

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken

Miljöförvaltningen Stockholms Stad



Foto: Jonas Andersson, WRS AB

RAPPORT nr 2015-0874-A

Författare: Daniel Stråe, Anna Gustafsson, Dimitry van der Nat,
Emil Rydin, Ulf Lindqvist, Jonas Andersson, Sofia Åkerman

2016-04-30, reviderad 2016-06-30

Innehåll

Sammanfattning	5
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund.....	8
1.2 Syfte.....	8
2 Underlag	8
3 Övergripande metodik	9
4 Brunnsviken	11
4.1 Allmän beskrivning	11
4.2 Statusklassning - problemämnena.....	12
4.2.1 Ekologisk status	14
4.2.2 Kemisk status	21
5 Brunnsvikens tillrinningsområde.....	22
5.1 Uppströmssjöarna.....	23
5.1.1 Råstasjön	23
5.1.2 Lötsjön.....	24
6 Nuvarande tillförsel av näringsämnen och föroreningar via dagvatten från tillrinningsområdet.....	24
6.1 Avgränsning av parametrar.....	24
6.2 Schablonberäknad medelårsavrinning	25
6.3 Tillskott av dränvatten	25
6.4 Schablonberäknade årliga transporter	25
6.4.1 Bruttotransporter	25
6.4.2 Nettotransporter med hänsyn till avskiljning i befintliga dagvattenreningsanläggningar	26
6.4.3 Nettotransporter av bly, kadmium, koppar och zink med hänsyn till avskiljning i befintliga reningsanläggningar och uppströms sjöar....	28
6.5 Beräknad tillförsel av fosfor utifrån uppmätta halter i Råstaån och modellerade flöden för Brunnsviken.....	29
6.6 Bedömd tillförsel av fosfor	29
6.6.1 Skillnader i beräknad tillrinning	29
6.6.2 Retention och internbelastning i Råstasjön.....	30
6.6.3 Retention och internbelastning i Lötsjön	30
6.6.4 Underskattning till följd av stickprovtagning.....	31
6.6.5 Jämförelse av uppmätta halter med schablonberäknad, justerad medelhalt.....	32
6.6.6 Jämförelse med andra fosfortransportberäkningar	32
6.6.7 Slutsatser.....	32
6.7 Jämförelse med fosfortransporter vid en agrar markanvändning....	33
6.8 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområde och recipient	34
6.8.1 Båtklubbar och felkopplade avlopp.....	34

6.8.2	Råstatippen och Hagaparkstippen	34
6.8.3	Bräddningar	35
6.8.4	Bergianska trädgården	35
6.9	Känslighetsanalys - schablonberäkningsmetoder	35
7	Framtida tillskott av näringsämnen och föroreningar via dagvatten från pågående planarbeten och ombyggnationer	36
8	Fosforbudget	36
8.1	Fosfor från Brunnsvikens tillrinningsområde	36
8.2	Övriga fosforkällor	37
8.3	Fosforbudget utan pumpning av bottenvatten	38
8.4	Fosforbudget vid pumpning av bottenvatten	41
8.5	Vad styr fosforhalten i Brunnsviken?	43
9	Åtgärdsbehov (beting)	46
9.1	Fosfor	46
9.2	Kväve	50
9.3	Bly, kadmium, antracen och TBT	50
9.4	PBDE, kvicksilver och PFOS	51
9.5	Koppar och zink	53
10	Åtgärdsförslag	53
10.1	15 kunskapshöjande åtgärder	53
10.2	Åtgärder i recipienten Brunnsviken	56
10.2.1	Åtgärder mot internbelastning av fosfor	56
10.2.2	Pumpning av bottenvatten	57
10.3	Punktåtgärder i tillrinningsområdet	58
10.3.1	Förslag	58
10.3.2	Föreslagna platser	64
10.3.3	Ytbehov	64
10.3.4	Reningseffekt	64
10.3.5	Kostnader och kostnadseffektivitet	64
10.3.6	Prioriteringsordning	65
10.4	Övriga åtgärder	65
10.4.1	Upprättande av lokalt åtgärdsprogram för Lilla Värtan och innerskärgården	65
10.4.2	Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet ..	65
10.4.3	Förhindra nya felkopplade avlopp	65
10.4.4	Info och tillsyn av båtklubbar - inrättande av båtvättar	65
10.4.5	Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter	65
10.4.6	Ökade krav vid planläggning	66
10.4.7	Inrättande av en kompensationsåtgärdsorganisation	66
10.4.8	Förebyggande arbete mot dagvattnets föroreningskällor	66

10.5 Risk för förvärrade miljögiftsproblem på grund av minskad övergödning?.....	66
10.6 Risk för förvärrade miljögiftsproblem på grund av aluminiumbehandling?	67
10.7 Sammanfattande slutsats kring risker.....	68
11 Tack.....	68
12 Referenser	69

Bilagor:

Bilaga 1 Underlag

Bilaga 2 Resultat från schablonberäkningar

Bilaga 3 Bedömning av potentiella punktkällor i tillrinningsområde och recipient

Bilaga 4 Förändrad föroreningstillförsel till följd av planerad bebyggelse och nya reningsanläggningar

Bilaga 5 Kostnadsberäkningar

Bilaga 6 Källor till fosfor i Brunnsvikens vattenmassa

Sammanfattning

I det pågående arbetet för att Stockholms 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. Denna utredning syftar till att ta fram underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken.

Uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status utfördes inom denna utredning baserat på data från Stockholm Vattens recipientkontrollprogram och i enlighet med gällande föreskrifter (HVMFS 2013:19, HVMFS 2015:4).

Varken den ekologiska eller kemiska statusen når upp till god nivå. Den ekologiska statusen bedöms vara dålig och den kemiska statusen är inte god (klassen ”uppnår ej god kemisk status”).

Fosforhalterna i Brunnsvikens styrs i stor utsträckning av fosforinflödet från Lilla Värtan som genom sin storlek och kontinuerliga påverkan lägger grunden för vikens näringsnivå. I nuläget bedöms dock fosforläckage från Brunnsvikens botten, så kallad internbelastning, stå för den allra största påverkan. Även fosforbelastningen från omgivande landområden är kraftigt förhöjd.

Ämnen förutom fosfor och kväve som överskrider fastställda gränsvärden är koppar och zink; antracen, kadmium, bly och tributyltenn (sediment) samt bromerade difenyletrar (PBDE), kvicksilver och PFOS (biota, den senare även i vatten).

Tillförseln av närsalter och föroreningar via dagvatten från tillrinningsområdet har schablonberäknats. Beräkningsmässiga möjligheter att kvantifiera dagvattenburna transporter av antracen saknas dock för närvarande.

Tillförseln av fosfor via Råstaån har även beräknats utifrån månadsvis provtagning inom recipientkontroll-programmet och modellerade flöden för Brunnsvikens utlopp från SMHI.

Den totala tillförseln av fosfor från hela tillrinningsområdet beräknas till i medeltal 260-320 kg/år utifrån uppmätta halter. Den schablonberäknade bruttotransporten av fosfor var nästan tre gånger större. Skillnader i avrinning och retention i Lötsjön och Råstasjön kan förklara en del av skillnaden, men resultatet indikerar också att använda schabloner för fosfor överskattar fosfortransporterna via dagvatten.

Den schablonberäknade årliga tillförseln av bly och kadmium via dagvatten från tillrinningsområdet uppgår till 58 kg bly per år respektive 2 kg kadmium per år. Motsvarande siffror för koppar och zink är 110 kg/år respektive 440 kg/år. Med hänsyn till effekter av reningsanläggningar och uppströms sjöar uppskattas tillförseln av bly vara ca 44 kg/år, av kadmium 1,5 kg/år, av koppar 70 kg/år och av zink 320 kg/år.

Pågående detaljplaner, exploateringar och planerade reningsanläggningar beräknas totalt innebära en ökad tillförsel av minst 30 kg/år fosfor till Brunnsviken. En förutsättning för att miljö kvalitetsnormerna för Brunnsviken ska kunna nås är att påverkan från kommande exploateringar minskar. Troligen behövs ett kompensationsåtgärdssystem för att hantera den påverkan i form av lösta föroreningar som kvarstår efter långtgående lokal dagvattenhantering.

Endast två slags punktkällor bedöms utifrån nuvarande kunskapsläge bidra med problemämnen till Brunnsviken. Båda är principiellt kända sedan tidigare. Förutom att vikens båtklubbar tillför viken TBT via båtbottnfärger utgör felanslutningar av spillvatten till dagvattennätet en troligen inte obetydlig källa till fosfor till viken.

Nuvarande åtgärdsbehov för fosfor, exklusive framtida exploateringar, beräknas till:

- 50 % eller 130-160 kg/år för landbaserade källor
- 100 % eller 1000-2200 kg/år för internbelastningen
- 30-40 % för Lilla Värtan

Åtgärdsbehov till följd av förändrad markanvändning i framtiden tillkommer. I syfte att fastlägga den internbelastande fosfor föreslås aluminiumbehandling av Brunnsvikens sediment. Denna typ av åtgärd är välbeprövad och lämpar sig troligen även för Råstasjön och Lötsjön. För att bedöma åtgärdens effekt och optimera dess genomförande krävs sedimentundersökningar som underlag.

Sex punktåtgärder i form av dagvattenreningsanläggningar föreslås för att tillgodose reningsbetingen för fosfor i tillrinningen.

Det sammanlagda investeringsbehovet utifrån föreslagna punktåtgärder och aluminiumbehandling uppskattas översiktligt till mellan 15 och 30 miljoner kr. Det bör poängteras att uppskattningen gjorts utan detaljkännedom om de platsspecifika förutsättningarna för anläggningarna. Kostnaderna bör kunna preciseras närmare efter att förstudier gjorts.

Utöver dessa punktåtgärder föreslås både organisatoriska åtgärder och kunskapshöjande åtgärder.

De föreslagna åtgärderna beräknas medföra att betinget för bly, kadmium och koppar nås. Ett så högt beting som 85 % minskning av zink bedöms däremot inte kunna nås med föreslagna åtgärder, men inte heller med några andra beprövade dagvattenreningsåtgärder. Det finns dock all anledning att försöka förfina beräkningen av reningsbehoven innan man drar alltför långtgående slutsatser angående möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormerna i det avseendet. Underlag för att bedöma möjligheterna att uppnå reningsbetinget för antracen saknas helt.

Även om det lokala reningsbetinget för fosfor uppnås i god tid före 2027 kan Brunnsviken dessvärre inte förväntas uppnå god ekologisk status till dess. Detta beror på att påverkan från Lilla Värtan förväntas vara fortsatt stor. I ett längre perspektiv kan dock även förhållandena i Lilla Värtan förväntas förbättras så att

god ekologisk status för Brunnsviken kan uppnås. Huruvida Brunnsviken kan uppnå god kemisk status (med nationella undantag) till 2027 saknas för närvarande möjlighet till bedömning av.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I det pågående arbetet för att Stockholms 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. Ett förslag till lokalt åtgärdsprogram för Bällstaån togs fram under 2015 och förväntas fastställas politiskt under 2016. Eftersom Brunnsviken och dess tillrinningsområde sträcker sig över tre kommuner; Stockholm, Solna och Sundbyberg; finns ett kommunöverskridande samarbete för att hantera frågorna kring viken.

1.2 Syfte

Denna utredning syftar till att ta fram underlag för beslut om lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken. Det är det andra åtgärdsprogrammet av ett tjugotal som man bedömer kommer att behöva tas fram för Stockholm Stads vattenförekomster. Anläggningsförslagen i rapporten är preciserade på karta och åtgärderna kvantifierade så att åtgärdsbehovet för att nå god vattenstatus till 2027 framgår. Materialet finns även i GIS (shape-filer).

2 Underlag

- Dagvattenutredningar och miljökonsekvensbeskrivningar för ett antal större detaljplaner, bland annat Hagastaden, Albano och Valhallavägen.
- GIS-data för delavrinningsområden, markanvändning, ledningsnät, bräddpunkter, utloppspunkter och pågående planarbeten
- Information om befintliga dagvattenreningsanläggningar
- Information om potentiella punktkällor
- Mätdata från recipientkontroll, sedimentprovtagning, pumpning av bottenvatten, miljögifter i fisk, etc.
- Schablonberäknade dagvattenburna närsalt- och föroreningsmängder för Solna, beräknade med StormTac, och för Stockholm, beräknade med Stockholm Vattens egna schabloner.
- Stockholm Stads handlingsplan för god vattenstatus
- Vattenmyndighetens åtgärdsprogram för Norra Östersjöns vattendistrikt
- Åtgärdsprogram för Stockholms inre skärgårds och Igelbäcken, Edsviken och Brunnsvikens åtgärdsområden, Vattenmyndigheten Norra Östersjön.

För en detaljerad lista på GIS- och dataunderlag, se bilaga 1.

3 Övergripande metodik

Den övergripande arbetsmetodiken för uppdraget har bestått i att:

- 1) Ta fram GIS-skikt med ett sammanhängande avrinningsområde, markanvändning och föroreningstransporter utifrån kommunernas underlag, se kapitel 5 och 6.
- 2) Göra en oberoende statusklassning utifrån tillgängliga data, se avsnitt 4.2.
- 3) Kvantifiera dagens flöden av problemämnena till och från Brunnsvikens vattenmassa, i synnerhet med avseende på fosfor, se kapitel 6. För Stockholm och Solna har sedan tidigare beräknade transporter använts efter mindre justeringar av tillrinningsområdet. För Stockholm var transporterna beräknade med en egen Stockholmsmodell där årsnederbörden 550 mm/år använts. För Solna var transporterna beräknade med StormTac-modellen, med årsnederbörden 636 mm/år. För Sundbyberg har beräkningar gjorts inom detta uppdrag utifrån en markanvändningskartering av Stockholm Stads Miljöförvaltning, med den stationskorrigerade och avrundade årsnederbörden 0,6 m, samt med schablonhalter och avrinningskoefficienter från StormTac, version 2015-06. Tillförseln av fosfor via Råstaån har även beräknats utifrån månadsvis provtagning och modellerade flöden för Brunnsvikens utlopp från SMHI.
- 4) Kvantifiera identifierade problemämnens flöden till följd av pågående planarbeten med hjälp av befintliga och nya schablonberäkningar (StormTac) och med hänsyn till planerad dagvattenhantering, se kapitel 7.
- 5) Kvantifiera maximalt tillåtna flöden av problemämnena för att god ekologisk och kemisk status ska uppnås. Detta görs huvudsakligen utifrån en framtagen fosforbudget, haltgränsvärden och beräknad tillrinning, se kapitel 8 och 9.
- 6) Kvantifiera reduktionsbehovet (åtgärdsbehovet) som skillnaden mellan dagens flöden och maximalt tillåtna flöden, se kapitel 9.
- 7) Utifrån tillgängligt utredningsmaterial bedöma potentiella punktkällors påverkanspotential med avseende på Brunnsvikens problemämnena, se avsnitt 6.8 och bilaga 3.
- 8) Identifiera strategiska platser för dagvattenreningsanläggningar eller andra problemlösande åtgärder. Platser för dagvattenreningsanläggningar har identifierats utifrån schablonberäknade dagvattenburna föroreningstransporter med

rumsupplösning på delavrinningsområdesnivå eller mindre, utifrån ledningsnät, flygfoton samt information om befintliga reningsanläggningar, platsbesök och samrådande med berörda tjänstemän i projektgruppen, se avsnitt 10.3.

- 9) Prioritetsordna åtgärder till en plan utifrån i första hand beräknad kostnadseffektivitet men också större positiva synergieffekter, se kapitel 10.

Se respektive avsnitt för mer detaljerade beskrivningar av metodiken. Arbetet har skett i nära dialog med projektledningsgruppen, bland annat genom ett flertal avstämningsmöten. Projektgruppens djupa kunskaper och engagerade deltagande har varit en viktig del i uppdragets genomförande. Delredovisning och slutredovisning har gjorts för en bredare referensgrupp.

4 Brunnsviken

Tabell 1 Korta fakta om Brunnsviken

Sjöyta	1,5 km ²
Volym	10 Mm ³
Medeldjup	6,6 m
Maxdjup	13,7 m
Omsättningstid ytvatten (utan pumpning)	ca 3 månader (Karlsson 2016)
Omsättningstid bottenvatten (utan pumpning)	> 12 månader (Karlsson 2016)
Kommuner	Solna och Stockholm

4.1 Allmän beskrivning

Brunnsviken är en 1,5 km² stor, trösklad havsvik i norra Stockholm och Solna. Viken står i förbindelse med Lilla Värtan. Tillrinningsområde är 14,5 km² stort och inkluderar även Sundbybergs kommun. Viken och dess tillrinningsområde angränsar i norr till Igelbäcken och Edsviken, i söder till Ballstaån och Mälaren (Ulvsundasjön och Karlbergskanalen), och i öster - förutom till Lilla Värtan - även till sjöarna Laduviken och Lappkärrret (figur 1).



Figur 1. Karta över norra Stor-Stockholm. Brunnsviken (ljusblå färg) ligger i den östra delen av det lilafärgade område som illustrerar Brunnsvikens naturliga tillrinningsområde. Observera att avrinningsområdet ser lite annorlunda ut när hänsyn även tas till VA-ledningsnätet, se kapitel 5. Kartutsnitt från Länsstyrelsens WebbGIS.

I början av 1600-talet medförde landhöjningen att Brunnsviken blev en insjö med utlopp via Ålkistan. Trots en nästan helt instängd form och ett stort

tillrinningsområde är Brunnsviken dock alltså sedan länge åter igen en havsvik och karakteriseras av vattenutbytet med Lilla Värtan. Inströmning av havsvatten sker via Ålkistan, vars bottennivå sänktes genom sprängning 1863. Det saltare havsvattnet tränger i första hand in under sensommar och höst och bildar ett tidvis stagnant bottenvatten. Sedan 1982 har man med undantag för perioden 2001-2007 pumpat bottenvatten till Lilla Värtan. Trots pumpningen är syrenivåerna låga under 6 m djup och i djupområdena bildas svavelväte. Bottenfaunan är mycket artfattig och fosforhalterna är höga. Den huvudsakliga tillrinningen från land och utbytet via Ålkistan sker i den norra delen av viken medan den södra delen av viken har ett relativt litet tillrinningsområde.

Brunnsviken ingår i Nationalstadsparken och har mycket stora rekreations- och naturvärden. Det finns ett strandbad och flera båtklubbar.

4.2 Statusklassning - problemämnena

Enligt Vattenmyndighetens senaste arbetsmaterial avseende statusklassning (2014-01-31) har Brunnsviken otillfredsställande ekologisk status och uppnår ej god kemisk ytvattenstatus. De bedömningar som utförts i arbetet med denna utredning visar att Vattenmyndighetens bedömningar är rimliga, men att det tyvärr finns anledning att bedöma ekologisk status till den lägre klassen dålig status istället för otillfredsställande. Det är således tydligt att omfattande åtgärder krävs för att Brunnsviken ska uppnå god status och Vattenmyndighetens förslag till miljö kvalitetsnormer (god ekologisk status 2027, god kemisk status 2027). Bedömningarna grundar sig på underlagsmaterial av tillfredsställande mängd och kvalitet och betraktas av myndigheten som säkra.

