

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Årstaviken

Miljöförvaltningen Stockholms Stad

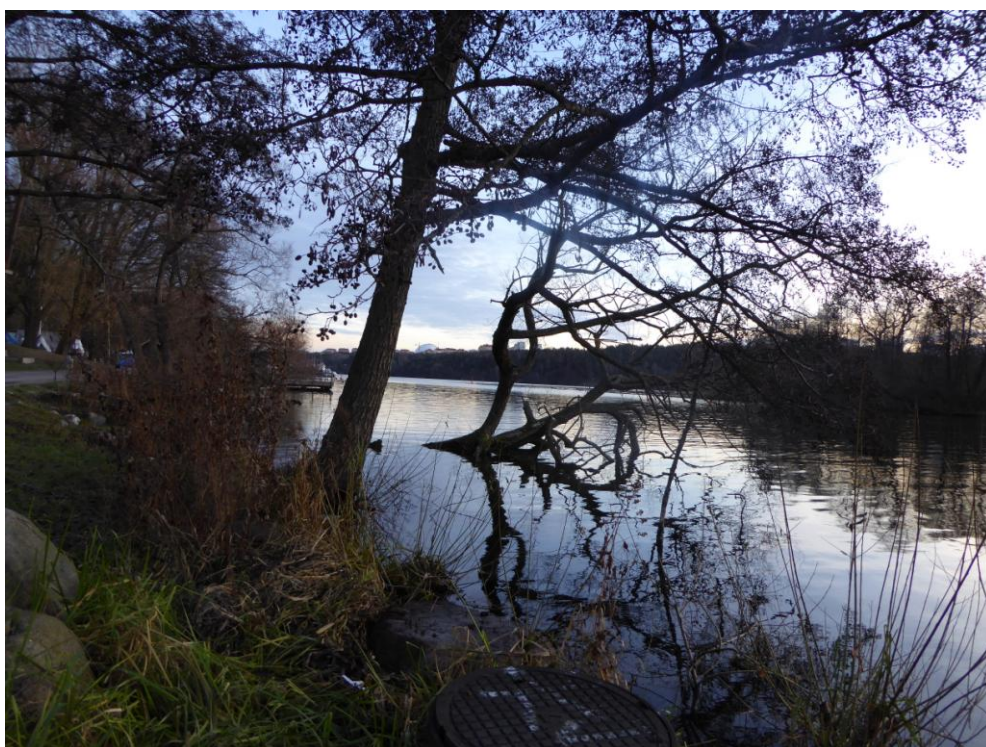


Foto: Dimitry van der Nat, WRS AB

RAPPORT nr 2017-1178-2

Författare: Dimitry van Der Nat, Anna Gustafsson (Naturvatten)
och Daniel Stråe

2018-06-21

Innehåll

Sammanfattning	4
1 Inledning	6
1.1 Bakgrund.....	6
1.2 Syfte.....	6
2 Underlag	6
3 Övergripande metodik	6
4 Årstaviken.....	8
4.1 Allmänt	8
4.2 Statusklassning	10
4.2.1 Vattenmyndighetens klassning	10
4.2.2 Ekologisk status	11
4.2.3 Kemisk status	19
4.2.4 Statusklassning - sammanfattande slutsatser.....	20
5 Beräknad tillförsel av föroreningar från tillrinningsområdet	22
5.1 Avgränsning av parametrar.....	22
5.2 Schablonberäknade årliga transporter	23
5.3 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområdet	26
5.3.1 Felkopplade avlopp	26
5.3.2 Bräddningar från avloppsnätet	26
5.3.3 Avlopp från "husbåtar"	27
5.3.4 Potentiellt förorenade områden	27
5.3.5 Övrigt	29
5.4 Pågående planers potentiella tillskott av föroreningar via dagvatten.....	29
6 Fosfor - flöden och halter	31
6.1 Lokal extern bruttobelastning av fosfor.....	31
6.2 Intern fosforbelastning	32
6.3 Utbyte med Riddarfjärden och Hammarby sjö	34
6.4 Vad styr fosforhalten i Årstavikens vattenmassa?	35
6.5 Sammanfattande slutsatser kring fosforflöden och fosforhalter	37
6.6 Hur hög fosforbelastning kan tillåtas?.....	38
7 Åtgärdsbehov (beting)	39
7.1 Fosfor	40
7.2 Prioriterade ämnen	41
8 Åtgärdsförslag	46
8.1 Kunskapshöjande åtgärder	46
8.2 Åtgärder mot PBDE, PFOS, TBT och kvicksilver.....	47
8.3 Generella åtgärder för minskad extern belastning av fosfor, bly, kadmium och antracen via dagvatten	47
8.3.1 Ombyggnad av kommunala gatu- och bebyggelseytor för lokal dagvattenhantering	47

8.3.2	Förebyggande arbete mot förorening av dagvattnet.....	48
8.4	Platsspecifika dagvattenreningsåtgärder för minskad extern belastning av fosfor, bly, kadmium och antracen	48
8.4.1	Ytbehov.....	49
8.4.2	Reningseffekt.....	50
8.4.3	Kostnader och kostnadseffektivitet	51
8.5	Övriga åtgärder.....	52
8.5.1	Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet..	52
8.5.2	Förhindra nya felkopplade avlopp	52
8.5.3	Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter.....	52
8.5.4	Dagvatten från industriområden och stora vägar	52
8.5.5	Ökade krav vid planläggning	52
8.6	Sammantagen förväntad avskiljning	52
8.7	Potentiell risk för förvärrade miljögiftsproblem vid minskad näringsbelastning	54
9	Referenser	55

Bilaga 1. Förslag till LOD och åtgärder för samlat dagvatten

Sammanfattning

Denna utredning syftar till att ge underlag till ett lokalt åtgärdsprogram för vattenförekomsten Årstaviken.

Med hänsyn till ett utökat underlag bedöms Årstaviken ha otillfredsställande ekologisk status och inte god status som Vattenmyndigheternas tidigare klassning angett. Vad gäller kemisk status är de uppdaterade klassningarna samstämmiga med de som görs av Vattenmyndigheten. Bedömningen är att antracen, kadmium, bly, TBT och PFOS samt de överallt överskridande ämnena PBDE och kvicksilver inte uppnår god kemisk status.

Miljökvalitetsnorm för Årstaviken har fastställts till god ekologisk status och god kemisk status med tidsfrist för antracen, bly, kadmium, och TBT till 2027, samt med kvalitetsundantag för kvicksilver och PBDE.

Årstaviken är inte eutrofierad utifrån näringshalterna (totalfosfor) som ligger strax under gränsvärdet. Fosforhalterna i Årstavikens ytvatten samvarierar generellt med halterna i Riddarfjärden vilket indikerar att vattenutbytet är betydande. Utbytet med Riddarfjärden har en utspädande, gynnsam effekt på fosforhalter och status i Årstaviken. Riddarfjärdens utspädande effekt innebär dock inte att en kraftigt förhöjd lokal fosforbelastning bör tillåtas till Årstaviken.

Den direkta fosforpåverkan som sker från Hammarby sjö vid slussning in till Årstaviken tycks begränsad.

Underlag saknas i nuläget för att göra en bra bedömning av fosforläckaget från Årstavikens botten. Vår preliminära bedömning är att den interna fosforbelastningen uppgår till i medeltal 65 kg/år eller mer.

Bruttotillförseln av fosfor från Årstavikens lokala tillrinningsområde har sammanställts från Stockholm stads schablonberäkningar (Storm-Tac) per tekniskt delavrinningsområde och summeras till ca 420 kg/år. Med hänsyn till beräknad avskiljning i befintliga reningsanläggningar på ca 150 kg/år beräknas nettotillförseln uppgå till ca 270 kg/år.

En genomförd modellering enligt Vollenweider (OECD-kalibreringen) ger en högsta tillåten fosforbelastning av cirka 200 kg/år, och en högsta inkommande fosforhalt av cirka 100 µg/l. Om den lokala fosforbelastningen till Årstaviken ligger vid denna nivå, eller lägre, ges viken enligt modelleringen förutsättningar att uppnå och upprätthålla god ekologisk status även utan hänsyn till den utspädande effekt som är resultatet av utbytet med Riddarfjärden. Det beräknade behovet av minskad extern tillförsel av fosfor till Årstaviken uppgår alltså till ca 70 kg P/år.

Behovet av minskad årlig tillförsel av de två prioriterade problemämnena bly och kadmium i Årstaviken har beräknats till 4,6 kg Pb/år och 0,07 kg Cd/år.

Förbättringsbehovet för övriga prioriterade problemämnen i Årstavikens ackumulationssediment sammanfattas i tabellen nedan.

Ämne	Förbättringsbehov µg/kg TS eller µg/kg vv	Förbättringsbehov %
Antracen	7	24
TBT	734	99,8
PFOS	11,5	21
PBDE	0,592	67

Pågående planarbeten beräknas enbart utifrån den förändrade markanvändningen kunna innebära ökade fosfortransporter till dagvattennätet på upp till 25 kg per år om dagvattenåtgärder inte genomförs vid exploateringarna. Även transporter av problemämnen som bly, kadmium, kvicksilver och PAH beräknas öka om inte dagvattenreningsåtgärder genomförs. Eftersom flera av planerna ligger uppströms om befintliga och planerade dagvattenreningsanläggningar blir den potentiella belastningsökningen på recipienten dock mindre.

Det föreslås att staden, om så inte redan skett, påbörjar ett långsiktigt, systematiskt uppströmsarbete för en långsiktigt hållbar, trög dagvattenhantering i befintlig bebyggelse. Två typåtgärder för LOD inom parkeringar och gator föreslås. Eftersom det bedöms vara orealistiskt att bygga om avrinningsområdets bebyggda delar i tillräcklig omfattning på tio år måste detta långsiktiga arbete kombineras med mer kortsiktigt resultatinkriktade nedströmsåtgärder för att förbättringsbehoven ska kunna nås till 2027.

Förslag till sju platsspecifika dagvattenreningsåtgärder och två typåtgärder för LOD har tagits fram. Åtgärderna beräknas tillsammans med mer systematiska åtgärder kunna minska den årligen tillförda mängden fosfor till Årstaviken med åtminstone ca 70 kg per år vilket motsvarar betinget.

Minskningen av övriga problemämnen i dagvattnet beräknas uppgå till 11 kg Pb/år, 0,2 kg Cd/år och 7 g antracen/år.

Det sammanlagda investeringsbehovet för föreslagna platsspecifika dagvattenreningsanläggningsåtgärder uppskattas översiktligt till ca 16 Mkr. Uppskattningen har gjorts utifrån schablonkostnader och med hänsyn till befintliga ledningar enligt samlingskartan.

Även en rad kunskapshöjande åtgärder föreslås.

Även om det lokala förbättringsbehovet för fosfor uppnås före 2027 kan halterna i Årstaviken inte förväntas avvika mer än marginellt från Riddarfjärden till följd av det stora vattenutbytet. Huruvida god kemisk status kan uppnås (med nationella undantag) till 2027 är svårt att bedöma till följd av generella kunskapsluckor rörande föroreningskällor och bra åtgärdsmetoder.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I det pågående arbetet för att Stockholms stads vattenförekomster ska nå god ekologisk och kemisk status behöver de översiktliga åtgärdsprogram som Vattenmyndigheten tagit fram brytas ned i lokala, operativa och kostnadsberäknade åtgärdsprogram för respektive vattenförekomst. Därför har Stockholm Stad beslutat om en handlingsplan för framtagande av lokala åtgärdsprogram med målsättningen att nå god vattenstatus till 2021 alternativt 2027.

1.2 Syfte

Denna utredning syftar till att ta fram underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Årstaviken. Underlaget klarlägger åtgärdsbehoven och redovisar åtgärdsförslag som syftar till att Årstaviken ska uppnå God ekologisk och kemisk status senast 2027 och fokuserar på miljöproblemen övergödning, syrefattiga förhållanden och miljögifter. Anläggningsförslagen i rapporten är preciserade på karta och åtgärdernas effekter kvantifierade så att behovet av att genomföra åtgärderna framgår.

2 Underlag

- GIS-data för delavrinningsområden, markanvändning, vägarnas ÅDT, ledningsnät (endast delvis med vattengångar), bräddpunkter, utloppspunkter och pågående planarbeten, samt höjddata i form av 0,5-meterskuvor.
- Tillgänglig information om befintliga dagvattenreningsanläggningar
- Information om potentiella punktkällor
- Mätdata från miljöövervakning, sedimentprovtagning, miljögifter i fisk, bottenosarscanning, lodning
- Schablonberäknade dagvattenburna närsalt- och föroreningsmängder per delavrinningsområde beräknade med Stockholm Vatten och Avfalls schabloner.
- Stockholm Stads handlingsplan för god vattenstatus
- Vattenmyndighetens åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt.

3 Övergripande metodik

Den övergripande arbetsmetodiken för uppdraget har bestått i att:

- 1) Ta fram GIS-skikt med föroreningstransporter per delavrinningsområde utifrån underlagsmaterialet, se kapitel 5.2.

- 2) Göra en oberoende statusklassning utifrån tillgängliga data, se avsnitt 4.2.
- 3) Kvantifiera dagens flöden av problemämnen till och från vattenmassan, se avsnitt 5 och 6. Sedan tidigare beräknade föroreningstransporter från Stockholm Vatten och Avfall har använts. Den antagna årsmedelnederbörden för de beräkningarna är 600 mm/år.
- 4) Kvantifiera potentiellt föroreningstillskott via dagvattennätet till följd av pågående planarbeten under antagande om långtgående lokal dagvattenrening respektive utan, se avsnitt 5.4.
- 5) Kvantifiera åtgärdsbehoven (betingen), se kapitel 7.
- 6) Kvantifiera maximalt tillåten tillförsel av beräkningsbara problemämnen för att god ekologisk och kemisk status ska uppnås, se avsnitt 8.
- 7) Utifrån tillgängligt utredningsmaterial bedöma potentiella punktkällors påverkanspotential med avseende på identifierade problemämnen, se avsnitt 5.3.
- 8) Identifiera strategiska platser för dagvattenreningsanläggningar eller andra problemlösande åtgärder. Platser för dagvattenreningsanläggningar har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter med rumslig upplösning på delavrinningsområdesnivå eller mindre, utifrån ledningsnät, flygfoton samt information om befintliga reningsanläggningar, platsbesök och avstämning med berörda tjänstemän i projektgruppen, se avsnitt 8. Platserna liksom övrigt framtaget kartmaterial har levererats som shape-filer för GIS.
- 9) Prioritetsordna åtgärder utifrån i första hand den bedömda potentialen att bidra till uppfyllelse av reningsbetingen, det vill säga beräknad mängd avskiljbara problemämnen, se kapitel 8.4.

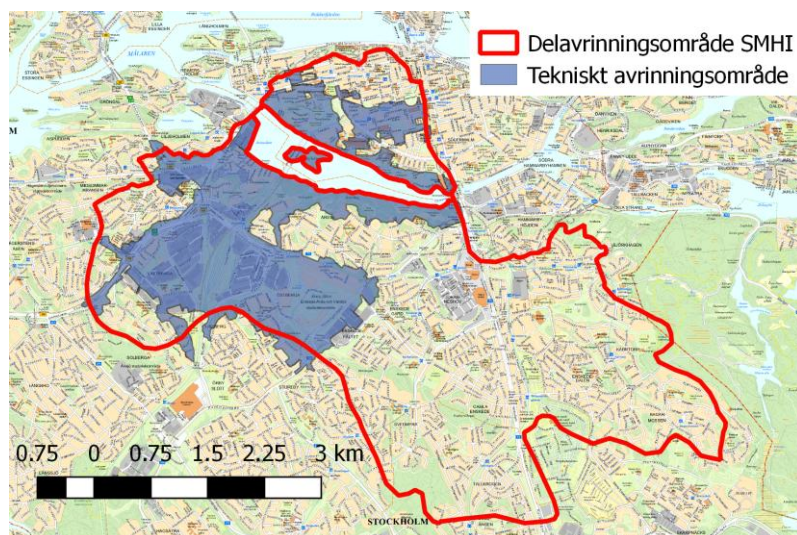
Arbetet har skett genom konstruktiv dialog med arbetsgruppen, bland annat genom ett antal avstämningsmöten, men även delredovisning och slutredovisning. Projektgruppens kunskaper och engagerade deltagande har varit en viktig del i uppdragets genomförande. Ett referensgruppsmöte har hållits med en bredare tjänstemannagrupp med representanter från berörda förvaltningar, stadsdelsförvaltningar och från Länsstyrelsen, med flera.

4 Årstaviken

4.1 Allmänt

Årstaviken är en Mälarvik med en yta av ca 1,1 km² belägen mellan Södermalms västra delar och Årsta i Stockholm. Medeldjupet i viken är ca 6 meter. Vattenutbytet med Riddarfjärden och övriga Mälaren via Liljeholmsviken är mycket stort, men viken är sedan 1920-talet också förbunden med Hammarby sjö och Saltsjön via Hammarbyslussen som öppnas för båtpassager. Tillrinningsområdet var ursprungligen 23,7 km² stort men är i idag 7,4 km² till följd av ett stort kombinerat ledningsnät som avleder dagvatten till Henriksdals reningsverk, se Figur 1.

Årstaviken är mycket betydelsefull för sina rekreations- och naturvärden för människorna som bor i södra Stockholm. Promenad- och motionsspår, utegym, båtklubbar, båtuppställningsplatser, paddling, caféer, sittplatser, ytor för spontanlek med mera återfinns här. Kända naturvärden är i första hand knutna till Årstaskogen på vikens södra sida och Årstaholmar och ett naturreservat har nyligen bildats för dessa områden (delar av Årstaskogen).



Figur 1. Karta över Årstaviken och dess tekniska tillrinningsområde. Observera att det tekniska avrinningsområdet skiljer sig väsentligt från det naturliga avrinningsområdet på grund av VA-ledningsnätet, se kapitel 5.

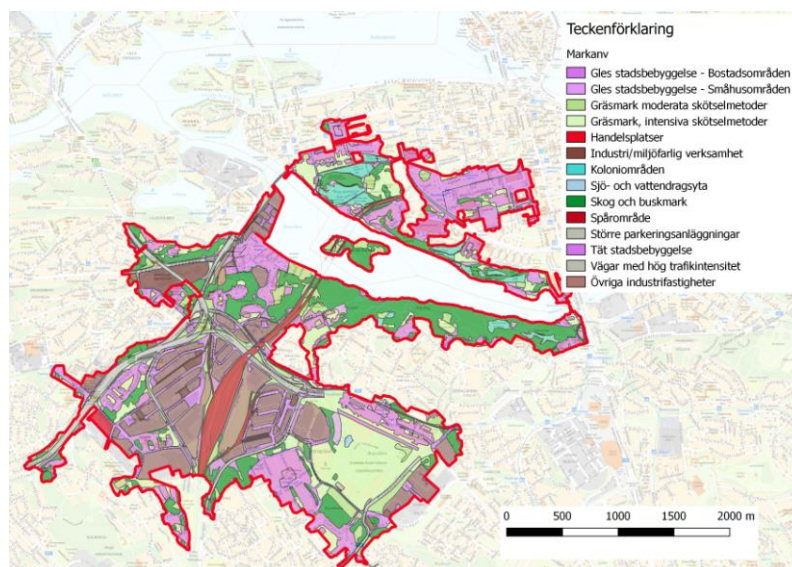
Tabell 1. Korta fakta om Årstaviken

Årstaviken	
Kommun	Stockholm
Sjöyta	1,1 km ²
Volym	7,8 Mm ³
Medeldjup	6,0 m
Maxdjup	10 m
Omsättningstid	Okänd

Tabell 2. Korta fakta om Årstavikens tillrinningsområde

Tillrinningsområde (exklusive sjöyta och med hänsyn till VA-nätet)	7,4 km ²
Kommuner	Stockholm
Dominerande markanvändning	Verksamhetsområden, grönområden och bostadsområden
Större vägar	Essingeleden, Södertäljevägen, Årstalänken, Hornsgatan och Ringvägen
Industri-/verksamhets-/logistikområden	Västberga, Partihallarna
Centrumområden	-
Övrigt	Liljeholmsbron, Årstabroarna (järnväg)

Årstavikens nuvarande tekniska tillrinningsområde sträcker sig från Liljeholmen och Hornstull i väster, till Skanstull och Gullmarsplan i öster. Förutom grönområden är de huvudsakliga markanvändningar verksamhetsområden och bostadsbebyggelse. Trafikerade vägar som Essingeleden, Södertäljevägen, Årstalänken, Hornsgatan, Ringvägen passerar igenom området. Markanvändningen i tillrinningsområdet redovisas i kartan i Figur 2.

*Figur 2. Markanvändningen inom Årstavikens tekniska avrinningsområde.*

Kartan har satts samman utifrån befintliga GIS-underlag från Stockholm Stad och Stockholm Vatten och Avfall. Ingen egen kartering eller verifiering annat än översiktligt i fält har gjorts inom detta uppdrag. Karteringen bedöms vara av god kvalitet och endast rymma mindre avvikelser.

4.2 Statusklassning

I detta avsnitt presenteras inledningsvis Vattenmyndighetens statusklassningar för Årstaviken. Därefter redovisas de statusklassningar som gjorts inom denna utredning utifrån ett utökat underlag. Dessa uppdaterade klassningar baserades på data från Stockholm Stads och Stockholm Vattens miljöövervakningsprogram. Data kompletterades med underlag från regional och nationell miljöövervakning (Länsstyrelsen i Stockholms län, IVL). Statusklassning utfördes i enlighet med gällande föreskrift (HVMFS 2013:19). Referensvärden hämtades från VattenInformationsSystem Sverige (VISS). Klassningen omfattade samtliga matriser (vatten, biota, sediment) och den senaste tioårsperioden (2007-2016). För en närmare beskrivning av hur statusbedömningen går till hänvisas till Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter och vägledningar (<https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/statusklassning-av-ytvatten.html>).

Ett remissförslag från Havs- och Vattenmyndigheten till revidering av nuvarande bedömningsgrunder kom i december 2017. Underlag för revideringen utgörs av de förslag till vidareutveckling av biologiska kvalitetsfaktorer som har tagits fram inom forskningsprogrammet WATERS (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference Conditions and Status in Sweden, <http://waters.gu.se/>). Förslag finns även för revidering av bedömningsgrundernas fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer (Wesslander m.fl. 2017). En revidering av bedömningsgrunderna kan medföra att Årstaviken - även vid ett oförändrat tillstånd - kan komma att bedömas till annan ekologisk status än den som här presenteras. Kvalitetsfaktorer och parametrar där statusklassen enligt vår bedömning kan komma att förändras till följd av planerade revideringar kommenteras särskilt i nedanstående avsnitt.

4.2.1 Vattenmyndighetens klassning

Enligt Vattenmyndighetens senaste arbetsmaterial avseende statusklassning (2017-06-16) har Årstaviken god ekologisk status. Vattenförekomsten uppnår ej god kemisk status vad gäller antracen, bly, kadmium, perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och tributyltenn (TBT). God kemisk status uppnås inte heller avseende kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) som generellt överskrider gränsvärdena i Sverige. Miljökvalitetsnormen för Årstaviken har fastställts till god ekologisk status och god kemisk status med tidsfrist för antracen, bly, kadmium, och TBT till 2027 samt med kvalitetsundantag för kvicksilver och PBDE. För de båda sistnämnda ämnena gäller att halterna inte får öka i relation till nuvarande halter (december 2015; källa: VISS).

Vattenmyndighetens statusklassning baseras på data från regional och nationell miljöövervakning perioden 2001-2012 samt vad gäller vissa ämnen (Cu, Zn, PFOS) för 2015. Myndighetens bedömning av ekologisk status grundas i växtplankton (klorofyllhalt), allmänna förhållanden i form av näringsämnen (totalfosfor), ljusförhållanden (siktdjup), försurning och särskilda förorenande ämnen (Cu, Cr, Zn) samt hydromorfologi.

Utslagsgivande för myndighetens bedömning är den enda biologiska kvalitetsfaktor som bedömts, nämligen växtplankton som uppvisar god status. God ekologisk status indikeras även av fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Därtill redovisar myndigheten klassningar av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Årstaviken bedöms ha god eller hög status avseende konnektivitet och hydrologisk regim, men dålig status vad gäller morfologi till följd av att en stor andel av vikens närområde och svämplan utgörs av artificiell mark. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för att nå god hydromorfologisk status i Årstaviken upprättas 2017-2018 av WSP på uppdrag av Stockholms stad, utanför ramen för detta uppdrag, och frågan utreds inte vidare i denna rapport.

4.2.2 Ekologisk status

I nedanstående avsnitt redovisas uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status för enskilda kvalitetsfaktorer och ämnen som utförts inom detta uppdrag utifrån ett utökat dataunderlag. I viss mån redovisas och kommenteras även de klassningar som utförts av Vattenmyndigheten.

Växtplankton

Status för växtplankton bedömdes baserat på de tre fullständiga planktonanalyser som genomförts för Årstaviken det senaste decenniet, nämligen de som gjordes i juni och augusti 2013 och augusti 2015 på uppdrag av Stockholms Stad (Larsson 2014, Karlsson 2017). Växtplanktonprov togs i ytvatten vid stationen Årstadal. De referensvärden som användes avser klara sjöar (färgtal ≤ 30 mg/l), något som ligger i linje med vad det knapphändiga dataunderlaget avseende färg/absorbans (data finns enbart för år 2009) indikerar samt med referensvärden som tillämpas av Vattenmyndigheten. De klassificeringar som redovisas för 2013 års undersökningar (Larsson 2014) baserar sig på referensvärden för humösa sjöar och räknades om till att gälla klara vatten. Sammanvägd näringsstatus enligt klassificeringar utförda enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) är god status för juni 2013 och augusti 2015 (Tabell 3). I augusti 2013 bedömdes planktonsamhällets näringsstatus vara måttlig, precis på gränsen mot god status (beräknat numeriskt värde 2,999, gränsvärde 3,00). En sammanvägning baserad på samtliga tre planktonundersökningar indikerar god status.

Planktonmängderna (mätt som totalbiomassa) var vid samtliga tillfällen låga och motsvarade god status. Glädjande är även att andelen cyanobakterier var låg och indikerar god till hög status. Vid undersökningarna 2013-2015 noterades flera släkten av potentiellt toxiska cyanobakterier (*Dolichospermum* spp., *Aphanizomenon* sp., *Snowella* sp., *Microcystis* sp., *Woronichinia* sp.). Vägledande vid riskbedömning ur ett hälsoperspektiv är de gränsvärden som föreslås av WHO (2003). Vid de tre tillfällen planktonanalys har genomförts i Årstaviken låg cyanobakteriemängden (10-120 $\mu\text{g/l}$) på en nivå som enligt WHO motsvarar lägsta riskklass (< 2500 $\mu\text{g/l}$). Även om potentiellt giftbildande cyanobakterier har förekommit och med största sannolikhet förekommer i Årstaviken, liksom i flertalet sjöar i regionen, har risken för hälsopåverkan varit mycket liten för både människor och djur. Trofiskt planktonindex (TPI) pekar

mot måttlig eller otillfredsställande status, det vill säga indikerar sämre status än övriga parametrar. Enligt de slutsatser som dras i forskningsprogrammet WATERS kan TPI ge opålitliga utfall vid måttliga näringshalter (totalfosfor). Kommande revidering av bedömningsgrunderna väntas därför innebära att TPI ersätts av ett europeisk planktonindex (PTI). Av den anledningen anser vi att ingen större vikt bör läggas vid att TPI indikerar sämre än god status. Även då denna variabel vägs in i statusklassningen är utfallet god status.

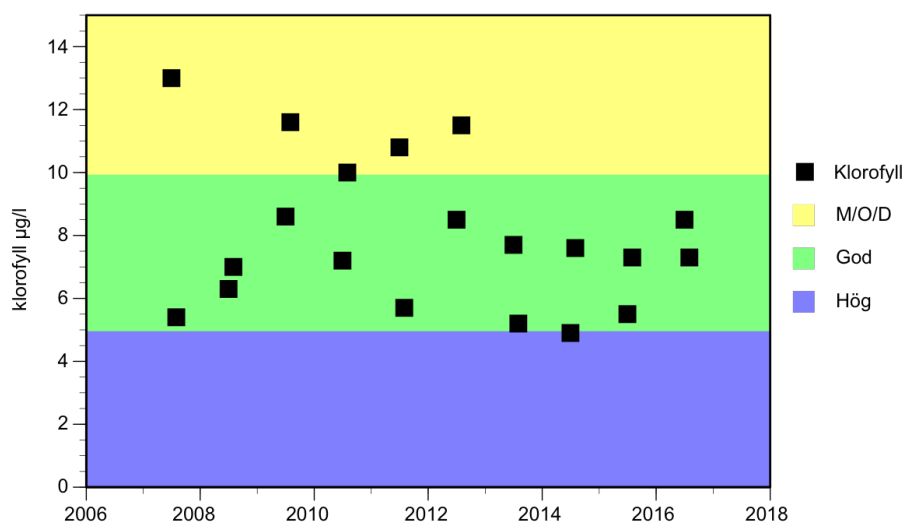
Klassningen av surhet baserar sig enligt gällande föreskrift på artantal. Utfallet av klassningen, surt-mycket surt (Tabell 3), är direkt missvisande för den välbuffrade Årstaviken och beaktas därför inte.

Tabell 3. Näringsstatus avseende växtplankton i Årstaviken, stationen Årstadal juni och augusti 2013 samt augusti 2015. Nederst i tabellen redovisas en sammanvägning av data för samtliga undersökningar. EK avser ekologisk kvot och ligger till grund för statusklassningen

Datum	Variabel	Enhet	Värde	EK	Ekologisk status
2013-06-19	Sammanvägd näringsstatus	-	3,33	-	God
	Trofiskt planktonindex (TPI)	-	1,36	0,12	Måttlig
	Totalbiomassa	µg/l	826	0,24	God
	Andel cyanobakterier	%	9	0,96	Hög
	Surhetsklassning (artantal)	-	29	0,58	Mycket surt
2013-08-07	Sammanvägd näringsstatus	-	3,00	-	Måttlig
	Trofiskt planktonindex (TPI)	-	1,83	0,10	Måttlig
	Totalbiomassa	µg/l	634	0,32	God
	Andel cyanobakterier	%	19	0,85	God
	Surhetsklassning (artantal)	-	34	0,68	Mycket surt
2015-08-13	Sammanvägd näringsstatus	-	3,58	-	God
	Trofiskt planktonindex (TPI)	-	2,11	0,09	Otillfredsställande
	Totalbiomassa	µg/l	561	0,36	God
	Andel cyanobakterier	%	2	1,00	Hög
	Surhetsklassning (artantal)	-	35	0,70	Surt
2013-2015	Sammanvägd näringsstatus	-	3,30	-	God
	Trofiskt planktonindex (TPI)	-	1,77	0,12	Måttlig
	Totalbiomassa	µg/l	674	0,24	God
	Andel cyanobakterier	%	10	0,96	Hög
	Surhetsklassning (artantal)	-	33	0,58	Mycket surt

I syfte att illustrera tillståndet för växtplankton över tid redovisas halten av klorofyll *a* som är ett indirekt mått på växtplanktonbiomassa (Figur 3). Statusklassning med ledning av klorofyllhalter får enligt gällande föreskrift enbart göras om utfallet är hög eller god status. Vid klassning till sämre än god status krävs fullständig planktonanalys. I WATERS framhålls att klorofyllhalt uppvisar lika bra eller bättre samband till näringspåverkan som biomassa. Klorofyll föreslås därför kunna användas som en fullvärdig variabel vid statusklassning. I kommande bedömningsgrunder väntas en revidering i enlighet med detta. Som framgår nedan uppvisar klorofyllhalter relativt stora variationer mellan åren men har vanligen legat på en nivå som motsvarar god status (Figur 3). En klorofyllhalt som motsvarar sämre än god status uppmättes senast i augusti 2012. Medelhalten den senaste tioårsperioden (2007-2016) uppgår till 8,0 µg/l och de senaste tre åren till 6,9 µg/l och låg således i båda

fallen under klassgränsen god/måttlig status (10 µg/l). Bedömningen kan betraktas som säker (tillförlitlighet A). Ingen trend kunde beläggas för perioden (Mann-Kendall test). Nämnvärt är att klorofyllhalter kring 15-25 µg/l registrerats för Årstaviken vid några tillfällen den senaste tioårsperioden under våren (april, maj) samt vid något tillfälle i september. De höga halterna tyder på att tillgången till växttillgänglig näring (DIP, DIN) varit god. Eftersom bedömningen av växtplankton baseras på data från sommaren påverkar de höga halterna inte status.



