b>	kg/år	65	26	440	3,7	6,4	28	0,17	2,1	2,1	0,0083	18000	220	0,13
<b>A9</b>	kg/år	32	12,8	230	1,6	3,6	13	0,071	1,3	1,1	0,0038	8200	78	0,068
<b>A10</b>	kg/år	15	6	120	1,9	3,9	25	0,032	1	0,96	0,0032	7100	47	0,075
<b>A11</b>	kg/år	5,9	2,36	50	0,81	1,7	11	0,012	0,47	0,42	0,0013	3000	18	0,034
<b>A12</b>	kg/år	46	18,4	320	4,4	8,7	52	0,11	2,5	2,3	0,0078	18000	150	0,18
<b>A13</b>	kg/år	44	17,6	470	3,9	7	40	0,12	1,8	2,2	0,0085	17000	180	0,12
<b>A14</b>	kg/år	1	0,4	24	0,071	0,15	0,38	0,0024	0,043	0,066	0,00018	330	3	0
<b>A15</b>	kg/år	1	0,4	23	0,07	0,15	0,37	0,0024	0,043	0,065	0,00018	320	3	0
<b>A16</b>	kg/år	4,7	1,88	34	0,23	0,48	1,6	0,01	0,18	0,16	0,00043	1100	11	0,0082
<b>A17</b>	kg/år	1,3	0,52	11	0,065	0,14	0,43	0,0028	0,05	0,046	0,00013	310	3	0,002
<b>A18</b>	kg/år	0,78	0,312	6,1	0,039	0,082	0,27	0,0018	0,031	0,027	0,000075	190	1,8	0,0013

A19	kg/år	7,1	2,84	67	0,69	1,6	9,4	0,014	0,46	0,39	0,0018	3100	22	0,031
A20	kg/år	3,1	1,24	25	0,16	0,34	1,4	0,0069	0,1	0,11	0,00029	740	6,4	0,0081
A21	kg/år	3,2	1,28	20	0,16	0,34	1,2	0,0072	0,13	0,11	0,0003	780	7,5	0,0065
A22	kg/år	5,7	2,28	39	0,35	0,77	3,4	0,012	0,26	0,22	0,00075	1600	14	0,014
A23	kg/år	0,88	0,352	8,9	0,047	0,098	0,3	0,002	0,035	0,035	0,000095	220	2,1	0,0013
A24	kg/år	6,1	2,44	54	0,42	0,53	2,9	0,02	0,13	0,21	0,0011	2100	30	0,011
A25	kg/år	24	9,6	190	2	3	19	0,073	0,76	0,97	0,0045	9100	110	0,066
A26	kg/år	11	4,4	120	0,77	1	5,2	0,036	0,25	0,43	0,002	3800	52	0,018
A27	kg/år	3,1	1,24	20	0,15	0,32	1,1	0,007	0,12	0,1	0,00027	730	7,2	0,0058
A28	kg/år	4,3	1,72	31	0,2	0,43	1,5	0,0096	0,15	0,14	0,00036	980	9,2	0,0092
A29	kg/år	2,6	1,04	15	0,12	0,26	0,86	0,0057	0,1	0,081	0,00022	590	5,8	0,0049
A30	kg/år	140	56	1000	8,1	15	61	0,37	4,8	4,7	0,018	40000	480	0,29
A31	kg/år	12	4,8	87	0,84	0,95	6,1	0,042	0,21	0,38	0,0022	4300	63	0,025
A32	kg/år	2,4	0,96	18	0,17	0,19	1,2	0,0085	0,043	0,076	0,00044	870	13	0,0051
A33	kg/år	11	4,4	76	0,74	0,83	5,3	0,037	0,19	0,33	0,0019	3700	55	0,022
A34	kg/år	16	6,4	98	0,77	1,6	5,4	0,036	0,62	0,51	0,0014	3700	36	0,03
A35	kg/år	0,41	0,164	9,3	0,028	0,06	0,15	0,00095	0,017	0,026	0,000072	130	1,2	0
A36	kg/år	18	7,2	120	0,89	1,9	6,2	0,041	0,72	0,59	0,0016	4300	42	0,035
A37	kg/år	200	80	1500	12	21	91	0,53	6,9	6,9	0,028	59000	690	0,42
A38	kg/år	7,3	2,92	54	0,51	0,58	3,7	0,025	0,13	0,23	0,0013	2600	38	0,015
A39	kg/år	47	18,8	490	4,1	8,5	47	0,12	2	2,2	0,0088	18000	210	0,16
A40	kg/år	8,5	3,4	64	0,79	1,3	8,5	0,025	0,33	0,38	0,0017	3500	38	0,029
A41	kg/år	6,9	2,76	53	0,48	0,56	3,5	0,024	0,13	0,22	0,0013	2500	36	0,014
A42	kg/år	55	22	440	5,5	10	64	0,15	2,5	2,7	0,011	23000	240	0,21
<b>Total Solna</b>	kg/år	<b>1157</b>	<b>463</b>	<b>9100</b>	<b>78</b>	<b>150</b>	<b>720</b>	<b>3</b>	<b>44</b>	<b>44</b>	<b>0,17</b>	<b>370000</b>	<b>4000</b>	<b>2,9</b>
Stockholm och Sundbyberg via Råstaån (WRS, 2016a)	kg/år	260	104	2200	16	33	129	0,64	10,9	9	0,064	89000	997	0,58
<b>Total</b>	kg/år	<b>1460</b>	<b>567</b>	<b>11300</b>	<b>94</b>	<b>183</b>	<b>849</b>	<b>3,64</b>	<b>54,9</b>	<b>53</b>	<b>0,234</b>	<b>459000</b>	<b>4997</b>	<b>3,48</b>

## 7. Referenser

- Malmö, 2008. Dagvattenstrategi för Malmö.
- Järven, 2016. Skärmbassäng integrerat i kajkonstruktion – kostnadsberäkning.
- Järven, 2015. Skärmbassäng kombinerat med gångstråk – kostnadsberäkning.
- Stockholms stad, 2016. Riktlinjer för dagvattenhantering.
- Stockholm Vatten, 2017. Tekniska lösningar för dagvatten.  
<http://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/tekniska-losningar2/>
- Svenskt Vatten, 2004. Dagvattendammars avskiljningsförmåga.
- Sweco, 2014. Lokalt åtgärdsprogram för Bällstaån.
- Tyréns, 2017. LÅP Brunnsviken - Förutsättningar dagvattenanläggningar, lokalisering och uppskattad anläggningskostnad
- Täby, 2016. Dagvattenstrategi för Täby kommun.
- USGS, 2011. Characterizing the size distribution of particles in urban stormwater by use of fixed-point sampel-collection methods.
- WRS, 2016a. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken.
- WRS, 2016b. Kostnadsberäkningar av exempellösningar för dagvatten.
- WRS, 2013. Skötsel av dagvattendammar – en handbok.
- WSUD, 2006. Technical design guidelines.

Bilaga till beräkningarna i avsnitt 6.