Vattenmyndighetens klassning av ekologisk och kemisk status baseras på data från Svealands Kustvattenvårdsförbund för perioden 2007-2012 respektive 2002-2007. Bedömningen av ekologisk status grundas i växtplankton samt allmänna förhållanden i form av sommarvärden för näringsämnen och siktdjup. Utslagsgivande för myndighetens bedömning är växtplankton som uppvisar otillfredsställande status. Ämnen som inte uppnår god kemisk status i vattenförekomsten är kvicksilver, kadmium, bly, antracen och tributyltenn.

Uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status utfördes inom denna utredning baserat på data från Stockholm Vattens recipientkontroll-program och i enlighet med gällande föreskrifter (HVMFS 2013:19). Referensvärden och klassgränser för näringsämnen beräknades enligt SMHI:s reviderade bedömningsgrunder för typområde 24, Stockholms inre skärgård (Hansson m.fl. 2013) och baserat på de salthalter som anges av Vattenmyndigheten (VISS). Dessa reviderade men ännu ej antagna bedömningsgrunder används även vid Vattenmyndighetens klassningar.

Klassningen omfattade samtliga matriser (vatten, biota, sediment) och perioden 2000-2015. Varken den ekologiska eller kemiska statusen når upp till god nivå. Den ekologiska statusen bedöms vara dålig och den kemiska statusen är inte god (klassen ”uppnår ej god kemisk status”). Bedömningen visar alltså åter att

Brunnsvikens miljöproblem, föga förvånande, kan relateras både till övergödning och miljögifter. Övergödningsrelaterad problematik indikeras av förhöjda halter av näringsämnen och klorofyll (indirekt och approximativt mått på mängden växtplankton), försämrade ljusförhållanden samt svår syrgasbrist i djupvattnet och ett i det närmaste utslaget bottenfaunasamhälle i vikens djupare delar. Till följd av den generella övergödningsproblematiken i kustvattnen föreslår Vattenmyndigheten miljö kvalitetsnorm god ekologisk status med tidsundantag till 2027. Att miljögifter utgör ett problem i Brunnsviken visar sig genom förhöjda halter av kadmium, bly, antracen och tributyltenn i sediment, av koppar, zink och PFOS i vatten samt av kvicksilver, PFOS och PBDE i biota (fisk). Indikationer finns även på att PAH och kvicksilver förekommer i förhöjda halter i sediment. För PBDE och kvicksilver gäller nationella kvalitetsundantag i Sverige. Förhöjda halter av övriga ämnen föranleder dock bedömning till klassen "uppnår ej god kemisk status". Vattenmyndigheten bedömer att det kommer ta lång tid att uppnå god kemisk status även om åtgärder vidtas omedelbart. Brunnsviken föreslås därför omfattas av en tidsfrist till 2027 avseende bly, kadmium, antracen och tributyltenn.

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-ylvatten.html>). Test och vidareutveckling av bedömningsgrundernas biologiska indikatorer pågår för närvarande inom programmet WATERS (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference Conditions and Status in Sweden). Detta arbete kommer troligen leda till en revidering av bedömningsgrunderna, vilket i sin tur kan medföra att Brunnsviken - även vid ett oförändrat tillstånd - kan komma att bedömas till annan ekologisk status än i nuläget. Redan i dagsläget är det uppenbart hur olika bedömningsgrunder resulterar i olika statusklassning och i förlängningen olika beting. Nedan visas de olika gränsvärden mot god ekologisk status som blir utfallet vid bedömning enligt föreskriften (HVMFS 2013:19) respektive SMHI:s reviderade bedömningsgrunder (Hansson m.fl. 2013), se tabell 2. Som framgår av tabellen är de reviderade bedömningsgrunder som använts i denna utredning betydligt mer tillåtande än de som fastställts genom föreskrift HVMFS 2013:19. För att totalfosfor (sommar) ska motsvara god status tillåts enligt revideringen en halt av 20 µg/l medan föreskriften tillåter maximalt 15 µg/l. Värt att notera är också att olika påslag på referensvärden accepteras vid statusklassning av sjöar respektive kustområden. För sjöar accepteras en dubblering av referensvärdet för totalfosfor, alltså ett maximalt påslag med 100 %. För kustområden ställs betydligt striktare krav, motsvarande enbart ett påslag av 35 % (sommarperioden) om god status ska uppnås avseende denna variabel. Om referensvärden för totalfosfor i Brunnsviken beräknades enligt de reviderade bedömningsgrunderna och klassgränser sattes enligt samma princip som gäller för sjöar skulle gränsvärdet mellan god och måttlig status vara 30 µg/l i stället för som i nuläget 20 µg/l (sommarperioden). Av detta framgår att miljö kvalitetsnormer för kustområden i nuläget är betydligt striktare än de som

gäller sjöar. Denna diskrepans ter sig ologisk och bör också innebära att beräknade beting för landbaserade fosforkällor inte är tillräckliga för att nå de normer som fastställts för kustområden. Det högre relativa haltpåslag till följd av mänsklig belastning som tillåts för sjöar och vattendrag i jämförelse med vad som tillåts för kustområden bör alltså medföra en risk för att god ekologisk status inte nås i kustvattenförekomster.

Tabell 2 Klassgränser mellan god och måttlig status för näringsämnen i Brunnsviken, beräknade enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) samt SMHI:s reviderade bedömningsgrunder (Hansson m.fl. 2013). TP = totalfosfor, TN = totalkväve, DIP = löst oorganisk fosfat (Dissolved Inorganic Phosphorus), DIN = löst oorganiskt kväve (Dissolved Inorganic Nitrogen).

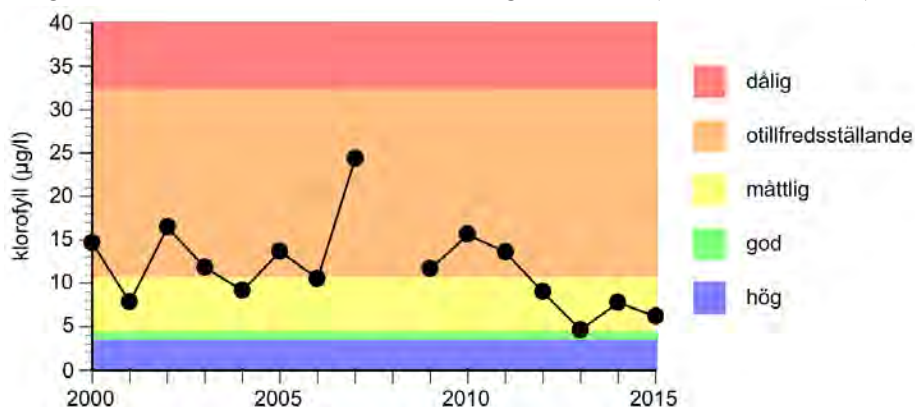
	Sommar		Vinter			
	TP	TN	TP	DIP	TN	DIN
HVMFS 2013:19	15	355	19	10	339	108
SMHI 2013	20	407	26	13	427	154

I nedanstående avsnitt redovisas klassningar av ekologisk och kemisk status för enskilda kvalitetsfaktorer och ämnen.

4.2.1 Ekologisk status

Växtplankton

Status för växtplankton kan med tillgänglig data enbart bedömas med ledning av klorofyll *a* som är ett indirekt mått på växtplanktonbiomassa. Brunnsviken bedöms av vattenmyndigheten ha otillfredsställande ekologisk status avseende klorofyll *a* (VISS, 2007-2012). En uppdaterad klassning baserad på data från juni-augusti de senaste tre åren (0-2 m, 2013-2015) indikerar klorofyllhalter motsvarande måttlig status. I figur 2 visas halter för perioden 2000-2015 mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).



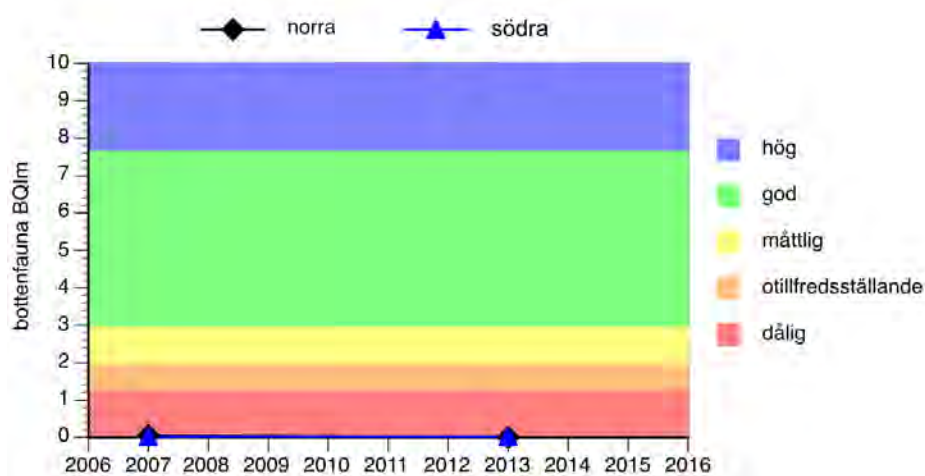
Figur 2. Klorofyll *a* (µg/l) i Brunnsviken ytvatten (0-2 m) under sommaren (jun-aug) 2000-2015 visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).

Som framgår av figuren uppvisar halterna stora variationer, och ingen statistiskt säkerställd trend kan beläggas för perioden. Troligen kan den stora variationen

delvis förklaras av bortpumpning av bottenvatten, vilket minskar koncentrationen av lösta näringsämnen som tillförs ytvattnet i de fall då skiktningen bryts redan under sommaren.

Bottenfauna

Vattenmyndigheten redovisar ingen klassning av bottenfauna. Vid bottenfaunaundersökning 2013 (12 prover) påträffades ett extremt art- och individfattigt samhälle med endast ett 20-tal fjädermygglarver och en tofsmygglarv (Liungman m.fl. 2013), se figur 3. Brunnsvikens bottenfaunasamhälle bedömdes motsvara dålig ekologisk status. Även en undersökning utförd 2007 med limniska metoder för provtagning och bedömning indikerar dålig status (Stehn 2011). Nämnvärt är att sedimentundersökningar visar på genomgående laminerade sediment på 10 meters djup (Jonsson 2015). Det visar att sedimenten på dessa djup inte har omblandats under de senaste cirka 100 åren, vilket i sin tur betyder att bottenfauna saknats på dessa botten. Det kan tolkas som att Brunnsvikens djupbotten är naturligt syrgasfattiga, förhållanden som är vanliga i trösklade havsvikar. Lång tids överbelastning av näringsämnen och organiskt material har dock kraftigt förvärrat syrebristen. De statusgrundande undersökningar som redovisas ovan avser de djupare botten. Nämnvärt är att en relativt artrik bottenfauna finns i Brunnsvikens grundområden (personlig kommunikation, Stefan Lundberg, Naturhistoriska Riksmuseet, se även Ekopark Inventory 1993, Erséus 1998). I enlighet med gällande föreskrifter (HVMFS 2013:19) baserar sig dock statusklassning enbart på prover från minst fem meters djup.



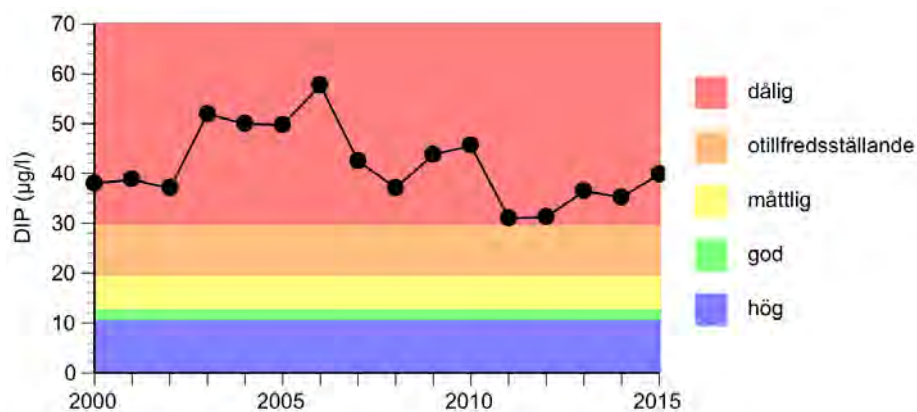
Figur 3. Bottenfauna (BQIm) i Brunnsviken 2007 och 2013 visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).

Näringsämnen

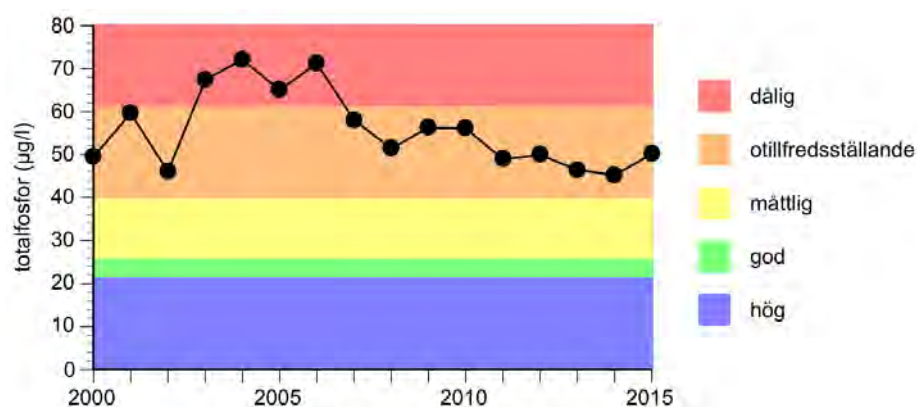
Brunnsviken bedöms av vattenmyndigheten ha otillfredsställande ekologisk status avseende totalfosfor och totalkväve under sommaren (VISS, 2007-2012). Klassning av status under vintern saknas. I de bedömningar som gjorts inom denna utredning baserar sig statusklassning för näringsämnen enligt gällande föreskrifter på förhållanden i ytvattnet under vinter (dec-feb) respektive sommar

(jun-aug) för fosfor och kväve. För vinterperioden baseras bedömningen på halter av löst oorganisk fosfor (fosfatfosfor, DIP) och kväve (nitrit-, nitrat- och ammoniumkväve, DIN) samt totala halter av fosfor och kväve, medan förhållandena under sommaren enbart bedöms utifrån totalhalter. För sommaren baserar sig klassningen på data från skiktet 0-4 meter och för vintern 0-8 meter. Att ytvattnet representeras av olika delar av vattenmassan olika säsonger beror på att mätdata visar att Brunnsvikens varit skiktad strax under dessa djup under respektive säsong.

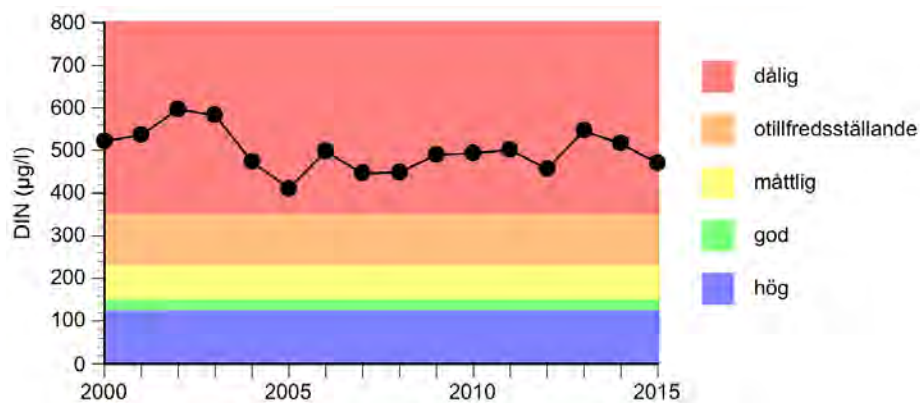
Halter av fosfor och kväve i Brunnsvikens ytvatten (0-8 m) under vintern visas i figur 4-7 för perioden 2000-2015 mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013. Som framgår av figuren uppvisar halterna stora variationer under perioden även om huvuddelen av värdena ligger i klassen dålig status. Inga statistiskt säkerställda trender kan beläggas för någon av variablerna sett till hela perioden. Baserat på perioden 2002-2014 kan en trend av minskade totalfosforhalt beläggas ($p < 0,05$). Medelvärden av de senaste tre åren (2013-2015) motsvarar dålig status för fosfatfosfor, DIN och totalkväve samt otillfredsställande status för totalfosfor.



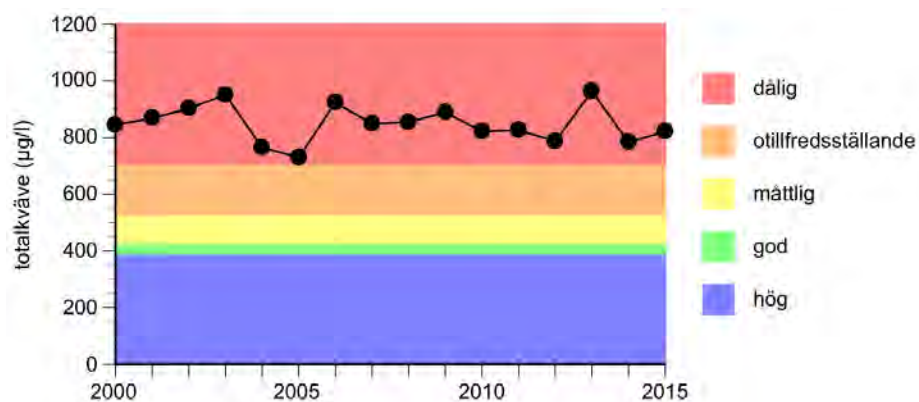
Figur 4. Halter av löst fosfor (fosfatfosfor, DIP) i Brunnsvikens ytvatten (0-8 m) under vintern (dec-feb) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.



Figur 5. Totalfosfor i Brunnsvikens ytvatten (0-8 m) under vintern (dec-feb) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.

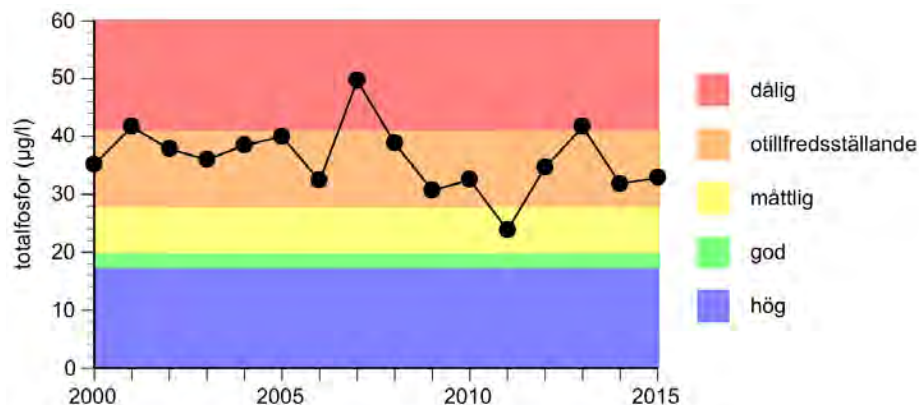


Figur 6. Halter av löst kväve (DIN, nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve) i Brunnsvikens ytvatten (0-8 m) under vintern (dec-feb) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.