Figur 3. Klorofyll a (µg/l) i Årstaviken under sommaren (juli-augusti) 2007-2016 visas för stationen Årstadal mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).

Makrofyster (vattenvegetation)

Status för makrofyster i Årstaviken klassades baserat på den inventering som gjordes 2014 på uppdrag av Stockholms Stad (Gustafsson 2014). Vid inventeringen noterades 23 arter vilket innebär att sjöns vattenvegetation var artrik. Den rödlistade kärlväxten bandnate noterades i den södra viken vid Årsta holmar. Här förekom även den lilla kortskottsväxten slamkrypa som kan betraktas som relativt ovanlig i regionen. Främmande arter förekom i form av smal vattenpest. Denna art tycks ha konkurrerat ut sin släkting vattenpest som tidigare förekom i Årstaviken. Baserat på beräknad förekomstfrekvens var gul näckros den vanligaste arten och noterades i cirka 35 procent av proverna. Andra arter som förekom med mer än tio procents frekvens var smal vattenpest, vattenfickmossa, stor näckmossa och getraggsalg. Djupast förekommande undervattensart (axslinga) noterades på 4,0 meters djup.

Baserat på data från inventeringen bedömdes Årstaviken med ledning av makrofytindex (TMI) ha måttlig status, se Tabell 4. Antalet bedömningsgrundande arter var högt och den ekologiska kvoten låg inte nära någon klassgräns varför klassningen i dessa avseenden kan anses säker. Eftersom kvalitetsfaktorn makrofyster inte visat sig tillförlitlig vid utfallet

måttlig status¹ ges den inte någon tyngd i den slutliga bedömningen av vikens ekologiska status, vare sig av Vattenmyndigheten eller i de uppdaterade bedömningar som utförts inom detta uppdrag.

Tabell 4. Trofiskt makrofytindex (TMI) och antal bedömningsgrundande arter samt statusklassning enligt HVMFS 2013:19 för Årstaviken 2014. EK avser ekologisk kvot och ligger till grund för statusklassningen.

TMI	EK	Antal BG-arter	Ekologisk status
6,23	0,72	21	Måttlig

Bottenfauna

Vattenmyndigheten redovisar ingen klassning av bottenfauna för Årstaviken. Bottenfaunan i Årstavikens strandnära zon (litoral) respektive djupbotten (profundal) undersöktes 2013 (Liungman m.fl. 2013) och 2017 (Arvidsson & Lindqvist 2017). Litoralprover togs vid båda tillfällena vid sjöns södra strand i höjd med Årsta gård. Profundalprover togs på 7,5 meters djup cirka 100 meter norrut från stranden i samma område.

De båda undersökningarna gav likartade resultat och resulterade i samma statusbedömning, nämligen god ekologisk status avseende litoralbottenfauna och otillfredsställande status för profundalfauna (Tabell 5). Litoralfaunan var måttligt artrik både 2013 och 2017 och en bedömning baserad på ASPT-index indikerar god ekologisk status. I vikens strandzon påträffades år 2017 slammaran *Corophium volutator*, något som är särskilt intressant eftersom denna art normalt förekommer i brackvatten eller marina miljöer. Att arten hittas i Årstaviken är med största sannolikhet en följd av inflödet av brackvatten från Hammarby sjö i samband med slussning. Arten förekommer även i Bottenhavet och tycks relativt tålig mot utsötade miljöer.

Tabell 5. Statusklassning avseende näringspåverkan för bottenfauna i litoral (strandzon) och profundal (djupbotten), Årstaviken 2013 och 2017.

År	Undersökningstyp	Värde	EK	Ekologisk status	Expertbedömning
2013	Litoral (ASPT)	5,38	0,92	God	God
	Profundal (BQI)	1,00	0,37	Otillfredsställande	Otillfredsställande
2017	Litoral (ASPT)	5,10	0,86	God	God
	Profundal (BQI)	1,00	0,37	Otillfredsställande	Otillfredsställande

Även vikens profundalfauna var måttligt artrik och bedömningsindex BQI indikerade otillfredsställande ekologisk status. Enligt den expertbedömning som redovisas av utföraren 2013 (Medins Biologi AB) indikerade profundalfauasamhället ett måttligt syrerikt tillstånd samt näringsrika förhållanden och otillfredsställande status med avseende på övergödning. Samma bedömning görs baserat på 2017 års data, med stöd av att O/C-index indikerar måttlig påverkan (Arvidsson & Lindqvist 2017). Av de sju sjöar och

¹ Även för sjöar där andra kvalitetsfaktorer, exempelvis näringsämnen, indikerar bättre eller sämre än måttlig ekologisk status indikerar makrofyter ofta måttlig status.

mälarvikar som omfattades av undersökningen 2013 var Årstaviken den enda där fjädermygglarver med mundelsskador påträffades, något som indikerar påverkan från miljögifter som tungmetaller och pesticider. Enligt utförarens expertbedömning motiverar det sämre än god status med avseende på annan påverkan.

Fisk

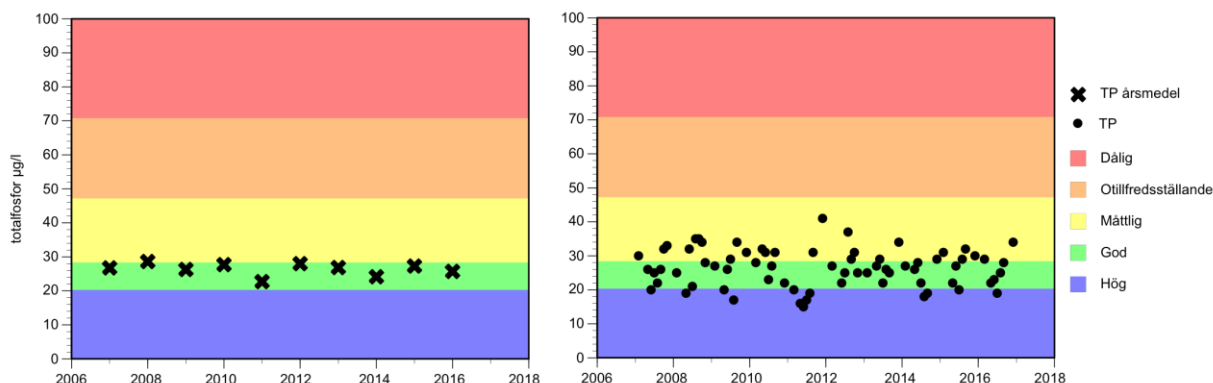
Vattenmyndigheten redovisar ingen statusklassning av fisk för Årstaviken. Den senaste tioårsperioden har två nätprovfisken genomförts i Årstaviken, båda på uppdrag av Miljöförvaltningen med Sportfiskarna som utförare. Vikens fiskbestånd är artrikt med sammantaget tio fångade arter (abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gös, mört, nors, sarv, sutare) vid provfisken 2012 (Fränstam 2013) och 2015 (Kärki 2016). Fisk fångades i samtliga djupled vilket indikerar goda syrgasförhållanden även på större djup då provfisket genomfördes. Abborre dominerade vid båda tillfällena sett till både vikt och antal. Fångsten av mindre karpfisk var sparsam vilket tolkas som en möjlig rekryteringsstörning, troligen till följd av brist på lämpliga lek- och uppväxtområden längs vikens naturligt branta strandnära bottnar och på många håll hårt exploaterade stränder.

Baserat på beräknade EQR8-index anges Årstavikens fiskbestånd motsvara god ekologisk status 2012 och otillfredsställande status 2015 (Fränstam 2013, Kärki 2016). Bedömningen grundas i referensvärden för en sjö av liknande storlek och djup som Årstaviken. Med tanke på att bedömningsgrunder saknas för provfiske utförda med den typ av nät som används i de stora sjöarna (modifierade kustfiskenät) samt att referensvärden saknas för mälarvikar kan det finnas anledning att ifrågasätta de utfall som en bedömning enligt EQR8-index ger. Att det skulle ha skett en mycket kraftig försämring av miljötillståndet mellan 2012 och 2016, så som indikeras av statusbedömningen, får anses mindre troligt. Mer sannolikt beror skillnaden i fångstresultat och status på kontinuerliga förändringar i fiskebeståndets sammansättning till följd av att fisk vandrar mellan Årstaviken och Riddarfjärden. Utfallet otillfredsställande status enligt den senaste bedömningen (Kärki 2016) tycks missvisande. Provfiskedata visar på ett fisksamhälle opåverkat av surhet/förurning och tyder inte heller på att samhället skulle vara präglad av näringsrika förhållanden. Ur dessa aspekter förefaller Årstavikens fisksamhälle ha god ekologisk status. Med tanke på att rekryteringen tycks störd för karpfiskar kan en rimlig slutlig bedömning vara måttlig ekologisk status.

Näringsämnen

Årstaviken bedöms av Vattenmyndigheten ha god ekologisk status avseende totalfosfor (VISS, 2007-2012). Bedömningen anges vara något osäker eftersom 95% konfidensintervallet för uppmätt totalfosforhalt (27 µg/l) överlappar med klassgränsen god/måttlig status (28,4 µg/l). Dessutom ligger beräknad ekologisk kvalitetskvot nära klassgränsen. Även uppdaterade klassningar baserade på helårsdata för den senaste tioårsperioden (2007-2016) samt de senaste tre åren (2014-2016) indikerar god status. Bedömningen för det senaste decenniet är något osäker då EK för bedömd halt (26,4 µg/l) ligger nära klassgränsen.

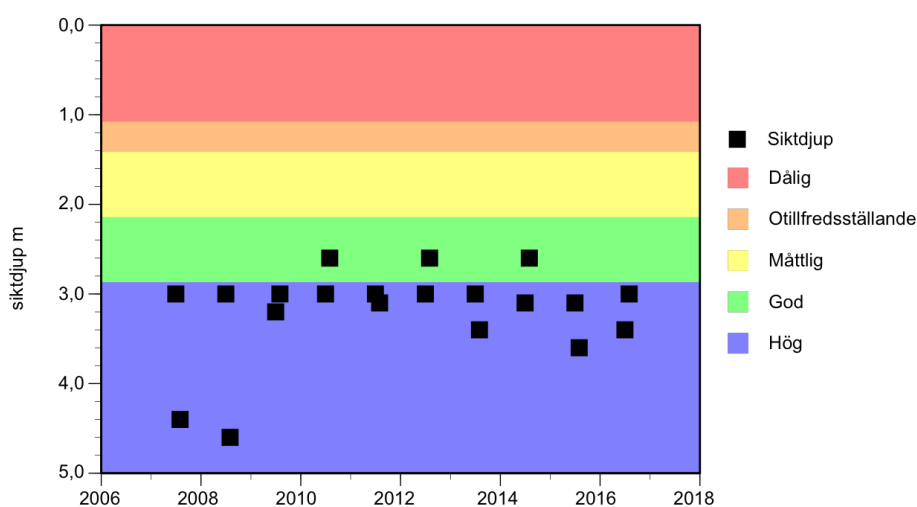
Fosforhalterna uppvisar relativt stora variationer framförallt inom åren där de högsta halterna ofta, men inte alltid, uppmättes under höst och vinter och de lägsta halterna ofta registrerades under sommaren, se Figur 4. Årsmedelhalterna som statusklassningen baserar sig på låg på en nivå som motsvarar god status, med undantag för 2008 då halten överskred gränsvärdet något (Figur 4). Ingen trend kunde beläggas för perioden (Mann-Kendall test).



Figur 4. Totalfosfor i Årstavikens ytvatten 2007-2016. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt VISS (referensvärde 14,2 µg/l). Till vänster visas årsmedelvärden, till höger mätdata från enskilda tillfällen.

Ljusförhållanden

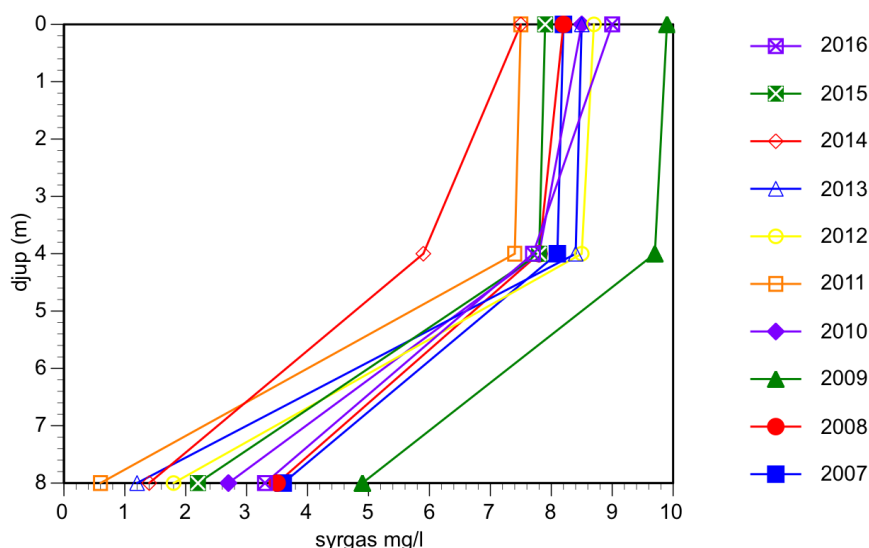
Årstaviken bedöms av Vattenmyndigheten ha hög ekologisk status avseende ljusförhållanden, mätt som siktdjup (VISS, 2007-2012, referensvärde 4,3 m). Även en uppdaterad klassning baserad på data från det senaste decenniet (2007-2016) samt de senaste tre åren (2014-2016) indikerar ett siktdjup som i medeltal (3,2 m respektive 3,1 m) motsvarar hög status. Variationerna har varit relativt stora mellan åren och ljusförhållandena har genomgående motsvarat god eller hög status, se Figur 5. Ingen trend kunde beläggas för perioden (Mann-Kendall test).



Figur 5. Siktdjup (juli och aug) i Årstaviken 2007-2016 visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt VISS (referensvärde 4,3 m).

Syrgasförhållanden

Klassning av Årstavikens syrgasförhållanden saknas i VISS. Mätdata för perioden 2007-2016 visar att vikens syrgasförhållanden årligen är ansträngda sommartid. Profiler över syrgashalter i Årstaviken baserade på de tre djup som provtagits (0 m, 4 m, 8 m) vid stationen Årstadal för den sommarmånad då bottenhalterna varit lägst (juli eller augusti) visar tydligt att syrgashalterna är höga i de ytliga vattenmassorna för att drastiskt minska i bottenvattnet (Figur 5). Data visar även att språngskiktet oftast ligger djupare än 4 meter. Data saknas dock för att definiera språngskiktets läge. Den senaste tioårsperioden har årsminimihalten vid samtliga tillfällen varit lägre än 5 mg/l och ofta lägre än 3 mg/l. Syrgashalter lägre än 1 mg/l har enbart registrerats vid ett tillfälle (augusti 2011) det senaste decenniet. De låga syrgashalterna har vanligen haft en relativt kort varaktighet (1-2 månader) innan förhållandena åter förbättrats till en nivå motsvarande god status (ca 5-6 mg/l). Undantagsvis har syrgasförhållandena varit ansträngda längre perioder, framförallt 2013 då syrgashalterna var tämligen låga (< 4 mg/l) hela sommaren och in i september.



Figur 6. Syrgasprofiler för Årstaviken under sommaren (juli/augusti) 2007-2016. Data baserar sig på de tre djup som provtagits (0 m, 4 m, 8 m) vid stationen Årstadal samt den månad då halterna i bottenvattnet varit lägst.

Av viss betydelse för Årstavikens dåliga syrgasförhållanden är troligen inflödet av brackvatten via Hammarbyslussen. Det tyngre saltvattnet lägger sig vid vikens botten och bidrar sannolikt till att vidmakthålla vattenmassornas skiktning under längre perioder än annars skulle varit fallet. Brackvatteninflödet medverkar därmed till att förlänga perioderna då bottenvattnet är mer eller mindre stagnant och dåliga syrgasförhållanden uppkommer. Det senaste decenniet (2007-2016) har saliniteten vid vikens botten varit cirka 0,5-1,5 promille sommartid vilket kan jämföras med ytvattenhalterna som för samma period uppgått till cirka 0,1-0,2 promille.

Återkommande lägsta halter mindre än 5 mg/l indikerar måttlig status, och halter lägre än 3 mg/l indikerar dålig status. Under sådana förhållanden ska slutlig klassning göras mot beräknade referensvärden för syretäringshastighet.

Eftersom Årstaviken inte är en avgränsad sjö utan en del av Mälaren med kontinuerligt vattenutbyte med Riddarfjärden är vår bedömning att en sådan beräkning inte är relevant. Årstavikens syrgasförhållanden klassas därför enbart som måttliga eller sämre.

Särskilda förorenande ämnen (SFÄ)

Särskilda förorenande ämnen (SFÄ) är ämnen som belastar en vattenförekomst med så betydande mängder att det finns risk att ekologisk status inte uppfylls. Bedömning av ekologisk status görs genom jämförelser av uppmätta halter mot gränsvärden enligt föreskrift HVMFS 2013:19. Om halterna är lägre än gränsvärdet är bedömningen god ekologisk status, om gränsvärdet överskrids är bedömningen måttlig ekologisk status.

Av de 24 ämnen i kategorin SFÄ som omfattas av gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) finns mätdata för fem ämnen (Miljöförvaltningens övervakningsprogram), se Tabell 6. Biotillgängliga halter av koppar och zink beräknades i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens vägledning (2016) med hjälp av modellverket Bio-Met (version 4.0). Samtliga ämnen klarar gränsvärden enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19). Årstaviken bedöms därför ha god ekologisk status avseende SFÄ.

För aktuella ämnen enligt ovan omfattar gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) enbart halter i vatten. I april 2018 remitterade Havs- och vattenmyndigheten förslag till revidering av föreskriften. För koppar omfattar förslaget en komplettering med gränsvärde för halter i sediment som för limniska miljöer anges till 36 mg/kg TS. Kopparhalterna i Årstavikens sediment noterades vid det senaste mättillfället (år 2017) till cirka 240 mg/kg TS (Svelander & Huser 2017), något som indikerar ett reduktionsbehov i storleksordningen 85 procent. Nämnvärt är att samtliga stadens sjöar och Mälärvikar som omfattades av sedimentundersökningar 2013 och 2017 (Länsstyrelsen 2015, Svelander & Huser 2017) överskrider föreslaget gränsvärde. Halterna i Årstaviken var bland de högsta uppmätta.

Tabell 6. Halter av särskilda förorenande ämnen i Årstaviken i vatten eller biota (fisk) visas tillsammans med gränsvärden enligt HVMFS 2013:19. För ammoniak avses årsmedelhalter och inom parentes maximal halt perioden 2015-2016. Metallhalter och PCB (fisk) avser 2014-2016. För metaller redovisas biotillgängliga medelhalter med maximal halt inom parentes (beräknade med bio-met 4.0). Krom avser totalhalt.

Ämne	Årstaviken		MKN	
	vatten	biota	vatten	biota
	µg/l	µg/kg vv	µg/l	µg/kg vv
Ammoniak	0,26 (0,8)		1,0 (6,8)	
Koppar	0,09 (0,14)		0,5	
Krom	0,21		3,4	
Zink	0,72 (1,67)		5,5	
PCB:er, icke-dioxinlika		27		125

4.2.3 Kemisk status

Klassificering av kemisk ytvattenstatus omfattar sammantaget 45 prioriterade ämnen som är beslutade för åtgärder då de utgör en risk för ytvattenmiljön och/eller finns uppmätta i ytvatten inom EU. Prioriterade ämnen har EU-gemensamma gränsvärden som motsvarar miljökvalitetsnormen för kemisk status. Om miljökvalitetsnormen överskrider uppnås inte god kemisk status i vattenförekomsten och åtgärder måste vidtas.

Mätdata för prioriterade ämnen i Årstaviken finns att tillgå från miljöförvaltningens övervakningsprogram, från nationella och regionala screeningundersökningar (Sternbeck m.fl. 2003, Sternbeck m.fl. 2006, SWECO 2009, Länsstyrelsen 2015, Karlsson & Viktor 2014) samt från en undersökning av fosfor och metaller i sediment (Svelander & Huser 2017). Nedan redovisas mätdata för 21 prioriterade ämnen i Årstaviken, uppmätta i vatten, biota (fisk) eller sediment, se Tabell 7.

Tabell 7. Halter av prioriterade ämnen i Årstaviken (vatten, biota, sediment) visas tillsammans med miljökvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2013:19. Inom klammer anges förslag till gränsvärden enligt HaVs skrivelse 20130927. Dessa gränsvärden har inte fastställts och ska enligt HaV betraktas som osäkra, men kan användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Rödmarkerade värden överskrider fastställda gränsvärden. Gulmarkerade värden indikerar överskridande av HaVs indikativa gränsvärden. För metaller i vatten avses lösta halter (2015-2016) samt för bly och nickel biotillgänglig halt där de högsta halterna anges inom parantes (halter beräknade med Bio-met 4.0). PFOS i vatten avser medelvärden 2014-2016. Halter i biota avser medelvärden 2014-2016.

Nr	Ämne	Årstaviken			MKN (gränsvärde)		
		vatten µg/l	biota µg/kg vv	sediment µg/kg TS	vatten µg/l	biota µg/kg vv	sediment µg/kg TS
2	Antracen	<0,01		56	0,1 (0,1)		24
5	Bromerade difenyletrar (PBDE)	<0,0008	0,592	0,47	(0,14)	0,0085	[1550]
6	Kadmium	<0,02		3070	0,08 (0,45)		2300
7	C10-13 Kloralkaner	<0,2		<20	0,4 (1,4)		[499]
12	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	<1		2900	1,3		[100000]
15	Fluoranten	<0,01		300	0,0063 (0,12)	30	2000
16	Hexaklorbensen			0,22		10	[8,45]
17	Hexaklorbutadien			<10		55	[247]
18	Hexaklorcyklohexan	<0,006		<0,1	0,02 (0,04)		[5,2]
20	Bly	0,003 (0,004)		196000	1,2 (14)		130000
21	Kvicksilver		115	2060	(0,07)	20	[670]
22	Naftalen			51			[138]
23	Nickel	0,73 (1,3)		48000	4 (34)		
24	Nonylfenoler (4-nonylfenol)	<0,02		210	0,3 (2,0)		[90]
28	PAH Bens(a)pyren	<0,01		180	0,00017 (0,27)		[91,5]
28	PAH Benso(b)fluoranten	<0,01		310	(0,017)		[70,7]
28	PAH Benso(k)fluoranten	<0,01		120	(0,017)		[67,5]
28	PAH Benso(g,h,i)perylene	<0,01		300	-		[42]
30	Tributyltennföreningar	0,0022		1310	0,0002 (0,0015)		1,6
35	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,0048	11,5		0,00065 (36)	9,1	
43	Hexabrom-cyklodekan (HBCDD)		<0,2			167	

Mätdata finns för ytterligare 20 ämnen, bland annat bekämpningsmedel och industriella föroreningar. Eftersom dessa ämnen inte kunnat påvisas i Årstaviken utelämnas de ur redovisningen. För metaller i vatten avses

medelvärden av lösta halter (2015-2016) samt för bly och nickel biotillgänglig halt (beräknad med modellverktyget Bio-met 4.0). Halter av PFOS i vatten samt halter i biota avser medelvärden för 2014-2016. För sediment redovisas halter från det senaste provtagningstillfället där data bedöms representera ostörda sediment (ackumulationsförhållanden). Mätdata visas tillsammans med miljökvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2013:19. I tillägg till detta visas förslag till gränsvärden enligt skrivelse från Havs- och Vattenmyndigheten (20130927). Dessa gränsvärden har inte fastställts och ska betraktas som osäkra, men kan användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning.

Ämnen som överskrider fastställda gränsvärden (rödmarkerade värden i tabellen) är antracen, bromerade difenyletrar (PBDE), kadmium, bly, kvicksilver, tributyltenn (TBT) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Vidare överskrider nonylfenol och flera polycykliska aromatiska kolväten (PAH) de förslag till gränsvärden som anges av Havs- och vattenmyndigheten, något som kan motivera uppföljande övervakning. Benso(k) fluoranten klarar förslaget till gränsvärde om hänsyn tas till sedimentets kolhalt (TOC 8,9 %). Utöver PBDE och kvicksilver som i Sverige generellt överskrider gällande gränsvärden, uppnås inte god kemisk status för antracen, kadmium, bly, TBT och PFOS.

4.2.4 Statusklassning - sammanfattande slutsatser

Nedan redovisas de statusklassningar som för Årstaviken sammanställts och/eller utförts inom ramen för denna utredning, se Tabell 8.

Sammanställningen visar att Vattenmyndighetens bedömningar ger en överskattat god bild av ekologisk status. Med hänsyn till ett utökat underlag bedöms Årstaviken ha otillfredsställande ekologisk status, och inte god status. Profundalfauna var utslagsgivande vid bedömningen. Stöd för bedömning till sämre än god status ges även av tillståndet för fisk, där en bedömning inom ramen för detta uppdrag indikerar måttlig status, samt av vikens syrgasförhållanden. Att Årstaviken skulle vara eutrofierad framgår dock inte av näringshalterna (totalfosfor) som ligger strax under gränsvärdet. Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer indikerar dålig status. Dessa kvalitetsfaktorer ges enligt gällande föreskrift en utslagsgivande roll enbart då både biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar hög status. Sannolikt är vikens dåliga status avseende morfologi (närområde, svämplan) en bidragande faktor till de förmodade rekryteringsstörningar som ses för karpfisk. I syfte att förbättra förutsättningarna för ett välfungerande ekosystem och därmed möjligheterna att uppnå och upprätthålla god ekologisk status bland annat för vikens fiskbestånd är det dock i hög grad önskvärt att god ekologisk status eftersträvas även avseende hydromorfologi.

Vad gäller kemisk status är de uppdaterade klassningarna samstämmiga med de som görs av Vattenmyndigheten. Bedömningen är att antracen, kadmium, bly, TBT och PFOS samt de överallt överskridande ämnena PBDE och kvicksilver inte uppnår god kemisk status.

Tabell 8. Sammanfattande klassning av ekologisk respektive kemisk status för Årstaviken baserad på data för det senaste decenniet 2007-2016. För ekologisk status redovisas klassningar även av underliggande kvalitetsfaktorer. För kemisk status redovisas enbart ämnen som överskrider fastställda gränsvärden.

Klassning	Årstaviken
Ekologisk status	otillfredsställande
<i>Biologiska kvalitetsfaktorer</i>	
Växtplankton (2013, 2015)	god
Bottenfauna, litoral (2013, 2017)	god
Bottenfauna, profundal (2013, 2017)	otillfredsställande
Makrofyter (2014)	måttlig
Fisk (2016)	måttlig
<i>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</i>	
Näringsämnen (2014-2016)	god
Ljusförhållanden (2014-2016)	god
Syrgasförhållanden (2007-2016)	måttlig eller sämre
Särskilda förorenande ämnen (2007-2016)	god
<i>Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer</i>	
Konnektivitet	hög
Hydrologisk regim	god
Morfologiskt tillstånd	dålig
Kemisk status	uppnår ej god
Antracen (2013)	uppnår ej god
Polybromerade difenyletrar, PBDE (2014-2016)	uppnår ej god
Kadmium (2013)	uppnår ej god
Bly (2013)	uppnår ej god
Kvicksilver (2015-2016)	uppnår ej god
Tributyltenn, TBT (2013)	uppnår ej god
Perfluoroktansulfonsyra, PFOS (2015-2016)	uppnår ej god

5 Beräknad tillförsel av föroreningar från tillrinningsområdet

5.1 Avgränsning av parametrar

Av identifierade potentiella problemämnen bedöms varken PBDE, PFOS eller TBT i dagsläget vara beräkningsbara med markanvändningsspecifika schablonhalter.

TBT bedöms generellt härröra från båtbottnfärger och uppvisar vanligen mycket stark koppling till båtklubbar och marinor. Det är också den enda rimliga förklaringen till att halterna i Årstavikens sediment är mycket kraftigt förhöjda. Ingenting i avrinningsområdet i övrigt ger anledning till att misstänka att den allmänna föroreningsbelastningen via dagvatten skulle vara orsaken.

Förekomst av PFOS bedöms utifrån nuvarande kunskapsläge i första hand härröra från tidigare användning av brandsläckningsskum på brandövningsplatser, se avsnitt 5.3, medan spridning av PBDE (används bland annat som flamskyddsmedel) sker långväga ifrån via både via luft och vatten.

I beräkningsverktyget StormTac finns inga värden för PBDE. För PFOS finns endast värden för markanvändningsslagen villaområden, centrumområden och atmosfärisk deposition (två värden). För tributyltenn finns ett värde för vägar, ett för centrumområden och två (från samma studie) för industriområden. För antracen finns fyra värden för vägar som extrapolerats till flera olika trafikintensiteter, ett värde för centrumområden och ett värde för atmosfärisk deposition, se Tabell 9. För antracen har kompletterande schablonberäkningar gjorts för bidrag från vägar, se efterföljande avsnitt.

Tabell 9. Antal markanvändningsslag med unika schablonhalter och antal referenser för PBDE, PFOS, TBT och antracen i StormTac (version 2018-04-25).

Ämne	PBDE	PFOS	TBT	Antracen
Antal markanvändningsslag med unika värden och referenser	0	3	4	6*
Antal svenska referenser	0	2-3	1	0
Antal utländska referenser	0	0-1	2	3

* Extrapoleras till 14 olika trafikintensiteter på vägar och till parkering.

Det finns i dagsläget alltså endast enstaka studier för respektive ämne där man försökt härleda uppmätta värden till vissa markanvändningslag. Slutsatsen är att det för närvarande saknas ett tillräckligt bra underlag för att göra beräkningar med operativt användbara resultat.