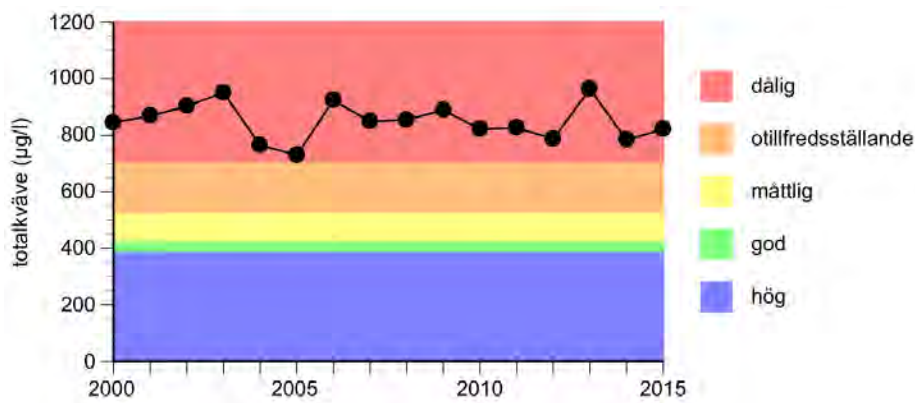


Figur 7. Totalkväve i Brunnsvikens ytvatten (0-8 m) under vintern (dec-feb) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.

Halter av fosfor och kväve i Brunnsvikens ytvatten (0-4 m) under sommaren visas i figur 8-9 för perioden 2000-2015 mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.



Figur 8. Totalfosfor i Brunnsvikens ytvatten (0-4 m) under sommaren (jun-aug) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.

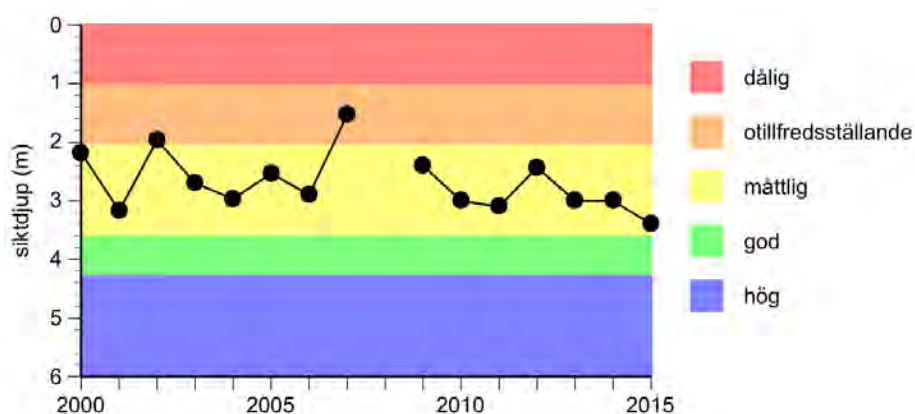


Figur 9. Totalkväve i Brunnsvikens ytvatten (0-4 m) under sommaren (jun-aug) 2000-2015. Data visas mot bakgrund av intervall för statusklasser beräknade enligt SMHI 2013.

Som framgår av figurerna uppvisar totalfosforhalterna stora variationer under perioden medan kväve ligger relativt stabilt i klassen dålig status. Inga statistiskt säkerställda trender kan beläggas för någon av variablerna under perioden. Medelvärden av de senaste tre åren (2013-2015) motsvarar otillfredsställande status för fosfor och dålig status för kväve.

Ljusförhållanden

Brunnsviken bedöms av vattenmyndigheten ha måttlig ekologisk status avseende ljusförhållanden, mätt som siktdjup (VISS, 2007-2012). Även en uppdaterad klassning baserad på data från juni-augusti de senaste tre åren (2013-2015) indikerar ett siktdjup motsvarande måttlig status. Under mätperioden (2000-2015) har siktdjupet i Brunnsviken normalt legat på en nivå som motsvarar måttlig status, se figur 10. Vid två tillfällen var ljusförhållandena så försämrade att de motsvarande otillfredsställande status. Ingen statistiskt säkerställd trend kan beläggas för perioden.

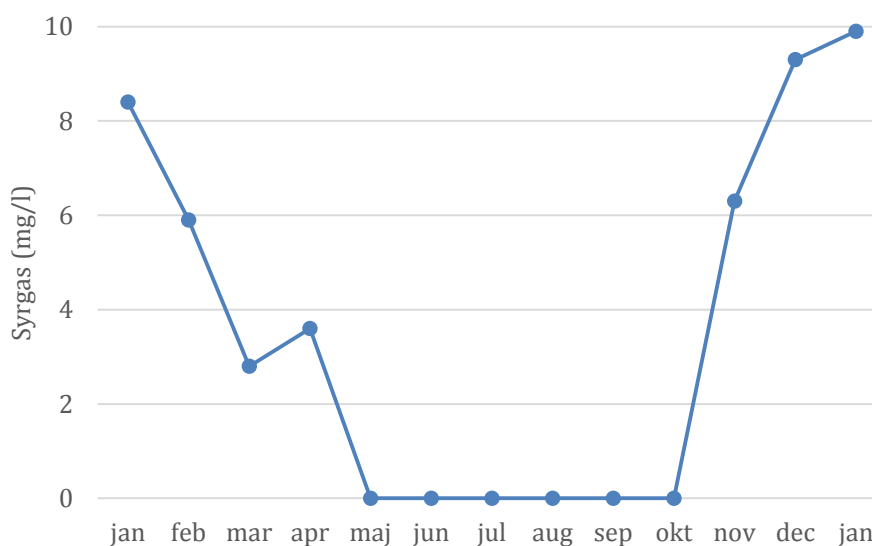


Figur 10. Siktdjup (jun-aug) i Brunnsviken 2000-2015 visas mot bakgrund av intervall för statusklasser enligt föreskrift (HVMFS 2013:19).

Syrgasförhållanden

Klassning av Brunnsvikens syrgasförhållanden saknas i VISS. Mätdata före perioden 2000-2015 visar att syrgasförhållandena i viken ofta är ansträngda med mycket låga syrgashalter och svavelvätebildning vid bottarna.

Brunnsviken uppvisar en säsongsmässig syrgasbrist där syrgasförhållandena förbättras då vikens skiktning bryts upp, företrädesvis under vår och höst, samt vid inflöde av saltare och tyngre vatten från Lilla Värtan. Syrgashalter mindre än 1 mg/l förekommer tidvis i vattenmassan från botten upp till 6 meters djup. Beräkning av den undre kvartilen av uppmätta syrgashalter i bottenvattnet av alla månader för de tre senaste åren (2013-2015) visar på svavelväteförekomst vilket indikerar dålig status. Hur syrgasförhållandena vanligen utvecklas i viken över ett år (2014) illustreras nedan av syrgashalten vid bottenvattnet, se figur 11. Som figuren visar råder normalt syrgasfria förhållanden vid vikens bottnar under sommarens skiktning. Under denna period byggs ett förråd av svavelväte upp. Då vattenmassan omblandas under hösten åtgår syre för att oxidera det svavelväte som bildats. Svavelväteförrådet kan alltså beskrivas som negativt syre. Då vattenmassan omblandas under hösten syresätts åter bottenvattnet. Syrgasförhållandena i djupvattnet och vid bottarna förbättras ofta också under vårcirkulationen, även om den ibland inte är tillräcklig för att åstadkomma annat än en mindre halthöjning, så som 2014 (se figur 11).



Figur 11. Syrgashalt i Brunnsvikens bottenvatten 2014 (provpunkt Tivoli, 12 m djup).

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 för Brunnsviken mätdata för fyra ämnen, se tabell 3. Samtliga halter avser medelvärden för perioden 2013-2015. Koppar och zink överskrider fastställda gränsvärden enligt gällande föreskrift (HVMFS 2013:19) och bedöms således ha måttlig ekologisk status. För koppar gjordes ytterligare en bedömning baserad på beräknat lokalspecifikt gränsvärde, det vill säga ett gränsvärde som tar hänsyn till hur biotillgängligheten för koppar påverkas av de vattenkemiska förhållanden som råder i Brunnsviken. Denna beräkning utfördes inom utredningen och baserades på data ur ordinarie kontrollprogram men enbart för perioden maj-december 2015 då programmet kompletterats med DOC (löst organisk kol), en variabel som utgör indata i beräkningen. Baserat på dessa data beräknades gränsvärdet enligt föreskrift (HVMFS 2013:19) till i medeltal 1,88 µg/l, se tabell 3, och med ett lägsta värde av 1,65 µg/l. Det lokalspecifika gränsvärdet förefaller alltså vara något högre än det generella. Uppmätta kopparhalter överskrider även dessa preliminära lokalspecifika gränsvärden. Mätdata som redovisas för zink i tabell 3 har inte kompenserats för bakgrundshalt eftersom vägledning från Havs- och vattenmyndigheten ännu saknas kring vilka bakgrundshalter som bör användas. Bakgrundshalten för zink i Stockholms inre skärgård (typområde 24) anges av SLU till 3,3 µg/l (totalhalt) (Herbert m.fl. 2009). Baserat på en andel löst zink av 60 procent, enligt mätdata för Egentliga Östersjön i samma undersökning, kan bakgrundshalten för zink i skärgården uppskattas till 2 µg/l. Angiven bakgrundshalt måste betraktas som mycket osäker då den baseras på ett fåtal mätvärden och eftersom andelen löst zink uppskattades via data från en annan havsbassäng än Brunnsviken. Även med kompensation för denna halt överskrider zink i Brunnsviken gränsvärdet och bedöms således ha måttlig ekologisk status. Krom och PCB (fisk) ligger under fastställda gränsvärden och god status uppnås för dessa ämnen.

Tabell 3 Halter av fyra särskilt förorenande ämnen (SFÄ) uppmätta i Brunnsviken i vatten eller biota (fisk) visas tillsammans med gränsvärden enligt HVMFS 2013:19. Halter avser medelvärden för perioden 2013-2015. Rödmarkerade halter överskrider fastställda gränsvärden. För metaller avses lösta halter. För koppar anges även beräknat lokalspecifikt gränsvärde (inom parentes) baserat på uppmätta halter av DOC (Dissolved Organic Carbon) maj-december 2015. Zink har inte kompenserats för bakgrundshalt (ca 2 µg/l).

Ämne	Brunnsviken		Gränsvärde	
	vatten µg/l	biota µg/kg vv	vatten µg/l	biota µg/kg vv
Koppar	2,80		1,45 (1,88)	
Krom	0,18		3,4	
Zink	7,2		1,1	
PCB:er, icke-dioxinlika		31		75

Gränsvärden för koppar, krom, zink och PCB saknas för sediment. Nämnvärt är att kopparhalterna i Brunnsviken (ca 200 mg/kg TS, Jonsson 2015) ligger mer än 10 gånger högre än referensvärdet (15 mg/kg, Naturvårdsverket 1999) och

alltså är kraftigt förhöjda. Av det 30-tal stationer som undersöktes 2013 i Stockholms skärgård och östra Mälaren uppvisade Brunnsviken tillsammans med Riddarfjärden, Årstaviken, Ulvsundasjön och Strömmen de högsta kopparhalterna (Jonsson 2015). Samma undersökning visar att även zink är tydligt förhöjt i Brunnsviken (ca 700 mg/kg TS, Jonsson 2015; referensvärde 85 mg/kg TS, Naturvårdsverket 1999). För denna metall var halterna högre endast i Årstaviken. Krom uppmättes i Brunnsviken till ca 100 mg/kg TS och förefaller inte vara förhöjt i samma utsträckning som koppar och zink, vare sig i Brunnsviken eller generellt i närheten till Stockholm (Jonsson 2015). Slutligen, för PCB indikerar äldre mätdata att halterna i sediment (ca 190 µg PCB-7/kg TS, år 1997-2001) är kraftigt förhöjda i Brunnsviken och i Stockholmsområdet enbart överskrider av halten i Strömmen (Cato & Apler 2011).

4.2.2 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 ytvattnen inom EU. Prioriterade ämnen har EU-gemensamma gränsvärden som motsvarar miljö kvalitetsnormen för kemisk status. Om miljö kvalitetsnormen överskrider uppnås inte god kemisk status i vattenförekomsten och åtgärder måste vidtas.

För Brunnsviken finns mätdata för 17 av dessa prioriterade ämnen, uppmätta i vatten, biota (fisk) eller sediment, se tabell 4. Mätdata visas tillsammans med miljö kvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2013:19. Gränsvärden för organiska miljögifter i sediment har normaliserats till en kolhalt (TOC) av 10 procent vilket motsvarar den lägsta kolhalt som registrerats vid sedimentprovtagning på Brunnsvikens ackumulationsbotten 1997-2002, 2007 och 2013 (Jonsson 2015). Icke-normaliserade gränsvärden anges inom parantes. Havs- och vattenmyndighetens förslag till gränsvärden för ämnen i sediment som inte regleras i föreskriften anges inom klammer och efter normalisering (HaV:s skrivelse 2013-09-27). Dessa gränsvärden är inte fastställda och ska betraktas som osäkra, men kan användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Halter av metaller och PFOS i vatten samt PFOS, PBDE och kvicksilver i fisk utgörs av data från de senaste tre årens (2013-2015) årliga miljöövervakning, Miljöförvaltningen, Stockholm Stad. För metaller i vatten avses lösta halter. Data för PFOS, PBDE och kvicksilver i fisk inkluderar även uppgifter från undersökningar utförda av IVL 2013 (Karlsson & Viktor 2013). För sediment anges data från de senaste utförda undersökningarna, 2007 (Cato & Apler 2011) och/eller 2013 (Jonsson 2015) och/eller 2014.

Ämnen som överskrider fastställda gränsvärden (rödmarkerade värden i tabell 4) är antracen, kadmium, bly och tributyltenn (sediment) samt bromerade difenyletrar (PBDE), kvicksilver och PFOS (biota, den senare även i vatten). För PAH i sediment indikerar mätdata ett behov av uppföljning (orangemarkerade värden i tabell 4). Bedömningen avseende sediment baserar sig på ett fåtal prover, och bör därför betraktas som preliminär till dess kompletterande mätdata finns till hands från provtagningar genomförda höst-vinter 2015.

Tabell 4 Halter av 17 prioriterade ämnen uppmätta i Brunnsviken i vatten, biota (fisk) eller sediment visas tillsammans med miljö kvalitetsnormer (MKN) enligt HVMFS 2015:4. Gränsvärden för organiska miljögifter i sediment har normaliserats till en kolhalt (TOC) av 10 % motsvarande den lägsta kolhalt som registrerats för Brunnsvikens ackumulationsbottnar. Icke-normaliserade gränsvärden, avseende en kolhalt av 5 %, anges inom parantes. Inom klammer anges förslag till gränsvärden enligt HaVs skrivelse 21030927 och efter normalisering. Dessa gränsvärden är inte fastställda och ska enligt HaV betraktas som osäkra, men kan användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Rödmarkerade värden överskrider fastställda gränsvärden. Orangemarkerade halter indikerar behov av uppföljning. För metaller avses lösta halter (medelvärden 2013-2015), för övriga ämnen anges data från de senast utförda undersökningarna (2007, 2013-2015).

Nr	Ämnets namn	Brunnsviken			MKN		
		vatten µg/l	biota µg/kg vv	sediment µg/kg TS	vatten µg/l	biota µg/kg vv	sediment µg/kg TS
2	Antracen			60			48 (24)
5	Bromerade difenyletrar (PBDE)		0,139			0,0085	
6	Kadmium	0,02		4500	0,2		2300
15	Fluoranten			711			4000 (2000)
16	Hexaklorbensen		0,06	0,0012		10	[33,8]
17	Hexaklorbutadien		<0,01			55	
20	Bly	0,14		160000	1,3		120000
21	Kvicksilver		508	1600		20	[670]
22	Naftalen			56			[276]
23	Nickel	1,9			8,6		
28	PAH Bens(a)pyren			447			[183]
28	PAH Benso(b)fluoranten			537			[141]
28	PAH Benso(k)fluoranten			244			[135]
28	PAH Benso(g,h,i)perylene			811			[84]
30	Tributyltennföreningar			250			3,2 (1,6)
35	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,0077	19		0,00013	9,1	
43	Hexabrom-cyklodekan (HBCDD)		<0,3			167	

5 Brunnsvikens tillrinningsområde

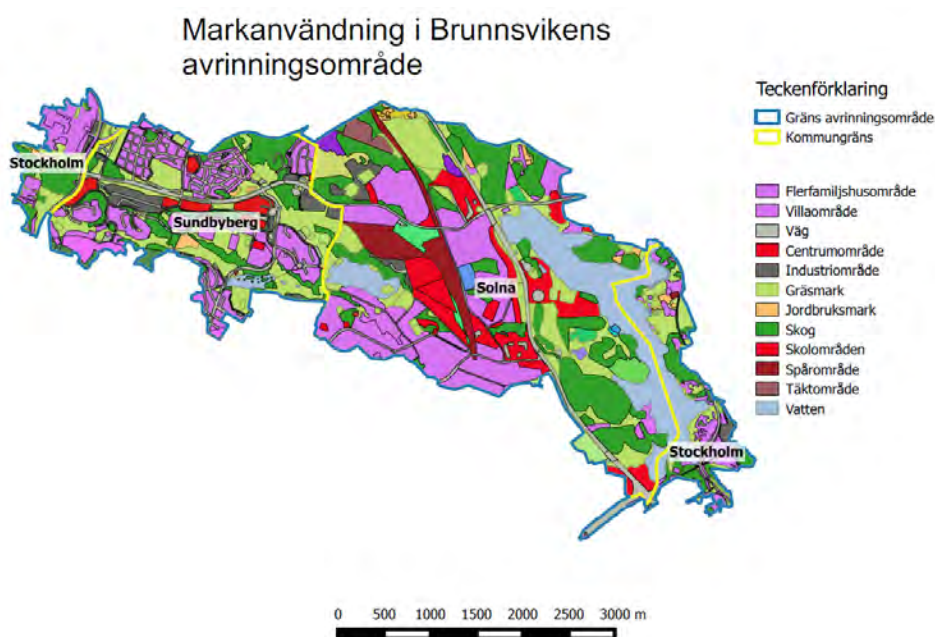
Tabell 5 Korta fakta om tillrinningsområdet

Tillrinningsområde (exklusive Brunnsvikens sjöyta)	14,5 km ²
Varav Råstaåns avrinningsområde	8,8 km ²
Uppströms sjöar	Råstasjön och Lötsjön
Kommuner	Solna, Sundbyberg, Stockholm
Dominerande markanvändning	Bostadsbebyggelse (grönområden)
Stora motorvägar/trafikleder	E4 Uppsalavägen, E18 Norrtäljevägen, Bergshamraleden, Norra länken, gamla E18 Enköpingsvägen

Brunnsvikens tillrinningsområde är 14,5 km² stort och sträcker sig över tre kommuner, från Rinkeby i väster, via Sundbyberg och Solna, till Valhallavägen

i öster. Nästan 60 % av tillrinningsområdet tillhör Solna kommun, drygt 25 % Sundbybergs kommun och 15 % Stockholms stad.

Förutom grönområden är den huvudsakliga markanvändningen bostadsbebyggelse. Några av landets mest trafikerade vägar passerar också igenom området. Markanvändningen i tillrinningsområdet redovisas i kartan i figur 12. Kartan har satts samman utifrån kommunala karteringsunderlag i GIS. För Sundbybergs del har underlag från en kartering gjord av Miljöförvaltningen i Stockholm anpassats och använts. Tillrinningsområdets gräns utgörs delvis av den naturliga vattendelaren och delvis av det tekniska avrinningsområdets (VA-ledningsnätets) gräns och skiljer sig därför något jämfört med det naturliga avrinningsområdet som återges i figur 1. Ingen egen kartering eller verifiering i fält har gjorts inom uppdraget. Mindre avvikelser från det verkliga avrinningsområdets gräns kan förekomma.



Figur 12. Markanvändningen inom Brunnsvikens tekniska avrinningsområde. Observera att det tekniska avrinningsområdet på grund av VA-ledningsnätet skiljer sig något jämfört med det naturliga avrinningsområdet som återges i figur 1.

5.1 Uppströmssjöarna

5.1.1 Råstasjön

Råstasjöns yta är ca 17 ha och mäter ungefär 200 m x 900 m. Sjön är grund med ett medeldjup på 2,2 m och en volym på ca 410 000 m³. Maxdjupet på ca 4 m återfinns i sjöns enda djuphåla som återfinns i den södra delen, relativt centralt i öst-västlig riktning. Avrinningsområdet är drygt 650 ha och den beräknade medeltillrinningen 1,52 Mm³/år. Den teoretiska uppehållstiden kan således uppskattas till ca 100 dagar eller drygt 3 månader. Tillflödet sker framför allt från nordväst via norra Råstabäcken (433 ha), men även från södra Råstabäcken

i sydväst (86 ha) och ett antal dagvattenledningar från bebyggelsen runt sjön (134 ha). Utloppet till Råstaån i öster är reglerat med ett skibord som anlades 1977, men sjön har varit reglerad sedan lång tid tillbaka. Råstaån är idag nästan helt är kulverterad, bortsett från en sträcka på ca 100 m mellan sjön och arenan, samt vid Fröfjärdsparken. Dessa sträckor är några av de få kvarvarande vattendragssträckorna i Solna stad.

Sjön är näringsrik och hyser en riklig vegetation i vattenmassa (bland annat Hornsärv och trådformiga alger) och grundområden samt utmed stränder (bland annat bladvass), och är en viktig fågellokal. För att motverka syrebrist och fiskdöd under vintern placerades under 1980-talet två omrörare i sjön. Åtminstone en omrörare finns idag i sjön i det grunda, östra utloppsområdet.

5.1.2 Lötsjön

Lötsjön har en vattenyta på ca 5,4 ha (knappt 150 m x 400 m). Sjön är grund med ett medeldjup på ca 1,5 m och en volym på ca 90 000 m³. Maxdjupet är ca 3 m. Avrinningsområdet är ca 85 ha och medeltillrinningen i storleksordningen 170 000 m³/år. Den teoretiska uppehållstiden kan uppskattas till ca 235 dagar eller nästan 8 månader. Tillflödet sker framför allt via dagvattenledningar från bebyggelsen runt sjön. Utloppet till södra Råstabäcken i öster är reglerat med ett dämme/skibord. Dricksvatten tillsätts under sommaren till sjön och en anläggning för recirkulation av södra Råstabäckens vatten finns för att bäcken inte ska torka ut.

Sjön kan karakteriseras som en näringsrik fågelsjö med riklig växtlighet. Sjön muddrades 1960-1962 och fälldes med aluminiumsulfat 1968 (Orrje & Co). En ny fällning gjordes 1980 av Scandiaconsult och enligt dokumentation från bedömningen av effekterna av den fällningen var planen att fälla vart annat år. Ytterligare fällningar kan alltså ha gjorts därefter även om det inte tycks finnas någon dokumentation om det på kommunen.

6 Nuvarande tillförsel av näringsämnen och föroreningar via dagvatten från tillrinningsområdet

6.1 Avgränsning av parametrar

Av identifierade problemämnen har antracen, trots koppling till dagvatten (bildas vid ofullständig förbränning, komponent i bildäck), uteslutits från beräkningarna på grund av otillräckligt dataunderlag i StormTac (uppdatering planeras dock i detta avseende, muntligen Thomas Larm). Problem med förhöjda TBT-halter bedöms i allt väsentligt härröra från båtbottnfärger och uppvisar vanligen mycket stark koppling till båtklubbar och marinor. Därför redovisas inte schablonberäknade TBT-mängder.

6.2 Schablonberäknad medelårsavrinning

Medelårsavrinningen från tillrinningsområdet beräknas vara 3,7 Mm³, vilket motsvarar ett medelflöde på 117 l/s och en specifik avrinning på 7,4 l/s·km². För Råstaåns avrinningsområde beräknas motsvarande siffror till 2,3 Mm³, 72 l/s och 8,2 l/s·km². För Stockholm och Solna har sedan tidigare beräknade flöden och transporter använts efter mindre justeringar av tillrinningsområdet. Flöden och transporter för Stockholm var beräknade med en egen Stockholmsmodell där årsnederbörden 550 mm/år använts. För Solna var flöden och transporter beräknade med StormTac-modellen, med årsnederbörden 636 mm/år. För Sundbyberg har beräkningar gjorts inom detta uppdrag utifrån en markanvändningskartering av Stockholm Stads Miljöförvaltning, med den stationskorrigerade och avrundade årsnederbörden 0,6 m, samt med schablonhalter och avrinningskoefficienter från StormTac, version 2015-06. För de kompletta beräkningsresultaten, se bilaga 2.

6.3 Tillskott av dränvatten

Stockholms Lokaltrafik pumpar årligen ut ca 80 000 m³ dränvatten från tunnelbanans blå linje till Norra Råstabäcken. Tillskottet motsvarar i medeltal 2,5 l/s eller ca 3,5 % av den beräknade årsmedelavrinningen från Råstaåns avrinningsområde på 72 l/s eller 2,3 Mm³/år. Huruvida detta flöde är ett verkligt tillskott till avrinningen är oklart. Utan tunnelbanan och länshållningen hade delar av vattnet kanske aldrig bildat grundvatten utan avrunnit som ytvatten. Oavsett vilket bedöms andelen vara försumbar i förhållande till den totala tillrinningen och ligger väl inom felmarginalen för beräkningen av tillrinningen.

Trafikverket pumpar årligen ut max 30 000 m³ dränvatten från Norra länken vid Eugeniama gasinet direkt till Brunnsviken. Inte heller i detta fall är hela detta flöde självklart ett verkligt tillskott, men även hela denna mängd bedöms vara försumbar för Brunnsvikens förhållanden, givetvis förutsatt att det är fråga om ett rent (eller normalt påverkat) grundvatten.

6.4 Schablonberäknade årliga transporter

6.4.1 Bruttotransporter

Den schablonberäknade årliga bruttotillförseln av närsalter och tungmetallerna bly, kadmium, koppar och nickel från tillrinningsområdet, utan hänsyn till rening eller retention, redovisas i tabell 6. Tillförseln av fosfor beräknas till 720 kg/år, varav 470 kg/år via Råstaån.

Tabell 6 Beräknad årlig bruttotillförsel av närsalter och tungmetallerna bly, kadmium, koppar och zink via dagvatten från tillrinningsområdet, utan hänsyn till rening eller retention

Brunnsvikens ARO (exkl P-dep sjöyta Brv)	Area ha	Ytandel	P kg/år	N ton/år	Pb kg/år	Cd kg/år	Cu kg/år	Zn kg/år
Solna	920	58 %	410	4,6	36	1,2	62	250
Sundbyberg	435	27 %	220	2,0	12	0,55	28	100
Stockholm	239	15 %	88	1,2	9	0,26	16	85
Totalt	1 600	100 %	720	7,7	58	2,0	110	440
Varav Råstaåns ARO	876	55 %	470	4,0	33	1,2	64	250

6.4.2 Nettotransporter med hänsyn till avskiljning i befintliga dagvattenreningsanläggningar

Information om åtta dagvattenreningsanläggningar inom Brunnsvikens avrinningsområde har funnits att tillgå i uppdraget. Samtliga anläggningar ligger i Solna förutom Eugeniماغasinet som ligger i Stockholm.

I Trafikverkets interna vattendatabas finns enligt muntlig uppgift endast två dagvattenanläggningar inom Brunnsvikens avrinningsområde:

1. Eugeniماغasinet
2. Linnéaholm dagvattendamm/avsättningsmagasin

Solna Vatten har presenterat information om sju anläggningar inom tillrinningsområdet varav Fröfjärdsparken har bortsetts ifrån, då anläggningen inte bedöms ha någon reningsfunktion beroende på sin ringa storlek i förhållande till sitt tillrinningsområde.

1. Makadamdiken vid Frösundaleden.
2. Magasin i gata och dagvattendamm i Solparken.
3. 140 m³ dagvattenkassetter, strypt utlopp, Lottagatan, Bagartorp.
4. Skelettjordar, Järvastaden.
5. Fördröjningsmagasin för vägdagvatten på Ulriksdalsfältet.
6. Dagvattendamm Råsta Strandväg

Stockholm Vatten har inga dagvattenreningsanläggningar inom tillrinningsområdet.

Enligt muntlig uppgift finns flera anläggningar i Sundbyberg, men kommunen har inte haft möjlighet att tillhandahålla närmare information om dem inom ramen för uppdraget.

För Eugeniماغasinet finns dokumentation av belastande och avskiljda mängder. För Linnéaholm gjordes en utredning 2001, men trots att obefintlig fosforrening uppmättes, saknas senare dokumentation och information om förbättringsåtgärder hos Trafikverket. Ytterligare en anläggning för vägdagvatten från E4 Uppsalavägen har vid fältbesök hittats i Hagaparken, i

jämnhöjd med Norra Kyrkogården, men är svårbedömd utan närmare dokumentation.

Avskiljningen av fosfor i Eugeniagemagasinet uppgår enligt Trafikverket till ca 11 kg P/år. Avskiljningen av fosfor i Solnas anläggningar beräknas mycket översiktligt till ca 10 kg P/år utifrån schablonberäknad generell belastning och mycket ungefärlig storlek på anläggningarnas tillrinningsområden¹. Ca hälften av avskiljda mängder inom Solna bedöms avskiljas inom Råstaåns avrinningsområde.

Tabell 7 Beräknad årlig avskiljning av fosfor, kväve, bly, kadmium, koppar och zink i befintliga dagvattenreningsanläggningar

Anläggning	ARO ha	Avskiljning					
		P kg/år	N kg/år	Pb kg/år	Cd g/år	Cu kg/år	Zn kg/år
Eugenia- magasinet	3,5 (7)*	11	40	3	29	3,3	20
Linnéaholm	4,5	0,03	260	0,8	4	2	8
Solna Vatten totalt**	50	10	75	1,7	30	1	6
(varav inom Råstaåns ARO)		(5)	(37)	(0,85)	(15)	(0,5)	(3)
Summa		21	375	5,5	63	7	34

*Siffran inom parentes anger tillrinningsarealen före överdäckningen av Norra länken.

**Grov skattning utifrån anläggningarnas tillrinningsområde

Med hänsyn till rening i befintliga anläggningar kan alltså den schablonberäknade bruttotillförseln av fosfor via dagvatten från tillrinningsområdet justeras ned från 720 kg P/år till 700 kg P/år och tillförseln via Råstaån räknas ner med ca 5 kg/år från 470 kg P/år till 465 kg/år (bidrag från Solnas anläggningar inom Råstaåns avrinningsområde).

Tabell 8 Beräknad årlig tillförsel av fosfor, kväve, bly, kadmium, koppar och zink via dagvatten från tillrinningsområdet med hänsyn till befintlig dagvattenrening; kommunvis, totalt och bidraget från Råstaåns avrinningsområde

Brunnsvikens ARO (exkl P-dep sjöyta Brv)	P kg/år	N ton/år	Pb kg/år	Cd kg/år	Cu kg/år	Zn kg/år
Solna	390	4,2	30	1,1	55	215
Sundbyberg	220	2,0	12	0,55	28	100
Stockholm	90	1,2	9	0,3	16	85
Totalt	700	7,3	52	2,0	110	440
Varav Råstaåns ARO	465	4,0	32	1,2	63	247

¹ Här har ingen hänsyn tagits till det beräknade kompensationsbehov som föranleds av skillnaderna mellan uppmätta och beräknade halter och mängder i Råstaåns utlopp, se avsnitt 6.6. Osäkerheten i siffran är så stor att det bedömts vara en acceptabel förenkling.

6.4.3 Nettotransporter av bly, kadmium, koppar och zink med hänsyn till avskiljning i befintliga reningsanläggningar och uppströms sjöar

Den schablonberäknade årliga bruttotillförseln av bly och kadmium via dagvatten från tillrinningsområdet uppgår till 58 kg bly respektive 2 kg kadmium. Motsvarande siffror för koppar och zink är 110 kg/år respektive 440 kg/år.

För dessa ämnen finns för närvarande ingen bra möjlighet till jämförelse med uppmätta halter eftersom totalhalter av metaller i Råstaåns utlopp började analyseras först i januari 2015. Med hjälp av avskiljningsantaganden baserade på kunskap om dagvattenreningsanläggningars reningseffektivitet kan uppskattningar ändå göras av sjöarnas avskiljande effekt.

Avskiljningen av bly i befintliga reningsanläggningar uppskattas översiktligt till ca 6 kg/år. Avskiljningen i Råstasjön kan antas uppgå till 60 %, vilket motsvarar ca 12 kg årligen. Ytterligare något kg kan man anta avskiljs årligen i Lötsjön. Med hänsyn till effekter av både reningsanläggningar och uppströms sjöar kan alltså den totala tillförseln av bly från tillrinningsområdet uppskattas till ca 40 kg/år (tabell 11).

Avskiljningen av kadmium i befintliga reningsanläggningar uppskattas översiktligt till ca 60 g. Avskiljningen i Råstasjön kan antas uppgå till 50 %, vilket motsvarar ca 0,4 kg årligen. Ytterligare 40 g kan antas avskiljas i Lötsjön. Med hänsyn till effekter av reningsanläggningar och uppströms sjöar kan tillförseln av kadmium alltså uppskattas vara ca 1,5 kg/år.

Avskiljningen av koppar i befintliga reningsanläggningar uppskattas översiktligt till ca 7 kg/år. Avskiljningen i Råstasjön kan antas uppgå till 50 %, vilket motsvarar ca 30 kg årligen. Ytterligare 2 kg/år kan man anta avskiljs i Lötsjön. Med hänsyn till effekter av reningsanläggningar och uppströms sjöar kan tillförseln av koppar alltså uppskattas vara ca 70 kg/år.

Avskiljning av zink i befintliga reningsanläggningar uppskattas översiktligt till ca 34 kg/år. Avskiljningen i Råstasjön kan antas uppgå till 50 %, vilket motsvarar ca 80 kg årligen. Ytterligare 6 kg kan man anta avskiljs årligen i Lötsjön. Med hänsyn till effekter av reningsanläggningar och uppströms sjöar kan tillförseln av zink alltså uppskattas vara ca 320 kg/år.

Tabell 9 Beräknad årlig tillförsel av bly, kadmium, koppar och zink via dagvatten från tillrinningsområdet med hänsyn till uppskattad avskiljning i både befintliga reningsanläggningar och uppströms sjöar

Brunnsvikens ARO (exkl P-dep sjöyta Brv)	Pb kg/år	Cd kg/år	Cu kg/år	Zn kg/år
<i>Totalt</i>	40	1,5	70	320

6.5 Beräknad tillförsel av fosfor utifrån uppmätta halter i Råstaån och modellerade flöden för Brunnsviken

Fosfortillförseln via Råstaån har beräknats utifrån månadsvisa uppmätta halter från recipientprovtagningen och teoretiska dygnsflöden i Råstaån beräknade utifrån modellerade flöden i Brunnsvikens utlopp (beräknade med S-Hype-modellen; SMHI Vattenwebb). Utifrån de månadsvisa halterna och ett antagande om linjär haltförändring mellan mättillfällena har dygnvisa halter beräknats. Omräkning av modellerade dygnsflöden för Brunnsvikens utlopp till flöden för Råstaån har gjorts utifrån delavrinningsområdets yttandel av avrinningsområdet. Genom att kombinera dygnshalter och dygnsflöden erhålls dygnstransporter som har summerats till årstransporter.

Medelhalten av fosfor i Råstaåns utlopp var 87 µg/l under åren 2006-2014. Den beräknade medelvattenföringen var 57 l/s motsvarande 6,5 l/(s·km²).

Den beräknade fosfortillförseln via Råstaån uppgick i medeltal till 157 kg P/år under perioden 2006-2014 (mediantransporten var något lägre, 142 kg/år). Denna transport motsvarar endast 30 % av den schablonberäknade tillförseln på 465 kg/år, se avsnitt 6.4.2.

6.6 Bedömd tillförsel av fosfor

I detta avsnitt förs en diskussion om vilka orsakerna kan vara till de stora skillnaderna i beräknade fosfortransporter som redovisats ovan. Därigenom kan ett troligt intervall för fosformängderna göras snävare. Slutsatsen är att den totala tillförseln av fosfor från hela tillrinningsområdet uppgår till i medeltal 260-320 kg/år, varav fosfortransporten via Råstaån beräknas till 160-220 kg/år och för övriga delar av tillrinningsområdet alltså till ca 100 kg/år.

6.6.1 Skillnader i beräknad tillrinning

Den stora skillnaden mellan resultaten av de olika beräkningsmetoderna förklaras delvis av skillnader i beräknad tillrinning. Den schablonberäknade tillrinningen från Råstaåns avrinningsområde på 72 l/s är 26 % större än den omräknade S-Hype-tillrinningen på 57 l/s. Observera att skillnader mellan naturligt och tekniskt avrinningsområde bedöms ha liten påverkan på beräkningsresultatet då det tekniska avrinningsområdets areal använts vid transponering av S-Hypeflöden för Brunnsvikens hela avrinningsområde. Då flödesmätningar saknas är det svårt att avgöra vilket beräknat flöde som bäst överensstämmer med verkligheten (av denna anledning vore det önskvärt att flödesmätningar genomförs, se förslag till kunskapshöjande åtgärd i kapitel 9.1).