5.2 Schablonberäknade årliga transporter

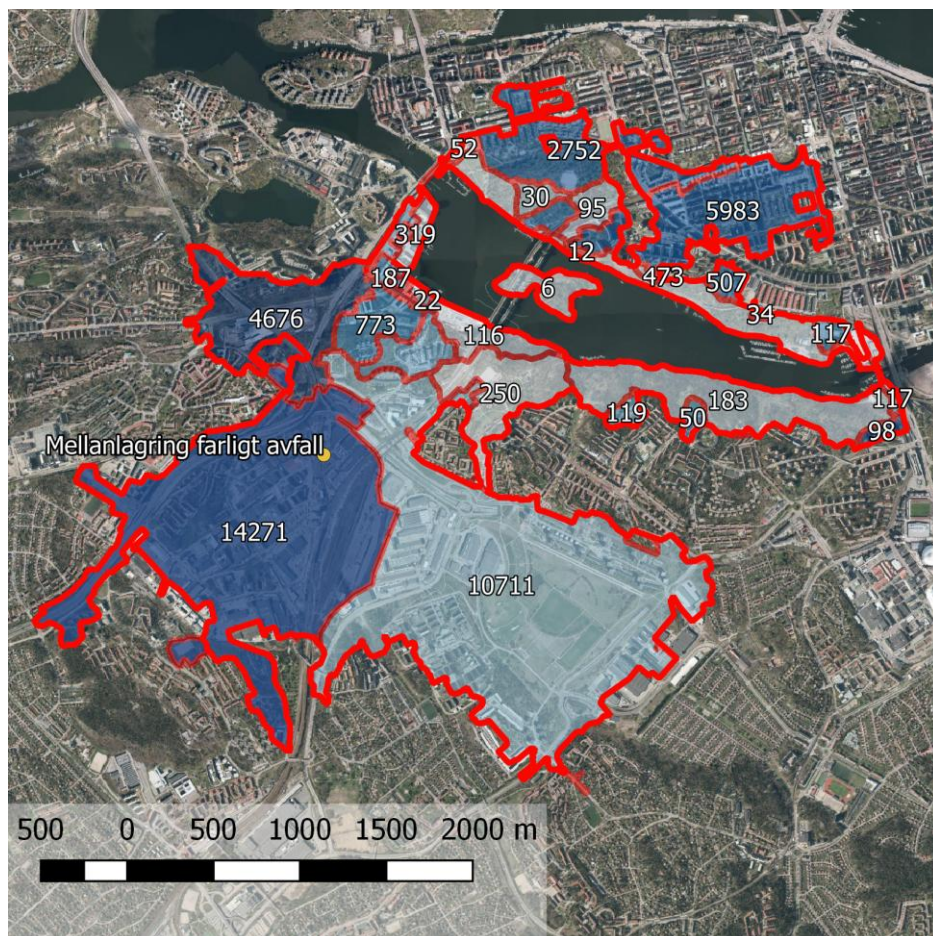
Sedan tidigare beräknade föroreningstransporter från Stockholm Vatten och Avfall har använts. Den antagna årsmedelnederbörden för beräkningarna är 600 mm/år.

Den schablonberäknade årliga bruttotillförseln av fosfor via dagvatten från tillrinningsområdet beräknas till 422 kg P per år.

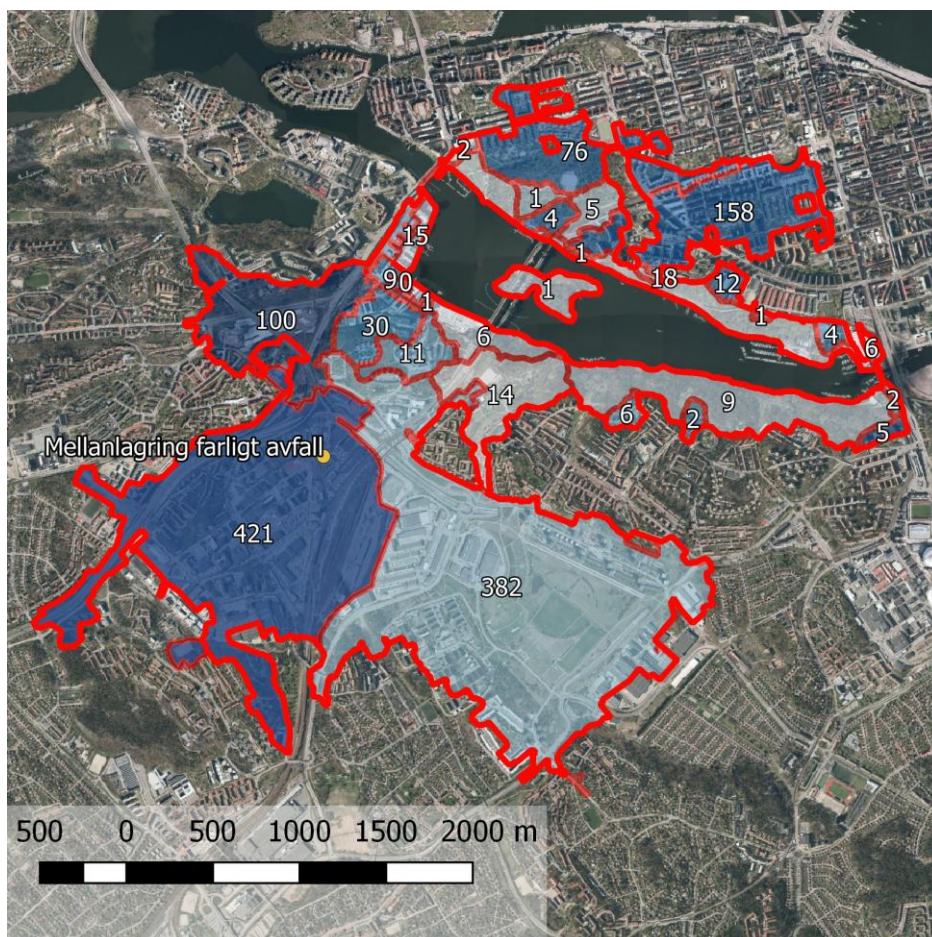
För bly och kadmium är motsvarande beräknade bruttosiffror 43,1 kg Pb/år och 1,3 kg Cd/år. För antracen beräknas den årliga bruttotillförseln via vägdagvatten vara 9 g/år, se Tabell 10.

Tabell 10. Schablonberäknade halter och mängder antracen i vägdagvatten från Årstavikens tekniska avrinningsområde utifrån ÅDT och vägarea (beräknat i StormTac Web v17.3.3)

ÅDT (st)	0-500	500-1500	1500-3500	3500-7500	7500-12500	12500-20000	20000-37500	37500-75000	75000-125000	>125000	Totalt
Area (ha)	7,0	3,7	5,9	6,8	5,7	3,1	9,2	7,5	6,1	2,1	57,1
Antracen (µg/l)	0,021	0,021	0,022	0,022	0,023	0,024	0,026	0,030	0,040	0,049	0,027
Antracen (g/år)	0,87	0,47	0,73	0,89	0,77	0,43	1,4	1,3	1,4	0,61	8,9



Figur 7. Schablonberäknade blymängder i dagvatten (g/år) från Årstavikens olika delavrinningsområden.



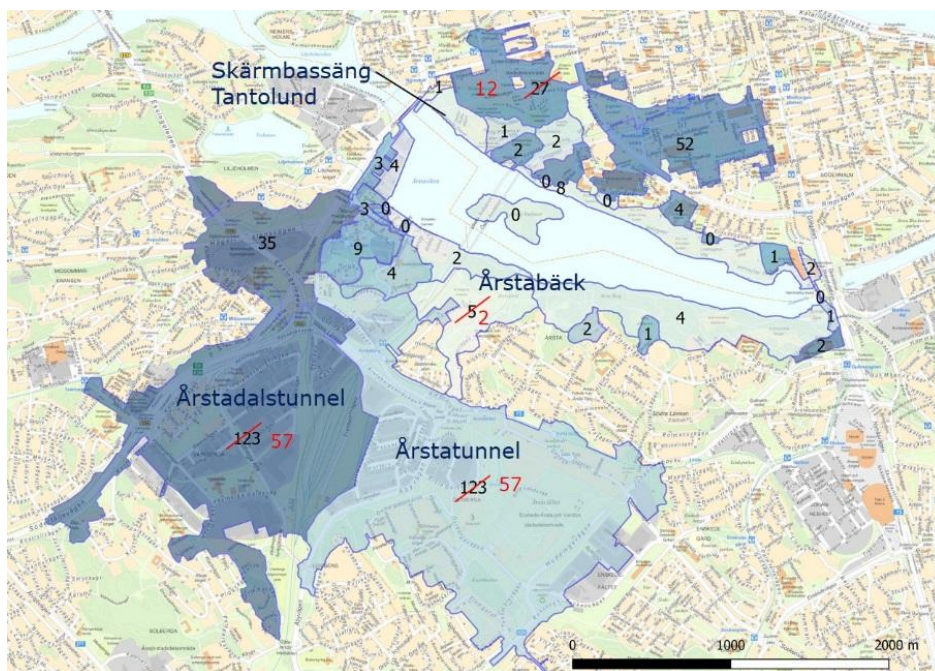
Figur 8. Schablonberäknade kadmiummängder i dagvatten (g/år) från Årstavikens olika delavrinningsområden.

De av Stockholm Vatten och Avfall beräknade bruttobelastningarna till Årstaviken tar ingen hänsyn till avskiljningen i befintliga dagvattenreningsanläggningar som är i drift. De relevanta av dessa anläggningar bedöms vara avsättningsmagasinen i Årsta- och Årstadalstunnlarna, skärmbassängen vid Tantolunden, avsättningsmagasinet vid utloppet av Årstabäck samt Valla damm på Årstafältet.

Förutsatt att beskrivningen i WSP:s förstudie (WSP, 2003) stämmer överens med hur avsättningsmagasinen i tunnarna fungerar i verkligheten förväntar vi oss att avsättningsmagasinen avskiljer 90 % av den partikelbundna fosfor. I ett blandat dagvatten kan cirka 60 % av fosfor typiskt sett antas vara partikelbunden. Tunnelmagasinen antas därför redan i dagsläget avskilja cirka 54 % av modellerade 123 kg fosfor vardera per år som transporteras per tunneln, d.v.s. drygt 66 kg/år och tunnel, se Figur 9. Beräknad fosfortillförsel via dagvatten (kg/år) till Årstaviken per delavrinningsområde utan och med (röda siffror) hänsyn till befintliga reningsanläggningar (brutto- och nettotillförsel).

Den befintliga skärmbassängen vid Tantolunden är väl dimensionerad och motsvarar cirka 1,5 % av den tillrinnande reducerade ytan och kan därmed förväntas uppnå goda förutsättningar för sedimentation av partiklar. Baserad på

samma antaganden som för tunnelmagasinen kan skärmbassängen förväntas avskilja cirka 15 kg fosfor per år av de 27 kg som tillrinner årligen.



Figur 9. Beräknad fosfortillförsel via dagvatten (kg/år) till Årstaviken per delavrinningsområde utan och med (röda siffror) hänsyn till befintliga reningsanläggningar (brutto- och nettotillförsel).

Vid det restaurerade utloppet av Årstabäcken finns ett djupare avsättningsmagasin bedöms vara tillräckligt stor för att uppnå lika bra partikelavskiljning som för de övriga befintliga åtgärder ovan. Nettotillförseln av fosfor via Årsta bäck sänkt därmed till 2 kg per år.

Den stora anläggningen Valla damm ligger in sin helhet uppströms Årstatunnel och Årsta bäck. Även om avskiljning säkert sker i Valla damm är det svårt att räkna på rening i seriekopplade åtgärder. Vi har därför valt att inte ytterligare räkna ner nettotillförseln till följd av eventuell kompletterande avskiljningseffekt i Valla damm.

Den förväntade samlade reningseffekten av befintliga åtgärder redovisas i Tabell 11 och uppskattas till cirka 150 kg fosfor per år. Nettotillförseln av fosfor blir därmed cirka 272 kg per år (422 kg brutto – 150 kg avskiljning). Det faktiska betinget för fosfor beräknas som skillnaden mellan maximalt tillåten belastning och nettotillförseln.

Med hänsyn till en förmodad sammanlagd avskiljning av bly i befintliga dagvattenreningsanläggningar på 18,9 kg/år uppgår den beräknade nettotillförseln via dagvatten till 24,2 kg Pb/år.

För kadmium beräknas den årliga sammanlagda avskiljningen i befintliga dagvattenreningsanläggningar uppgå till 0,44 g/år vilket ger en beräknad nettotillförsel via dagvatten på 0,87 g Cd/år.

Med hänsyn till en förmodad sammanlagd avskiljning av antracen i befintliga dagvattenreningsanläggningar på 7 g/år uppgår den beräknade nettotillförseln

via dagvatten till 2 g/år. Observera att bidrag från övriga markanvändningsslag inte bedöms vara beräkningsbara, men kan förmodas vara av mindre betydelse.

Tabell 11. Bruttotillförsel av fosfor per år, avskiljningseffekt och förväntad årlig avskiljning för befintliga dagvattenreningsåtgärder i Årstavikens tillrinningsområde

Åtgärd	Avrinnings- område	Brutto- tillförsel (kg/år)	Avskiljnings- effekt (%)	Förväntad avskiljning (kg/år)
Årstatunneln	DUTP1940	123	54	66
Årstadalstunneln	BdUTP1002715	123	54	66
Skärmbassäng Tantolunden	BdUTP32182, BdUTP32183	27	54	15
Årstabäck		5	54	3
Valla damm	DUTP1940	-	-	-
			Summa	150

5.3 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområdet

5.3.1 Felkopplade avlopp

Felanslutna spillvattenledningar till dagvattennätet kan utifrån erfarenheter från felsökningsarbeten i andra delar av Stockholm förväntas bidra till fosforbelastningen på Årstaviken med åtminstone 5-10 kg per år. Sådana felkopplingar kan också påverka badvattenkvaliteten negativt (spridning av sjukdomsalstrande fekala smittämnen). Felkopplade spillvattenledningar bedöms dock kvantitativt sett inte ha någon betydelse för belastningen av övriga problemämnena på Årstaviken.

5.3.2 Bräddningar från avloppsnätet

Utifrån statistik över bräddningar av spillvatten inom Årstavikens tillrinningsområde från Stockholm Vatten och Avfalls miljörapporter för de senaste åtta åren (2010-2017) sker bräddning av koncentrerat spillvatten till följd av tekniska problem endast ett fåtal timmar vissa år. Den beräknade bräddvolymen till följd av riklig nederbörd och belastande dagvatten är i medeltal ca 4000 m³ per år (median 2 150 m³). Med en antagen halt om 1 g P per m³ motsvarar det i medeltal 4 kg P/år.

Enligt den modellering av bräddmängder utifrån statistiska regn som Sweco gjorde 2014 beräknades bräddad spillvattenvolym till ca 300 m³ per år och den totala bräddvolymen blandat spill- och dagvatten till ca 5000 m³ per år. Räknat på dessa högre siffror och fosforhalter på 5 mg P/l i bräddande spillvatten och 0,2 mg P/l i dagvattenutblandat spillvatten utgör det genomsnittliga fosfortillskottet via bräddningar ca 2,5 kg P per år. I ett sammanhang där reningsmålsättningen uppgår till 60-70 kg fosfor per år bedöms fortsatta åtgärdsarbeten mot bräddningar från spillvattennätet vara motiverade. Beräkningarna bedöms vara mycket tillförlitliga förutsatt att beräknade

bräddvolymen är riktiga. Åtgärder mot bräddningar bedöms inte vara relevanta för att minska belastningen av prioriterade problemämnena.

5.3.3 Avlopp från "husbåtar"

Ett tiotal båtar i Årstaviken bedöms användas för permanentboende utan att ha någon form av ordnad avloppshantering.

Inkommande mängder till enskilda avloppsanläggningar har i tidigare LÅP-arbeten beräknats utifrån de schablonsiffror för innehåll i avloppsvatten som anges i de allmänna råden för små avloppsanläggningar (HVMFS 2016:17) och av SMED (Ek m.fl., 2009). Eftersom de flesta människor tillbringar viss tid av dagen utanför hemmet, t.ex. då de arbetar, har hemmavaron för permanentboende antagits vara 65 %. Antalet boende båt har antagits vara 2,4 personer vilket motsvarar storleken på ett statistiskt medelhushåll. Schablonsiffror för beräkning av inkommande belastning anges i Tabell 12. Fosforbidragen från dessa orenade avlopp beräknas motsvara 1 kg fosfor per år och båt (hushåll). Räknat på tio båtar motsvarar det 10 kg fosfor per år.

Tabell 12. Schablonsiffror som använts för beräkning av inkommande fosforbelastning till enskilda avloppsanläggningar

	Permanentboende
Specifik belastning WC+BDT (g/pers dygn)	1,7
Specifik belastning BDT (g/pers dygn)	0,15
Närvarograd (%)	65
Antal personer per hushåll	2,4
Mängd till reningsanläggning (kg P per hushåll och år)	0,97

5.3.4 Potentiellt förorenade områden

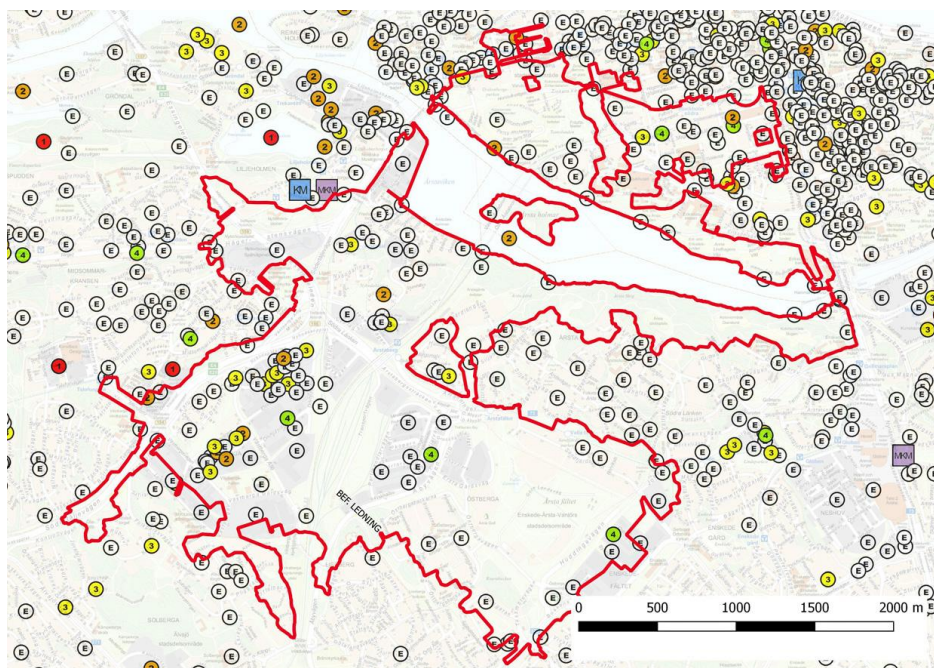
Länsstyrelsen kartering av potentiellt förorenade områden ger en samlad bedömning av de risker för människa och miljö som markföroreningar från tidigare verksamheter medför idag och i framtiden. Detta görs genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningar samt känsligheten/skyddsvärdet för objektet.

Bedömningen resulterar i att platser delas i någon av de fem riskklasserna:

- Riskklass 1 (mycket stor risk, mycket prioriterat för fortsatta undersökningar)
- Riskklass 2 (stor risk, prioriterat för fortsatta undersökningar)
- Riskklass 3 (måttlig risk, inte prioriterat för fortsatta undersökningar i nuläget)
- Riskklass 4 (liten risk, sannolikt inte prioriterat med fortsatta undersökningar)
- Osäkra (går ej att klassa på grund av avsaknad av information)

Potentiellt förorenade områden inom Årstavikens tekniska avrinningsområde redovisas på kartan i Figur 10. Potentiellt förorenade områden inom Årstavikens avrinningsområde..

Det finns inga objekt i riskklass 1 inom avrinningsområdet, men åtta objekt i riskklass 2 (stor risk). Dessa redovisas i Tabell 13. Därutöver finns elva områden i riskklass 3 (måttlig), fem områden i riskklass 4 (liten) och ett 70-tal platser som saknar klassning.



Figur 10. Potentiellt förorenade områden inom Årstavikens avrinningsområde.

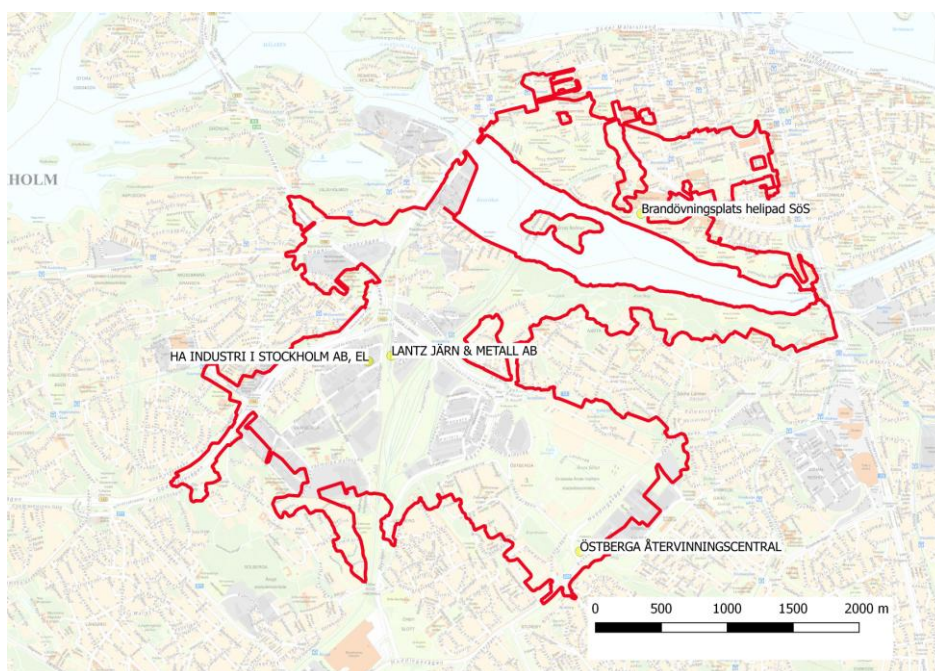
Huruvida områden med potentiella markföroreningar utgör aktiva punktkällor är svårt att bedöma. I förstas hand ska hänsyn tas när markarbeten görs, till exempel i samband med exploatering, för att förhindra spridning till recipient. Infiltration av dagvatten bör undvikas på dessa ställen för att förhindra att föroreningar såsom tungmetaller mobiliseras.

Tabell 13. Plats och tidigare verksamhet för objekt av riskklass 2 inom Årstavikens tekniska avrinningsområde enligt Länsstyrelsens inventering av potentiellt förorenade områden.

Nr.	Risk-klass	Plats	Primär verksamhet
1	2	Södermalm	Verkstadsindustri - med halogenerade lösningsmedel
2	2	Södermalm	Övrigt BKL 2
3	2	Årstaviken	Sediment
4	2	Nybodahöjden	Träimpregnering
5	2	Vretenborgsvägen	Gummiproduktion
6	2	Diavoxtorget	Ytbehandling av metaller elektrolytiska/kemiska processer
7	2	Västberga	Verkstadsindustri - med halogenerade lösningsmedel
8	2	Västberga	Bekämpningsmedelslager
9	2	Västberga	Ytbehandling av metaller elektrolytiska/kemiska processer

5.3.5 Övrigt

Underlag för kända riskverksamheter och förorenade områden och deras potential som punktkällor till näringsämnen och problemämnen i recipienten har gått igenom och diskuterats i projektgruppen. Underlag till miljöfarliga verksamheter har hämtats från Länsstyrelsens databas som var tillgänglig som GIS-skikt. I Figur 11 nedan redovisas de miljöfarliga verksamheter där dagvattnet enligt databasen inte är anslutet till spillvattennätet. Lantz har en anläggning för rening, men har haft problem med funktionen och håller på att installera en ny. Utgående vatten från verksamheten har hittills haft ganska höga halter av metaller. Diskussioner pågår om reningsåtgärder behövs för Östberga ÅVC. Länsstyrelsens rapport om inventering av brandövningsplatser i Stockholms län har visat att helikopterplattan vid Södersjukhuset har använts som brandövningsplats och därmed kan vara en punktkälla till PFOS. Förutom Lantz verksamhet finns dock i dagsläget inga indikationer på att verksamheterna skulle utgöra aktiva punktkällor.



Figur 11. Miljöfarliga verksamheter där dagvattnet inte är anslutet till spillvattennätet. Källa Länsstyrelsen.

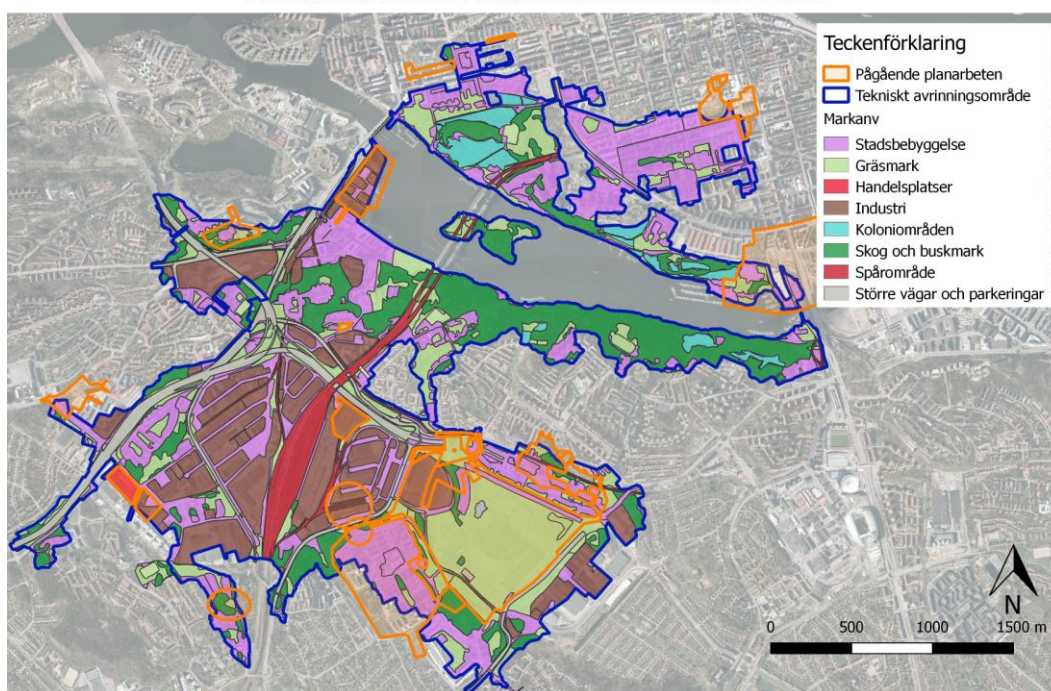
5.4 Pågående planers potentiella tillskott av föroreningar via dagvatten

För närvarande (hösten 2017) pågår arbete med 23 nya detaljplaner och planprogram inom Årstavikens tekniska avrinningsområde. Många av planerna sträcker sig även utanför avrinningsområdet och en del av dem medför inga förändrade föroreningstransporter till Årstaviken. Totalt bedöms tio planer riskera medföra ökad föroreningsbelastning då markanvändningen kommer att ändras från gräsmark, skog- och buskmark eller gles stadsbebyggelse till gles eller tät stadsbebyggelse. Förändringarna omfattar 34 hektar och beräknas enbart utifrån den förändrade markanvändningen kunna innebära ökade fosfortransporter till dagvattennätet på upp till 25 kg om dagvattenåtgärder inte

genomförs vid exploateringarna (beräknat i StormTac Web v17.3.3). Även transporter av problemämnen som bly, kadmium, kvicksilver och PAH beräknas öka om inte dagvattenreningsåtgärder genomförs. Eftersom flera av planerna ligger uppströms om befintliga och planerade dagvattenreningsanläggningar blir den potentiella belastningsökningen på recipienten dock mindre.

Stadens åtgärdsnivå för dagvatten som ska implementeras vid genomförande av planerna syftar till att minimera planernas påverkan. Planområdenas lokalisering illustreras i Figur 12 och beräknade föroreningstransporter redovisas i Tabell 14.

Planområden i Årstavikens tekniska ARO



Figur 12. Pågående planarbeten inom Årstavikens tekniska avrinningsområde².

Tabell 14. Pågående planarbetens potentiella påverkan på föroreningstransporter via dagvatten utan hänsyn till reningsåtgärder (beräknat i StormTac Web v17.3.3)

	A	A _{red}	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH
	ha	ha	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	g/år	kg/år	kg/år	g/år	ton/år	kg/år	g/år
Idag	33,6	6,9	12	86	0,69	1,1	4,6	32	0,33	0,36	1,6	3,3	40	21
Planförslag	33,6	19	37	222	3,6	4,4	17	110	1,1	1,2	8,1	14,9	138	71
Ökning	-	12	26	136	2,9	3,3	12	78	0,74	0,82	6,5	11,6	97	50

² Förutom de 21 områden som är markerade pågår ytterligare två planarbeten inom området; dels för en avloppstunnel under Årstavikens södra strand, och dels för tunnelbaneutbyggnad vid Gullmarsplan. Ingen av dessa planer bedöms vara relevanta m a p föroreningstransporter via dagvatten och har bortsetts ifrån.

6 Fosfor - flöden och halter

I detta avsnitt presenteras en sammanställning av fosforflöden från Årstavikens lokala tillrinningsområde samt från vikens bottnar. Fokus ligger på att kvantifiera och beskriva lokala fosforkällor som underlag till fortsatt utredning av förbättringsbehov och åtgärdsförslag på lokal nivå. Fosforflöden till och från angränsande Riddarfjärden och Hammarby sjö behandlas översiktligt.

6.1 Lokal extern bruttobelastning av fosfor

Bruttobelastningen av fosfor från Årstavikens lokala tillrinningsområde har sammanställts från Stockholm stads schablonberäkningar (Storm-Tac) för delavrinningsområden inom vikens tekniska tillrinningsområde och summeras till 422 kg/år (Tabell 15). Beräkningar som tagits fram av SMHI (S-HYPE) och SMED (PLC6) anger en betydligt högre fosforbelastning, nämligen 810 respektive 580 kg/år. De båda senare beräkningarna baserar sig felaktigt på Årstavikens ursprungliga, naturliga avrinningsområde (23,6 km²) som är mer än tre gånger så stort som det tekniska (7,5 km²). Det innebär att rättvisande jämförelser inte kan göras med stadens dataunderlag. PLC6-data skiljer sig från övriga underlag genom att avse vikens avrinningsområde och därmed inkludera atmosfärisk deposition till vattenytan (4 kg/år), en skillnad som i sig är försumbar. Data som modellerats med S-HYPE (total bruttobelastning, TGW) respektive inom PLC6 (PbruttoTot) är jämförbara så till vida att de avser samma (inaktuella) geografiska område. En skillnad i beräkningarna är att belastningen i S-HYPE anges efter retention i mark och grundvatten, medan PLC6-data anges utan retention. Trots det är alltså den fosforbelastning som anges av SMHI (810 kg/år) betydligt högre än den som beräknats inom PLC6 (580 kg/år).