Å ena sidan är schablonberäkningarna gjorda med en mer detaljerad indelning av markanvändningen och koefficienterna härledda från flödesproportionella provtagningar. Å andra sidan finns risk att avrinningskoefficienterna överskattar avrinningen från små, ej dimensionerande regn i större avrinningsområden eftersom de troligen ofta härleds från en mer lokal urban avrinningsskala (några

hektar upp till kanske ett hundratal hektar). De små regnen utgör merparten av årsnederbördsvolymen. För Stockholm utgörs mer än 90 % av årsnederbörden statistiskt sett av regn mindre än 20 mm.

6.6.2 Retention och internbelastning i Råstasjön

Retentionen i Råstasjön kan förklara ytterligare en del av skillnaden. Data av tillräcklig kvantitet saknas dock för säkra beräkningar av retentionen i Råstasjön² (ett viktigt bidrag till ett bättre underlag skulle erhållas från en sedimentundersökning i enlighet med förslaget i avsnitt 10.1). Baserat på mätdata för de båda huvudtillloppen till Råstasjön och utloppet under perioden januari till augusti 2015 beräknas en retention för totalfosfor på blygsamma 6 procent. Beräkningen tar dock inte hänsyn till tillkommande fosformängder från Råstasjöns övriga tillrinningsområde. Med hänsyn till tillskottet från Råstasjöns övriga tillrinningsområde uppskattas retentionen för totalfosfor istället till 20 procent. Det årliga bruttotillskottet från det övriga tillrinningsområdet har utifrån ytandelen uppskattats till 54 kg P per år utifrån schablonberäknade mängder för hela Järva krogområdet. För att göra denna siffra jämförbar med de mängder som beräknats för perioden januari-augusti (uppmätta halter) räknades mängden ner en faktor 0,73. Denna faktor baserades på hur stor andel av transporten som sker aktuell period, enligt medelvärden för mätperioden 2006-2014. Mängden räknades även ner med en faktor 0,40 för att kompensera för den överskattning som schablonhalterna tycks ge, enligt nedan.

Efter 20 % avdrag för retention skulle den schablonberäknade årliga fosfortillförseln till Råstasjön på 336 kg P minska med 67 kg. Den schablonberäknade och retentionskompenserade årliga tillförseln till Brunnsviken via Råstaån skulle då minska från 465 kg till ca 400 kg P/år. Den haltberäknade årstransporten på ca 160 kg motsvarar 40 % av den retentionskompenserade schablonberäknade transporten på 400 kg.

Detta förhållande stämmer väl överens med motsvarande siffror för Råstaån nedströms om Råstasjön, där det saknas sjöar eller dammar som kan ge betydande retention. För denna åsträcka schablonberäknas fosfortillförseln till 134 kg/år. Mängder beräknade från uppmätta halter under 2011-2014 (övriga år saknas komplett data) ger för samma delavrinningsområde 54 kg P/år, vilket motsvarar 40 %.

Ovanstående beräkningar indikerar att schablonberäknade mängder bör räknas ner en faktor 0,4 i det övriga tillrinningsområdet, där retentionen kan väntas vara begränsad.

6.6.3 Retention och internbelastning i Lötsjön

Lötsjön har vid upprepade tillfällen under det senaste halvseklet behandlats med aluminiumsolt i syfte att binda löst fosfor i sedimentet och få ett klarare vatten. Då aluminium-fosfor bindningen är stabil innebär en sådan behandling att sjön under perioder haft en ökad fosforretention – mer fosfor binds till sedimenten

² Mätdata visar att en intern belastning av fosfor tidvis förekommer i sjön, men den förefaller vara relativt begränsad och har inte kunnat påvisas efter 2009.

och internbelastningen minskar. Den senaste behandlingen utfördes enligt vår kännedom 1980. Mätdata för 2015 (feb, maj, juli, aug) visar på mycket höga totalfosforhalter i ytvattnet, se tabell 9. Skillnaden mot bottenhalterna var obetydlig vilket förklaras av att den grunda Lötsjöns vattenmassa lätt blandas om. Fosfatfosforhalterna var mycket höga i februari i hela vattenmassan och stod då för cirka 85 procent av den totala fosforhalten. Det är rimligt att misstänka att detta är en effekt av internbelastning vintertid. Vid övriga mättillfällen utgjorde fosfat 10-40 procent av totalhalterna. Bidragande till den höga fosfathalten över året kan också tänkas vara fosfatrik tillrinning och påverkan från sjöfågelbestånden i sjön. Vid årets övriga provtagningstillfällen (maj, juli, aug) kunde inte någon internbelastning påvisas. Att så var fallet kan bero på en snabb omsättning av fosfat och lösta kväveföreningar genom upptag i plankton i den grunda och omländade sjön. Det ter sig dock troligt att ett internt fosforläckage alltjämt pågår.

Lösta och lättlösliga näringsämnen står förmodligen för en förhållandevis stor andel av belastningen till Lötsjön med fågel/fågelmatning och rastning av hundar som betydande källor. Det finns därför anledning att förvänta en sämre retention av den totala belastningen av fosfor än vad som annars varit fallet. Sammanfattningsvis saknas för närvarande underlag för att närmare uppskatta eventuell retention i Lötsjön. Det finns dock anledning att tro att den i dagsläget är liten eller periodvis till och med negativ. Ett viktigt bidrag till ett bättre underlag skulle erhållas från en sedimentundersökning i enlighet med förslaget i avsnitt 10.1.

Tabell 10 Halter ($\mu\text{g/l}$) av fosfatfosfor (DIP) och totalfosfor (TP) i Lötsjön 2015.

Lötsjön	DIP		TP	
	yta	botten	yta	botten
2015-02-18	190	190	220	230
2015-05-19	19	22	150	140
2015-07-21	68	91	300	270
2015-08-17	81	79	220	230

Efter avdrag även för uppskattad retention i Råstasjön och för skillnaden i flöde (26 %) kvarstår 300 kg/år av schablonberäknad transport. Kvarvarande skillnad mellan de olika beräkningsätten uppgår till 140 kg/år eller 88 % av den haltberäknade transporten på ca 160 kg/år.

6.6.4 Underskattning till följd av stickprovtagning

Utifrån detta ligger det nära till hands att dra slutsatsen att använda dagvattenschablonhalter för fosfor kan vara upp till 1,8 ggr för höga i medeltal. Det finns dock en generell risk för underskattning vid beräkning av fosfortransporter utifrån stickprov eftersom transporterna delvis kan vara episodiska till sin karaktär och ske i stor omfattning vid flödestoppar. Transporterna i samband med dessa flödestoppar riskerar stickprovsmetodiken statistiskt sett att underskatta, vilket framgår av jämförelser mellan

stickprovtagning och flödesproportionell provtagning av avrinning från jordbruksmark. För tre jordbruksdominerade avrinningsområden av en storlek på 8-33 km² med mellanlera eller styv lera gav flödesproportionella prover 21-71 % större beräknade totalfosfortransporter jämfört med beräknade transporter från manuella prover. Skillnaden för fosfatfosfor var 9-23 % (Kyllmar 2009³). Kännedom saknas dock om hur dessa siffror kan överföras till det aktuella urbana fallet, men det finns anledning att tro fosforförluster från jordbruksmark i högre grad är episodiska till följd av erosion, och att retentions- och utjämnings effekter är små eller saknas till följd av avsaknad av sjöar och dammar inom dessa så kallade typområden för jordbruksmark.

Schablonhalterna för fosfor i dagvatten härleds från flödesproportionella provtagningar i små avrinningsområden.

6.6.5 Jämförelse av uppmätta halter med schablonberäknad, justerad medelhalt

Av följande jämförelse tycks dock även schablonhalterna överskatta fosfortransporten: För en transport av 300 kg P/år, vilket är den schablonberäknade fosfortillförseln via Råstaån efter avdrag för rening och retention och efter flödesnormering till modellflödet, skulle i *medeltal* krävas en halt av cirka 165 µg P/l, men av 130 mätillfällen överskreds denna fiktiva medelhalt endast vid några enstaka tillfällen.

6.6.6 Jämförelse med andra fosfortransportberäkningar

SMHI (vattenweb) anger en mer än dubbelt så hög total fosfortransport från Brunnsvikens tillrinningsområde, nämligen 570 kg/år (perioden 1999-2011) varav enbart bakgrundsbelastningen beräknas stå för 160 kg/år, motsvarande 28 % av totalbelastningen. Motsvarande differens mellan haltberäknad och schablonberäknad belastning har noterats även för Oxundaån och Märstaån⁴. Det kan tolkas som att de schablonhalter SMHI använder för fosfor är alltför höga, eller att de åtminstone tycks överskatta fosforbelastningen i dessa avrinningsområden.

Att så skulle vara fallet indikeras även av skillnader mellan schablonberäknade (StormTac) och haltberäknade transporter till sjön Trehörningen i Huddinge (WRS mfl 2015). I det fallet var dock skillnaden relativt liten mellan haltberäknade transporter och skattningar utifrån SMHI:s modellerade transporter i en nedströms punkt.

6.6.7 Slutsatser

Slutsats 1:

Fosfortransporten via Råstaån beräknas till 160-400 kg/år, där intervallet 160-220 kg/år bedöms vara det mest troliga. Den övre gränsen 220 kg/år har

³ Kyllmar K, 2009. Transporter av kväve och fosfor i vattendrag - inverkan av metodik vid vattenprovtagning. Teknisk rapport 131. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Mark och miljö.

⁴ Vattenplaner för Upplands Väsby respektive Sigtuna kommuner, Naturvatten AB/Ekologigruppen AB.

beräknats genom att öka den undre gränsen med halva flödesskillnaden (13 %) samt med den minsta siffran (21 %) för underskattning till följd av stickprovtagning utifrån uppföljning av avrinning från jordbruksmark.

Slutsats 2:

För övriga delar av tillrinningsområdet, där retentionen kan väntas vara än mer begränsad, räknas den schablonberäknade mängden (235 kg/år) ner med en faktor 0,40 till ca 100 kg/år.

Slutsats 3:

Den totala tillförseln av fosfor från hela tillrinningsområdet beräknas till i medeltal 260-320 kg/år.

6.7 Jämförelse med fosfortransporter vid en agrar markanvändning

En jämförelse med en fiktiv agrar situation kan göras genom att anta en markanvändning som den såg ut runt förra sekelskiftet, se figur 13.



Figur 13 Kartutsnitt över Brunnsviken och dess tillrinningsområde, från Häradsekonomiska kartan 1901-06.

Om vi antar en ungefärlig fördelning av markanvändningen på en tredjedel jordbruksmark och två tredjedelar skogsmark och använder arealförlustsiffror⁵ enligt Tabell 10 erhålls en årlig transport av ca 300 kg P/år, att jämföra med nuvarande beräknade transport på 260-320 kg/år. Dagens beräknade fosfortransporter tycks alltså motsvara en agrar situation mycket väl.

Värt att notera är att schablonhalterna för fosfor i StormTac i avrinning från vägar, flerfamiljsområden, centrumbebyggelse och industriområden motsvarar arealförluster som är högre än de här angivna för jordbruksmark. Förluster från radhusområden och parkeringar är i samma härad som siffran för jordbruksmark. För mer extensiva urbana områden ligger halterna lägre.

⁵ Begreppet arealförluster avser mängd ämne per yt- och tidsenhet som transporteras med avrinningen, ofta uttryckt i kg/(ha·år).

Det sammanlagda schablonberäknade fosforläckaget från Brunnsvikens tillrinningsområde motsvarar ett specifikt fosforläckage (arealförluster) på 0,45-0,5 kg P/(ha·år) om ingen hänsyn tas till rening och retention. Efter avdrag för rening och retention blir det schablonberäknade läckaget $500/1450 = 0,34$ kg P/(ha·år). Arealförluster från skogsbruksmark är väsentligt lägre än från all urban markanvändning.

Tabell 11 Arealförluster av fosfor från jord- och skogsbruksmark

Markanvändning	Areal, ha	Arealförlust, kg P/(ha·år)	Förluster kg P/år
Jordbruksmark	483	0,57 ¹	276
Skogsmark	967	0,028 ²	27
<i>Summa</i>	<i>1450</i>		<i>303</i>

¹Naturvårdsverket, 2005. ²Uggla E & Westling O, 2003.

6.8 Bidrag från potentiella punktkällor i tillrinningsområde och recipient

6.8.1 Båtklubbar och felkopplade avlopp

Endast två punktkällor till problemämnena i Brunnsviken bedöms finnas. Båda är principiellt kända sedan tidigare. Förutom att vikens båtklubbar sannolikt fortfarande tillför viken TBT via båtbottnfärger utgör felanslutningar av spillvatten till dagvattennätet en troligen inte obetydlig källa till fosfor till viken. Bedömningen av felkopplingarnas betydelse grundar sig på erfarenheter från åtgärdsarbeten i andra områden och från beräkningar av två felkopplingar som åtgärdades av Solna Vatten under 2015 (Britta Kolas allé och Ulriksdalsskolan) vilka tillsammans i medeltal beräknas ha bidragit med ca 5 kg fosfor per år.

6.8.2 Råstatippen och Hagaparkstippen

För två nedlagda tippar, Råstatippen och Hagaparkstippen, saknas underlagsmaterial (eller finns i alla fall för närvarande inte att tillgå) för närmare bedömning. Båda deponierna bedöms dock endast ha potential att utgöra mindre punktkällor till fosfor och tungmetaller som kadmium, koppar och zink på grund av begränsad storlek och hög ålder, samt utifrån kännedom om att föroreningshalterna av dessa parametrar i lakvatten från betydligt yngre deponier vanligen är modest förhöjda och kan förväntas ligga runt 0,3 mg P/l; 0,3 µg Cd/l; 20 µg Cu/l och 60 µg Zn/l (Öman 2000 och Naturvårdsverket 2008). Dessa halter kan jämföras med exempelvis schablonhalterna i StormTac för flerbostadsområde som är 0,3 mg P/l; 0,7 µg Cd/l; 30 µg Cu/l och 100 µg Zn/l. Eftersom bly i lakvatten liksom i andra typer av vatten i mycket hög grad är partikulärt bunden och deponierna är täckta bedöms det vara osannolikt att blytransporterna skulle vara omfattande i nuläget. Det kan givetvis inte uteslutas att dessa tippar, liksom andra avslutade tippar inom tillrinningsområdet, under sin aktiva fas läckt både betydande mängder näring

och tungmetaller och alltså väsentligt bidragit till de föroreningar som återfinns i Brunnsvikens historiska bottensediment.

6.8.3 Bräddningar

Utifrån statistik från bräddningar av spillvatten inom Brunnsvikens tillrinningsområde från Stockholm Vatten och Solna Vatten kan ett årligt fosfortillskott på totalt 2-3 kg fosfor uppskattas. Årliga bräddvolymerna uppgår till ca 100 m³ spillvatten inom Stockholms del och till drygt 200 m³ inom Solnas del. Det motsvarar ca 0,5 kg/år respektive 1,3 kg/år fosfor. Bräddningarna i Sundbyberg bedöms utifrån angivet antal bräddningstillfällen och varaktigheter samt vidtagna åtgärder vara mindre än i Solna. Skattningen har gjorts med en antagen fosforhalt på 5 mg P/l i bräddande spillvatten. Beräkningen bedöms vara relativt säker förutsatt att angivna bräddade vattenvolymer är riktiga.

6.8.4 Bergianska trädgården

Bergianska trädgården tillför årligen uppskattningsvis ca 30 kg fosfor till sina utomhusväxter via olika former av gödselmedel. Minst lika mycket bedöms dock bortföras genom slätter av ca 7 ha äng. Även om man på detta sätt totalt sett upprätthåller en fosforbalans inom trädgården finns en risk att gödslingen medför en nettoökning av läckaget till Brunnsviken. Eftersom läckagets storlek beror på en mängd faktorer och odlingen i en botanisk trädgård skiljer sig väsentligt från odling på åkermark är storleken svåruppskattad. En bästa gissning utan närmare underlag är ca 5-10 %, eller 1-3 kg P/år. För att närmare uppskatta läckagets storlek behöver man studera de faktiska platsförutsättningarna som avståndet till grundvattnet och till Brunnsviken, jordarter, avvattningsystem med mera, samt eventuellt genomföra en provtagningsserie på avrinnande vatten. Detta föreslås i avsnitt 10.1.

För samtliga bedömda punktkällor, se bilaga 3.

6.9 Känslighetsanalys - schablonberäkningsmetoder

Föroreningsbidragen från Solna och Sundbyberg har beräknats med StormTac (för Sundbybergs del dock utan hänsyn till torrväderstillrinningen) medan föroreningarna från Stockholm beräknats av Stockholm Vatten med en anpassad schablonberäkningsmodell för Stockholm.

En analys av betydelsen av de olika beräkningssätten har gjorts genom att räkna om bidraget från Stockholm med kategorier och schabloner från StormTac. Dränvattenbidraget uteslöts i båda fallen. Beräkningen gjordes för 550 mm årsnederbörd i enlighet med Stockholm Vattens beräkningssätt. En jämförelse av beräknade bidrag av centrala parametrar redovisas i tabell 12.

Stockholmsberäkningen ger upp till 50 % större transporter för enskilda parametrar. Ca 20 % av skillnaden kan hänföras till högre avrinningskoefficienter som resulterar i en ökad avrinning och därmed ökade transporter. Högre schablonhalter för parametrar som bly och zink i flerbostadsområden är också en delförklaring. Med hänsyn till slutsatserna i

avsnitt 6.6.7 finns anledning att befara att Stockholms beräkningssätt överskattar de verkliga transporter av fosfor, och eventuellt ytterligare parametrar som bly och zink.

Tabell 12 Jämförelse av schablonberäknade årliga föroreningstillskott från Stockholm till Brunnsviken, beräknade med SVAB:s beräkningssätt och med StormTac (exkl. dränvattentillskott)

	Area ha	P kg	N kg	Pb kg	Cu kg	Zn kg	Cd kg	Volym Mm3/år	Avr l/s/ha
StormTac	190	72	502	4,7	10,0	43,0	0,17	0,29	4,8
SVAB	189	88	632	9,0	15,2	82,0	0,24	0,37	6,2
SVAB, flödesnormerad	189	69	493	7,0	11,8	64,0	0,18	0,29	4,8
Skillnad		18%	21%	48%	34%	48%	26%	22%	22%
Skillnad, flödesnormerad		-5%	-2%	33%	15%	33%	6%		

7 Framtida tillskott av näringsämnen och föroreningar via dagvatten från pågående planarbeten och ombyggnationer

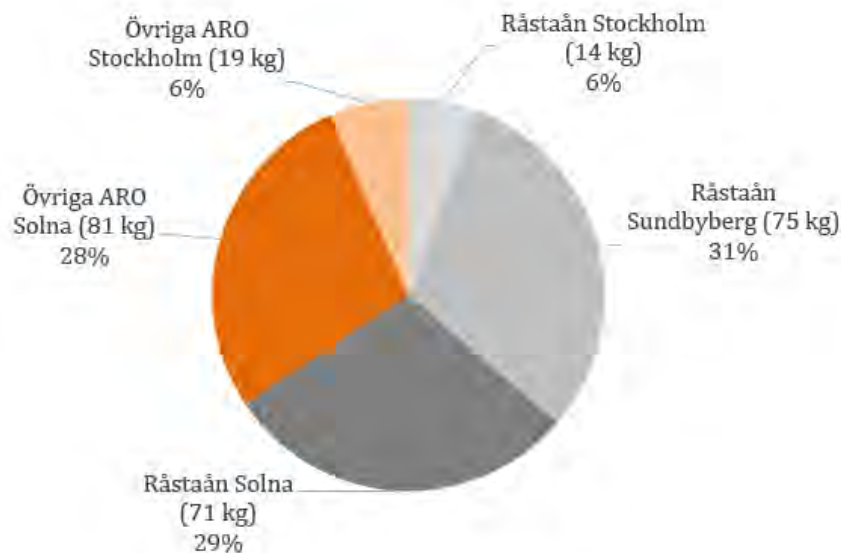
För pågående ombyggnationer, planarbeten och planerade dagvattenreningsanläggningar har befintliga underlag sammanställts eller schablonberäkningar gjorts av reningen eller den planerade förändrade markanvändningen för att uppskatta den förväntade förändringen av dagvattenburna närsalt- och föroreningstransporter. Inom Stockholm gäller det bostadsbebyggelse vid Hagastaden, Albano och Valhallavägen, samt planerad dagvattenreningsanläggning vid Roslagstull. Inom Solna har endast Hagastaden norra beaktats. Inom Sundbyberg har underlag med förändrad markanvändning inom elva planområden och totalt 37 ha erhållits. De största områdena är Västra Brotorp, Västra Ursvik och Hallonbergen-Ör.