Tabell 15. Bruttobelastning av fosfor (kg/år) från Årstavikens tillrinningsområde beräknad av Stockholms Stad (StormTac) samt SMHI (TGW, S-HYPE) och SMED (PbruttoTot, PLC-6). Den förra beräkningen avser vikens tekniska tillrinningsområde (7,5 km²) och de båda senare det (inaktuella) naturliga tillrinningsområdet (24 km²)

Fosforbelastning (brutto)	Stockholms Stad	SMHI (S-HYPE)	SMED (PLC6)
Total (kg/år)	422	812	582
Bakgrund (kg/år)		239	126
Bakgrund (%)		29	22
Urbant (kg/år)		808	578
Urbant (%)		100	99

Delar av den fosforbelastning som redovisas ovan utgörs av en naturlig bakgrund, det vill säga fosforflöden som skulle råda i en av människan opåverkad situation. SMHI och SMED redovisar bakgrundsbelastningar motsvarande cirka 20-30 procent och urbana källor/dagvatten som helt dominerande källa sett till den totala belastningen. Uppgifter om bakgrundsbelastning och källfördelning har inte sammanställts för data som

redovisas av Stockholms stad. Räknat på samma arealsmässiga förluster som redovisas av SMHI och SMED skulle bakgrundsbelastningen från det tekniska tillrinningsområdet uppgå till 40-75 kg/år. Under antagandet att hela tillrinningsområdet utgjordes av skog summeras bakgrundsbelastningen till blygsamma 22 kg/år (fosforförlust 3 kg/km² enligt Uggle & Westling 2003)

Den fortsatta utredningen utgår från den bruttobelastning av fosfor som beräknats av Stockholms stad (422 kg/år).

6.2 Intern fosforbelastning

I tillägg till den externa fosforbelastning som redovisas ovan är det tänkbart att fosforhalterna i Årstavikens vattenmassa påverkas av fosforläckage från vikens bottnar. Normalt sett sker en nettofastläggning (retention) av näringsämnen i sedimenten. Efter en lång tids omfattande näringsbelastning finns skäl att misstänka att det har lagrats så stora mängder näringsämnen i vikens sediment att de inte längre förmår upprätthålla denna naturligt självrenande funktion, åtminstone inte under syrgasfria förhållanden. För att kunna analysera åtgärdsbehovet och föreslå åtgärder som är effektiva för att nå beslutade miljö kvalitetsnormer, är det önskvärt att analysera och ta hänsyn även till vilket genomslag denna tidigare belastning har i dagsläget. Det görs genom en utredning av sedimentens roll i fosforflödet till vikens vattenmassa.

Att en betydande intern fosforbelastning kan föreligga i Årstaviken indikeras av en sedimentundersökning utförd 2016 (Svelander & Huser 2017).

Undersökningen redovisar relativt höga mängder läckagebenägen fosfor (7,6 g/m²) och en hög potential för intern fosforbelastning (13,5 mg/m²/dygn) för bottnar från cirka 5,5 meters djup. Utifrån detta underlag förefaller risken stor för betydande fosforläckage från bottenarna. Nedan lämnas en redogörelse för vad som i denna utredning ses som osäkerhetsfaktorer i bedömningen.

Den låga vattenhalten i de undersökta sedimentprofilerna tyder på att ackumuleringen av sedimenterande material störs. Lättare, finpartikulärt organiskt material transporteras bort av vattenrörelser och kvar blir tyngre lerpartiklar. Vattenrörelser bidrar även med ett tillräckligt frekvent vattenutbyte för att hålla sedimenten syresatta. En sådan transportbottenmiljö kan lagra mycket järnbunden fosfor, och ger då relativt stora mängder så kallad mobil fosfor. Denna fosfor kommer dock inte läcka nämnvärt så länge inte sedimentprofilen blir syrefri. En förklaring till de höga halterna av mobil fosfor som redovisas av Huser m.fl. (2017) är att betydande mängder fosfor extraheras som järnbunden fosfor i djupare sedimentlager (15 och 30 cm sedimentdjup) (Huser, opublicerade data). Så länge den nuvarande syrgassituationen består bör detta förråd av potentiellt mobil fosfor vara bundet i sedimenten och inte bidra nämnvärt till det begränsade läckaget som ändå pågår från vikens bottnar. Pågående läckage kan förklaras med mineralisering av plankton och annat organiskt material som periodvis avsätts på sedimentytan, men som inte permanent begravs där.

Mätdata tyder på att helt syrgasfria förhållanden inte förekommit i Årstavikens botten vatten den senaste tioårsperioden. Eftersom mätdata representerar vattendjupet åtta meter (stationen Årstadal) är det dock tänkbart att reducerade

förhållanden förekommit på större djup, över ackumulationsbottnar och/eller i sedimentytan. Ytterligare en osäkerhetsfaktor i bedömningen är provtagningsstationernas placering vid sedimentundersökningen. Även om undersökningen täcker in olika djup (2,1-8,1 m) ligger samtliga sex provtagningsstationer nära Årstavikens branta stränder, vilket innebär att de plana djupbottnar som dominerar i viken är dåligt representerade (punkt A7 ligger utanför Årstaviken och exkluderades ur den redovisning som görs här). En kartering och utredning kring bottendynamik och sedimentationsförhållanden genomförd 2017 tyder på att det enda riktigt goda ackumulationsområdet i Årstaviken återfinns öster om Årsta holmar på djup större än 6 meter, norr om den kommersiella farledssträckningen (Jonsson, opubl.). Enligt samma utredning är bottenarna vid tre av de fyra djupare stationer (> 4,5 m) som provtogs 2016 störda till följd av fartygstrafik, något som även indikeras av provernas förhållandevis låga vattenhalt. Sammantaget innebär det att Årstavikens ackumulationsbottnar inte finns representerade i sedimentundersökningen, något som kan innebära att läckagebenägna fosformängder och potentiell internbelastning underskattats.

Vattenkemiska undersökningar visar att det tidvis sker en ackumulation av fosfor i det botten nära vattnet under sommarens skikttningsperiod (Figur 14). De högsta halter löst oorganisk fosfor (DIP) som noterats i bottenvattnet den senaste tioårsperioden (2007-2016) uppgår till 100 µg/l vilket inte är att betrakta som särskilt högt. Halter på denna nivå noterades 2008, 2011, 2013 och 2015. Övriga år låg de högsta halterna i intervallet 40-75 µg/l. Vintertid noterades inga förhöjda fosforhalter i bottenvattnet. Nämnvärt är att totalfosforhalterna i bottenvattnet vid några tillfällen varit oproportionerligt högre än fosfathalterna, något som tyder på resuspension (uppvirvling av sediment), möjligen till följd av fartygstrafik.

Ett försök att skatta den interna fosforbelastningen gjordes med ledning av volymviktade fosfatfosforhalter i de djupare vattenmassorna (hypolimnion) för stationen Årstadal i augusti då halterna i bottenvattnet var som högst, och en omräkning till läckage per bottenyta. Vid beräkningen antogs de fosforhalter som uppmätts vid 8 meters djup (stationen Årstadal) gälla även djupare botten. Vidare antogs språngskiktet ligga vid 6 meter och de halter som uppmätts vid 4 meters djup antogs gälla även där. Det fosforläckage som på så vis beräknades antogs gälla för botten från sex meters djup. På detta vis skattades den interna fosforbelastningen till i medeltal cirka 65 kg/år (31-97 kg/år, 2007-2016). Möjligheterna att på detta vis åstadkomma en någorlunda rättvisande skattning av den interna belastningens storlek begränsas av att bottenarna i det område dit provtagningsstationen Årstadal är belägen enligt ovan förefaller vara störda till följd av fartygstrafik, och sannolikt inte representerar ackumulationsbottnar varifrån de högsta läckagen kan väntas. Att fosforhalterna i bottenvatten och sediment skulle vara högre i ackumulationsområdet öster om Årsta holmar ter sig sannolikt, men kan tyvärr inte bekräftas då vatten- och sedimentkemiska mätdata saknas från detta särskilt intressanta område. Möjligen innebär vattenutbytet med Riddarfjärden att skillnader i läckage från sedimenten utjämnas i bottenvattnet. Utbytet kan också medföra en osäkerhet kring vilken påverkan bottenvattenhalterna representerar. Att döma av salinitetsdata är

utbytet av bottenvatten mellan viken och fjärden begränsat under sommarens skikttningsperiod. Att så skulle vara fallet indikeras av att saliniteten i Årstavikens bottenvatten är betydligt högre än i Riddarfjärden.

Sammanfattningsvis anser vi att underlag saknas för att åstadkomma en bra bedömning av fosforläckaget från Årstavikens bottnar. Vår bedömning är att den interna fosforbelastningen uppgår till i snitt 65 kg/år eller mer.

6.3 Utbyte med Riddarfjärden och Hammarby sjö

Utöver den fosforpåverkan som sker till Årstaviken via det lokala tillrinningsområdet och från vikens bottnar påverkas viken i högsta grad av utbytet med angränsande Riddarfjärden. Visst utbyte sker även med Hammarby sjö över Hammarbyslussen via tappning från Årstaviken samt genom slussning mellan de båda bassängerna. Vattenutbytet med Riddarfjärden och Hammarby sjö har inte kvantifierats i denna utredning där fokus ligger på lokal påverkan och lokala åtgärder.

Att utbytet med Riddarfjärden är betydande framgår av den fosforbelastning SMHI redovisar för Årstavikens utlopp till denna yttre bassäng (källa: Vattenwebb). Belastningen i utloppet beräknas till hela 59 ton/år med jordbruk som den största fosforkällan (65 %) följt av skog (20 %) och urbana källor inklusive dagvatten (9 %). Orsaken till den mycket höga belastningen i Årstavikens utlopp är som framgår av avsnitten ovan (6.2) inte en extremt hög lokal fosforpåverkan utan förklaras alltså av vikens utbyte med Riddarfjärden. Det är också förklaringen till att jordbruk och skog står för huvuddelen av den totala belastningen i Årstavikens utlopp trots att urbana källor helt dominerar i det lokala tillrinningsområdet.

Tappningen av vatten från Årstaviken till Hammarby sjö har de senaste tre åren (2014-2016) varit i det närmaste obefintlig (Stockholms hamnar, personlig kommunikation Torbjörn Granqvist). En betydande tappning skedde dock i december 2017 i samband med hög tillrinning till Mälaren, dessförinnan år 2013 i samband med nedsänkningen av Citybanans tunnlar i Riddarfjärden, då Nils Ericson- och Karl Johan-slussarna var stängda. Fosfortransporten vid den enda tappning som skedde 2016 (20 april, tappningsdata från Stockholms hamnar) beräknades till cirka 8 kg baserat på ytvattenhalter i mars och maj. Även om det i nuläget normalt sett inte sker någon tappning, visar data att fosfortransporten kan vara betydande vid tillfällen då tappning sker. I jämförelse med uttransporten till Riddarfjärden torde dock transporten vara liten.

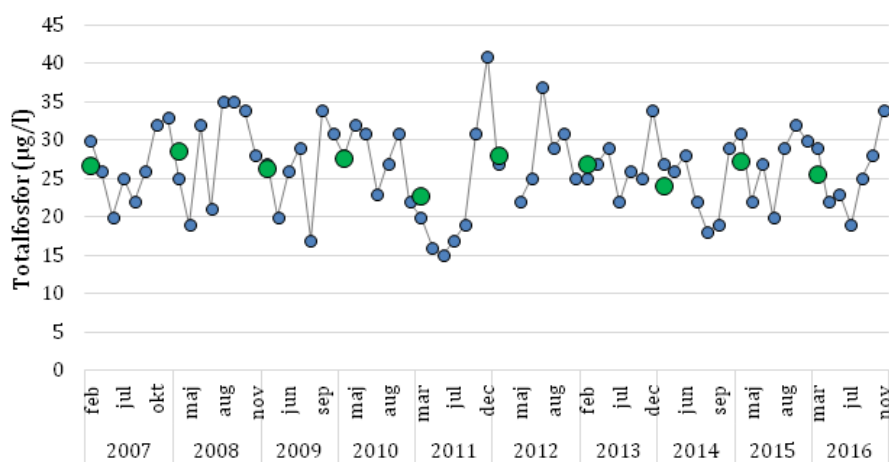
En intressant påverkan till Årstaviken inträffar vid slussning in till Mälaren, då ett visst inflöde av brackvatten sker. Att så är fallet framgår tydligt sommartid då en förhöjd salinitet uppmätts vid Årstavikens bottnar. Det senaste decenniet (2007-2016) har saliniteten vid vikens bottnar varit cirka 0,5-1,5 promille sommartid vilket kan jämföras med ytvattenhalterna som för samma period uppgått till cirka 0,1-0,2 promille. Effekten av brackvatteninflödet framgår normalt tydligast i augusti, men förhöjd salinitet har det senaste decenniet (2007-2016) registrerats även för juli samt september-oktober. Att saliniteten vid Årstavikens bottnar varit högst under sommarperioden är en kombination av

att huvuddelen av årets slussningar äger rum denna period, samt av att vattenmassan är skiktad och att bottenvattenutbytet med Riddarfjärden förefaller begränsat. Att kvantifiera brackvatteninflödet och fosforimporten vid slussning in till Mälaren kompliceras av att endast delar av vattenvolymen från Hammarby sjö kan väntas lämna slussen då portarna öppnas mot Årstaviken och mälaryttnet strömmar in, samt att huvuddelen av det vatten som lämnar slussen kan tänkas vara samma vatten som åter strömmar tillbaka vid nästa slussning. Till följd av skillnader i salinitet/densitet mellan yt- och bottenvatten är det dock mycket möjligt att utbytet är mer omfattande genom att det tyngre brackvattnet, i synnerhet bottenvattnet, ”rinner ur” slussen in i Årstaviken och ersätts av inströmmande mälarytvatten. Den senaste tioårsperioden var salthalten allra högst i Årstavikens bottenvatten i augusti 2016 då 1,5 promille registrerades. En överslagsberäkning baserad på medelsalthalt i bottenvattnet och bottenvattnets totala volym (1,2 Mm³, skiktet 6-9 m) samt medelsalthalten i Hammarby sjö (2,7 promille) indikerar en inflödesvolym motsvarande minst cirka 0,2 Mm³ från Hammarby sjö till Årstaviken. Det motsvarar knappt 10 kilo fosfor.

6.4 Vad styr fosforhalten i Årstavikens vattenmassa?

De fosforkällor som beskrivs och kvantifieras ovan samverkar till att bygga upp fosforhalten i Årstavikens vattenmassa. Källornas fosforbidrag skiljer sig åt inte bara mängdmässigt, utan också sett till var och när de tillför systemet fosfor, och i vilken form denna fosfor föreligger.

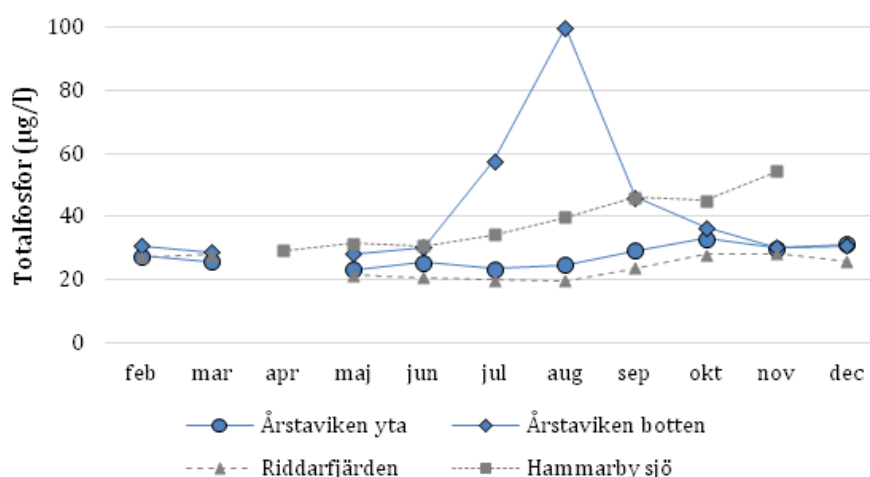
Totalfosforhalten i Årstavikens ytvatten uppvisar den senaste tioårsperioden (2007-2016) relativt stora variationer framförallt inom åren där de högsta halterna ofta, men inte alltid, uppmättes under höst och vinter och de lägsta halterna ofta registrerades under sommaren (Figur 13). För tre av de undersökta åren (2008, 2010, 2012) registrerades höga halter (> 30 µg/l) även under sommaren. Årsmedelhalterna har med ett undantag (2008) legat under gränsvärdet för god status (28,4 µg/l) (se även avsnitt 4.2).



Figur 13. Totalfosfor (µg/l) i Årstaviken (yta) 2007-2016, stationen Årstadal. Årsmedelvärden visas med gröna ringar.

De landbaserade källorna i Årstavikens tillrinningsområde har en direkt påverkan på fosforhalten i vikens ytvatten. Beroende på när under året tillförseln sker kan fosfor tas upp av fotosyntetiserande organismer eller till stor del exporteras till närliggande bassänger, främst till Riddarfjärden. Belastningen utgörs av olika fosforformer av vilka fosfat är direkt tillgängligt för upptag av vattenväxter, alger och plankton. Andra fosforfraktioner blir växttillgängliga först med tiden, och ytterligare andra är inerta och kommer överhuvudtaget inte att påverka vikens fosforhalter. Fosforpåverkan från vikens tillrinningsområde kan väntas vara störst i samband med hög markavrinning, det vill säga vid kraftigt och/eller långvarigt regn eller snösmältning. Generellt innebär det att den externa landbaserade påverkan kan väntas vara störst under perioden november-april då flödena är som högst. På motsvarande vis kan påverkan väntas vara minst under lågflödesperioden (maj-oktober). Inomårsvariationerna är dock stora och vissa år har de högsta flödena inträffat under sommaren (exempelvis 2008, 2010, 2012, källa: SMHI). Vid sådana tillfällen har sannolikt fosforpåverkan från det lokala tillrinningsområdet en tydlig, om än troligen relativt kortvarig, effekt på fosforhalten i vikens ytvatten. Att markanvändningen i Årstavikens tillrinningsområde huvudsakligen är urban innebär att avrinningen till viken kan väntas vara snabb då den till stor del sker via dagvattennätet.

En trolig förklaring till att halterna ofta är högst under hösten är att den interna belastningen - fosforläckaget från sedimenten - får genomslag på ytvattnet i samband med att vattenmassorna blandas under hösten. Internbelastningen syns initialt i Årstavikens bottenvatten genom den ackumulation av fosfor som sker då viken är skiktad sommartid (Figur 14). Allra högst är halterna i bottenvattnet normalt sett i augusti. Vid höstcirkulationen ses en kraftig minskning av halterna i bottenvattnet, samtidigt som halten i ytvattnet ökar. Fosforhalterna i Årstaviken samvarierar generellt med halterna i Riddarfjärden, så även under sensommar-höst (Figur 14). Troligen påverkas även ytvattenhalterna i Riddarfjärden av en intern fosforbelastning. Möjligen är haltstegringen under hösten främst ett resultat av en intern fosforbelastning i utanförliggande bassänger, snarare än i Årstaviken. Påverkan via internbelastning skiljer sig från övriga källor genom att utgöras helt och hållet av direkt växttillgänglig fosfat. Kombinationen av förhöjda fosfathalter och cirkulerande vattenmassa ger goda förutsättningar för kiselalgbloomningar under hösten. Även om dessa organismer är en viktig del i näringsväven kommer de sannolikt till största delen sjunka till botten då omblandningen avstannar. På så vis återförs stora delar av den fosfor som frisätts från sedimenten, och kiselalgbiomassan bygger ytterligare upp sedimentens förråd av fosforrikt organiskt material. Då algerna så småningom bryts ner åtgår syre, varvid syrgasbrist kan uppstå vid bottnarna och fosfor åter frisätts från sedimenten. Även cyanobakterier kan med tillgång till fosfat från internbelastningen "blomma" under hösten.



Figur 14. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) i Årstaviken (yta, botten) samt Riddarfjärden och Hammarby sjö (yta), medelvärden 2007-2016. Data för Årstaviken baseras för maj-september på värden från samtliga tio år. För övriga månader utgörs dataunderlaget av 2-7 mätvärden.

Som framgår ovan samvarierar fosforhalterna i Årstavikens ytvatten generellt med halterna i Riddarfjärden och uppvisar små differenser sinsemellan, något som kan indikera att vattenutbytet är betydande. Fosforhalterna i Riddarfjärden ($24 \mu\text{g/l}$) är normalt sett något lägre än i Årstaviken ($27 \mu\text{g/l}$) vilket innebär att utbytet med den yttre bassängen har en utspädande, gynnsam effekt på fosforhalter och status i Årstaviken. Hammarby sjö ligger tvärtom högre i fosforhalt ($39 \mu\text{g/l}$), något som innebär att de inflöden som sker till Årstaviken i samband med slussning bidrar till att bygga upp fosforhalten i viken och på så vis inverkar negativt på status.

6.5 Sammanfattande slutsatser kring fosforflöden och fosforhalter

Av ovanstående redovisning framgår att vattenutbytet mellan Årstaviken och Riddarfjärden är mycket omfattande, och beräknas motsvara en fosforbelastning av nära 60 ton/år i vikens utlopp (till Riddarfjärden). I relation till detta utgör fosforpåverkan via lokala externa och interna fosforkällor en bråkdel (422 kg/år respektive ca 65 kg/år). Den direkta fosforpåverkan som sker från Hammarby sjö vid slussning in till Årstaviken tycks begränsad (se avsnitt 6.3, Utbyte med Riddarfjärden och Hammarby sjö). Inflödet av brackvatten vid slussning kan dock tänkas bidra till Årstavikens dåliga syrgasförhållanden och därmed öka risken för frisättning av läckagebenägen (järnbunden) fosfor från vikens sediment.

Den sammanfattande slutsatsen kring detta är att Årstavikens fosforhalter främst styrs av det omfattande vattenutbytet med Riddarfjärden där fosforhalterna är något lägre än i Årstaviken. Det innebär att lokal extern och intern fosforpåverkan är av underordnad betydelse för Årstavikens fosforhalter och ekologiska status. Riddarfjärdens utspädande effekt innebär dock inte att en kraftigt förhöjd lokal fosforbelastning kan tillåtas till Årstaviken.

6.6 Hur hög fosforbelastning kan tillåtas?

I detta avsnitt presenteras en analys som syftar till att fastställa hur hög lokal fosforbelastning som kan accepteras till Årstaviken. Som framgår av ovanstående avsnitt är ekologisk status god avseende totalfosforhalter även vid den fosforbelastning som råder i nuläget. Att så är fallet beror med största sannolikhet inte på att den lokala belastningen ligger på en acceptabel nivå. Förklaringen till att vikens fosforhalter är förhållandevis låga, trots en hög antropogen fosforpåverkan från vikens tillrinningsområde samt en sannolikt betydande intern fosforbelastning, är att utbytet med Riddarfjärden har en utspädande effekt som maskerar den lokala påverkan. Denna för Årstaviken gynnsamma situation kan enligt vår mening inte tas till intäkt för att tillåta en hög lokal fosforpåverkan, bland annat eftersom fosforbelastningen till Riddarfjärden och havet måste minska.

Den lokala fosforbelastning som här föreslås som acceptabel för Årstaviken utgår från att belastningen ska kunna bäras av viken även utan Riddarfjärdens utspädande effekt, det vill säga enbart med hänsyn till lokal tillrinning. Ett sådant scenario är fiktivt men ger enligt vår bedömning *vägledning* kring vad som kan vara en rimlig belastningsnivå.

Med hjälp av teoretiska beräkningsmodeller är det möjligt att skatta hur hög fosforbelastning som kan tillåtas vid en viss given fosforhalt i sjöns vattenmassa. Genom att anta en fiktiv situation där Årstavikens omsättning styrs enbart av lokal tillrinning, utan att påverkas av utbytet med Riddarfjärden och Hammarby sjö, kan en beräkning av detta slag utföras även för Årstaviken trots att den är en öppen målarvik. Den totalfosforhalt som eftersträvas för Årstaviken är enligt ovan (avsnittet 4.2.2 Ekologisk status) maximalt 28,4 µg/l, vilket alltså motsvarar gränsvärdet mellan god och måttlig ekologisk status för näringsämnen (källa: VISS).

En enkel och ofta använd massbalansmodell är den så kallade Vollenweider-modellen (Vollenweider 1968, 1975). Modellen uppskattar långtidsmedelvärden av totalfosforhalt i en sjö som befinner sig i jämvikt, det vill säga efter en längre tid med samma fosforbelastning. Modellen beskriver hur stor andel av inflödande fosfor som på årsbasis fastläggs i sedimenten som en funktion av vattnets uppehållstid i sjön. Längre uppehållstid innebär att en större andel av tillförd fosfor hinner sedimentera i sjön. Förhållandet mellan totalfosforhalt i sjön och inflödeshalten kan uttryckas som:

$$TP = TP_{in} / (1 + \sqrt{T})$$

TP = Totalfosforhalt (µg/l) i sjön vid jämvikt

TP_{in} = Inflöde av totalfosfor (µg/l)

T = Sjöns omsättningstid (år)

Vollenweider-modellen har senare kalibrerats inom OECD (1982), dels för generella förhållanden, dels för nordiska förhållanden. Kalibreringarna skiljer sig från Vollenweiders ursprungsformel med två konstanter (K1 och K2) enligt nedan:

$$TP = K1 * (TP_{in} / (1 + \sqrt{T}))^{K2}$$

Generella förhållanden (hela databasen): K1=1,55; K2=0,82

Nordiska förhållanden: K1=1,12; K2=0,92

Den generella OECD-kalibreringen baseras på data från ett 80-tal sjöar med varierande karaktär sett till morfometri och vattenkemi. Den nordiska kalibreringen grundar sig på mätdata från ett tiotal sjöar i Norden där svenska förhållanden representeras av mätvärden från Mälaren och Vättern. Eftersom det är svårt att slå fast vilken modell/kalibrering som bäst beskriver förutsättningarna i Årstaviken beräknades den högsta tillåtna fosforbelastningen enligt samtliga tre modellutföranden. Beräkningen gjordes i samtliga fall utifrån en totalfosforhalt av cirka 24 µg/l enligt ovan. Övrig indata vid beräkningen var Årstavikens teoretiska omsättningstid i en situation utan utbyte med Riddarfjärden och Hammarby sjö. Årstavikens teoretiska och fiktiva omsättningstid beräknades till 3,9 år baserat på årlig tillrinning och vikens volym. Årlig tillrinning erhöles från sammanställningar av Stockholms stads schablonberäknade data för det tekniska tillrinningsområdet (2,0 Mm³). Uppgifter om Årstavikens volym (7,8 Mm³) erhöles via Miljöbarometern (<http://miljobarometern.stockholm.se/>). Utfallet av modellberäkningarna var en högsta tillåten fosforbelastning av 170-210 kg/år (Tabell 16). Det innebär vidare att fosforhalten i tillrinnande vatten får vara högst cirka 85-100 µg/l, sett som årsmedelvärde. Modelleringen enligt Vollenweider gav det mest restriktiva utfallet. Med tanke på att beräkningar enligt OECD-kalibreringen generellt visat bättre överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta data än den ursprungliga modellen (Håkanson, 1999), anser vi att utfallet enligt den förra modelleringen kan vara vägledande i förvaltningen av Årstaviken. Det innebär således en målsättning om en högsta tillåten fosforbelastning av cirka 200 kg/år, och en högsta inkommande fosforhalt av cirka 100 µg/l. Om den lokala fosforbelastningen till Årstaviken ligger vid denna nivå, eller lägre, ges viken enligt modelleringen förutsättningar att uppnå och upprätthålla god ekologisk status även utan hänsyn till den utspädande effekt som är resultatet av utbytet med Riddarfjärden. Med hänsyn till det stora utbytet med Riddarfjärden kan halterna i vikens vattenmassa dock inte förväntas avvika väsentligt från halterna i Riddarfjärden.

Tabell 16. Modellerad högsta fosforbelastning (kg/år) samt högsta fosforhalt i tillrinnande vatten (µg/l) till Årstaviken vid en totalfosforhalt i viken av cirka 24 µg/l.

Modellvariant	Högsta tillåtna fosforbelastning (kg/år)	Högsta tillåtna fosforhalt (µg/l) i tillrinnande vatten
Vollenweider	170	84
OECD generell	208	103
OECD Norden	201	100

7 Åtgärdsbehov (beting)

Av statusklassningen (se avsnitt 4.2) framgår enligt de biologiska kvalitetsfaktorerna (profundalfauna, fisk) att ett förbättringsbehov föreligger för att Årstaviken ska uppnå miljökvalitetsnorm god ekologisk status. Årstavikens näringshalter (totalfosfor) ligger på en nivå som uppnår god status och således

kan inget beting beräknas utifrån halter. Enligt ovanstående avsnitt (6.6) finns dock ett behov av minskad näringsbelastning till viken. Vidare är det tydligt att Årstaviken inte uppnår god kemisk status. Utöver PBDE och kvicksilver som i Sverige generellt överskrider gällande gränsvärden, uppnås inte god kemisk status för antracen, kadmium, bly, PFOS och TBT. Bedömningarna grundar sig på underlagsmaterial av tillfredsställande mängd och kvalitet och kan betraktas som säkra.

Åtgärdsbehov anges för de ämnen där statusklassningar indikerar sämre än god status. Åtgärdsbehov anges normalt som förbättringsbehov i form av haltreduktion och/eller belastningsminskning baserat på skillnaden mellan status och miljökvalitetsnorm. Åtgärdsbehovet för fosfor bedöms genom jämförelser mellan beräknad tillförsel i nuläget (avsnitt 6.1), och den belastning som enligt generella modeller kan accepteras under förutsättning att god ekologisk status ska uppnås utan hänsyn till vattenutbytet med Riddarfjärden (avsnitt 6.6).

7.1 Fosfor

Enligt Vattenmyndigheten föreligger inget förbättringsbehov för Årstaviken vad gäller fosfor (Vattenmyndigheten 2017 samt VISS). Att så är fallet beror på att myndighetens bedömning utgår från det faktum att rådande fosforhalt ligger på en nivå som motsvarar god status.

En bedömning som baserar sig på beräknad extern lokal bruttotillförsel (422 kg/år) samt högsta extern fosforbelastning enligt modellberäkningar givet att Årstaviken ska klara god status utan hänsyn till utbytet med Riddarfjärden (ca 200 kg/år) indikerar ett fosforbruttobeting (utan hänsyn till befintliga åtgärder) av cirka 220 kg/år, se Tabell 17. Det motsvarar ett förbättringsbehov av cirka 50 procent. I relation till den bakgrundsbelastning som skattats för det tekniska tillrinningsområdet (40-75 kg/år, se avsnitt 6.1) innebär det att den antropogena belastningen tillåts vara 125-160 kg/år, motsvarande cirka 60-80 procent av den totala belastningen.

Tabell 17. Åtgärdsbehov (beting) för totalfosfor till Årstaviken sett som mängd (kg/år) och andel (%). Tillåten belastning gäller för god status utan hänsyn till utbytet med Riddarfjärden, enligt modellering (OECD-kalibrering av Vollenweider).

Totalfosfor	kg/år
Bruttobelastning externa källor	422
Befintlig rening	152
Nettobelastning externa källor	270
Tillåten belastning	200
Beting	70 (35 %)

Med tanke på internbelastningen i Årstaviken kan ovanstående bedömning ge en ofullständig bild av vilka åtgärder som krävs för att den samlade lokala fosforbelastningen till viken ska anses ligga på en acceptabel nivå. Internbelastning eller beting för denna källa beskrivs inte av

Vattenmyndigheten eller SMHI. Enligt ovan (avsnitt 6.2) skattas den interna fosforbelastningen till i medeltal cirka 65 kg/år (30-100 kg/år, 2007-2016), uppgifter som måste betraktas som osäkra. Genom åtgärder mot internbelastningen ”återställs” Årstaviken till ett tillstånd där lokala fosforpåverkan enbart sker via land. Åtgärder mot intern fosforbelastning är särskilt effektiva i och med att de riktas mot en fosforform (fosfatfosfor) som är hundra procentigt tillgänglig för biologiskt upptag i ekosystemet.

Aluminiumbehandling av sediment är en vedertagen metod för åtgärd av internbelastning. En behandling där aluminiumlösning blandas in i Årstavikens ytsediment bör kunna säkerställa att den järnbundna fosfor i sedimenten inte frigörs till vattenmassan om syresituationen i viken skulle försämrats. Med hänsyn till att fällningen åldras riskerar den långsiktiga effekten på det järnbundna fosforförrådet att inte bli optimal. En aluminiumfällning skulle binda fosfor från något års mineralisering av plankton på sedimentytan, vilket förmodligen är den dominerande källan till de uppskattade 65 kg fosfor/år som läcker till vattenmassan. Eftersom vattenutbytet med Riddarfjärden är stort, och nytt material även från Riddarfjärden periodvis avsätts på Årstavikens botten innan det transporteras vidare, riskerar ett fosforbindande aluminiumskikt att periodvis täckas över med ett par centimeter nytt sediment. Det skulle minska kontakten med löst, nyligen mineraliserad fosfor. Eftersom ett fosforbindande aluminiumskikt främst binder fosfor som diffunderar från djupare sedimentlager finns risk att fällningen efter ett par år inte kommer bidra till att minska internbelastningen, detta till följd av de transportbottenförhållanden med sedimentförflyttning som nu av allt att döma råder på den dominerande bottenarealen.

Förutsättningarna för framgångsrika interna åtgärder bedöms alltså som mindre goda i Årstaviken. I någon mening håller viken en naturligt hög fosforbindande förmåga tack vare syresatta förhållanden. Fortsatta och intensifierade ansträngningar att minska den lokala externa tillförseln rekommenderas enligt ovan. I övrigt bedöms åtgärder för att minska fosfortillförseln från Riddarfjärden mer effektiva än en aluminiumfällning av Årstavikens transportbotten. En bättre effekt av interna åtgärder fås om de inriktas mot tydliga ackumulationsbotten i Årstavikens närhet, där läckagebenägen fosfor ackumuleras och ansträngda syreförhållanden råder. Interna åtgärder kan möjligen övervägas för de mindre delar av Årstavikens botten där ackumulationsförhållanden råder, men underlag för att styrka detta, och för att bedöma beting saknas i nuläget.

7.2 Prioriterade ämnen

Miljögifter i kategorin prioriterade ämnen som i Årstaviken överskrider fastställda gränsvärden är antracen, kadmium, bly, tributyltenn (TBT), perfluoroktansulfonsyra (PFOS) samt kvicksilver och bromerade difenyletrar (PBDE), se ovan (avsnitt 4.2).

Vid bedömning av beting nedan gäller generellt att halter av prioriterade ämnen i sediment normaliserats efter rådande kolhalt och därefter jämförts mot gällande gränsvärden, detta i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens

föreskrift och vägledning (HVMFS 2013:19, HaV 2016). Normaliseringen resulterade inte i någon skillnad i status, men utförs för att ge en bättre bild av förbättringsbehoven. Fastställda gränsvärden avser en kolhalt av 5 procent och uppmätta halter har normaliserats till motsvarande kolhalt baserat på den kolhalt som uppmättes i Årstavikens sediment (TOC 8,9 %) i samband med analys av övriga ämnen. Normaliseringen görs för samtliga aktuella ämnen undantaget metaller. Beting beräknade på halter i sediment baseras i första hand på den screeningundersökning som genomfördes år 2013 av 34 stationer i östra Mälaren och Stockholms skärgård (Länsstyrelsen 2015). Uppmätta halter, gränsvärden och beting redovisas nedan per ämne samt i separata tabeller för halter i sediment respektive fisk. Slutligen lämnas en sammanfattande kommentar kring bedömda beting.

Antracen: Halten av antracen i sediment, 56 µg/kg TS, var mer än dubbelt så hög som fastställt gränsvärde, 24 µg/kg TS. Med hänsyn till sedimentets kolhalt normaliserades uppmätt halt till 31 µg/kg TS. Det ger ett beting på 7 µg/kg TS motsvarande ett förbättringsbehov av cirka 25 procent (se Tabell 18). Halterna av antracen var tydligt lägre år 2013 än vid den screeningundersökning som genomfördes år 2002 (100 µg/kg TS, Sternbeck m.fl. 2003). Det finns inga egna modelldata för just antracen men ämnet ingår i gruppen PAH₁₆ som har modellerats. Vi gör antagandet att antracen förhåller sig som en typisk polyaromatisk kolväteförbindning och avskiljs i den graden som hela gruppen. PAH föreligger typisk till cirka 85 % i partikelbunden form i dagvatten. Netto tillförseln av partikelbunden PAH₁₆ efter hänsyn till avskiljning i befintliga reningsanläggningar är 0,51 kg/år. Ett beting på cirka 25 % motsvarar då en nödvändig avskiljning på 0,13 kg PAH₁₆ per år. Åtgärdsförslagets samlade avskiljning av PAH₁₆ redovisas i sluttabeln i bilaga och uppskattas till cirka 0,35 kg. Betinget för antracen är därmed uppnått.

Kadmium: Halten av kadmium i sediment, 3070 µg/kg TS, överskrider fastställt gränsvärde, 2300 µg/kg TS. Det ger ett beting på 770 µg/kg TS motsvarande ett förbättringsbehov av 25 procent (se Tabell 18). Kadmiumhalterna i Årstaviken var de näst högsta vid en undersökning av 34 stationer år 2013 (Länsstyrelsen 2015) och låg kvar på samma nivå som vid en screeningundersökning år 2002 (Sternbeck m.fl. 2003). Halten av kadmium i vatten (2014-2016) ligger med mycket god marginal under gränsvärdet. Eftersom betinget för kadmium gäller halten i sediment har ett beting i kg/år framräknats för partikelbundet kadmium från dagvattnet. Avskiljning av partikelbundet kadmium i befintliga reningsanläggningar som till exempel tunnelmagasinen har dragits av från brutto belastningen. Netto belastningen med partikulärt kadmium efter befintlig rening är 0,28 kg/år (se slutsummeringstabell i bilaga 1). Ett beting på 25 % betyder således en nödvändig minskning med 0,07 kg kadmium per år.

Bly: Halten av bly i sediment, 196 mg/kg TS, överskrider fastställt gränsvärde, 130 mg/kg TS. Det ger ett beting på 66 mg/kg TS motsvarande ett förbättringsbehov av cirka 35 procent (se Tabell 18). Blyhalterna i Årstaviken var de näst högsta vid en undersökning av 34 stationer i regionen år 2013, men tydligt lägre än vid screening år 2002 (250 mg/kg TS, Sternbeck m.fl. 2003).

Halten av bly i vatten (2015-2016) ligger med mycket god marginal under gränsvärdet. I analogi med betinget för kadmium gäller också betinget för bly halten i sediment. Ett beting i kg/år har därför framräknats för partikelbundet bly från dagvattnet. Avskiljning av partikelbundet bly i befintliga reningsanläggningar som till exempel tunnelmagasinen har dragits av från brutto belastningen. Netto belastningen med partikulärt bly efter befintlig rening är 13,4 kg/år (se slutsummeringstabell i bilaga 1). Ett beting på 34 % betyder således en nödvändig minskning med 4,6 kg kadmium per år.

TBT: Halten av tributyltenn (TBT) i sediment, 1310 µg/kg TS, ligger mycket högt över fastställt gränsvärde, 1,6 µg/kg TS. Med hänsyn till sedimentets kolhalt normaliserades uppmätt halt till cirka 740 µg/kg TS. Det ger ett beting på cirka 735 µg/kg TS motsvarande ett förbättringsbehov av mer än 99 procent (se Tabell 18). Halterna av TBT i Årstaviken var de allra högsta vid en undersökning av 34 stationer i regionen år 2013, och mer än dubbelt så höga som de näst högsta halter som då uppmättes (620 µg/kg TS, Edsviken). Halterna av TBT i Årstaviken får alltså betraktas som mycket kraftigt förhöjda både i förhållande till gränsvärdet och till regionen i stort. Fördelningen mellan TBT och dess nedbrytningsprodukt dibutyltenn (DBT) (TBT/DBT = ca 1,6) i sedimenten kan indikera att de mycket höga halterna inte främst representerar påverkan i nuläget, utan att föroreningen är något äldre. Det kan motsägas av att halterna år 2013 var betydligt högre än de som registrerades i samma område ett drygt decennium tidigare (570 µg/kg TS, 2002; Sternbeck m.fl. 2003). Rättvisande jämförelser kan inte göras mot den undersökning som utfördes 2005 (Sternbeck m.fl. 2006) eftersom proverna som togs vid dessa tillfällen inte representerar ostörda sediment.

Tabell 18. Åtgärdsbehov/beting för prioriterade ämnen utifrån uppmätta halter i Årstavikens sediment. Betingen skattas med ledning av i vilken utsträckning uppmätta halter (2013) överskrider fastställda miljö kvalitetsnormer. För antracen och TBT har uppmätta halter normaliserats mot en kolhalt av 5 procent.

Ämne	Uppmätt µg/kg TS	Normaliserad µg/kg TS	Gränsvärde µg/kg TS	Beting µg/kg TS	Beting %
Antracen	56	31	24	7	24
Kadmium	3070	-	2300	770	25
Bly	196000	-	130000	66000	34
TBT	1310	736	1,6	734	99,8

PFOS: Medelhalten av PFOS i fisk (2014-2016) låg något över gränsvärdet och nationellt medelvärde för sjöar (9 µg/kg vv, Karlsson & Viktor 2014). Skillnaden mellan uppmätta halter och fastställd miljö kvalitetsnorm indikerar ett reduktionsbehov motsvarande cirka 20 procent för PFOS, se Tabell 19. Nämnvärt är att halten 2016 (6 µg/kg vv) låg under gränsvärdet och var betydligt lägre än föregående två år (11-18 µg/kg vv). Halter i vatten (2014-2016) indikerar ett än större beting, motsvarande cirka 85 procent. Statusbedömningar av PFOS baserade på halter i vatten får dock generellt betraktas som osäkra eftersom gränsvärdet för årsmedelhalter uppges ligga

under den svenska bakgrundskontamineringen (källa: IVL Svenska Miljöinstitutet) och därför blir svårt att efterfölja.

Kvicksilver och PBDE: Halterna av kvicksilver och PBDE i svenska vatten ligger generellt över gränsvärdena och dessa ämnen omfattas därför av nationella undantag i form av mindre stränga kvalitetskrav. Undantaget innebär dock alltså en skyldighet att vidta belastningsminskande åtgärder för lokala källor. PBDE-halterna i fisk från Årstaviken överstiger inte bara fastställt gränsvärde, utan även nationellt medelvärde för sjöar (0,197 µg/kg vv, Karlsson & Viktor 2014). För denna ämnesgrupp finns således skäl att misstänka lokal föroreningspåverkan. Ett grovt antagande kring reduktionsbehovet, baserat på uppmätta halter i fisk jämfört med nationellt medelvärde för sjöar, är att halter och belastning av PBDE bör minska med cirka 70 procent, se Tabell 19. Bedömningen måste ses som mycket osäker. Kvicksilverhalten i fisk överskrider fastställt gränsvärde, men låg under nationellt medelvärde för sjöar (Karlsson & Viktor 2014). För kvicksilver finns således inte några belägg för betydande lokala källor varför inget beting anges. Mot detta talar de mycket höga kvicksilverhalter som uppmättes i vikens sediment 2013 (Länsstyrelsen 2015). Halterna låg på samma nivå som i Riddarfjärden och var högre enbart i Strömmen, sett till de 34 stationer som undersöktes. Halterna var dock tydligt lägre än vid screeningundersökning år 2002 (2500 µg/kg TS, Sternbeck m.fl. 2003).

Tabell 19. Åtgärdsbehov/beting för PFOS, PBDE och kvicksilver (fisk), Årstaviken. Betingen skattas med ledning av i vilken utsträckning uppmätta halter (2014-2016) överskrider fastställd miljökvalitetsnorm (PFOS, HVMFS 2013:19) respektive nationellt medelvärde (PBDE och kvicksilver, Karlsson & Viktor 2014). För kvicksilver är uppmätta halter och nationellt medelvärde normerade till tre-hektos abborre.

	Uppmätt µg/kg vv	Gränsvärde µg/kg vv	Nationellt medel µg/kg vv	Beting µg/kg vv	Beting %
Kvicksilver	338	20	473	0	0
PFOS	11,5	9,1	9	2,5	21
PBDE	0,592	0,0085	0,197	0,395	67

Sammanfattningsvis är det tydligt att halterna av flera prioriterade ämnen behöver minska i Årstaviken om god kemisk status ska uppnås (se Tabell 20). Betinget sett som haltminskning uppgår till 25-35 procent för ämnen uppmätta i sediment, undantaget TBT där betinget innebär en haltminskning på mer än 99 procent. För PFOS i biota ligger betinget på motsvarande sätt kring 20 procent. Betinget för PBDE i biota bedöms ligga kring 70 procent, sett som behov av haltminskning relativt nationellt medelvärde för sjöar. I jämförelse med den screeningundersökning som genomfördes 2002 (Sternbeck m.fl. 2003) uppvisar halterna i sediment 2013 (Länsstyrelsen 2015) glädjande nog en minskning för flera ämnen, däribland PBDE, bly och kvicksilver och samtliga PAH inklusive antracen och fluoranten. För TBT noterades tvärtom en kraftig håltökning. Rättvisande jämförelser kan inte göras mot de undersökningar som utfördes

2005 (Sternbeck m.fl. 2006) och 2016 (Svelander & Huser 2017) eftersom dessa prover inte togs vid bottnar som representerar ostörda sediment.

Med tanke på Årstavikens omfattande vattenutbyte med Riddarfjärden kan de beting som presenteras baserat på behov av haltminskningar inte utan vidare översättas till lokala belastningsreduktioner. Ytterligare en osäkerhet vad gäller beting som baseras på halter i sediment är att dessa halter inte nödvändigtvis speglar den sammanlagda *nuvarande* belastningssituationen, utan även kan påverkas av omlagring av tidigare utsedimenterat material från så kallade transportbottnar.

Tabell 20. Åtgärdsbehov/beting för prioriterade ämnen i Årstaviken. Betingen anges för ämnen uppmätta i sediment eller biota (fisk) och som minskningsbehov i procent baserat på behovet av haltminskning för att uppnå fastställda gränsvärden (HVMFS 2013:19). För PBDE baseras bedömningen på jämförelse mot nationellt medelvärde (Karlsson & Viktor 2014).

Ämne	Antracen	Kadmium	Bly	TBT	PFOS	PBDE
Matris	sed	sed	sed	sed	biota	biota
Beting (%)	24	25	34	99,8	21	67

8 Åtgärdsförslag

8.1 Kunskapshöjande åtgärder

- 1) *Undersökning av fosfor i sediment och bottenvatten (Miljöförvaltningen/Stockholm Vatten och Avfall).*
Syftet är att erhålla ett bättre underlag för bedömning av den interna fosforbelastningens storlek. Åtgärden föreslås omfatta en komplettering av den sedimentundersökning som genomfördes 2016 med stationer i Årstavikens ackumulationsbotten. I samma område rekommenderas profilmätningar av fosforhalter mot bottenarna perioden juni-oktober. I samband med undersökningen bör om möjligt sedimentens tillväxttakt i det ostörda ackumulationsområdet bedömas.
- 2) *Undersökning av TBT och andra prioriterade ämnen i sediment.* Syftet är främst att följa upp den kraftigt förhöjda halt av TBT som uppmättes 2013 och som är nära dubbelt så hög som halterna 2002. Prover tas i Årstavikens ackumulationsbotten. Med fördel analyseras flera sedimentskikt i syfte att erhålla en bild av hur halterna utvecklats över tid. För att möjliggöra rättvisande klassning och bedömning av beting krävs normalisering mot sedimentets kolhalt. Det är därför viktigt att organiskt kol (TOC) inkluderas i undersökningen. Undersökningen bör om möjligt samordnas med den sedimentundersökning som föreslås ovan. Sedimentprovtagning med miljögiftsanalyser kommer att göras under 2018.
- 3) *Fortsatt uppföljning av PFOS och PBDE över tid.* Även försök till rumslig uppföljning av PFOS genom att provta olika tillflöden i syfte att försöka lokalisera källan(-orna).
- 4) *Försök med tekniker för avskiljning av lösta föroreningar i dagvatten, särskilt fosfat (Stockholm Vatten och Avfall).*
Förslagsvis inriktar man sig på tekniker som skulle kunna användas i kombination med flödesutjämnande och partikelavskiljande dagvattendammar och magasin. Tänkbara material är till exempel biokol, kalciumoxidbaserade eller barkbaserade filtermaterial.
- 5) *Möjligheter till åtgärder för minskad spridning av TBT från båtclubbar (Miljöförvaltningen)*
Är sanering (avlägsnande) en kostnadseffektiv och miljösäker åtgärd som kan vidtas för att minska spridningen av TBT från färg som förmodas ha hamnat i sediment och jord i anslutning till båtclubbar utan att nya problem skapas vid genomförande eller vid deponering? Hur ska en sanering genomföras? Finns det andra alternativ?
- 6) *Utredning av reningsmöjligheterna för de stora vägarnas kvarvarande orenade vägsträckor (Trafikverket)*
Med hänsyn till de höga föroreningshalterna av framför allt tungmetaller och PAH som förekommer i dagvatten från högtrafikerade vägar bör möjligheterna till rening av dagvatten från ännu orenade

vägsträckor utredas. Sådana vägsträckor finns framför allt på Södertäljevägen, Essingeleden och Årstälänken.

7) *Kvantifiering av antracen och PAH₁₆ från båtmotorer (Miljöförvaltningen)*

Kan man schablonmässigt kvantifiera båtbensin användningen i Årstaviken och därigenom kvantifiera tillförseln av antracen och PAH₁₆ från denna, samt möjligheterna att minska denna tillförsel genom till exempel information och krav. Till exempel genom lokala trafikföreskrifter om att endast alkylat- eller eldrivna motorer får användas? Jämför med dubbdäcksförbud med hänsyn till miljökvalitetsnormer för luft!

8.2 Åtgärder mot PBDE, PFOS, TBT och kvicksilver

För PBDE och PFOS finns i dagsläget inga identifierade lokala punktkällor till vilka åtgärder kan adresseras. För båda föreslås kunskapshöjande åtgärder. Andra åtgärdsalternativ saknas på lokal nivå. För TBT föreslås en kunskapshöjande åtgärd, se förslag 2 i föregående avsnitt. För kvicksilver finns inga tecken på förekomst av lokala källor och lokala åtgärder är således inte möjliga.

8.3 Generella åtgärder för minskad extern belastning av fosfor, bly, kadmium och antracen via dagvatten

8.3.1 Ombyggnad av kommunala gatu- och bebyggelseytor för lokal dagvattenhantering

Det föreslås att staden påbörjar ett långsiktigt, systematiskt uppströmsarbete för en hållbar, trög dagvattenhantering i befintlig bebyggelse. Utmaningarna är många, men den kanske mest påtagliga är bristen på lämplig, obebyggd mark som kommunerna har rådighet över och som inte planerats för annat ändamål.

Till buds står dock hårdgjorda kommunala ytor som gator, kommunala parkeringar och tak till kommunala byggnader (och även kommunala allmännyttiga bostadsbolag).

Det föreslås att dessa nyttjas genom att:

- 1) kommunala gator systematiskt byggs om för i första hand förbättrad hantering av gatudagvatten och takvatten genom att förses med skelettjordsmagasin (trädgropsmagasin), nedsänkta regnbäddar eller infiltrationsstråk (makadamdiken),
- 2) befintliga parkeringar omformas i enlighet med de riktlinjer för hantering av parkeringsdagvatten som Stockholms Stad tagit fram.
- 3) tak på kommunala och kommunalbolagsägda byggnader inventeras med avseende på förutsättningar för tjocka gröna tak (minst 10 cm) och att sådana möjligheter tillvaratas där så är möjligt. Tunna moss-sedumtak rekommenderas inte då de enligt nuvarande kunskapsläge läcker fosfor

både initialt och till följd av den underhållsgödsling som återkommande görs för att taken inte ska vissna och bli bruna.

I bilaga 1 ges konkreta exempel på åtgärder enligt 1) och 2) ovan.

För områden där uppströmsåtgärder enligt ovan genomförs *genomgående*³ med en kapacitet om minst 20 mm magasinvolym ($2 \text{ m}^3/100 \text{ m}^2$) bedöms tillförseln av fosfor via dagvatten kunna minska med 50 % eller mer.

Eftersom det inte bedöms vara realistiskt eller kanske ens samhällsmässigt önskvärt att på så kort tid som tio år omdana avrinningsområdets bebyggda delar på ovan föreslaget sätt (och sett i perspektivet att ett likadant uppströmsarbete bör påbörjas i samtliga avrinningsområden med väsentlig dagvattenpåverkan på vattenförekomstens miljö kvalitet blir en sådan ansats än mer ohållbar) måste detta långsiktiga arbete kombineras med mer kortsiktigt resultat inriktade nedströmsåtgärder för att det ska finnas en möjlighet att nå åtgärdsbetingen till 2027.

8.3.2 Förebyggande arbete mot förorening av dagvattnet

Att arbeta förebyggande för att motverka förorening av dagvattnet är sannolikt kostnadseffektivt på längre sikt. Det kan handla om förbättrad drift- och skötsel av allmän platsmark (gatusopning, städning, minskad gödsling, mer extensivt skötta gräs- och ängsytor), liksom målning av förzinkade yttre installationer och byggnadsdelar som belysningsstolpar, räcken, tak med mera. På grund av den relativt korta tiden fram till 2027 och det faktum att alla föroreningskällor inte kan åtgärdas bedöms det inte vara realistiskt att ensidigt förlita sig på denna typ av åtgärder och därför betonas heller inte åtgärden som en viktig åtgärd för att nå miljö kvalitetsnormerna inom utsatt tid.

8.4 Platsspecifika dagvattenreningsåtgärder för minskad extern belastning av fosfor, bly, kadmium och antracen

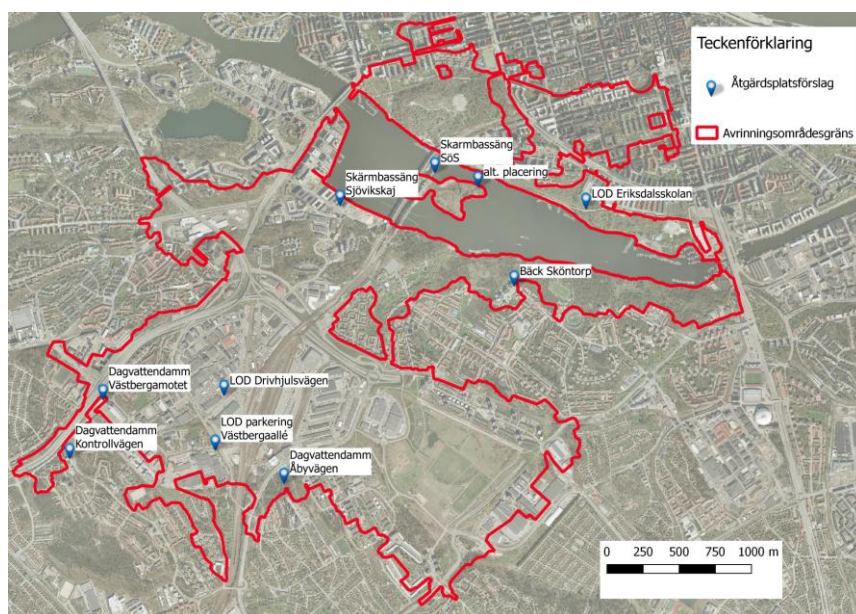
Förslag till sju platsspecifika dagvattenreningsåtgärder och två typåtgärder för LOD har tagits fram. I detta avsnitt beskrivs hur ytbehov, reningseffektivitet och kostnader beräknats och hur förslagen prioriterats. Åtgärdernas lokalisering illustreras i Figur 15 och beskrivs i övrigt i bilaga 1.

Utifrån en översiktlig dimensionering (för damm- och skärmanläggningar ca 1,5 % av tillrinningsområdets reducerade yta) och en bedömd avskiljningsgrad på 50 % beräknas detta minska den tillförda mängden fosfor i tillrinnande dagvatten med ca 70 kg P per år. Minskningen av övriga problemämnen i dagvattnet beräknas uppgå till 11 kg Pb/år, 0,2 kg Cd/år och 7 g antracen/år.

Vid behov av ytterligare fosforavskiljning skulle kemisk fällning kunna införas, vilket dock inte är konventionell teknik för dagvattenrening. Genom att införa ett kemiskt fällningssteg i en av Årstatunnarna skulle uppskattningsvis ytterligare ca 22 kg fosfor (varav merparten fosfatfosfor) kunna fastläggas per år. Fällning bedöms dock i högsta grad tveksamt ur kostnads- och

³ Med *genomgående* avses att samtliga bebyggda eller hårdgjorda ytor inom området ansluts till en magasinvolym om minst 20 mm.

Den totala investeringskostnaden i föreslagna platsspecifika reningsanläggningar har schablonberäknats till cirka 16 miljoner kronor, utifrån de beräkningsantaganden som redovisas i avsnitt 8.4.4.



De platser som föreslagits för dagvattenreningsanläggningar (bilaga 1) har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter med rimlig upplösning på delavrinningsområdesnivå eller mindre, utifrån ledningsnät, flygfoton och information om befintliga reningsanläggningar, samt genom platsbesök och avstämning med berörda tjänstemän i projektgruppen.

Behovet av effektiv yta (våtyta) för föreslagna dagvattendammar har beräknats utifrån empiriskt grundad branschpraxis som har vetenskapligt stöd ibland annat Thomas Petterssons avhandling (Pettersson 1999) och Joakim Pramstens studie

(Pramsten 2010). Ytbehovet uppgår till ca 0,5-2 % av den reducerade tillrinnande arealen. Den reducerade arealen är arealen multiplicerad med den genomsnittliga avrinningskoefficienten. Den genomsnittliga avrinningskoefficienten för delavrinningsområdena har beräknats ur beräkningsresultaten från Stockholm Vatten och Avfalls belastningsberäkningar enligt Formel 1.

Formel 1

$$\varphi_s = \frac{V}{A * P * 10}$$

φ_s = Den sammanvägda avrinningskoefficienten

A = Oreducerad area (ha)

V = Den avrinnande årsvolymen (m³) enligt modellen

P = Det årliga nederbördsdjupet (600 mm för Stockholm)

Beräkningssättet är en förenkling då den inte tar hänsyn till basflödet i dagvattenssystemet. Den beräknade avrinningskoefficienten är därför något för hög. I det beräknade ytbehovet för dagvattenanläggningar bör därmed inrymma en marginal på några procent, motsvarande basflödets andel av årsavrinningen.

Även dammar i den lägre delen av storleksintervallet kan ge hög reningsgrad och i praktiken måste man på grund av utrymmesbrist och kostnadsskäl ibland nöja sig med en storlek på 0,5-1 %. Även andra typer av anläggningar för rening av samlat dagvatten grundar sig på sedimentation och har därför liknande storleksbehov. Det bör påpekas att dimensioneringsprincipen utifrån yta egentligen är en härledd princip utifrån volymsbehov och utgår ifrån ett ungefärligt djup på en meter. För anläggningar med väsentligt större djup, till exempel skärmbassänger, kan därför kompletterande dimensioneringsberäkningar visa på möjligheter att dimensionera ner anläggningarna. Det kräver dock att anläggningarnas större djup nyttjas hydrauliskt och bidrar till den eftersträvade uppehållstiden. Andra utformningsdetaljer som inbördes placering av in- och utlopp, längdbreddförhållande, trösklar, åtkomst för rensning, etcetera, har också betydelse för reningseffektiviteten

8.4.2 Reningseffekt

Hur effektiv avskiljningen av fosfor, tungmetaller och flera andra parametrar är i dagvattendammar finns relativt gott om data på. Avskiljning sker i första hand genom sedimentation av partiklar till vilka föroreningarna är bundna. Det gör att den maximala reningsgraden för de flesta parametrar är starkt kopplad till den partikulära andelen av föroreningen. Den partikulära andelen av fosfor i dagvatten kan schablonmässigt antas vara ca 50-60 % (+/- 20 %) och följaktligen även reningsgraden i väl utformade dammar. I verkligheten kan dock både högre och lägre reningsgrad erhållas beroende på inkommande partikelhalt, storlek på damm, hydraulisk effektivitet mm. I detta översiktliga skede har reningsgraden antagits vara 50 % för samtliga dagvattendammar, vilket bedöms vara ett rimligt, men troligen något försiktigt antagande.

8.4.3 Kostnader och kostnadseffektivitet

En schablonmässig investeringskostnad på 1 Mkr per 1000 m² dammyta har antagits. Det är en kraftig förenkling eftersom de faktiska projekterings- och byggkostnaderna beror både av en rad platsspecifika faktorer och av mer generella sådana. Viktiga kostnadsbärande faktorer är masshanteringen – schaktbehovet och möjligheterna till lokal massbalans alternativt borttransport, och i vissa fall deponering – liksom behov av nya ledningar och omläggning av befintliga, samt eventuellt pumpningsbehov. En kostnad på 1 Mkr per 1000 m² bedöms med råge rymma kostnader för hantering av rena fall B-massor (borttransport) och en normal gestaltningsambition. När möjligheter till lokal massbalans finns är en rimlig kostnadsnivå snarare 0,5 Mkr per 1000 m². Finns det förorenade massor som måste deponeras riskerar kostnaderna öka flera gånger. Då ingen uppgift om förorenad mark på föreslagna platser förekommit har sådan hantering ej medtagits i beräkningarna. Av samma skäl har heller inget användande av geomembran antagits. De flesta åtgärdsplatser ligger på låglänt lermark, men om infiltration i vissa fall kan ske så är det bara positivt ur renings- och recipientperspektiv. I de fall det finns ledningar, GC-vägar och annan infrastruktur som berörs, alternativt särskilda gestaltningsbehov eller pumpningsbehov, har en schablonkostnad på 3 Mkr per 1000 m² dammyta ansatts. Avskrivningstiden har i beräkningar av årskostnad och kostnadseffektivitet satts till 25 år.

Kostnader för skärmbassänger med flyttande växtöar och bryggor har uppskattats utgående från oss tillgängliga offerter för sådana anläggningar. Följande antaganden har gjorts:

- Ett schablonpris av 1 000 kr per m² skärmduk med skärmar runt hela anläggningen samt intern indelning i 10m breda längsgående fack.
- 13 000 kr per flyttande växtbädd (ca 1,5x2,5m), 72 stycken utmed 6 tvärgående sektioner.
- 3 000 kr per löpmeter brygga och bryggor längs bassängen hela ytterkanten.