Sammanfattningsvis bedöms dessa planerade förändringar innebära en ökad årlig tillförsel av fosfor och kväve till Brunnsviken med ca 30 kg P respektive drygt 200 kg N. En mer detaljerad redovisning återfinns i bilaga 4. Ytterligare planarbeten pågår utöver de ovan nämnda, men där saknas, eller har inte funnits att tillgå, underlag för bedömning av förändrad dagvattenbelastning.

8 Fosforbudget

8.1 Fosfor från Brunnsvikens tillrinningsområde

Den fosforbelastning som redovisas för Brunnsvikens tillrinningsområde (avsnitt 6.4-6.6) åskådliggörs nedan, figur 14. Den sammanlagda årliga belastningen från landbaserade källor beräknas uppgå till 260-320 kg varav Råstaån står för cirka 60 %.



Figur 14. Fosforbidragens fördelning mellan Råstaåns ARO och Brunnsvikens övriga ARO uppdelat kommunvis. Den landbaserade fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till 260-320 kg/år. De delmängder som redovisas i figuren baserar sig på den lägre totalmängden (260 kg).

8.2 Övriga fosforkällor

Utöver den landbaserade fosforbelastning som redovisas ovan påverkas Brunnsvikens miljö kvalitet av fosforflöden via vattenutbytet med Lilla Värtan samt av atmosfärisk deposition. I tillägg till denna nuvarande externa fosforbelastning påverkas viken även av den samlade effekten av många års tidigare näringspåverkan – ”gamla synder”. För att kunna analysera åtgärdsbehovet och föreslå åtgärder som är effektiva för att nå de miljömål och miljö kvalitetsnormer som definierats, är det önskvärt att analysera och ta hänsyn även till vilket genomslag denna tidigare belastning har i dagsläget. Detta görs genom en utredning av sedimentens roll i fosforflödet till och från Brunnsvikens vattenmassa. 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 Brunnsvikens sediment att de inte längre förmår upprätthålla denna naturligt självrenande funktion, åtminstone inte under syrgasfria förhållanden. Mycket riktigt visar också de vattenkemiska undersökningar som utförts genom Stockholm Vattens miljöövervakningsprogram att en frisättning av näringsämnen, särskilt fosfor, sker från bottenarna vid situationer av syrgasbrist. Dessa näringsämnen ackumuleras i det botten nära vattenskiktet så länge skiktningen består. Då vattenmassan cirkulerar – i Brunnsvikens fall vanligen under vår och höst - blandas det näringshaltiga bottenvattnet med ytskiktet vilket påverkar näringsförhållandena i viken och bidrar till en ökad näringsbelastning till Lilla Värtan. Denna typ av läckage från botten sedimenten innebär att viken i sig utgör en källa till näringsbelastning. Utöver den externa

belastning som viken utsätts för i nuläget, föreligger alltså även en intern belastning av näringsämnen.

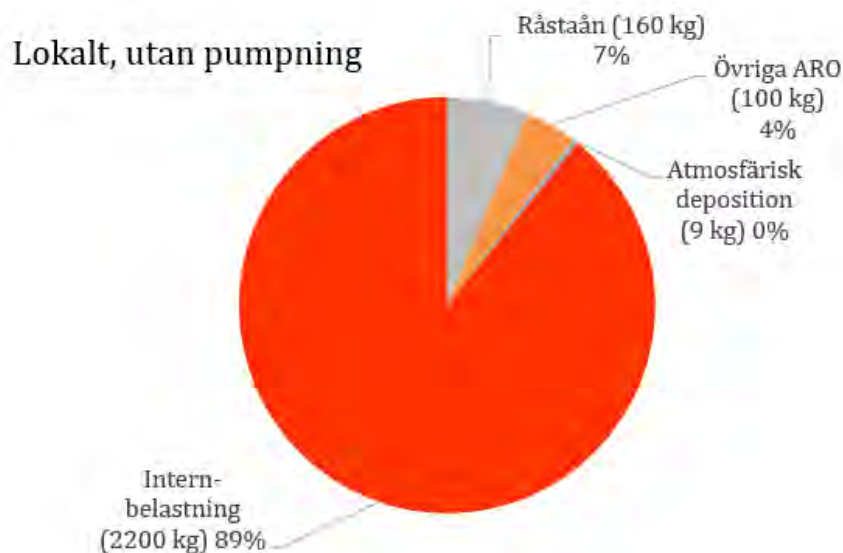
Pumpningen av bottenvatten från Brunnsviken till Lilla Värtan är en åtgärd som innebär att stora mängder fosfor förs bort från viken. Pumpningen påverkar i högsta grad fosforhalten i Brunnsvikens bottenvatten och även förhållandena i ytvattnet (se avsnitt 8.5 nedan). I syfte att illustrera effekten av pumpningen redovisas fosforbudget för två perioder, en med och en utan pumpning. De perioder som valdes är 2002-2006 då ingen pumpning skedde och 2010-2015 då bottenvatten pumpades till Lilla Värtan under i genomsnitt cirka 220 dygn, från vårvinter till senhöst.

Fosforflöden i Brunnsviken och utbytet med Lilla Värtan har modellerats med hjälp av indata från Stockholm Vattens miljöövervakningsprogram. För modellering svarade Magnus Karlsson, IVL. Indata till modellen sammanställdes av Naturvatten AB och baserar sig på en sammanhängande period utan pumpning (2002-2006) samt med pumpning (2010-2015).

I nedanstående avsnitt sammanställs och redovisas källornas bidrag i två separata fosforbudgetar för Brunnsviken. För detaljer kring de beräkningar, uppskattningar och antaganden som gjorts för olika fosforkällor hänvisas till bilaga 6 samt till underlagsrapporten *Fosforutbyte i Brunnsviken* (Karlsson 2016).

8.3 Fosforbudget utan pumpning av bottenvatten

I en situation då ingen pumpning sker av bottenvatten, här representerat av perioden 2002-2006, indikerar modelldata en mycket omfattande internbelastning på 2,2 ton/år, motsvarande 89 % av den sammanlagda lokala tillförseln till Brunnsviken (2,5 ton/år), se figur 15.



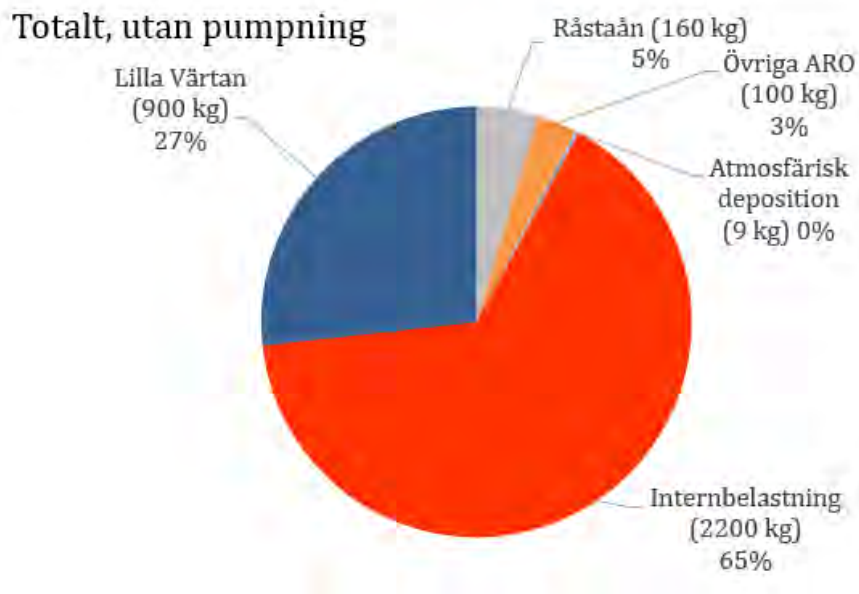
Figur 15. Fördelningen av den lokala fosforbelastningen utan pumpning av bottenvatten. Den lokala fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa

beräknas till 2,5 ton/år i en situation utan pumpning av bottenvatten. Internbelastningen uppskattades via modellering till ca 2,2 ton/år.

Även empiriska beräkningar (baserade på mätdata) tyder på att internbelastningen står för den allra största posten, men indikerar en mindre mängd, cirka 1050 kg/år (se bilaga 6). Om denna mindre mängd används i budgeten blir den totala årliga belastningen 1,3 ton varav internbelastningen står för ca 80 %. Den fosforbelastning från land som redovisas i figuren uppgår till 260 kg/år och är i sammanhanget liten (ca 10 %).

En sammanställning som även inkluderar fosforimporten från Lilla Värtan via Ålkistan visas nedan, figur 16. Importen av fosfor via Lilla Värtan modellberäknades till 900 kg/år. I figuren visas även landbaserade källor (260 kg/år) och internbelastning (2,2 ton/år), där den senare uppgiften baseras på modelldata. Internbelastningen beräknas alltså utgöra den huvudsakliga fosforkällan (65%) till vikens vattenmassa. Totalt beräknas belastningen till 3,4 ton/år. Som jämförelse anger SMHI en total belastning av 2,1 ton/år. SMHI:s beräkningar tar inte hänsyn till fosforflöden från Brunnsvikens sediment (och inte heller till effekten av pumpning av bottenvatten).

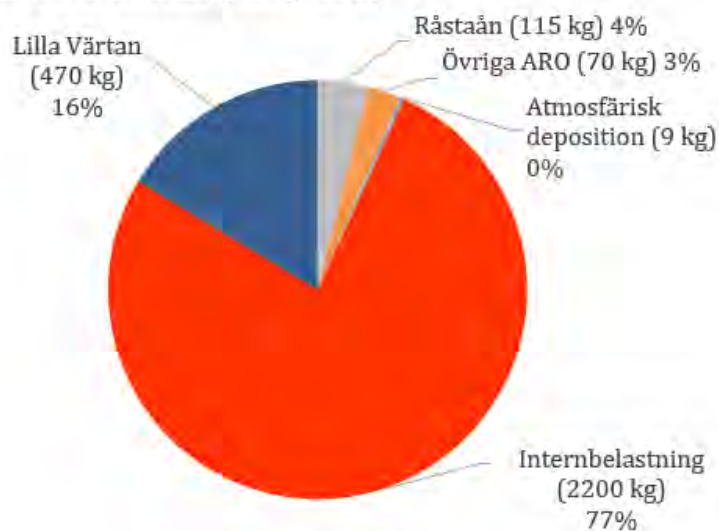
Övriga modellerade fosforflöden i budgeten är en export av fosfor till Lilla Värtan motsvarande 1500 kg/år, vilket ger en nettoexport av 600 kg/år, samt omlagring av sediment från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar (750 kg/år) samt fastläggning av fosfor i sediment (250 kg/år).



Figur 16. Fördelningen av den sammanlagda fosforbelastningen utan pumpning av bottenvatten. Den sammanlagda fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till 3,4 ton/år i en situation utan pumpning av bottenvatten. Observera att vattenutbytet med Lilla Värtan sammantaget innebär en nettoexport av fosfor från Brunnsviken.

Delar av den fosforbelastning som redovisas ovan utgörs av en naturlig bakgrund, det vill de säga fosforflöden som skulle råda i en opåverkad situation. I syfte att åskådliggöra hur stor del av belastningen som härrör från mänsklig påverkan gjordes en ansats att uppskatta denna antropogena andel. Internbelastningen är ett resultat av att den externa fosforbelastningen varit förhöjd under en lång tidsperiod. Genom denna förhöjda externa belastning har ett fosforförråd byggts upp i sedimenten vilket till slut lett till ett läckage av fosfor från bottenarna. Internbelastningen bör alltså ses som alltigenom antropogen, det vill säga orsakad av mänsklig påverkan. För Lilla Värtan uppskattades den antropogena andelen utgöra drygt hälften (52 %) av inflödet, baserat på en jämförelse mellan referensvärden enligt SMHI 2013 och uppmätta halter (2002-2006). Resultaterande importerad mängd från Lilla Värtan beräknades därmed till 470 kg/år. För den landbaserade tillrinningen uppskattades den antropogena andelen av belastningen till drygt 70 % baserat på den bakgrundsbelastning som anges av SMHI:s Vattenwebb (28 %). Denna fördelning ter sig rimlig även med tanke på att Råstaåns fosforhalt den senaste tioårsperioden är fyra gånger så hög som vattendragets referensvärde för fosfor. Resultaterande antropogen andel av den landbaserade tillrinningen beräknades därmed till 185-230 kg/år varav den lägre mängden redovisas i figur 17 tillsammans med övriga flöden. Den sammanlagda antropogena fosforbelastningen uppskattades på detta vis till 2,9 ton/år. Internbelastningen beräknas alltså utgöra den huvudsakliga fosforkällan till vikens vattenmassa, och står för en än större andel (77 %) av den totala belastningen när enbart de antropogena andelarna beaktas.

Antropogen andel, utan pumpning

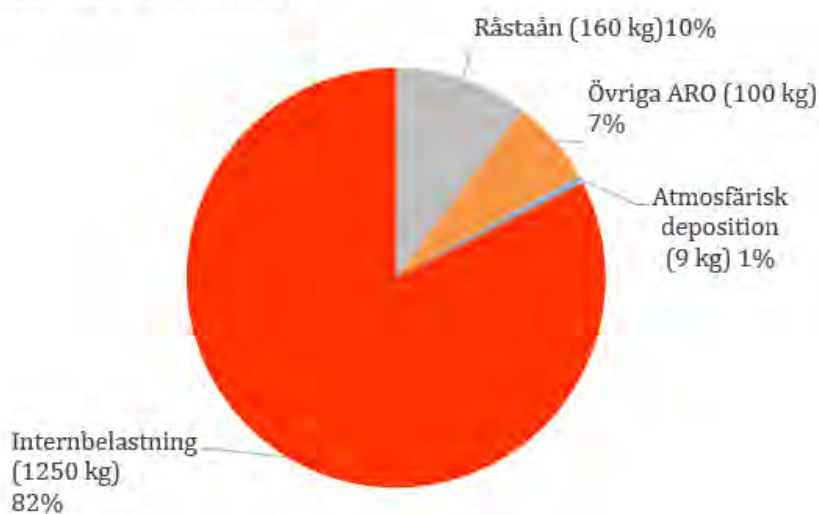


Figur 17. Fördelningen av den sammanlagda antropogena fosforbelastningen utan pumpning av bottenvatten. Den sammanlagda antropogena fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till 2,9 ton/år i en situation utan pumpning av bottenvatten. Observera att vattenutbytet med Lilla Värtan sammantaget innebär en nettoexport av fosfor från Brunnsviken. Atmosfärisk deposition anges som totalbelastning då den antropogena andelen är osäker.

8.4 Fosforbudget vid pumpning av bottenvatten

I en situation då pumpning av bottenvatten sker kontinuerligt från tidig vår till senhöst, här representerat av perioden 2010-2015, indikerar modelldata en kraftigt minskad internbelastning som uppgår till drygt 1 ton/år. I jämförelse med modellerande mängder utan pumpning motsvarar minskningen drygt 40 %. Att internbelastningen beräknas minska förklaras av att sedimentens fosforförråd med tiden utarmas genom den fortlöpande bortförslin av bottenvatten. Eftersom det inte varit möjligt att genom mätdata påvisa särskilt förhöjda halter i bottenvattnet vid pumpning har det inte heller varit möjligt att utifrån mätdata (empiriska beräkningar) påvisa någon internbelastning, även om den alltså kan förväntas pågå. Att förhöjda halter inte registrerats kan alltså bero dels på utarmning av sedimentens rörliga fosforförråd, dels på att bottenvatten kontinuerligt pumpas bort varför någon haltuppsbyggnad inte ses. Uppgifterna om internbelastning vid pumpning, särskilt efter flera års sammanhängande pumpning, måste därför betraktas som osäkra. Sett till övriga lokala fosforkällor beräknas internbelastningen liksom tidigare stå för den huvudsakliga påverkan (82 %), se figur 18. Den sammanlagda belastningen beräknas till 1,5 ton/år vilket är betydligt mindre än i en situation utan pumpning (2,5 ton/år). Den fosforbelastning från land som redovisas i figuren uppgår till 260 kg/år och är i sammanhanget relativt liten (ca 17 %).

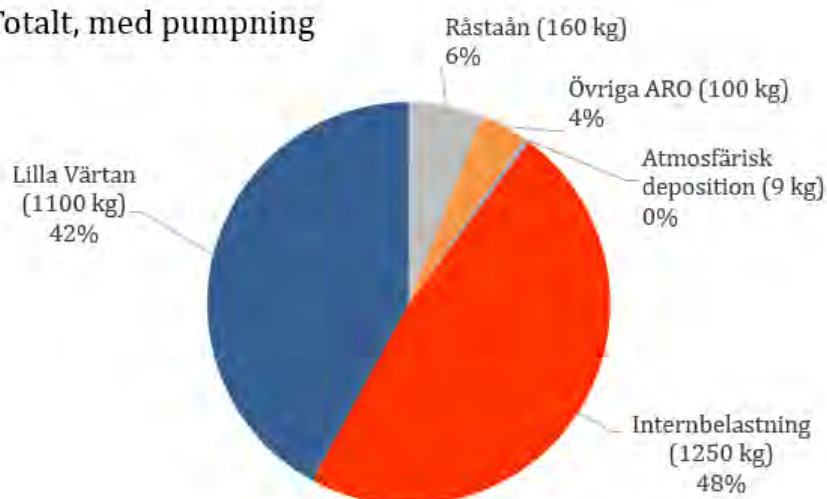
Lokalt, med pumpning



Figur 18. Fördelningen av den lokala fosforbelastningen med pumpning av bottenvatten. Den lokala fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till 1,5 ton/år i en situation med pumpning av bottenvatten. Internbelastningen uppskattades via modellering till ca 1,25 ton/år.