Drift- och underhållskostnaden har schablonmässigt beräknats baserad på erfarenheter från underhåll på dagvattendammar i Nacka kommun. Sedimenttömnings- och underhållskostnader vart tjugonde år är cirka 7 Mkr/ha eller cirka 35 kr/m² år. Anläggningarnas grovsedimentationsdel har antagits motsvara 10 procent av den totala ytan och töms vart femte år till en uppskattad kostnad på 5 Mkr/ha eller 10 kr/m² år räknat på anläggningens totala yta. Den delen av driftkostnaderna som baseras på anläggningarnas storlek är därmed 45 kr/m² år. Därtill räknas för varje anläggning en fast kostnad för periodisk tillsyn, reparationer och material på 45 kkr./år.

Kostnadseffektiviteten har beräknats genom att slå ut beräknad kostnad på förväntad avskild mängd fosfor.

8.5 Övriga åtgärder

8.5.1 Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet

Systematiska spårningsarbeten är utifrån Stockholm Vatten och Avfalls erfarenheter kostnadseffektiva och bör göras. Åtgärdande av felkopplingar som upptäcks till följd av spårningsarbetet kan förväntas leda till en minskad fosfortillförsel med åtminstone 5-10 kg P/år utifrån tidigare erfarenheter. Eftersom en enda felkoppling kan motsvara flera kg fosfor per år är prognosen ofrånkomligen behäftad med stor osäkerhet.

8.5.2 Förhindra nya felkopplade avlopp

Nolltolerans för nya felkopplade avlopp bör vara målsättningen. Nödvändiga rutiner, organisation och arbetskapacitet måste säkerställas. I det fall erfarenhetsutbyte mellan kommunerna kan bidra till målet bör det främjas.

8.5.3 Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter

Tillsyn med avseende på dagvattenhantering vid miljöfarliga verksamheter pågår löpande och bör om möjligt intensifieras. Detta gäller inte minst avseende dokumentation, egenkontroll, sedimentrensning och skötsel av befintliga dagvattenreningsanläggningar.

8.5.4 Dagvatten från industriområden och stora vägar

Målsättningen bör vara att allt dagvatten från industriområden fördröjs och renas före avledning. För de större vägarna bör gälla att alla kostnadsmässigt rimliga åtgärder i strategiska lägen tillvaratas, men att alla vägsträckor rimligen inte kan omfattas.

8.5.5 Ökade krav vid planläggning

En utformning av bebyggelsen och dagvattenhanteringen som säkerställer långtgående flödesutjämning och i det närmaste fullständig avskiljning av den partikulära föroreningsfraktionen bör vara den miniminivå som eftersträvas, i enlighet med Stockholms stads riktlinjer för dagvatten och åtgärds måttet på minst 20 mm fördröjning. Studier av biofilter visar på reningspotential även för lösta föroreningar och sådana tekniker bör därför prioriteras. Det bör dock påpekas att långliggande studier saknas och det kan ifrågasättas huruvida tekniken ännu är väl beprövad. För att uppnå ett nollscenario kan kompensationsåtgärder vara nödvändiga. Se även förslag till kunskapshöjande åtgärder rörande tekniker för avskiljning av lösta föroreningar.

8.6 Sammantagen förväntad avskiljning

Förväntad avskiljning för fosfor, bly och kadmium i de föreslagna dagvattenåtgärderna sammanställs och jämförs med betinget i Tabell 21 nedan. Tabellen visar att betingen för bly och kadmium nås med god marginal. Målsättningen för fosfor nås troligen även om effekten av seriekopplade åtgärder innebär extra osäkerheter.

Tabell 21. Årligt beting för fosfor, bly och kadmium samt förväntad årlig avskiljning i de föreslagna åtgärderna

	Fosfor (P)	Bly (Pb)	Kadmium (Cd)
Bruttotillförsel (kg/år)*	272	24,2	0,87
Partikelbunden tillförsel (kg/år)*	-	13,4	0,28
Beting sediment Årstaviken (%)		34	25
Beting (kg/år)	62-72	4,6	0,07
<i>Avskiljning (kg/år)</i>			
Skärmbassäng Södersjukhuset/Årstabroarna	27	4.1	0,083
Skärmbassäng Sjövikskajen	26	4,0	0,075
Dagvattendamm Åbyvägen [†]	1,8	0,3	0,005
Dagvattendamm Västbergamötet [†]	2,0	0,3	0,006
Dagvattendamm Kontrollvägen [†]	3,5	0,7	0,007
LOD Eriksdalsskolan	2,0	0,4	0,006
Sköntorpsbäck	1,0	0,1	0,003
LOD-åtgärder Västberga mm. [†]	≈5	≈0,6	≈0,013
Enskilda avlopp båtar	5-10		
Felkopplingar/bräddningar	10		
Summa avskiljning (kg/år)	≈83	≈11	≈0,2

* Med hänsyn till befintlig partikelavskiljning i tunnelmagasinen, skärmbassängen vid Tantolunden och Årstabäck.

[†] OBS. seriekopplad åtgärd uppströms av tunnelmagasinen

8.7 Potentiell risk för förvärrade miljögiftsproblem vid minskad näringsbelastning

Övergödning kan till viss del maskera miljögiftspåverkan genom så kallad biologisk utspädning. En återgång till ett mindre övergött ekosystem kan medföra att miljögiftshalterna ökar i biota (plankton, bottenfauna, fisk, vattenvegetation), eftersom mängden miljögift fördelas över en mindre biomassa. Trots en hög lokal näringsbelastning uppvisar Årstaviken inte tecken på övergödning (förhöjda näringshalter), detta till följd av det omfattande vattenutbytet med Riddarfjärden. Att Årstaviken är drabbad av övergödningsrelaterad problematik indikeras av att vikens profundalfauna inte uppnår god status. Dock speglar vare sig vikens växtplanktonsamhälle eller fiskbestånd en näringsrik miljö. Mot denna bakgrund förefaller det inte troligt att en minskad lokal näringsbelastning till Årstaviken skulle medföra risk för förvärrade miljöproblem. Som en försiktighetsåtgärd bör åtgärdsarbetet inriktas inte bara mot minskad näringsbelastning till vikens vattenmassa, utan även mot att minska belastningen av miljöstörande ämnen som organiska miljögifter och metaller, helt i enlighet med de förslag som lämnas i denna utredning.

9 Referenser

Ek M, Junestedt C, Larsson C, Olshammar M, Ericsson M. 2011. Teknikenkät – enskilda avlopp 2009. Svenska MiljöEmissionsData, SMED Rapport Nr 44.

Fränstam, T. 2013. Standardiserat nätprovfiske i Årstaviken 2012. Rapport från Sportfiskarna.

Gustafsson, A. 2014. Vattenvegetation i Stockholms stad. Judarn, Kyrksjön, Laduviken, Trekanten, Långsjön, Flaten, Fiskarfjärden, Riddarfjärden, Ulvsundasjön och Årstaviken 2014. Naturvatten AB, 2014:24.

Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19.

Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållspillvatten. HVMFS 2016:17.

Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Följder av Weserdomen. Analys av rättsläget med sammanställning av domar. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:30.

Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Miljögifter i vatten - klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

Håkanson, L. 1999. On the principles and factors determining the predictive success of ecosystem models, with a focus on lake eutrophication models. Ecological Modelling 121 (1999) 139–160.

Karlsson, M. & V. Thomas. 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2214.

Karlsson, K. 2017. Växtplankton – Mälarsnitt och småsjöar 2015. Arbetsrapport till Eurofins Environment Sweden AB. Rapport från Pelagia Miljökonsult AB.

Kärki, J. 2016. Standardiserat nätprovfiske i Årstaviken 2016. Rapport från Sportfiskarna.

Larsson, P. 2014. Växtplankton – Stockholms miljöförvaltning 2013. Analysrapport till Eurofins Environment AB. Rapport från Pelagia Miljökonsult AB.

Länsstyrelsen, 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen Stockholm Rapport 2015:3. ISBN 978-91-7281-626-8.

Naturvårdsverket, 2009. Alkylatbensin i småbåtsmotorer. Rapport 6307.

OECD. 1982. Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control, Paris: OECD 154 s.

Pettersson, T. 1999. Storm water ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola.

Pramsten, J. 2010. Avskiljningsförmåga hos dagvattendammar i relation till dammvolum, bräddflöde och inkommande föroreningshalt. Vatten 66:99-111. Lund 2010.

Sternbeck, J., E. Brorström-Lundén, M. Remberger, L. Kaj, A. Palm, E. Junedahl & I. Cato. 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL, rapport B1538.

Sternbeck, J, J. Fäldt & A. H. Österås. 2006. Screening of organotin compounds in the Swedish environment. Rapport från WSP.

Svelander, M. & B. Huser. 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad. ALcontrol Laboratories och SLU.

Sweco, 2014. Bräddutredning Stockholm Vatten. Bräddmängder, halter, och flöden vid regn för nuläget och framtiden med och utan Brommatunneln. 2017-07-02.

Uggla E & Westling O. 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL Rapport B 1549.

Vollenweider, R.A. 1968. The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors, Tech. Rep. DAS/DSI/68.27, OECD, Paris, 159 s.

Vollenweider, R.A., 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz Zeitsch Hydrol. 37, 53–84.

Wesslander, K. L. Viktorsson, J. Fölster, S. Drakare & L. Sonesten. 2017. Förslag till plan för revidering av fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder för ekologisk status i sjöar, vattendrag och kustvatten. SMHI och SLU, REPORT OCEANOGRAPHY No. 57.

World Health Organization. 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and fresh waters. ISBN 92 4 154580 1.

WSP, 2003. Rapport: Förstudie dag- och bräddvatten i Västberga och Östberga, WSP rapport 9-2003.

Övriga källor och underlag:

Bio-met, Biotic Ligand Model <http://bio-met.net/>

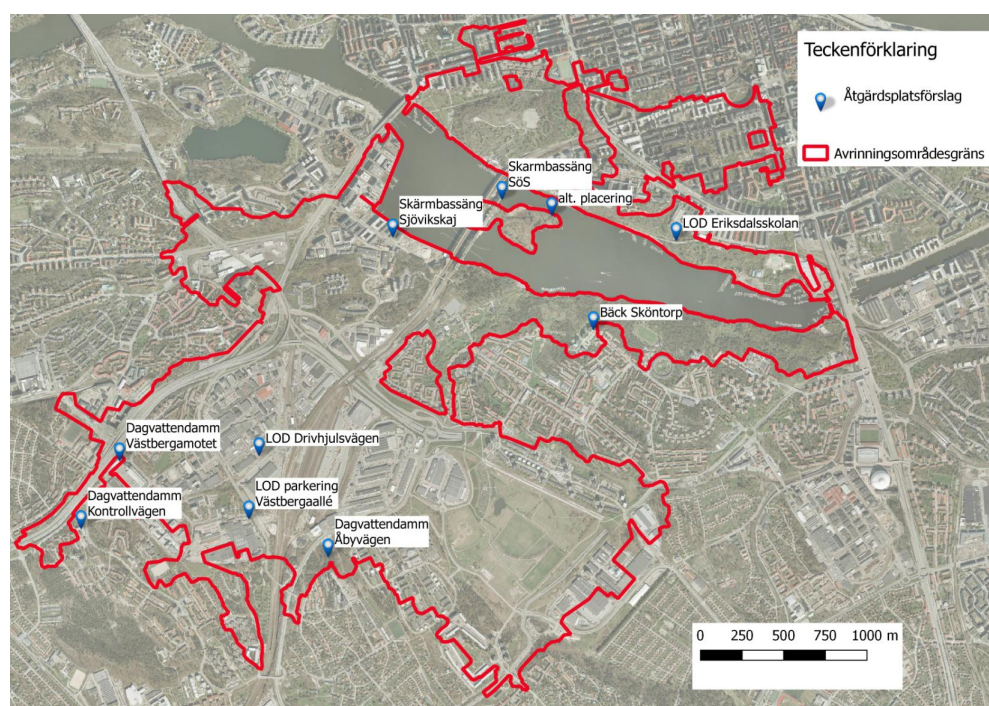
SMHI Vattenwebb <http://vattenwebb.smhi.se/>

StormTac webversion17.3.3 <http://www.stormtac.com/>

Vatteninformationssystem Sverige <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>

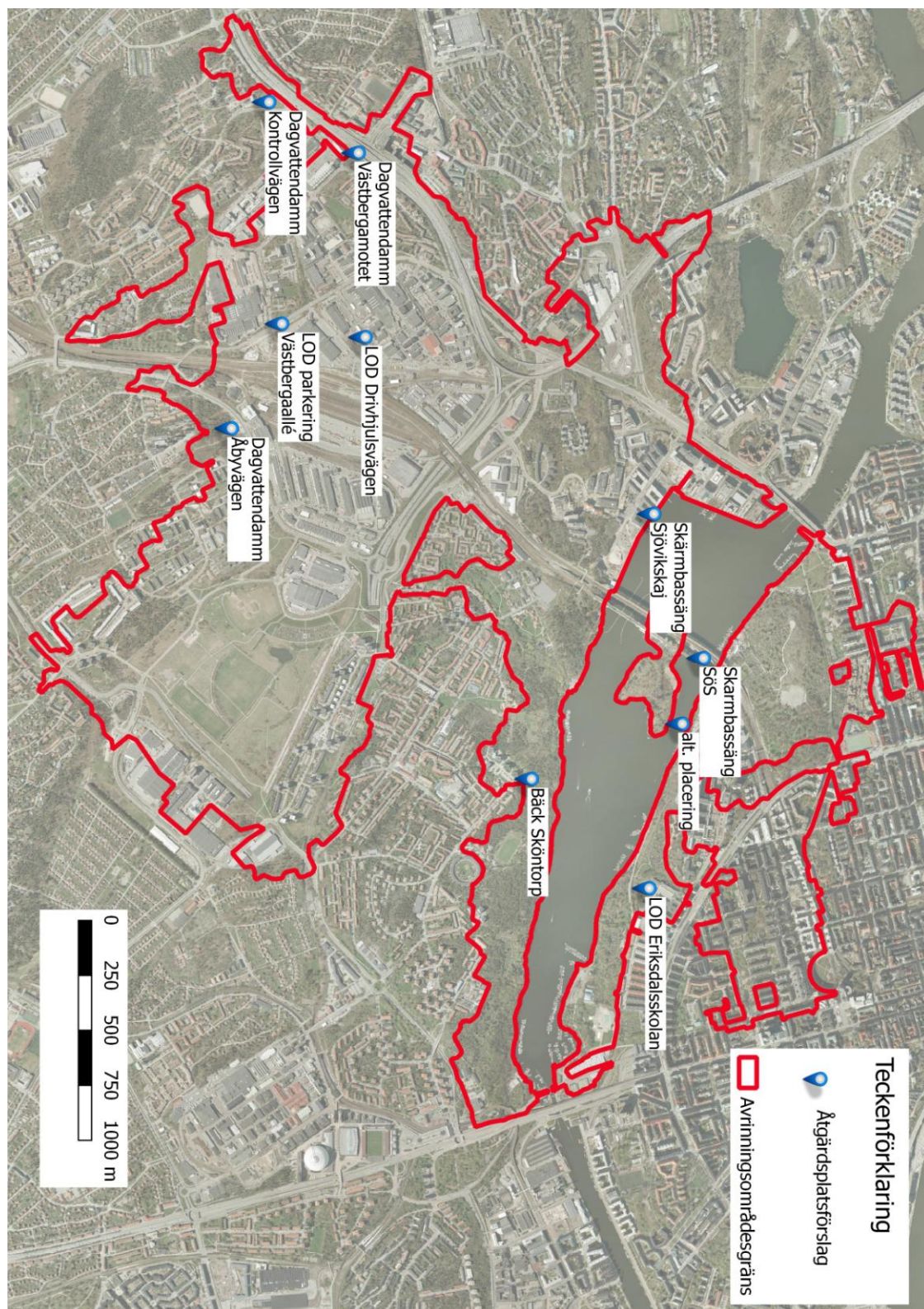
Bilaga 1 Förslag till LOD och åtgärder för samlat dagvatten

Miljöförvaltningen Stockholms Stad



Innehållsförteckning

1	LOD-åtgärder	4
1.1	LOD-åtgärder för gator och parkeringar (Trafikkontoret)	4
	Genomsläpplig beläggning på parkeringar	4
	Skelettjordsmagasin utmed Drivhjulsvägen i Västberga	8
	Nedsänkta växtbäddar (regnbäddar)	11
1.2	LOD-åtgärder på Eriksdalsskolan (SISAB)	13
2	Åtgärder för samlat dagvatten	16
2.1	Skärmbassäng väster om Södersjukhuset (SVOA)	16
2.2	Skärmbassäng utmed Sjövikskajen (SVOA)	20
2.3	Dagvattendamm Åbyvägen (SVOA)	23
2.4	Dagvattendamm Västbergamotet (Trafikverket/SVOA)	26
2.5	Dagvattendamm för E4:an vid Kontrollvägen (Trafikverket/SVOA) ..	28
2.6	Öppen dagvattenavledning Sköntorp (SVOA/miljöförvaltningen)	31
3	Mindre prioriterade åtgärder	33
3.1	Fällning i tunnelmagasinen (SVOA)	33
3.2	Rening och gestaltning längs Södermalmsallén (SVOA)	36
4	Sammanställning av förväntad avskiljning	38



Figur 1. Översiktlig kartbild över åtgärdsförlagens lokalisering inom Årstavikens avrinningsområde.

1 LOD-åtgärder

I detta kapitel beskrivs uppströmsåtgärder för lokalt omhändertagandet av dagvatten (LOD) av strategisk karaktär som staden vill arbeta med långsiktigt. Förväntade avskilda föroreningsmängder per åtgärdsplats är små, men enligt Stockholms Stads dagvattenstrategi ska dagvattnet renas och fördröjas så nära källan som möjligt. Ansvarig aktör med rådighet för genomförandet av åtgärderna anges inom parentes i rubriken.

1.1 LOD-åtgärder för gator och parkeringar (Trafikkontoret)

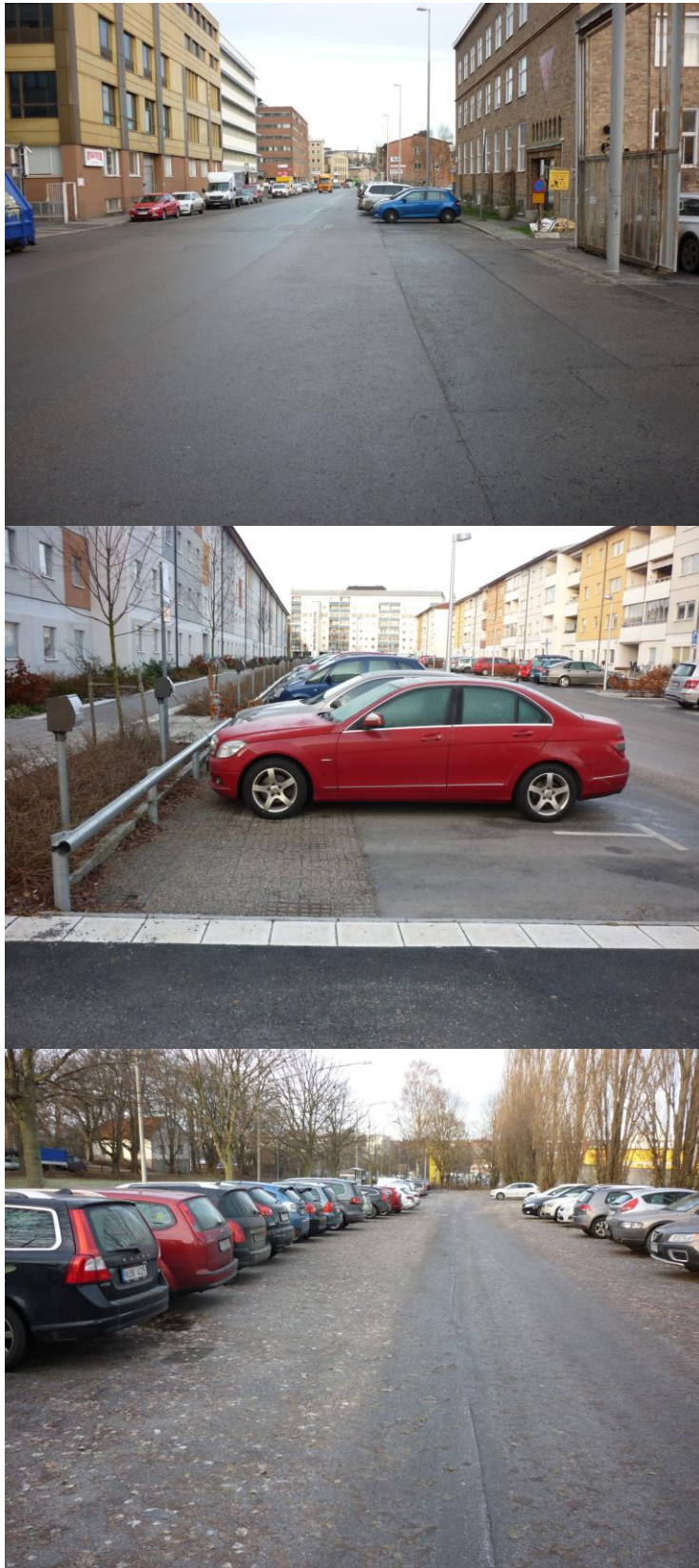
Nedan beskrivs potentialen för genomförande av LOD-åtgärder för befintliga gator och parkeringar där staden genom trafikkontoret har rådighet. Åtgärder på två platser beskrivs som typexempel att tillämpa på många platser, med litet behov av lokal platsanpassning.

Genomsläpplig beläggning på parkeringar

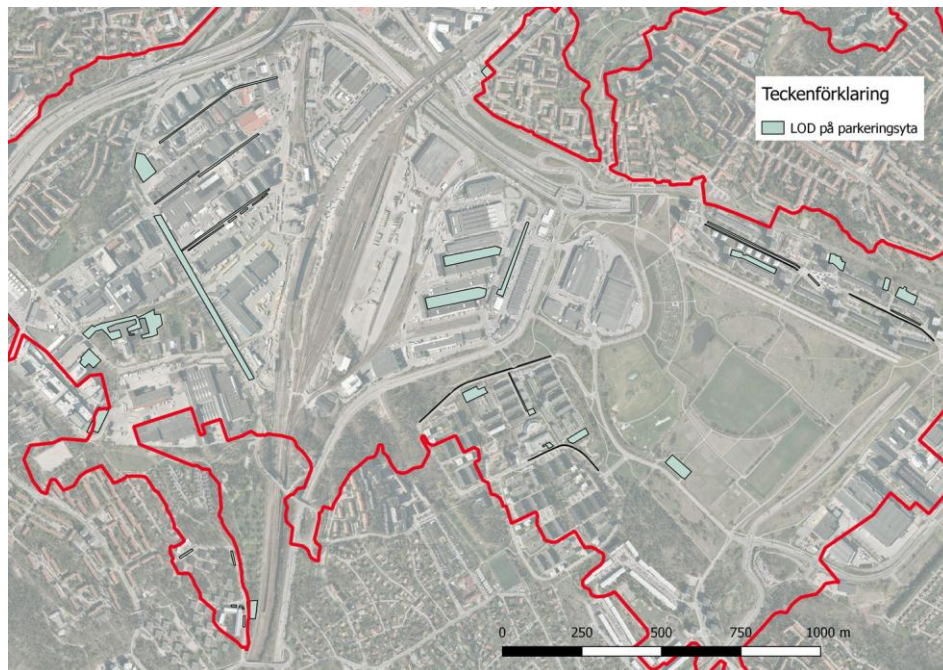
I framför allt verksamhetsområdena Västberga och Partihallarna, men även i södra Årsta och Östberga, finns många större asfalterade parkeringsplatser och gatuparkeringar på kommunal mark (Figur 2 och Figur 3). Tillsammans representerar dessa parkeringsytor en areal på drygt 8 ha och beräknas belasta dagvattennätet med ca 4 kg fosfor; 1,3 kg bly och 0,02 kg kadmium per år.

Samtliga utpekade ytor ligger uppströms Årsta- eller Årstadalstunneln och i vissa fall även uppströms Valla damm. Effekter på föroreningstransporterna till Årstaviken är därför svårbedömda. De partikulära föroreningarna avskiljs troligen redan i hög grad i befintliga anläggningar, medan däremot lösta föroreningar i något högre grad skulle kunna läggas fast med åtgärderna. Åtgärderna kan också bidra till en trögare avledning och därmed gynna avskiljningen i nedströms system och på så sätt bidra till minskade föroreningstransporter totalt sett. Vi bedömer sammantaget att avskiljningspotentialen ändå är starkt begränsad och ligger i storleksordningen 1-2 kg fosfor per år. För bly och kadmium uppskattas avskiljningen vara 0,9 kg per år respektive 0,009 kg per år. Kostnader för anläggning av genomsläpplig beläggning uppgår till cirka 850 kr/m² jämfört med cirka 500 kr/m² för konventionell beläggning¹. Omvandling av alla redovisade parkeringsytor till genomsläppliga ytor skulle således kosta cirka 68 Mkr. Vi drar slutsatsen att omvandlingen måste ske successivt i samband med reguljär förnyelse och ombyggnation för att sprida kostnaderna i tid. När parkeringar omgestaltas i samband med planerad förnyelse så reduceras kostnaderna för LOD till mellanskillnaden till konventionell gestaltning; d.v.s. 350 kr/m² (850-500). Totalbeloppet för 8 ha blir då 28 Mkr.

¹ Kostnadsberäkningar av exempllösningar för dagvatten, Stockholm Stad, 2016.



Figur 2. I Västberga och i Partihallsområdet finns många asfalterade parkeringsplatser och gatuparkeringar på kommunal mark (övre och nedre bilden). På Stamgatan i Östberga (HSB) finns ett bra exempel på hur stora parkeringar kan LOD:as (mittenbilden).



Figur 3. Karta över delar av Årstavikens södra delavrinningsområden. Här finns ett 40-tal större parkeringsytor i kommunal ägo (ljusgröna) som skulle kunna LOD:as.

För att uppfylla kravet på uppströmsåtgärder föreslår vi att en så stor andel som möjligt av de kommunala parkeringsytorna omformas och förses med genomsläpplig beläggning, nedsänkta växtbäddar eller skelettjordsmagasin för rening och fördröjning av parkeringsdagvatten.

För att bedöma den tekniska genomförbarheten och kostnadsbilden beskrivs åtgärder för en exempelparkering utmed Västberga allé (Figur 4). Potentiella ledningskonflikter har utretts med hjälp av utdrag från samlingskartan. För denna parkeringsplats föreslås genomsläpplig beläggning på ungefär hälften av ytan. Normalt görs parkeringsfickorna genomsläppliga medan körytorna förblir asfalterade på vanligt sätt, men eftersom parkeringsytorna idag lutar inåt mot körytorna är ett alternativ att körytorna istället förses med genomsläpplig asfalt. För körytor och parkeringsfickor som angränsar till Västberga allé finns inga ledningskonflikter att ta hänsyn till. Parkeringsfickorna på motsatt sida (gränsar till DHL:s fastighet) tangerar en vattenledning, en fjärrvärmeledning och två optokablar. På grund av ledningsdjupen för vatten (standard 1,7 m) och fjärrvärme(>0,65 m) förväntas ingen konflikt med de grunda åtgärdsförslagen. Typiskt djup på optokablarna är 0,3-0,4² meter under mark, vilket betyder att marginal bör finnas för anläggande av ett cirka 0,1 m luftigt bärlager av makadam under beläggningen (enhetsöverbyggnad). En 10 cm överbyggnad med en porositet på 30 % i bärlagret motsvarar en magasinvolym på mer än 20 mm.

² Anvisningar för robust fiber, bilaga 3: Robusta förläggningsmetoder, www.robustfiber.se



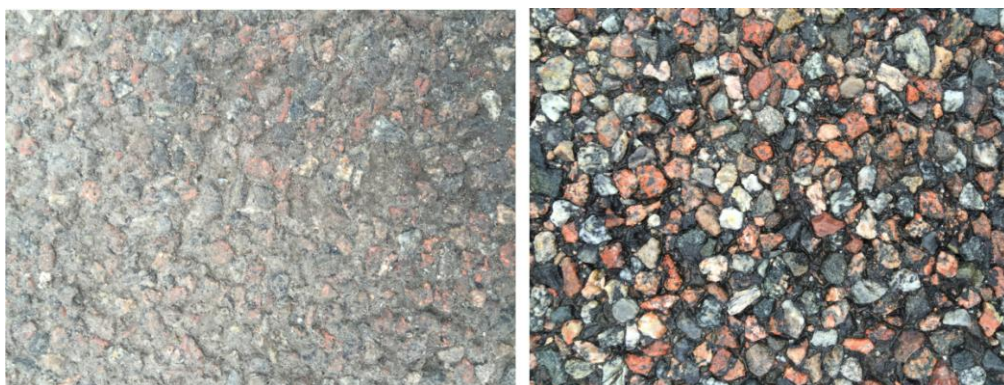
Figur 4. På en parkeringsplats utmed Västberga allé föreslås parkeringsytorna förses med genomsläpplig beläggning (grå fält).

För att ytan ska vara körbar måste bärlagret (makadam 4-16) kompletteras med ett finare förstärkningslager (makadam 2-4). Det finns flera exempel på parkeringar där genomsläpplig asfalt anlagts, till exempel vid Eurostop Arlanda Stad, ICA Maxi Gnista i Uppsala och Fliesbergs i Upplands Bro. Genomsläpplig asfalt kan avskilja 50-90 % av föroreningarna i dagvattnet enligt StormTac.

För att infiltrationskapaciteten ska bibehållas krävs att asfalten vakuumsugs 1-2 gånger per år. Se exempel på hur asfalten kan se ut före och efter en vakuumsugning i Figur 5, där asfalten inte vakuumsugets sedan den anlades 20 år tidigare. Helst bör sandning ske med sorterat material utan nollfraktion.

En fördel med konstruktionen i förhållande till befintlig infrastruktur i mark är att den är grund, vilket minskar riskerna för ledningskonflikter och omlägningsbehov.

En begränsning är att ytorna inte kan förväntas kunna ta emot vatten från andra ytor, t ex takvatten eller vägdagvatten då sådana tillflöden är svåra att sprida på ytan, utan ger upphov till punktbelastningar. De passar heller inte på starkt sluttande ytor. En utmaning är slutligen att säkerställa adekvat drift och skötsel.



Figur 5. Exempel på hur genomsläpplig asfalt kan se ut före och efter vakuumsugning, från infiltrationsförsök vid Eurostop Arlanda stad³.

³ Infiltrationsförsök genomsläpplig asfalt, WRS AB, 2016.

Alternativ till genomsläpplig asfalt finns till exempel i form av betonghålsten, marksten med gles fog eller så kallade "Pelle-plattor". Dessa alternativ är dock inte lämpliga för körbara ytor, men går bra att placera i främre delen av en parkeringsruta som exemplet från Stamgatan visar, eller framför parkeringsrutorna som Figur 6 nedan visar.



Figur 6. Parkeringar kan LOD:as med betonghålsten.

Skelettjordsmagasin utmed Drivhjulsvägen i Västberga

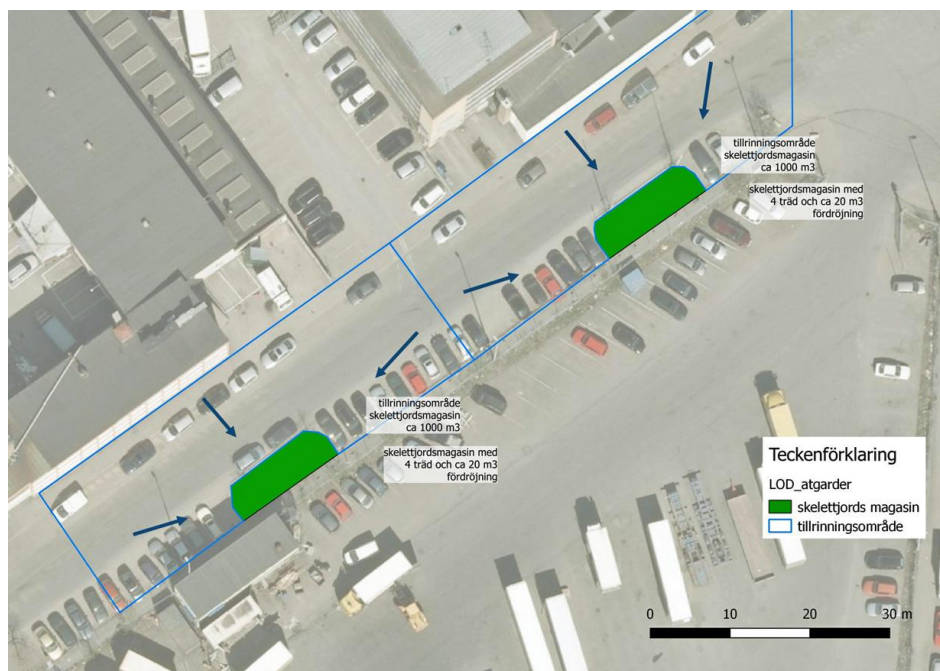
Träd som planteras i stadsmiljö har ofta dåliga förutsättningar under markytan för att utvecklas tillfredställande, vilket illustreras väl av fotot nedan (Figur 7) från Drivhjulsvägen i Västberga.

Med så kallad skelettjord (makadam 100-150 mm som blandas med matjord och ibland med inblandning av biokol) i anslutning till den vanliga trädgropen skapas en extra tillväxtzon för rotsystemet (Figur 9 och Figur 10). Skelettjorden kan packas för tillfredställande bärighet samtidigt som den innehåller volym för luft och vatten. Den porösa skelettjorden fungerar som ett magasin för dagvatten och rymmer upp till 5 m³ vatten för varje träd (skelettjordsvolymen bör vara 15 m³). Typiskt är det dagvatten från gata eller parkering som leds till ett skelettjordsmagasin. Liksom för nedsänkta växtbäddar är anläggningsdjupet större och risk för ledningskonflikt finns.

En potentiell anläggning för vägdagvatten med skelettjordsmagasin utmed Drivhjulsvägen i Västberga (Figur 8) har utretts som typexempel och bedömts med avseende på teknisk genomförbarhet. Samlingskartan för schakt har använts för att klarlägga vilka ledningar som finns på den föreslagna platsen och för att bedöma risker för ledningskonflikter.



Figur 7. Stadsträd i gatumiljö mår ofta dåligt, bl. a på grund av syrebrist i marken (dåliga möjligheter till gasutbyte på grund av hårdgörningen). Foto från Drivhjulsvägen i Västberga.



Figur 8. Förslag på placering av skelettjordsmagasin längs Drivhjulsvägen (gröna fält) samt tillrinnande väg- och parkeringsytor. De föreslagna ytorna för skelettjordsmagasin är så stora att 4 träd skulle kunna rymmas i varje yta. Fördröjningsvolymen blir cirka 20 m^3 per angiven yta vilket innebär att dagvattnet från cirka 0,1 ha hårdgjord yta kan renas och fördröjas.

Av de två inritade ytorna för skelettjordsmagasin tangeras det sydvästra av en mindre vattenledning som kan behöva läggas om. Den berörda ledningssträckan är cirka 5 m lång. Detta bedöms vara en mindre åtgärd och kostnaden liten i sammanhanget. Dessutom tangeras bägge ytorna av elledning som sannolikt försörjer gatubelysningen. Denna ledning går i/vid ytornas södra kant och kan behöva en mindre förflyttning. En mindre merkostnad kan förväntas för detta.

Förutsättningar för anläggandet av skelettjordsmagasin längs Drivhjulsvägen bedöms vara gynnsamma; något som sannolikt även gäller många liknande platser i verksamhetsområdena.

Kostnader för anläggandet av skelettjordsmagasin beror på lokala förutsättningar och har sammanfattats i en rapport WRS tog fram åt Stockholm Stad 2016¹. Vid nybyggnation är kostnaderna cirka 60 tkr per träd. Vid anläggning i befintlig stadsmiljö kan kostnader kring 120 tkr per träd förväntas även om kostnaderna kan skena iväg till 350 tkr per träd på platser med många befintliga ledningar. Vi har för Drivhjulsvägen räknat med en anläggningskostnad på 90 tkr per träd eftersom antalet tangerade ledningar är begränsat. Vid anläggning av skelettjordsmagasin bör platser med litet intrång på befintlig infrastruktur om möjligt prioriteras för att hålla nere kostnaderna.

En fördel med skelettjordsmagasin är att de vid sidan om dagvattenrening gynnar stadsträden som representerar stora värden ur både ekonomisk och ekologisk synvinkel (Figur 11). Eftersom områdena Västberga, Östberga och Partihallarna i dagsläget är mycket trädfattiga och hårdgjorda föreslår vi att skelettjordsmagasin med träd prioriteras före andra LOD-åtgärder. Det är många andra fördelar som följer med ökat antal gatuträd såsom förbättrad luftkvalité och reducerad "urban heat island effect". Hårdgjorda asfaltytor och tak reflekterar bara en bråkdel av det inkommande solljuset (låg albedo) och kan bli upp till 50 grader varmare än luften. Träd bidrar till minskad uppvärmning med skugga och kyla genom evapotranspiration.



Figur 9. Exempel på etablering av skelettjord i befintlig miljö i Stockholm. Foto Björn Embrén Trafikkontoret.



Figur 10. Exempel på etablering av skelettjord utmed en gata i befintlig miljö.



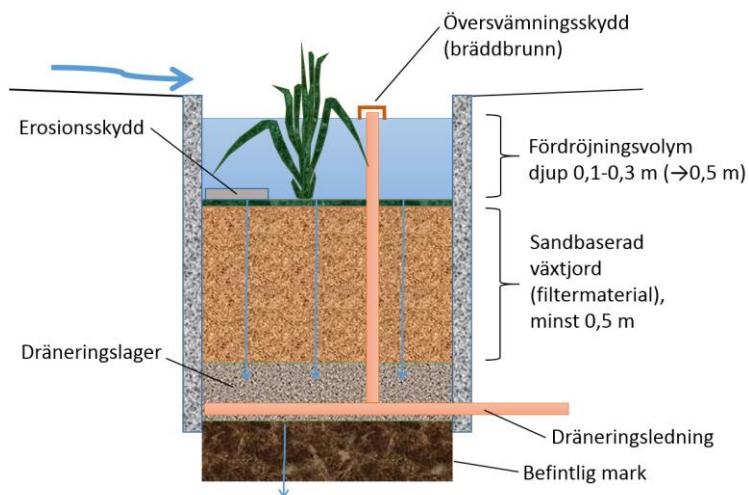
Figur 11. Interception i lövverket är en av många ekosystemtjänster som träd bidrar med.

Nedsänkta växtbäddar (regnbäddar)

Parkeringsytorna kan också utformas så att dagvattnet avleds till nedsänkta växtbäddar (regnbäddar) för fördröjning och rening (Figur 30 och 31). Ett sätt att få plats med en regnbädd är att ta en eller flera parkeringsfickor i anspråk. De kan också placeras som refuger eller hastighetsbegränsande åtgärder i gatumiljön. En fördel med regnbäddar är att de kan ta emot vatten även från andra ytor, t ex körbanor, inte minst från sluttande ytor, där förutsättningarna för ytledes tillrinning är gynnsamma. En nackdel är större anläggningsdjup och därtill kopplad risk för ledningskonflikter.



Figur 12. Exempel på en nedsänkta växtbäddar i gatumiljö.



Figur 13. Principutformning av växtbädd. Illustration: WRS efter förlaga av Gilbert Svensson.

Även för en regnbädd är underhållet viktigt för att anläggningen ska bibehålla sin funktion. Det behövs till exempel regelbunden skötsel av vegetation, samt kontroll och rengöring av in- och utlopps-/bräddkonstruktioner.

1.2 LOD-åtgärder på Eriksdalsskolan (SISAB)



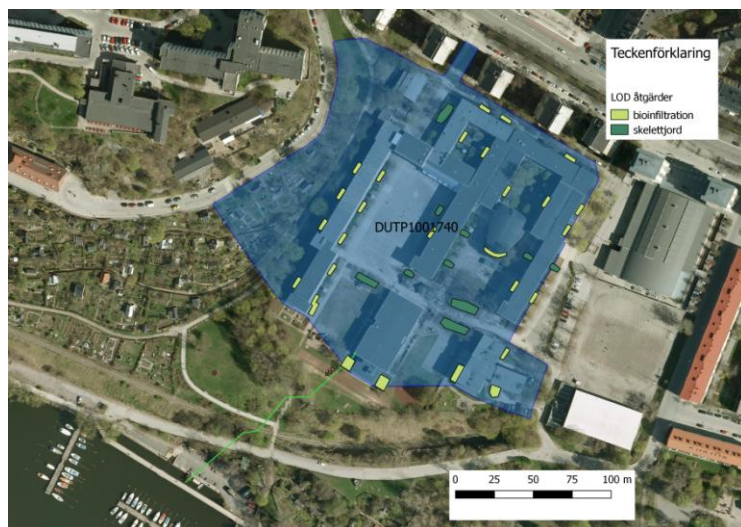
Figur 14. Eriksdalsskolan med skolgård. Foto Hitta.se

Delavrinningsområdet DUTP1001740 som avbördar Eriksdalsskolan och dess skolgård mynnar i Årstaviken vid Årstalundens båtklubb.

Skolområdet kännetecknas av stora tak och hårdgjorda ytor för bollspel, men har även gröna inslag med träd, buskar och gräsytor. De dagvattenalstrande ytor utgörs i första hand av taken och hårdgjorda gårdsytor.

Vi föreslår att skolgården förses med regnbäddar och skelettjordsmagasin för rening och fördröjning av dagvatten från tak och hårdgjorda gårdsytor. Ett principförslag för placering och storlek på åtgärdsytor visas i Figur 15. Hänsyn till fastighetens system för avledning av dagvatten har dock ej tagits då dess utformning inte varit känt för författarna. Detaljutformning av förslaget måste ske i ett senare skede när uppgifter om det lokala dagvattensystemet och övriga ledningar har tagits fram.

Även om åtgärder i detta begränsade delavrinningsområde inte kommer leverera ett avgörande bidrag till minskade föroreningstransporter till Årstaviken, så bedömer vi att det är av stort pedagogiskt värde att börja uppströmsarbetet med LOD i en skolmiljö. Potentiella synergieffekter är en ökad medvetenhet om problematiken hos framtida generationer, medial uppmärksamhet för påbörjat arbete med Årstaviken och en mer levande utemiljö för skolbarnen.



Figur 15. Principförslag för anläggning av skelettjordsmagasin och regnbäddar på skolgården för Eriksdalsskolan. Foto Stockholm stad.

Som komplement eller alternativ till uppströmsåtgärder på skolgården bedöms dagvattnet från skolområdet även kunna renas i en mindre skärmbassäng vid Årstalundens båtklubb, mellan promenad-/båtbryggan och kajen nedanför skolan, alternativt under bryggan. Eventuella konflikter med båtklubbens behov av att kunna sjösätta och dra upp båtar har inte klarlagts, men bedöms preliminärt kunna undvikas genom att anläggningen placeras öster om båtklubbens ramp (Figur 16). Ytbehovet för bassängen är bara 300 m² för att motsvara 1,5 % av tillrinningsområdets reducerade yta (Tabell 1). Vidtas LOD-åtgärder på åtminstone en del av skolfastigheten kan skärmbassängens storlek minska. En mindre bassäng med en yta på cirka 200 m² eller 1 % av den reducerade ytan, skulle kunna placeras helt under bryggan.



Figur 16. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av en skärmbassäng vid Årstalundens båtklubb på 0,03 ha, vilket motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto Stockholm Stad.

Tabell 1. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagna LOD-åtgärder på Eriksdalsskolans gård eller en skärmbassäng vid Årstalundens båtklubb.

		LOD-åtgärder Eriksdalsskolan		Skärmbassäng Årstalundens båtklubb	
Grunddata	Delavrinningsområde	DUTP1001740		DUTP1001740	
	Tillrinningsområde red. (ha)	2		2	
	Ytbehov	0,12		0,03	
	Föreslagen yta (ha)	0,12		0,03	
Rening	Reningsgrad fosfor	0,5		0,5	
	Reningsgrad bly	0,68		0,68	
	Reningsgrad kadmium	0,5		0,5	
	Reningsgrad fosfor/år	2		2	
	Reningsgrad bly/år	0,35		0,35	
	Reningsgrad kadmium/år	0,006		0,006	
	Synergieffekter	Pedagogiska		-	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	6200		456	
	Drift, kkr/år	64		58	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	230		44	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	fyllning	Geologi	-
		Nivå och topografi	god	Nivå och topografi	-
		Tillräcklig yta	ja	Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	ja	Befintlig infrastruktur	nej
		Modifiering infrastruktur	ja	Modifiering infrastruktur	nej
		Pumpning	nej	Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra	Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	Skolan		Båtklubben	
	Juridisk	Anmälan miljöfarlig verksamhet		Anmälan för vattenverksamhet och miljöfarlig verksamhet	

2 Åtgärder för samlat dagvatten

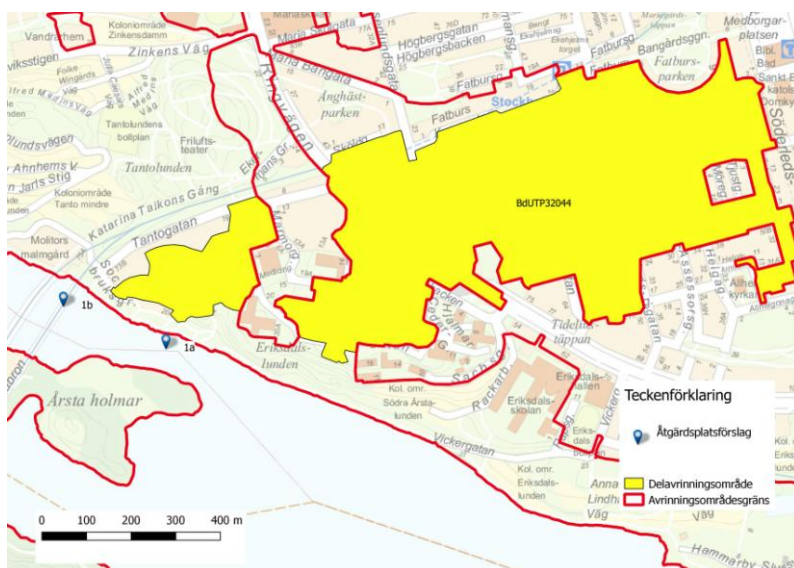
Nedan presenteras platsspecifika åtgärder för minskad extern belastning av fosfor, bly, kadmium och antracen. Åtgärderna presenteras i en prioriteringsordning som är baserad på förväntad avskiljning av föroreningar samt bedömning av teknisk genomförbarhet. Redovisade ytbehov avser effektiv yta (våtyta).

2.1 Skärbassäng väster om Södersjukhuset (SVOA)



Figur 17. Nedanför Södersjukhuset och "Tantobruket", öster om Årstabroarna, mynnar en stor dagvattenledning i Årstaviken som avvattnar 47 ha urban mark på Södermalm. Foto från mynningsområdet, i riktning mot Årstabroarna.

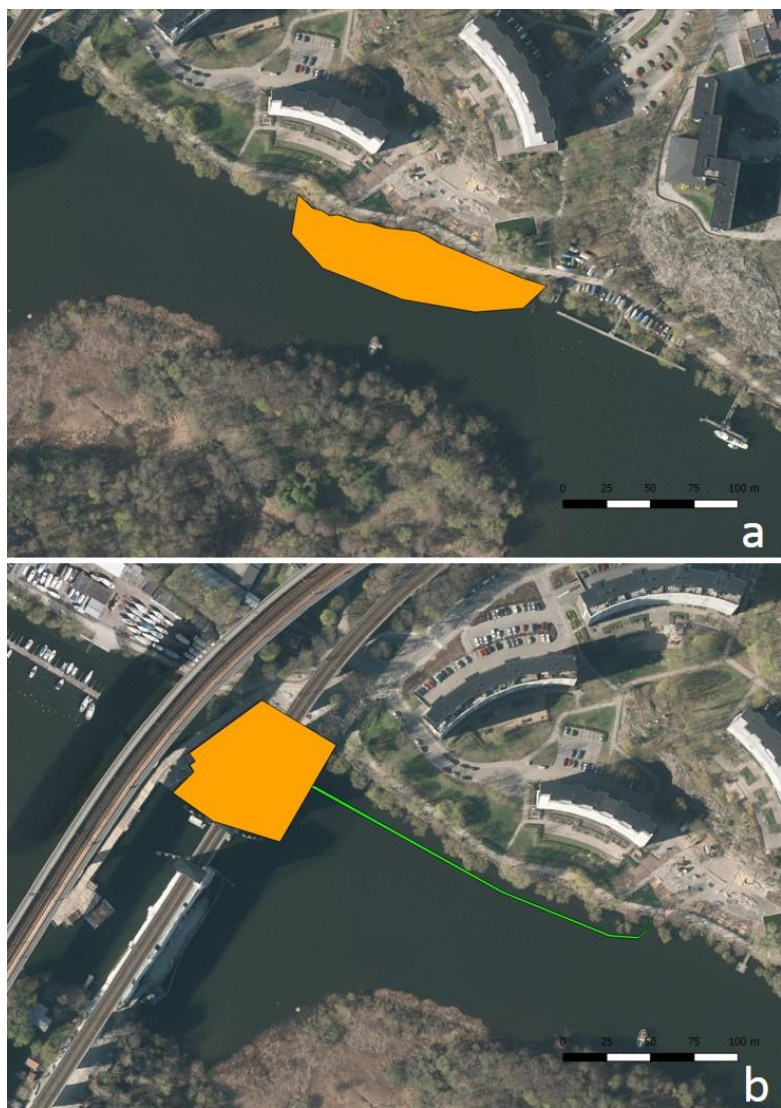
Nedanför Flintbacken och flerfamiljshuset "Tantobruket" vid Södersjukhuset (Figur 17) mynnar en D1600 dagvattenledning som avvattnar cirka 47 ha av Södermalms stadsbebyggelse (Figur 18). Enligt Stockholm Vatten och Avfalls beräkningar belastar detta delavrinningsområde Årstaviken med i medeltal ett femtiotal (52) kg fosfor, 6 kg bly och 0,16 kg kadmium per år.



Figur 18. Tillrinningsområdet till ledningsmynningen och den föreslagna skärbassängen.

Vi gör bedömningen att en central behandling av dagvattnet från detta delavrinningsområde behövs, även om ”end-of-pipe”-lösningar enligt Stockholm Stads dagvattenpolicy är sistahandsalternativ och bara ska föreslås tillsammans med uppströms åtgärder. Även Länsstyrelsen har av förklarliga skäl en restriktiv syn på skärmbassänger. Möjligheter för rening och fördröjning av dagvatten med uppströms åtgärder bedöms vara små i Södermalms täta stadsbebyggelse. Möjligheter till LOD-åtgärder där kommunen har rådighet över parkeringar har beskrivits ovan. Ett lågt prioriterat förslag för rening av och gestaltning med dagvatten längs med Södermalmsallén beskrivs dock längre ner.

Möjligheten att rent utrymmesmässigt skapa en skärmbassäng motsvarande cirka 1,5 % av tillrinningsområdets reducerade yta (0,43 ha) är som väntat god. En placering av skärmbassängen utanför dagvattenledningens mynning (Figur 19a) är enklast och kostnadsmässigt mest fördelaktig, men har ett antal negativa konsekvenser. Stranden söder om Södersjukhuset är bevuxna med stora överhängande pilträd som innebär att förhållanden för reproduktion av fisk är bättre här än på andra ställen längs vikens stränder.



Figur 19. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av två alternativa platser för en skärmbassäng vid Södersjukhuset. För alternativ b visas även en möjlig dragning av sjöledningen mellan dagvattenutloppet och bassängen. Ytan på bassängen är cirka 0,45 ha vilket motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Ortofoto från Stockholm Stad.

Tabell 2. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen skärmbassänganläggning väster om Södersjukhuset

	Skärmbassäng Södersjukhus		Skärmbassäng Södersjukhus alternativ position	
Delavrinningsområde	BdUTP32044		BdUTP32044, DUTP32046	
Tillrinningsområde red. (ha)	28.6		30.5	
Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.43		0.45	
Föreslagen yta (ha)	0.43		0.45	
Reningsgrad fosfor	0.5		0.5	
Reningseffekt (kg fosfor/år)	26		27	
Reningsgrad bly	0.68		0.68	
Reningseffekt (kg bly/år)	4.0		4.1	
Reningsgrad kadmium	0.5		0.5	
Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.08		0.083	
Synergieffekter	Med flytande ör: biologisk mångfald, fisklek		Med flytande ör: biologisk mångfald, fisklek	
Investering 1,5 % av red. area , kkr	3 336		8 336	
Drift, kkr/år	248		248	
Kostnadseffektivitet, kkr/kg fosfor	18		30	
Tekniska förutsättningar	Geologi	-	Geologi	-
	Nivå och topografi	-	Nivå och topografi	-
	Tillräcklig yta	ja	Tillräcklig yta	ja
	Befintlig infrastruktur	nej	Befintlig infrastruktur	nej
	Modifiering infrastruktur	nej	Modifiering infrastruktur	nej
	Pumpning	nej	Pumpning	nej
	Tillgänglighet; rationell drift	bra	Tillgänglighet; rationell drift	bra
Intrång/hänsynsbehov	Närboende, båttrafik, svämplan,		Närboende, båttrafik, svämplan,	
Juridisk	Tillståndsansökan för vattenverksamhet och miljöfarlig verksamhet		Tillståndsansökan för vattenverksamhet och miljöfarlig verksamhet	

Enligt WSP utredning om hydromorfologisk status⁴ har dessutom Årstaviken vid Södersjukhuset måttlig konnektivitet med närområdet och sitt svämplan. Stora delar av viken kännetecknas annars av dålig konnektivitet och försämring av konnektiviteten bör undvikas.

För att minimera negativ påverkan på konnektiviteten och lekmiljöer för fisk förordar vi istället en placering av skärmbassängen mellan Årstabroarna (Figur 19b), där konnektiviteten redan idag är dålig och svämplanet mycket smalt. Här kan dessutom dagvattnet från det mindre delavrinningsområdet ”DUTP32046” som bidrar med knappt 2 kg fosfor per år ledas in i anläggningen. Nackdelen med placeringen är att dagvattnet från delavrinningsområdet ”BdUTP32044” behöver ledas till skärmbassängen via en ca 220 m lång sjöledning.

⁴ Lokalt åtgärdsprogram för Årstaviken, Delrapport 1, WSP, 2017

Detta kan förväntas bli relativt tekniskt komplicerat och kostsamt. Framför allt måste dämningseffekter längre upp i systemet till följd av en så lång, dräkt ledning utredas, liksom hur sedimentation i ledningen kan hanteras. Eventuellt kan ledningen läggas med fall genom att placeras allt längre ut i viken ju längre västerut och närmare anläggningen ledningen kommer.

Då dagvattentunneln faller kraftigt på slutsträckan innan mynningen i Årstaviken och bebyggelsen på Södermalm ligger högt över Årstaviken bedöms förutsättningarna för att hantera tidvisa dämningseffekter preliminärt vara gynnsamma.

Synergieffekter för biologiskt mångfald och estetiska försköningsåtgärder kan åstadkommas om skärmbassängen anläggs med bryggor och kombineras med flytande växtöar, på liknande sätt som till exempel har gjorts för skärmbassängen i sjön Trehörningen i Huddinge kommun (Figur 20). Placeras dessutom flytande öar på utsidan av skärmbassängen skulle dessa kunna vara en del av kompensationsåtgärderna för dålig konnektivitet mellan viken och svämplanet. Kostnadsberäkningar har gjorts med antagandet att totalt 72 flytande öar anläggs (sex rader om tolv öar).



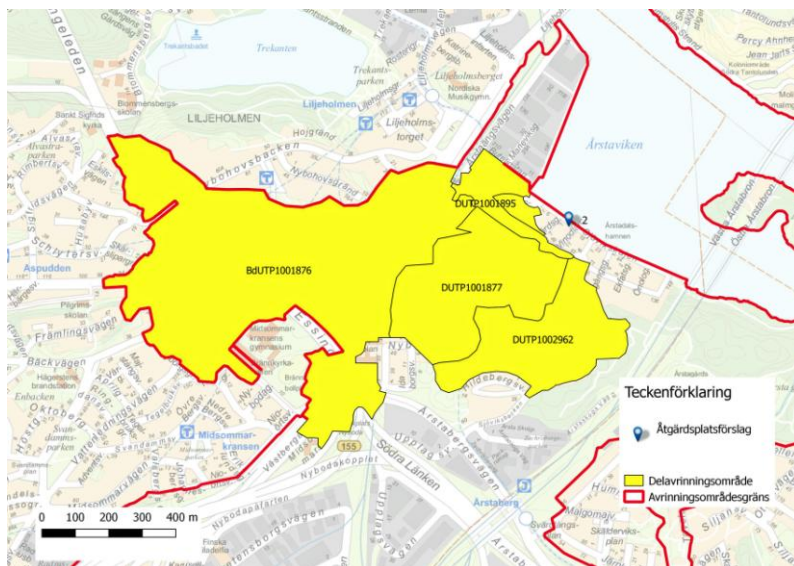
Figur 20. Skärmbassängen i sjön Trehörningen i Huddinge kommun har försetts med flytande öar med strandvegetation. Foto: Urbangreen.

2.2 Skärmbassäng utmed Sjövikskajen (SVOA)



Figur 21. Utmed Sjövikskajen längs Årstavikens södra strand föreslås en skärmbassäng mellan två befintliga bryggor. Foto mot öster .

Nedanför kajen vid Sjövikstorget (Figur 21) mynnar flera dagvattenledningar som avvattnar fyra delavrinningsområden med en sammanlagd area av 79 ha (Figur 22). Dagvattnet kommer från stora delar av Nybohov, Nybodadepån, spårväghallen, Essingeleden, Hägerstensvägen, Södertäljevägen, Årstadal och Sjöviksvägen. En stadsbebyggelse som enligt Stockholm Vatten och Avfalls beräkningar i medeltal belastar Årstaviken med ett femtiotal (51) kg fosfor, 6 kg bly och 0,15 kg kadmium per år, via dagvattnet som leds hit.



Figur 22. Tillrinningsområdet till den föreslagna skärmbassängen vid Södersjukhuset.

Precis som beskrivits för Södermalm tidigare så bedöms möjligheterna att åstadkomma tillräcklig rening och fördröjning av dagvatten med uppströms åtgärder vara små. Dagvattenledningarna ligger mestadels flera meter under marknivån och terrängen är i stora delar starkt kuperad. Vi gör bedömningen att alternativ till en central behandling av dagvattnet från dessa delavrinningsområden saknas och att en skärmanläggning behövs tillsammans med långsiktiga uppströmsåtgärder.

De fysiska möjligheterna för att skapa en skärmbassäng motsvarande cirka 1,5 % av tillrinningsområdets reducerade yta (0,57 ha) är goda. Vi föreslår en skärmbassäng som placeras mellan de två befintliga bryggorna vid Sjövikskajen (Figur 23).

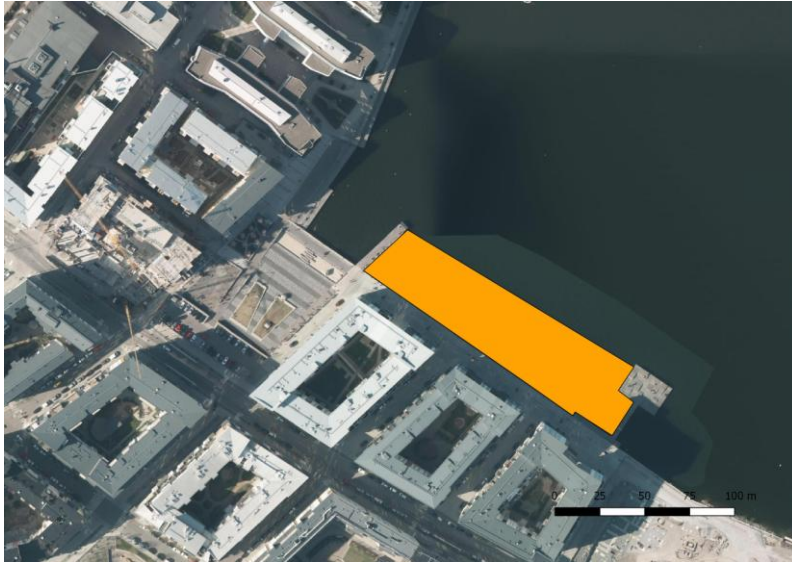
Tabell 3. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen skärmbassäng utmed Sjövikskajen

		Skärmbassäng Sjövikskajen	
Grunddata	Delavrinningsområde	BdUTP1001876, DUTP1001877, DUTP1001895, DUTP1002962	
	Tillrinningsområde red. (ha)	38.2	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.57	
	Föreslagen yta (ha)	0.57	
Rening	Reningsgrad fosfor	0.5	
	Reningseffekt (kg fosfor/år)	26	
	Reningsgrad bly	0.68	
	Reningseffekt (kg bly/år)	4.0	
	Reningsgrad kadmium	0.5	
	Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.075	
	Synergieffekter	Med flytande öar: biologisk mångfald, fisklek	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	4 186	
	Drift, kkr/år	302	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	24	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	-
		Nivå och topografi	-
		Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	nej
		Modifiering infrastruktur	nej
		Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	Närboende, båttrafik	
	Juridisk	Tillståndsansökan för vattenverksamhet och miljöfarlig verksamhet	

På grund av den befintliga betongkajen har viken inget svämplan och dålig konnektivitet på den föreslagna platsen. Anläggandet av en skärmbassäng kommer därför inte försämlra hydromorfologin enligt vår bedömning.

Då Sjövikskajen ligger direkt intill många nybyggda bostäder och dessutom ingår i ett populärt promenadstråk bedöms det vara mycket viktigt att skärmbassängen utformas och smyckas för att göra den så estetisk

tilltalande som möjligt. Vi föreslår därför att bassängen utformas med många flytande växtöar (Figur 24) och eventuellt med en brygga längs utsidan som sammanbinder dagens två bryggor. Placering av växtöar kan göras både innanför bassängen och längs utsidan mot Årstaviken. Området Liljeholmen är i dagsläget den stadsdel i Stockholm där tillgången till grönytor för boende är minst⁵ och flytande öar kan i det sammanhanget utgöra ett särskilt värdefullt inslag. De första flyttande växtöar installerades i Sverige för ungefär femår sedan; något som betyder att långsiktiga drift- och skötselerfarenheter saknas. Kostnadsberäkningar har gjorts med antagande om att totalt 72 flytande öar anläggs (sex tvärgående rader om 12 öar).