En sammanställning som även inkluderar fosforimporten från Lilla Värtan via Ålkistan visas nedan, figur 19. Importen av fosfor via Lilla Värtan beräknas till 1,1 ton/år där den större mängden jämfört med scenariot utan pumpning förklaras av ett större inflöde av vatten från Lilla Värtan som kompensation för det vatten som pumpas bort.

Totalt, med pumpning



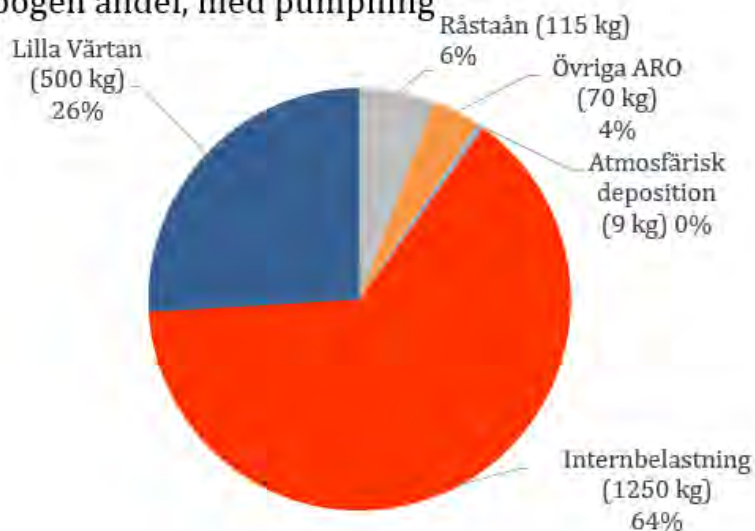
Figur 19. Fördelningen av den sammanlagda fosforbelastningen med pumpning av bottenvatten. Den sammanlagda fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till 2,6 ton/år i en situation med pumpning av bottenvatten. Observera att vattenutbytet med Lilla Värtan sammantaget innebär en nettoexport av fosfor från Brunnsviken.

I figuren visas även landbaserade källor (260 kg/år) och modellberäknad internbelastning (1 ton/år). Internbelastningen beräknas fortfarande utgöra den huvudsakliga fosforkällan, men bidrar i detta scenario med lite mindre än hälften (48 %) av den totala belastningen till vikens vattenmassa. I jämförelse med en situation utan pumpning står nu Lilla Värtan för en större del av belastningen. Observera dock att vattenutbytet med Lilla Värtan sammantaget innebär en nettoexport av fosfor från Brunnsviken. Totalt beräknas belastningen till Brunnsvikens vattenmassa till 2,6 ton/år.

Övriga modellerade fosforflöden i budgeten är en nettoexport till Lilla Värtan på 1,2 ton/år varav 1,1 ton/år exporteras genom pumpning (empiriskt beräknat från flöden och halter). Vidare omfattar budgeten omlagring av sediment från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar (750 kg/år) samt fastläggning av fosfor i sediment (250 kg/år).

Även för detta scenario uppskattades hur stor del av belastningen som härrör från mänsklig påverkan. Bidraget från de landbaserade källorna var oförändrade och i övrigt baserades beräkningarna på samma antaganden som gjordes vid pumpningsscenarioet. Resulterande importerad mängd från Lilla Värtan beräknades till 500 kg/år. Den sammanlagda antropogena fosforbelastningen uppskattades till ca 2 ton/år. Internbelastningen beräknas alltså utgöra den huvudsakliga fosforkällan till vikens vattenmassa, och står för en än större andel (64 %) av den totala belastningen när enbart de antropogena andelarna beaktas, dock mindre än i ett scenario utan pumpning (figur 20).

Antropogen andel, med pumpning



Figur 20. Fördelningen av den sammanlagda antropogena fosforbelastningen med pumpning av bottenvatten. Den sammanlagda antropogena fosforbelastningen till Brunnsvikens vattenmassa beräknas till ca 2 ton/år i en situation med pumpning av bottenvatten. Observera att vattenutbytet med Lilla Värtan sammantaget innebär en nettoexport av fosfor från Brunnsviken. Atmosfärisk deposition anges som totalbelastning då den antropogena andelen är osäker.

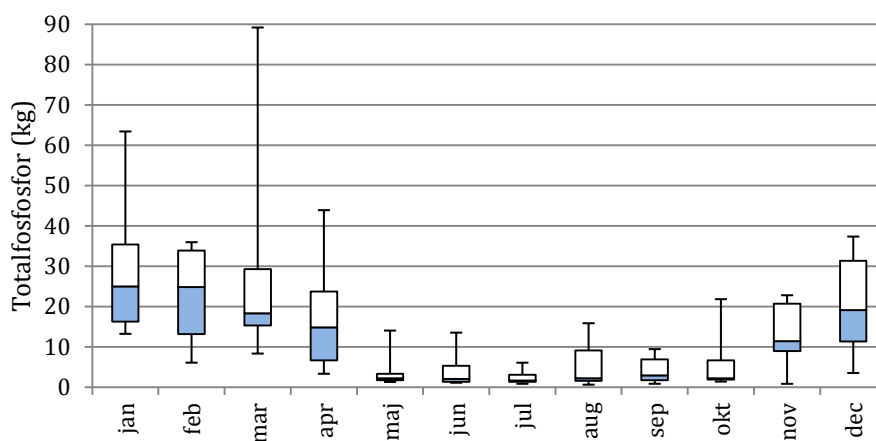
8.5 Vad styr fosforhalten i Brunnsviken?

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

Vattenutbytet med Lilla Värtan innebär att Brunnsviken både importerar och exporterar fosfor via Ålkistan. Summerat över året innebär utbytet en nettoexport av fosfor till det utanföriggande havsområdet. Mätdata visar att Brunnsviken oftast är stabilt skiktad med kortare perioder av omblandning vår och höst. Till detta kommer episoder av inflödande, saltare vatten från Lilla Värtan till Brunnsvikens djupvatten. Det omfattande utbytet med Värtan har en stark påverkan på förhållandena i Brunnsvikens ytvattensskikt, och rimligen är påverkan och fosforutbytet störst i samband med större vattenståndsförändringar och vindinverkan. Även om inflödet från Lilla Värtan initialt påverkar fosforhalten i Brunnsvikens ytvatten påverkar det genom näringsupptag och sedimentation av växtplankton även förhållandena i bottenvattnet. Sammantaget innebär detta att Brunnsvikens totalfosforhalter i mycket stor utsträckning styrs av fosforinflödet från Lilla Värtan som genom sin storlek och kontinuerliga påverkan lägger grunden för vikens totalfosforhalter.

Från Brunnsvikens tillrinningsområde kan den största fosforpåverkan väntas i samband med hög markavrinning, det vill säga vid kraftigt och/eller långvarigt

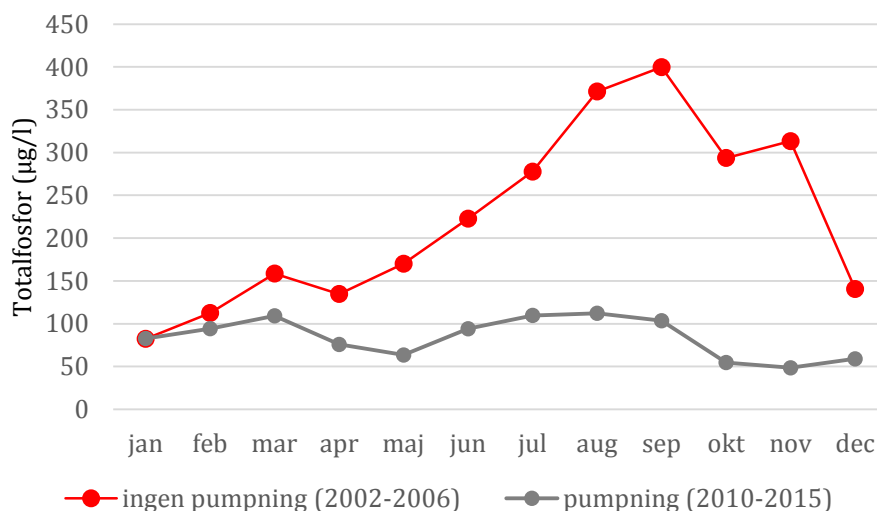
regn eller snösmältning. Beräkningar av fosforbelastningen via Råstaån visar att de största mängderna transporteras perioden november-april, se figur 21. De landbaserade fosforkällorna har liksom utbytet med Lilla Värtan en direkt påverkan på Brunnsvikens ytvatten. Beroende på när tillförseln sker kan fosfortas upp av fotosyntetiserande organismer eller till stor del exporteras till utanför liggande havsområde. Belastningen utgörs av olika fosforformer av vilka fosfat är direkt tillgängligt för upptag av vattenväxter, alger och plankton.



Figur 21. Haltberäknad fosfortransport (kg/år) för Råstaån 2006-2015 (för okt-dec 2006-2014). Boxarna visar första (blå) och tredje kvartilen (vit) där medianvärdet är gränsen mellan de två färgerna. Staplar visar min- och maxvärde.

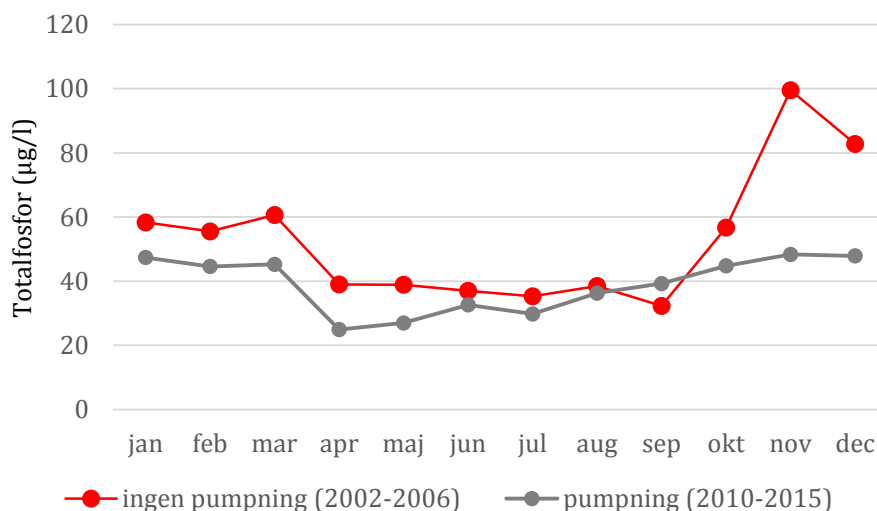
Andra fosforfraktioner blir växttillgängliga först med tiden, och ytterligare andra är inerta och kommer överhuvudtaget inte att bidra till övergödningen av havsviken. Internbelastningen – fosforläckaget från Brunnsvikens sediment – skiljer sig från övriga källor genom att initialt drabba bottenvattnet och dessutom utgörs helt och hållet av direkt växttillgänglig fosfat. Internbelastningen innebär att fosfor ackumuleras i bottenvattnet under skiktade förhållanden, för att vid omblandning föras upp i vikens ytvatten. Påverkan via internbelastning kan alltså väntas vara av mer tillfällig och säsongsbunden karaktär än den från övriga källor. Internbelastningens fosforbidrag till ytvattnet kan väntas vara som störst i samband med att vattenmassorna blandas, det vill säga under vår och höst. Eftersom internbelastningen är allra högst under sommaren då relativt sett höga temperaturer vid bottarna medför ett större fosforläckage än under vintern, är påverkan på ytvattnet i praktiken allra störst under hösten. Kombinationen av höga fosfathalter och cirkulerande vattenmassa ger goda förutsättningar för kraftiga kiselalgbloomningar. Även om dessa organismer är en viktig del i näringsväven kommer de sannolikt till största delen sjunka till botten då omblandningen avstannar, och utgör där en av de främsta kolkällorna, eller kanske den huvudsakliga. På så vis återförs stora delar av den fosfor som frisätts från sedimenten, och kiselalgbiomassan bygger ytterligare upp sedimentens förråd av organiskt material. Då algerna så småningom bryts ner åtgår syre, varvid syrgasbrist uppstår vid bottarna och fosfor åter frisätts från sedimenten.

Pumpningen av bottenvatten från Brunnsviken till Lilla Värtan är en åtgärd som har mycket tydlig påverkan på fosforhalterna i Brunnsvikens bottenvatten. Då bottenvatten inte pumpas bort (2002-2006) ackumuleras fosfor i bottenvattnet både vinter och sommar, se figur 22. Under vårens omblandning sjunker halterna något för att sedan ånyo byggas upp, fram till nästa gång vattenmassan cirkulerar. År med pumpning (2010-2015) är fosforackumuleringen i bottenvattnet betydligt mindre än utan denna åtgärd.



Figur 22. Totalfosforhalter (µg/l) i Brunnsvikens bottenvatten (8-12 m, stationen Tivoli) med och utan pumpning av bottenvatten (2010-2015 respektive 2002-2006). Data avser medelvärden för de båda perioderna.

Mätdata visar vidare att pumpningen har en tydlig effekt även på fosforhalterna i Brunnsvikens ytvatten, se figur 23.



Figur 23. Totalfosforhalter (µg/l) i Brunnsvikens ytvatten (0-4 m, stationen Tivoli) med och utan pumpning av bottenvatten (2010-2015 respektive 2002-2006). Data avser medelvärden för de båda perioderna.

Särskilt tydligt är det under hösten då vattenmassan omblandas och de höga bottenhalterna får stort genomslag även i ytvattnet. Dessa förhöjda halter ”lever kvar” in på vinter och vår och först framåt sommaren närmar sig ytvattenhalterna de som råder vid pumpning.

9 Åtgärdsbehov (beting)

Åtgärdsbehov anges för de ämnen där statusklassningar indikerar sämre än god status och att god status inte uppnås. Åtgärdsbehov anges som förbättringsbehov i form av haltreduktion och belastningsminskning baserat på skillnaden mellan status och miljö kvalitetsnorm. Behovet av belastningsreduktioner bedöms enligt samma principer som tillämpas av Vattenmyndigheten, och som bygger på förenklade samband mellan belastning och resulterande halt.

För fosfor och kväve anges beting för två scenarier, nämligen vid pumpning av bottenvatten och i en situation då pumpning inte utförs. Dessa åtgärdsbehov baseras på statusklassning för perioderna 2002-2006 (ingen pumpning) respektive 2010-2015 (konsekvent pumpning).

9.1 Fosfor

Utifrån samma metodik som tillämpas av Vattenmyndigheten kan åtgärdsbehovet för fosfor beräknas till 39-55 % där det mindre betinget avser sommarperioden vid pumpning av bottenvatten och det större avser helår då ingen pumpning utförs, se tabell 13. Som jämförelse anger Vattenmyndigheten ett reduktionsbehov av 48 % för sommaren (2007-2012). Enligt denna förenklade bedömningsmetod indikerar det motsvarande behov av minskad fosforbelastning. En sammanfattande bedömning är således att en ungefärlig halvering av belastningen från närområdet krävs för att skapa förutsättningar att nå god status i Brunnsviken. En halvering av belastningen från land ter sig rimlig mot bakgrund av att det motsvarar förbättringsbehovet för att Råstaån ska nå en miljö kvalitet motsvarande god status. Råstaån utgör inte någon vattenförekomst och fastställda miljö kvalitetsnormer saknas för vattendraget. Baserat på den externa belastning som beräknats för närområdet av SMHI (vattenwebb) anger Vattenmyndigheten reduktionsbehovet till 292 kg/år (VISS, 2014-03-12). De beräkningar som utförts i detta uppdrag indikerar en fosforbelastning från närområdet på 260-320 kg/år (se avsnitt 6.5-6.6). Sett till åtgärdsbehov i mängder skulle det utifrån denna belastning krävas en reduktion av 130-160 kg/år för att uppnå en minskning med 50 %. Av detta beräknas ett rimligt åtgärdsbehov för Råstaån vara 80 kg/år (motsvarande god status för vattendraget).

Beräkningarna av åtgärdsbehov för landbaserade källor tar inte hänsyn till att åtgärder mot dessa inte kan förväntas ge fullt utbyte i och med att delar av den tillförda fosfor kan betraktas som inert. Att så är fallet beror på att delar av den fosfor som Brunnsviken avlastas från i annat fall skulle fastläggas permanent i sediment och på så vis ändå vara inaktiv i ekosystemet. Utbytet kan grovt

uppskattas till cirka 65 %, baserat på andelen fosfatfosfor i delavrinningsområdet och den generella avklingning av totalfosforhalter som normalt ses i sedimentkärnor från kustområden. Ännu saknas sedimentdata för att bedöma vilka förhållanden som råder i Brunnsviken.

Tabell 13 Åtgärdsbehov/beting för totalfosfor med och utan pumpning av bottenvatten, för helår (mål anges som medelvärde av gränsen mellan god och måttlig status för vinter och sommar) **och för sommarperioden. Vattenmyndighetens (VM) bedömning redovisas längst ner i tabellen som jämförelse. Beräkningen tar inte hänsyn till internbelastning eller utbytet med Lilla Värtan och bör betraktas som ofullständig.**

Totalfosfor		uppmätt µg/l	mål µg/l	beting µg/l	beting %
Helår	Utan pumpning (2002-2006)	51	23	28	55
	Pumpning (2010-2015)	41	23	18	44
Sommar	Utan pumpning (2002-2006)	37	20	17	46
	Pumpning (2010-2015)	33	20	13	39
	VM 2007-2012	39	20	19	48

Med tanke på den betydande internbelastningen i Brunnsviken och det omfattande utbytet med Lilla Värtan ger ovanstående bedömningar långt ifrån en fullständig bild av vilka åtgärder som krävs för att uppnå god status. För att skapa förutsättningar att nå god status krävs även att dessa båda fosforkällor minskar. Genom åtgärder mot internbelastningen ”återställs” Brunnsviken till ett tillstånd där den åtminstone lokalt sett påverkas enbart av nuvarande belastning. Med tanke på att internbelastning är mycket sannolik även i Lilla Värtan ligger många års samlad påverkan ändå kvar via vattenutbytet mellan de båda havsområdena. Internbelastning eller beting för denna betydande källa beskrivs inte av Vattenmyndigheten eller SMHI. Åtgärder mot internbelastning bör syfta till en så omfattande reduktion som möjligt, det vill säga mot ett beting av 100 %. Denna typ av åtgärd är särskilt effektiv i och med att den riktas mot en fosforform (fosfatfosfor) som är hundra procentigt tillgänglig i ekosystemet. Åtgärder mot internbelastning får dock endast kortsiktig effekt utan minskad externbelastning eftersom sedimentens fosforförråd då åter kommer byggas upp och ånyo frisätta fosfor. I områden där möjligheterna att utföra åtgärder på land är begränsade - av utrymmesskäl, tekniska skäl och/eller ekonomiska skäl - kan återupprepade åtgärder mot internbelastning vara ett tänkbart alternativt. Hur ofta åtgärden behöver upprepas beror av den externa belastningens storlek. För Brunnsviken uppskattas åtgärdens livslängd till cirka tio år utan förändrad externbelastning. Säkrare uppgifter om detta kan ges genom kalibrering av den modell som tillämpats för beräkning av fosforflöden (Karlsson 2016). Åtgärder bör dock i första hand inriktas mot källan eller ligga så nära källan som möjligt. Idealiskt är förstås att undvika att en förhöjd fosforbelastning uppstår. Efter åtgärd mot internbelastning indikerar modelleringar att betinget uppgår till 45 % om pumpning inte utförs eller drygt 20 % vid pumpning av bottenvatten, se tabell 14.