Figur 23. Förslag till placering av en skärmbassäng vid Sjövikstorget. Den illustrerade bassängen i figuren har en yta på 0,57 ha, vilket motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto från Stockholm Stad.



Figur 24. Skärmbassängen i sjön Trehörningen i Huddinge kommun har kombinerats med flytande öar med strandvegetation. Foto: Urbangreen.

⁵ Dagens Nyheter, 20180529

2.3 Dagvattendamm Åbyvägen (SVOA)



Figur 25. Direkt söder om Åbyvägen och norr om Annebodavägen finns en mindre gräsyta som kan användas för behandling av vägdagvatten från Åbyvägen (vy från norr).

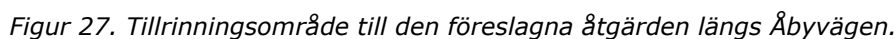
Söder om Åbyvägen mellan Liseberg och Östberga finns en mindre gräsyta (Figur 25) som kan rymma en dagvattendamm för bland annat vägdagvattnet från Åbyvägen (Figur 26). Under fältbesöket med beställaren upptäcktes en relativt nyanlagd ledning som tycks syfta till att leda in åtminstone en del av dagvattenflödet från Åbyvägen. Utifrån ortofotounderlag från kommunen bedöms ledningen har anlagts mellan åren 2010 och 2012. Vilken organisation som har anlagt och ansvarar för driften av denna ledning bör klarläggas. Med stor sannolikhet kan ledningen dock användas även i fortsättningen.



Figur 26. Möjlig placering av en ca 0,03 ha (våtyta) dagvattendamm vid Åbyvägen. Arean motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto Stockholm Stad. Den gula linjen representerar en relativt nyanlagd ledning som förmodas leda in dagvatten till den svackformade ytan.

Vi föreslår att svackan nedströms mynningen utvidgas genom schakt och att utloppet förses med en nivåregleringsbrunn (munkbrunn) för strypning av flödet upp till en bräddnivå strax under vattengång på inkommande ledning i syfte att delvis dämma upp en vattenyta i samband med tillflöde. På detta sätt skulle en

Åbyvägen är en trafikled med cirka 20 000 fordonspassager per dygn. Tillrinningsområdet till den föreslagna åtgärden är drygt 8 ha stor (Figur 27) och består av 2,4 ha vägyta, cirka 0,7 ha verksamhetsområde och cirka 5,2 ha skog. StormTac-beräkningar för det lokala tillrinningsområdet visar att de årliga transporterna kan förväntas uppgå till 3,6 kg fosfor, 0,4 kg bly och 0,009 kg kadmium per år, via dagvattnet som leds hit.



Figur 28. Den föreslagna platsen ligger på postglacial lera enligt den översiktliga jordartskartan. Källa SGU.

Tabell 4. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen dagvattendamm vid Åbyvägen.

		Dagvattendamm Åbyvägen	
Grunddata	Delavrinningsområde	DUTP1940	
	Tillrinningsområde red. (ha)	2.0	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.03	
	Föreslagen yta (ha)	0.03	
Rening	Reningsgrad fosfor	0.5	
	Reningseffekt (kg fosfor/år)	1.8	
	Reningsgrad bly	0.68	
	Reningseffekt (kg bly/år)	0.3	
	Reningsgrad kadmium	0.5	
	Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.005	
	Synergieffekter	biologisk mångfald, gestaltning	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	300	
	Drift, kkr/år	59	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	60	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	lera
		Nivå och topografi	bra
		Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	nej
		Modifiering infrastruktur	nej
		Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	-	
	Juridisk	Anmälan	

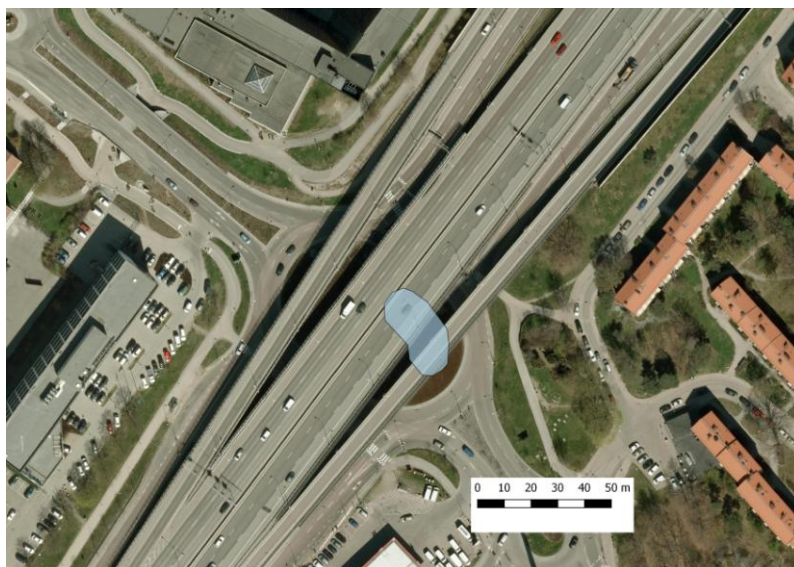
2.4 Dagvattendamm Västbergamotet (Trafikverket/SVOA)



Figur 29. Trafikplats Västbergamotet och ytan under Södertäljevägen som föreslås användas för dagvattenrening.

Ytan under trafikplats Västbergamotet (Figur 29a och Figur 30) bedöms vara en lämplig plats för behandling av dagvatten från Mikrofonvägen och området runt Ericssons före detta huvudkontor, samt E4 Södertäljevägens viadukt som avvattnas via stuprör till ytan (Figur 29b). Dagvatten från E4:ans övriga ytor som leds förbi denna plats bedöms inte vara realistiskt att behandla utan pumpning på grund av för stort ledningsdjup. Området under motorvägen är i dagsläget en ogästvänlig miljö, olämplig för annan markanvändning.

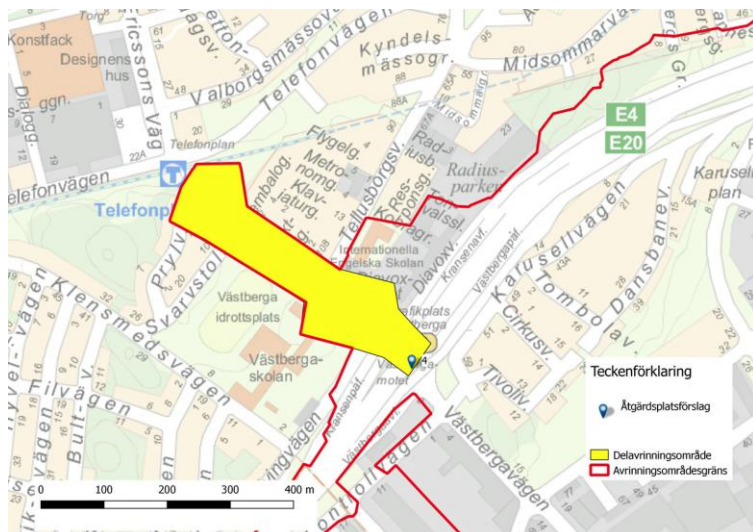
En så stor del som möjligt av dammen föreslås placeras under öppningen mellan påfarten och rondellen, där åtminstone en del solljus tränger ner. Regn- och solljusskuggning under rondellen är en utformningsaspekt att ta hänsyn till vid en projektering av dammen, inte minst med avseende på växtbetingelser och belysning.



Figur 30. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av en dagvattendamm vid Västbergamötet på 0,05 ha, vilket motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. OBS. Illustrerad yta avser området i rondellen under E4:an. Foto Stockholm Stad.

Tillrinningsområdet till ytan under trafikplatsen (Figur 31) består av cirka 2,1 ha vägar (Mikrofonvägen och viadukten); 1,5 ha industriområde; 0,4 ha villaområde och 0,4 ha gräsytor. Fosfortillförseln från området skattas till 4,1 kg per år. Tillförseln av bly och kadmium beräknas till 0,44 kg per år respektive 0,012 kg per

år. Den reducerade arean är 2,7 ha vilket betyder att dagvattendammen behöver vara ungefär 400 m² stor för att motsvara 1,5 % (Figur 30).



Figur 31. Tillrinningsområdet till den föreslagna åtgärden under viadukten vid Västberga trafikplats.

Kontroll mot samlingskartan för schakt visar att en gasledning ligger nära den föreslagna platsen men bedöms inte behöva flyttas. Den föreslagna platsen för anläggningen ligger mellan brodelarna som redovisas på samlingskartan; inga pelare behöver stå i vatten.

Tabell 5. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen dagvattendamm vid Västbergamötet.

Dagvattendamm Västbergamötet			
Grunddata	Delavrinningsområde	BdUTP1002715	
	Tillrinningsområde red. (ha)	2,7	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0,04	
	Föreslagen yta (ha)	0,045	
Rening	Reningsgrad	0,5	
	Reningsgrad bly	0,68	
	Reningsgrad kadmium	0,5	
	Reningsgrad fosfor	0,29	
	Reningsgrad kadmium	0,5	
	Reningsgrad fosfor	0,006	
	Synergieffekter	-	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	1 350	
	Drift, kkr/år	65	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	63	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	block ock makadam på lera
		Nivå och topografi	bra
		Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	ja
		Modifiering infrastruktur	nej
		Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	-	
	Juridisk	Anmälan	

2.5 Dagvattendamm för E4:an vid Kontrollvägen (Trafikverket/SVOA)



Figur 32. Gräsyta mellan Kontrollvägen och Folkparksvägen i Hägersten där en dagvattendamm för E4:an föreslås. Foto: hitta.se

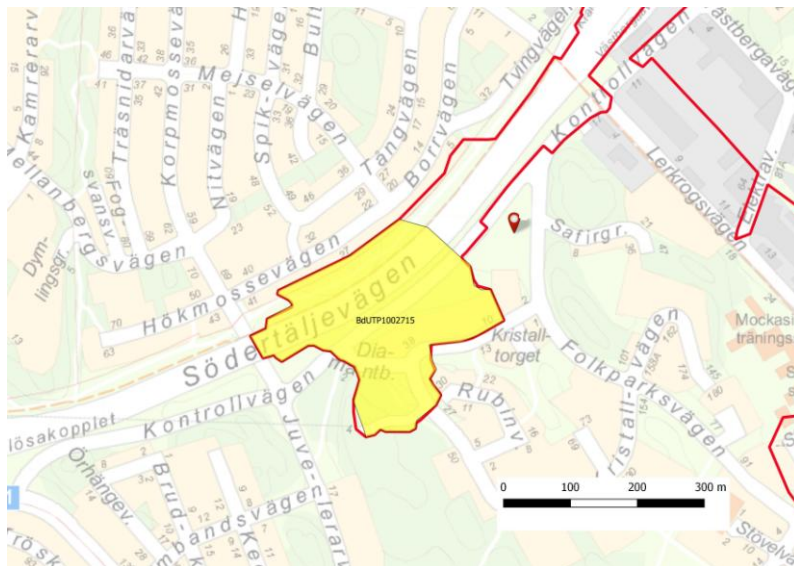
En sträcka på ungefär 300 m av E4:an norr om viadukten över Korpmossevägen i Hägersten skulle kunna avledas till en ny dagvattendamm på gräsytan som ligger inklämd mellan Kontrollvägen och Folkparksvägen (Figur 32). Dagvatten från en ungefär 250 m lång sträcka av Kontrollvägen kan också ledas in till anläggningen. Tillrinningsområdet redovisas i Figur 34. För att inte få ett för stort schaktdjup på dammen behöver en ny ledning dras från en punkt en bit uppströms på ledningen, i högre terräng (gul linje, Figur 33). Dessutom ska det renade dagvattnet ledas tillbaka från dammen till befintlig ledning. Den föreslagna platsen ligger enligt den översiktliga jordartskartan från SGU på postglacial lera (Figur 35) vilket betyder att anläggandet kan förväntas ske genom jordschakt. För att motsvara 1,5 % av 1,5 ha reducerad yta behöver dammen få en våtyta på cirka 225 m² (Tabell 6), som motsvarar den ritade ytan i Figur 33.



Figur 33. Illustration av ytbehov och ungefärlig placering av en dagvattendamm vid Kontrollvägen på 0,03 ha, vilket motsvarar cirka 1,5 % av avrinningsområdets reducerade yta. Foto Stockholm Stad.

Dagvattenledningarna norr om den anslutningspunkten för den nya ledningen bedöms ligga för lågt för att leda in vattnet med självfall, något som begränsar den sträcka av E4:an som kan behandlas här. Vid den angivna anslutningspunkten har dagvattenledningen från E4:an en vattengång på drygt +32,5 m. Gräsytan ligger på

+33,0 meter och föreslås schaktas ner till cirka +31,5 m. Den nya ledningen kan behöva borraras under Kontrollvägen och enligt uppgifter från samlingskartan passerar ett stort antal ledningar. Ledningarna som ska korsas är bland annat en huvudvattenledning, fjärrvärmeledningar, en gasledning, flera elledningar samt ledningar för telefon och optokabel. Dessutom måste dessa ledningar korsas igen när det renade dagvattnet ska ledas tillbaka från dammen.



Figur 34. Tillrinningsområdet till den föreslagna åtgärden vid Kontrollvägen.

Den föreslagna anläggningen förväntas på grund av ledningskonflikterna i samband med ledningsdragning bli kostsam. Schablonkostnaderna för anläggningen har därför satts till 30 Mkr per ha. Dessutom har kostnader för ny ledning lagts till med 10 000 kr per meter för borrarad ledning och 5 000 kr per meter för schaktad ledning (Tabell 6).

Vi bedömer dock att anläggningen trots stora investeringar behövs för att nå betinget för fosfor.



Figur 35. Den föreslagna platsen vid Kontrollvägen ligger på postglacial lera enligt den översiktliga jordsartskartan. Källa SGU.

Tabell 6. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen dagvattendamm vid Kontrollvägen.

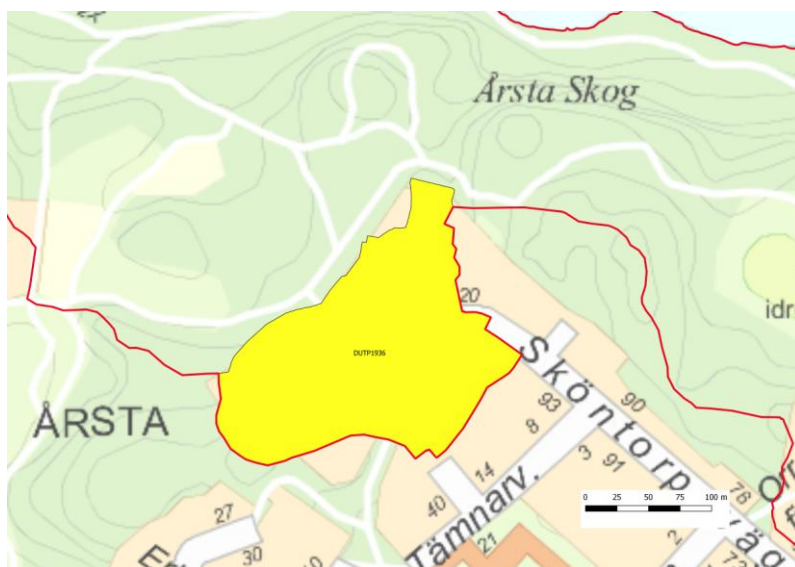
		Dagvattendamm Kontrollvägen	
Grunddata	Delavrinningsområde	BdUTP1002715	
	Tillrinningsområde red. (ha)	1.5	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.025	
	Föreslagen yta (ha)	0.025	
Rening	Reningsgrad fosfor	0.5	
	Reningseffekt (kg P/år)	3.5	
	Reningsgrad bly	0.68	
	Reningseffekt (kg bly/år)	0.73	
	Reningsgrad kadmium	0.5	
	Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.0066	
	Synergieffekter	biologisk mångfald, gestaltning	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	1 750	
	Drift, kkr/år	56	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	48	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	lera
		Nivå och topografi	gränsfall
		Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	ja
		Modifiering infrastruktur	ja
		Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	Lokalgata, stort antal ledningar	
	Juridisk	Anmälan	

2.6 Öppen dagvattenavledning Sköntorp (SVOA/miljöförvaltningen)



Figur 36. Illustration av två alternativa dragningar för öppen avledning av det idag kulverterade dagvattnet från flerfamiljshusområdet Sköntorp.

Dagvatten från flerfamiljshusområdet Sköntorp i Årsta avvattnas i dagsläget till Årstaviken via en 300-ledning som genomsär Årstaskogen. Terrängen är starkt kuperad, särskilt i norr närmast Årstaviken, och faller drygt 30 m ner mot Årstaviken på en ca 270 m lång sträcka (i medeltal 12 % fall). Även om stora höjdskillnader säkert är anledningen till att man leder det relativt rena dagvattnet från ett mindre bostadsområde i ledning, så föreslår vi att dagvattnet i stället ska ledas i dagen via en gestaltad bäck genom Årstaskogen (Figur 36). Två alternativa sträckningar bedöms finnas. Vilken sträckning som är mest lämplig med hänsyn till erosionsrisker, det rörliga friluftslivet och biologiska synergieffekter för naturreservatet behöver utredas närmare i samråd med miljöförvaltningen. För att åstadkomma uppehållstid för sedimentation av partiklar och dämpa flöden bör bäcken passera naturliga svackor som kan fungera som hålldammar med lägre rinnhastigheter. Möjligheterna att sprida vattnet mer diffust så att dagvattnet kan bidra till att försörja vegetationen med vatten bedöms vara goda. Var brantare fallsträckor ska förläggas och hur de ska utformas behöver utredas i det fortsatta planeringsarbetet. Åtgärdens tillrinningsområde visas i Figur 37.



Figur 37 Tillrinningsområdet till den föreslagna bäcken vid Sköntorp.

Tabell 7 Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagen bäck vid Sköntorp.

		Öppen dagvattenföring Sköntorp	
Grunddata	Delavrinningsområde	DUTP1936	
	Tillrinningsområde red. (ha)	1.3	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.02	
	Föreslagen yta (ha)	0.02	
Rening	Reningsgrad	0.5	
	Reningseffekt, kg P	1	
	Synergieffekter	Biologisk mångfald, rekreation	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr	61	
	Drift, kkr/år	54	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	58	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	urberg
		Nivå och topografi	brant
		Tillräcklig yta	ja
		Befintlig infrastruktur	nej
		Modifiering infrastruktur	nej
		Pumpning	nej
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	Naturreservat, strandskydd	
	Juridisk	Anmälan	

3 Mindre prioriterade åtgärder

3.1 Fällning i tunnelmagasinen (SVOA)



Figur 38. Entrén till Årstatunneln. Foto: Jonas Sundgren (okänd organisation)

Sedimentationsanläggningen i Årstadalstunneln har ett utrymme som i dagsläget inte används och skulle kunna användas för en fällningsanläggning. Inget sådant extra utrymme finns i Årstatunneln. Beroende på hur mycket plats en fällningsanläggning behöver, kan utsprängning av ytterligare bergrum vara nödvändigt i Årstatunneln. Anläggningskostnaderna kan i sådana fall förväntas öka med miljonbelopp.

Det finns idag några anläggningar i drift som använder sig av fällning för att fånga lösta föroreningar, däribland Eugeniamagasinet för Norra länken i Stockholm. Enligt muntliga uppgifter från Trafikverket som driver Eugeniamagasinet fungerar fällning av fosfor och tungmetaller dock inte optimalt.

De låga fosforhalterna i dagvatten relativt avloppsvatten, där kemisk fällning är konventionell teknik, försvårar dosering och processen är driftintensiv. För fällning med polymerer ska i regel vattnets pH höjas, vilket blir kostsamt.

Kostnader för fällningskemikalier och hantering av ackumulerat slam ska också beaktas. Enligt uppgifter från Luleå tekniska universitet ligger en lämplig dosering för fosforfällning i dagvatten i intervallet 10-50 mg/l. Flödet genom tunnarna är enligt beräkning från Stockholm Vatten och Avfall cirka 550 000 m³/år. Avsättningsmagasinen är dimensionerat så att alla regntillfällen med varaktigheter kortare än 2 år magasineras med tillräckligt uppehållstid för effektiv sedimentation⁶. Ungefär 90 % av det partikelbundna fosforflödet via tunneln bedöms sedimentera i avsättningsmagasinet. Baserat på antagandet att 90 % av årsflödet fördröjs och kan fällas skulle förbrukningen av fällningskemikalier uppgå till cirka 6-30 ton per år. Priset på fällningskemikalie ligger kring 2 500 kr/ton och årskostnaden skulle i så fall uppgå till 15-75 tkr/år. Kostnader för drift, transporter och slamtömning är dock inte inkluderade. Uppgifter från avloppsbranschen visar att det kostar cirka 5 kr per kubikmeter att behandla avloppsvatten. Under antagande att fällning i dagvatten kostar lika mycket per kubikmeter skulle den årliga kostnaden för fällning hamna på cirka 1,25 Mkr.

⁶ Rapport: Förstudie dag- och bräddvatten i Västberga och Östberga, WSP rapport 9-2003, 2003.

Årstatunneln byggdes i början på 1970-talet och sträcker sig mellan Åbyrondellen och Årstaviken. Tunneln har en total längd av ca 1300 meter och är cirka 4 m bred och 4 m hög, med V-formad botten⁷, och leder dagvatten och bräddat spillvatten till Årstaviken. På grund av otillräcklig bergtäckning är tunneln utformad med en 600 meter lång lågdel (med bakfall) som är permanent vattenfylld och fungerar som en sedimentfälla. Tunneln har ett driftutrymme (Figur 38) som ligger insprängt i urberg.

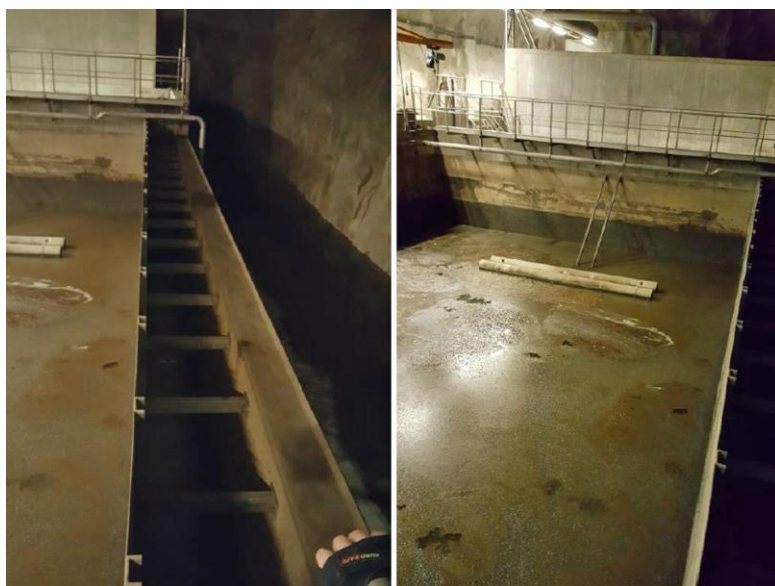
Årstadalstunneln är en bergtunnel med en längd på ungefär 1000 m som byggdes 1948. Tunneln sträcker sig med en jämn lutning på cirka 0,17 % från Nybodakopplet till Årstaviken⁶. Tunneln är cirka 2 m bred och 2 m hög och leder dagvatten och bräddat spillvatten från Västberga till Årstaviken.

I Tabell 8 nedan redovisas fosformängden som teoretiskt skulle kunna avskiljas för Årstatunneln baserad på antagandet att 90 % av flödet passerar igenom anläggningen, 40 % procent av fosfor föreligger som löst och avskiljningsgraden ligger på 50 %. För bly och kadmium är antaganden att 25 %, respektive 45 % föreligger i löst form. Fosfortillförseln via Årstadalstunneln skiljer sig mindre än ett kilo från tillförseln via Årstatunneln. Tillförseln för bly och kadmium är något högre. Ingen tabell redovisas för Årstadalstunneln.

⁷ Dagvattentunnel, sedimenterings-/utjämningsmagasin Årstatunneln, arbetsmaterial 2017, Stockholm Vatten och Avfall.

Tabell 8. Sammanställning av grunddata och rening för befintligt avsättningsmagasin i Årstatunneln, samt uppgifter om rening, kostnad och genomförandeaspekter för kemisk fällning i avsättningsmagasinet.

		Avsättningsmagasin Årstatunnel	Avsättningsmagasin Årstatunnel med fällning	
Grunddata	Delavrinningsområde	DUTP1940	DUTP1940	
	Tillrinningsområde red. (ha)	103	103	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	-	-	
	Föreslagen yta (ha)	-	-	
Rening	Fosfortillförsel (kg/år)	123	123	
	Partikelbunden fosfor (60%)	74		
	Löst fosfor (40%)	49		
	Reningseffekt partikel (%)	90		
	Reningseffekt löst fosfor (%)		50	
	Reningseffekt (kg fosfor/år)	66 (54%)	22 (18%)	
	Reningsgrad bly	0.68	0.11	
	Reningseffekt (kg bly/år)	7.3	1.2	
	Reningsgrad kadmium	0.5	0.2	
	Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.2	0.1	
	Synergieffekter	-	-	
Kostnad	Investering 1,5 % av red. area , kkr		?	
	Drift, kkr/år		1 250	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg		57	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	-	Geologi	-
			Nivå och topografi	-
			Tillräcklig yta	?
			Befintlig infrastruktur	ja
			Modifiering infrastruktur	ja
			Pumpning	nej
			Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	-	-	
	Juridisk	-	Änmälan	



Figur 39. Brädd-skibord (till vänster) och dekanter som förhindrar att ytslam och oljerester följer med (längst bak till höger) från sedimenteringsbassängen. Foton: Jonas Sundgren (okänd organisation)

3.2 Rening och gestaltning längs Södermalmsallén (SVOA)



Figur 40. Södermalmsallén. Foto mot öster.

Dagvatten från stora delar av Södermalm leds mot Årstaviken via en djupt liggande och mycket stor (1600) ledning som ligger under Södermalmsallén.

Södermalmsallén är ett lugnt cykel- och promenadstråk (Figur 40) som ligger lägre än den kringliggande bebyggelsen och korsar Södermalm i ost-västlig riktning. Allén kännetecknas av ett relativt stort inslag av mindre gräsytor och gång- och cykelbanor.

En del av dagvattenflödet i dagvattenledningen skulle kunna tas fram för behandling på de befintliga grönyrtorna utmed allén (Figur 41). För att få upp vattnet i marknivå krävs pumpning. På nedströms-sidan (i väster) skulle det renade vattnet rinna tillbaka med självfall till ledningen.



Figur 41. Schematiskt förslag till placering ett dagvattenstråk med flera dammar och bäckar för dagvattenrening och gestaltning utmed Södermalmsallén. Vattnet måste pumpas upp från dagvattenledningen under Södermalmsallén. Foto från Stockholm Stad.

Tillrinningsområdet till ledningen under Södermalmsallén uppskattas till cirka 30 ha av delavrinningsområdets (BdUTP32044) totala 47 ha. Den reducerade arean till ledningen uppskattas till cirka 18,3 ha. På motsvarande

sätt uppskattas fosfortillförseln motsvara cirka 34 kg/år av den totala tillförseln på 52 kg/år från hela delavrinningsområdet.

Årsavrinningen genom ledningen motsvarar 30/47-delar av det totala årsflödet på 172 000 m³/år för hela delavrinningsområdet, dvs. cirka 110 000 m³/år eller 3,5 L/s.

Antaget att de befintliga gräsyrtorna utmed Södermalmsallén överlag kan nyttjas bedöms det rimligt att en dagvattenanläggning motsvarande drygt 0,5 % av tillrinningsområdets reducerade area skulle kunna åstadkommas. Ungefär 30 % av det pumpade fosforflödet bör kunna avskiljas (Tabell 9).

Tabell 9. Sammanställning av grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslaget dagvattenstråk utmed Södermalmsallén.

		Dagvattenstråk Södermalmsallén	
Grunddata	Delavrinningsområde	BdUTP32044	
	Tillrinningsområde red. (ha)	18.3	
	Ytbehov, 1.5% av red. yta (ha)	0.28	
	Föreslagen yta (ha)	0.1	
Rening	Reningsgrad	0.3	
	Reningseffekt, kg P	10	
	Reningsgrad bly	0.14	
	Reningseffekt (kg bly/år)	0.9	
	Reningsgrad kadmium	0.11	
	Reningseffekt (kg kadmium/år)	0.017	
	Synergieffekter	Gestaltning, förbättrad stadsmiljö, biologisk mångfald	
Kostnad	Investering 0,5 % av red. area , kkr	5 000	
	Drift, kkr/år	90	
	Kostnadseffektivitet, kkr/kg	59	
Genomförbarhet	Tekniska förutsättningar	Geologi	Fyllning
		Nivå och topografi	bra
		Tillräcklig yta	nej
		Befintlig infrastruktur	ja
		Modifiering infrastruktur	ja
		Pumpning	ja (30% av årsflödet)
		Tillgänglighet; rationell drift	bra
	Intrång/hänsynsbehov	Närboende,	
	Juridisk	Anmälan	

4 Sammanställning av förväntad avskiljning

Förväntad avskiljning för fosfor, bly och kadmium i de föreslagna dagvattenåtgärderna sammanställs i Tabell 10 nedan. Tabellen visar att betingen för bly och kadmium nås med god marginal. Målsättningen för fosfor nås ungefärligen även om effekten av seriekopplade åtgärder innebär extra osäkerheter. Den samlade effekten motsvarar ungefärligen den som krävs för att nå ner till den önskade maximala belastningen på cirka 200 kg fosfor per år.

Tabell 10. Årligt beting för fosfor, bly och kadmium samt förväntad årlig avskiljning i de föreslagna åtgärderna

	Fosfor (P)	Bly (Pb)	Kadmium (Cd)
Brutto tillförsel (kg/år)*	272	24,2	0,87
Partikelbunden tillförsel (kg/år)*	-	13,4	0,28
Beting sediment Årstaviken (%)		34	25
Beting (kg/år)	62-72	4,6	0,07
<i>Avskiljning (kg/år)</i>			
Skärmbassäng Södersjukhuset/Årstabroarna	27	4,1	0,083
Skärmbassäng Sjövikskaj	26	4,0	0,075
Dagvattendamm Åbyvägen [†]	1,8	0,3	0,005
Dagvattendamm Västbergamötet [†]	2,0	0,3	0,006
Dagvattendamm Kontrollvägen [†]	3,5	0,7	0,007
LOD Eriksdalsskolan	2,0	0,4	0,006
Sköntorpsbäck	1,0	0,1	0,003
LOD åtgärder Västberga mm. [†]	≈5	≈0,6	≈0,013
Summa avskiljning (kg/år)	≈68	≈11	≈0,2

* Med hänsyn till befintlig partikelavskiljning i tunnelmagasinen, skärmbassängen vid Tantolunden och Årstabäck.

† OBS. seriekopplad åtgärd uppströms av tunnelmagasinen