Tabell 14 Beräknade fosforhalter (årsmedel) och åtgärdsbehov/beting för Brunnsviken efter åtgärd mot internbelastning.

Totalfosfor	beräknat µg/l	mål µg/l	beting µg/l	beting %
Utan pumpning	42	23	19	45
Pumpning	30	23	7	23

Om ovanstående åtgärder, det vill säga en halvering av belastningen från land och en nära fullständig reduktion av internbelastningen, ska få tydlig och varaktig effekt i Brunnsviken förutsätter det kraftigt minskade fosforhalter i Lilla Värtan. Modellering av åtgärdsscenarioer för Brunnsviken (Karlsson 2016) indikerar att fosforhalterna i Lilla Värtan måste minska till en nivå som med marginal understiger gränsvärdet för god status i detta utanföriggande havsområde (23 µg/l sett på helår, 19 µg/l för sommarperioden) om Brunnsviken ska nå miljö kvalitetsnormen. En haltminskning av 30-40 %, baserat på uppmätta halter vid stationen Ekhagen, bedöms vara nödvändig. Även med hänsyn till osäkerheter i beräkningar och modelleringar kan det under dessa förutsättningar finnas anledning att ifrågasätta de gränsvärden som gäller för god status för de båda havsområdena, eller åtminstone den i princip obefintliga skillnaden mellan dessa gränsvärden. Problemet består alltså i att Brunnsviken inte kan förväntas uppnå god status, även efter åtgärder riktade mot både landbaserade källor och internbelastning, om inte fosforhalterna i Lilla Värtan är lägre än vad som motsvaras av god status för detta utanföriggande havsområde. Rimligen bör de gränsvärden som tillämpas inom vattenförvaltningen (SMHI 2013) vara sådana att god status kan uppnås i Brunnsviken efter lokala åtgärder under förutsättning att Lilla Värtan uppnår god status. Så tycks alltså inte vara fallet. Möjligen kan skillnaden i gränsvärden mellan de båda havsområdena öka vid eventuella framtida revideringar som i högre grad tar hänsyn till skillnader i salthalt områdena emellan. Problematiskt med bedömningsgrunderna (HVMFS 2013:19, SMHI 2013) är också att olika påslag på referensvärden accepteras vid statusklassning av sjöar och vattendrag respektive kustområden. För inlandsvatten accepteras en dubblering av referensvärdet för totalfosfor, alltså ett maximalt påslag med 100 %. För kustområden ställs betydligt striktare krav, för Brunnsviken motsvarande enbart ett påslag av 35 % om god status ska uppnås avseende denna variabel (sommarmarkeringen). Av detta framgår att miljö kvalitetsnormer för kustområden i nuläget är betydligt striktare än de som gäller för vattendrag som bidrar med näringsbelastning till kustområdet. Denna diskrepans ter sig ologisk och bör innebära att de beting som Vattenmyndigheten anger för landbaserade fosforkällor inte är tillräckliga för att nå de normer som fastställts för kustområden.

Slutligen visar utfall av fosformodelleringen för Brunnsviken att enbart åtgärder mot internbelastning kan väntas ge en bättre effekt på vikens totalfosforhalter än en halvering av den landbaserade belastningen från närområdet. Vidare är

det tydligt att pumpning av bottenvatten kraftigt bidrar till haltminskning i ytvattnet.

Sammanfattande slutsatser:

Åtgärder mot Brunnsvikens största fosforkälla, den interna belastningen, kan väntas medföra en snabb och tydlig minskning av fosforhalterna i vikens yt- och bottenvatten och är ett viktigt steg på vägen mot att nå god ekologisk status. Åtgärder mot internbelastningen bör syfta till en så omfattande reduktion som möjligt, det vill säga mot ett beting av 100 %. Utan åtgärder mot den externa belastningen blir åtgärdens effekt kortsiktig, med en livslängd av uppskattningsvis tio år, eftersom sedimentens fosforförråd då åter kommer byggas upp och ånyo frisätta fosfor till vikens vattenmassa. Även åtgärder som syftar till att reducera fosforbelastningen från landbaserade källor är således helt nödvändiga för att skapa förutsättningar för att Brunnsviken ska nå god status. Även om belastningen från Brunnsvikens tillrinningsområde kan tyckas liten i sammanhanget är det just den förhöjda belastningen från land som är grunden till dagens omfattande problematik, med övergödningsdrabbade kustvatten och botten som inte längre klarar av att binda fosfor utan istället läcker näring till vattenmassan. Åtgärdsbehovet för de landbaserade källorna bedöms ligga kring 50 %.

Ovan beskrivna åtgärder kommer att återverka positivt på utanförliggande havsområden och i första hand Lilla Värtan. Om åtgärderna ska leda ända fram till god status för Brunnsviken krävs en haltminskning motsvarande 30-40 % i Lilla Värtan. Med en fortsatt förhöjd belastning från detta havsområde kommer upprepade åtgärder mot internbelastning så småningom bli nödvändiga.

Nämnvärt är att pumpning av bottenvatten från Brunnsviken till Lilla Värtan i syfte att förbättra Brunnsvikens syrgasförhållanden kan ses som en tveksam åtgärd mot bakgrund av den omfattande internbelastning som råder. Anledningen är att pumpningen innebär att stora fosformängder exporteras till utanförliggande havsområde och där förvärrar övergödningsituationen (se även avsnitt 10.2.2).

Åtgärdsbehovet i beting åskådliggörs nedan, tabell 15. Betinget anges i procent och mängd för lokala källor, det vill säga landbaserade källor och internbelastning. Att åtgärdsbehovet sett till mängd redovisas i form av intervall beror på osäkerheter kring belastningens storlek (se kapitel 6 samt bilaga 6), samt vad gäller internbelastning även på skillnader vid scenarier med och utan pumpning av bottenvatten.

Tabell 15 Översikt över åtgärdsbehov/beting (andel, mängd) för att Brunnsviken ska uppnå god ekologisk status med hänsyn till totalfosfor. För Lilla Värtan anges enbart behovet i andel.

	Åtgärdsbehov	
	%	kg/år
Landbaserade källor	50	130-160
Internbelastning	100	1000-2200
Lilla Värtan	30-40	_*

*Beroende av om pumpning sker eller inte sker.

9.2 Kväve

Åtgärdsbehovet för kväve beräknas till 26-42 % där det mindre betinget avser sommarperioden vid pumpning av bottenvatten och det större avser helår då ingen pumpning utförs, se tabell 16. Skillnaden mellan år med och utan pumpning var mindre än för fosfor. Som jämförelse anger Vattenmyndigheten ett reduktionsbehov av 34 % för sommaren (2007-2012). Förenklat indikerar detta motsvarande behov av minskad kvävebelastning. En sammanfattande bedömning är att en 40-procentig reducering av belastningen från närområdet krävs för att skapa förutsättningar att nå god status i Brunnsviken.

Primärproduktionen i Brunnsviken är förmodligen fosforbegränsad större delen av året, även om halterna av löst kväve också är låga efter vårblomningen. Efter en aluminiumbehandling av bottenarna kommer fosforbegränsningen vara uttalad. Det innebär eventuellt en större export av löst kväve genom Ålkistan, till följd av att mindre kväve binds in i vår- och höstblommande växtplankton som sedimenterar ut till Brunnsvikens sediment. Å andra sidan kommer en minskad utsedimentation av plankton innebära att mindre kvävemängder (ammonium) frigörs vid bottenarna då planktonmaterialet bryts ned. Mot denna bakgrund är det svårt att bedöma vad kväveomsättningen i Brunnsviken får för nettoeffekt på exporten till Lilla Värtan. Sett över en längre tidsperiod bör kväveexporten genom Ålkistan primärt styras av hur effektiva åtgärder som kan genomföras i avrinningsområdet. Kvävehalterna i Brunnsviken påverkas också av kvävefixering och denitrifikation vilket komplicerar bedömningen. Vår sammanlagda bedömning är att åtgärder bör riktas primärt mot fosfor, och att särskilda eller kompletterande åtgärder för att minska belastningen av kväve inte är nödvändiga.

Tabell 16 Åtgärdsbehov/beting för totalkväve med och utan pumpning av bottenvatten samt för helår (mål anges som medelvärde av gränsen mellan god och måttlig status för vinter och sommar) och sommarperioden. Vattenmyndighetens (VM) bedömning redovisas längst ner i tabellen som jämförelse.

Totalkväve		uppmätt µg/l	mål µg/l	beting µg/l	beting %
Helår	Utan pumpning (2002-2006)	714	417	297	42
	Pumpning (2010-2015)	690	417	273	40
Sommar	Utan pumpning (2002-2006)	573	407	166	29
	Pumpning (2010-2015)	546	407	139	26
	VM 2007-2012	612	407	205	34

9.3 Bly, kadmium, antracen och TBT

Miljögifter i kategorin prioriterade ämnen som överskrider fastställda gränsvärden i sediment är antracen, kadmium, bly och tributyltenn (TBT). För dessa ämnen anges förbättringsbehovet i form av haltreduktion enligt tabell 17 nedan. Reduktionsbehovet bedöms vara allra störst, 99 %, för TBT som kraftigt överskrider gränsvärdet. För övriga tre ämnen måste halterna minska med 20-49 %. Vidare gjordes en ansats att beräkna den acceptabla belastningen för dessa fyra ämnen. Med detta avses alltså den belastning som kan accepteras med

kravet att god kemisk status ska uppnås. Beräkningen utfördes enligt två metoder där den första baserades på mängden deponerad torrsubstans på Brunnsvikens botten (Routh m.fl. 2004) och förväntad andel sedimenterad mängd (ur Recipientklassning Brunnsviken; WRS 2011), och den andra metoden utgick från den föroreningsbelastning som beräknats till Brunnsviken inom detta uppdrag samt reduktionsbehovet sett till halt. För antracen och TBT saknas uppgifter om aktuell belastning.

Utfallet av beräkningarna redovisas i tabell 17. Som framgår av tabellen är skillnaderna stora i beräknad acceptabel belastning enligt de båda metoderna. Den acceptabla belastning som beräknats med utgångspunkt i mängden sedimenterat material ligger dessutom högre än de nuvarande belastningar som beräknats inom uppdraget. Det senare kan bero på att beräkningarna är behäftade med stora osäkerheter, bland annat vad gäller indata (sedimenterad mängd, schablonhalter), samt på att föroreningsbelastningen via Lilla Värtan inte beaktats. Sammantaget innebär det att den beräknade acceptabla belastningen måste ses som mycket osäker.

Tabell 17 Åtgärdsbehov/beting och acceptabel belastning för bly, kadmium, antracen och TBT i Brunnsvikens sediment.

	Enhet	Bly	Kadmium	Antracen	TBT
Gränsvärde	µg/kg TS	120000	2300	48	3,2
Uppmätt halt	µg/kg TS	160000	4500	60	250
Beting	µg/kg TS	40000	2200	12	247
Beting	%	25	49	20	99
Beräknad belastning WRS	kg/år	57	1,9	-	-
Andel sedimenterad ^a	%	85	50	80	80
Acceptabel belastning alt 1 ^b	kg/år	73	2,4	0,031	0,002
Acceptabel belastning alt 2 ^c	kg/år	43	1,0	-	-

^aAntaganden baserade på data från provtagning 1996 (SVAB) samt Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten (Sweco 2010). För kvicksilver, antracen och TBT grova antaganden. Ur Recipientklassning Brunnsviken (WRS 2011).

^bBaseras på mängden deponerad TS per år och gränsvärden enligt HVMFS 2015:4 samt förväntad andel sedimenterad mängd

^cBaseras på beräknad belastning (WRS) och reduktionsbehovet sett till uppmätt halt

9.4 PBDE, kvicksilver och PFOS

Miljögifter i kategorin prioriterade ämnen som överskrider fastställda gränsvärden i biota (fisk) är polybromerade difenyletrar (PBDE), kvicksilver och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). 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 Brunnsviken understiger det nationella medelvärdet för hav och låg betydligt lägre än närliggande havsområden (Karlsson & Viktor 2014). För detta ämne finns således inte några belägg för lokal föroreningspåverkan.

En undersökning av kvicksilver i fisk 2013 visar att halterna i Brunnsviken låg drygt 5 gånger högre än det nationella medelvärdet för hav, och dessutom var de allra högsta av åtta undersökta havsområden i en transekt från Mälaren till utskärgården (Karlsson & Viktor 2014). De näst högsta halterna i fisk

uppmättes i de norra delarna av Lilla Värtan, medan de södra delarna av detta havsområde uppvisade betydligt lägre halt. Mot denna bakgrund ligger det nära till hands att misstänka lokala källor till kvicksilver för Brunnsviken och de norra delarna av utanförliggande havsområde. Halterna av kvicksilver är även höga i Brunnsvikens sediment, och allra högst i vikens södra del (Jonsson 2015; Niras, preliminära data). Tidigare undersökningar indikerade något avtagande halter i vikens ytsediment (Jonsson 2015), något som inte styrks av undersökningar utförda 2015 som snarare tyder på att halterna varit i stort oförändrade sedan 80-talet och lägre först så långt tillbaka som kring 1920 (Niras, preliminära data). En transektundersökning av sediment i 34 områden från Mälaren till ytterskärgården visar att kvicksilverhalterna i ytsediment generellt är högst och tydligt förhöjda i Stockholms närhet och att halterna i Brunnsviken enbart överskrider i tre områden, nämligen i Strömmen, Riddarfjärden, Årstaviken (Jonsson 2015). Halten i Lilla Värtan låg något lägre än i Brunnsviken och halterna i Edsviken var mindre än hälften så höga. Att kvicksilverhalten i fisk från Brunnsviken var mer än 5 gånger så hög som i Riddarfjärden och Årstaviken trots att halterna i sediment var högre i dessa båda områden kan tyckas oväntat. En tänkbar förklaring kan vara att syrgasförhållandena vid Brunnsvikens botten är sådana att de medför en ökad andel mer biotillgänglig kvicksilver och därmed högre halter i biota, en teori som också framförs av Karlsson och Viktor (2014). Liknande mekanismer kan tänkas förklara även de till synes oproportionerligt höga halterna i fisk från Lilla Värtan. Med ovanstående kunskapsunderlag är det svårt att ur ett lokalt perspektiv ange ett reduktionsbehov för kvicksilver. De höga halterna i vikens sediment förklaras troligen främst av närheten till staden snarare än av påverkan från lokala källor. För att nå ner till de nivåer som rådde kring 1920 krävs en reducering med mer än 60 % (baserat på preliminära data, Niras). Denna nivå motsvarar också de osäkra gränsvärden som anges av Havs- och vattenmyndigheten (skrivelse 2013-09-27) och som främst syftar till att användas för att bedöma behov av uppföljning.

Halterna av PFOS i fisk från Brunnsviken var mer än dubbelt så höga som de nationellt medelvärde för hav (ca 9 µg/kg v; källa Karlsson m.fl. 2015). Med undantag för Årstaviken var halterna dessutom de högsta av undersökta havsområden i Stockholms skärgård 2013 (Karlsson & Viktor 2014). Detta kan ses som en indikation på att de höga halterna i Brunnsviken är en följd lokala källor till PFOS. Halterna i vattenfas uppvisar en förhållandevis begränsad variation (cv 40 % 2013-2015) vilket inte styrker detta. PFOS överskrider gränsvärdet även i vatten, och det mycket kraftigt. Statusbedömningar av PFOS baserade på halter i vatten får dock generellt betraktas som osäkra eftersom gränsvärdet för årsmedelhalter ligger under den svenska bakgrundskontamineringen (källa: IVL Svenska Miljöinstitutet) och därför blir svårt att efterfölja. Ett grovt antagande kring reduktionsbehovet, baserat på halterna i fisk jämfört med nationella medelvärden, är att halterna och belastningen av PFOS bör minska med cirka 50 %.

9.5 Koppars och zink

Miljögifter i kategorin särskilda förorenande ämnen (SFÄ) som överskrider fastställda gränsvärden (vatten) är koppar och zink. Förbättringsbehovet för dessa ämnen anges i form av haltreduktion och belastningsminskning enligt tabell 18 nedan. Behovet av belastningsminskning beräknades utifrån beräknad nuvarande belastning och reduktionsbehovet sett till uppmätt halter.

Reduktionsbehovet bedöms vara störst för zink och kan beräknas till cirka 85 %. Med hänsyn till en uppskattad bakgrundshalt (se avsnitt 4.2.1) kan ett lägre beting beräknas, cirka 55 %. För koppar beräknas betinget till cirka 50 % med hänsyn till det generella gränsvärde som anges i föreskriften (HVMFS 2013:9). Baserat på det lokalspecifika gränsvärde som beräknats blir betinget mindre, cirka 30 %. Utifrån detta beräknades behovet av belastningsminskning till 35-50 kg/år för koppar och 250-370 kg/år för zink. Betinget sett som belastningsminskning är osäkert eftersom nuvarande föroreningsbelastning inte inkluderar bidraget från Lilla Värtan. För zink föreligger också viss osäkerhet i analyssvaren eftersom halterna i filtrerade prover i flera fall varit högre än totalhalterna, framförallt för mätdata 2013. Osäkerheter för zink kan i hög grad också kopplas till osäkra bakgrundshalter. I februari 2016 kom Havs- och vattenmyndigheten med en remissversion av vägledning till föreskrifterna HVMFS 2013:19 och 2015:4. I vägledningen saknas uppgifter om vilka bakgrundshalter som bör tillämpas vid statusklassning och, i förlängningen, bedömning av beting. Bedömningen för koppar är i viss mån osäker på grund av att underlaget är knapphändigt för beräkning av lokalspecifikt gränsvärde.

Tabell 18 Åtgärdsbehov/beting och beräknad belastning för koppar och zink, Brunnsviken.

	Enhet	Koppar	Zink
Gränsvärde	µg/l	1,45	1,1
Uppmätt halt	µg/l	2,80	7,2
Beting	µg/l	1,35	6,1
Beting	%	48	85
Beting ^a	kg/år	53	373
Beräknad belastning WRS	kg/år	110	440

^aBaseras på beräknad belastning (WRS) och reduktionsbehovet sett till uppmätt halt

10 Åtgärdsförslag

10.1 15 kunskapshöjande åtgärder

Femton kunskapshöjande åtgärder föreslås:

- 1) *Sedimentundersökning i Brunnsviken, Råstasjön och Lötsjön (Solna/Stockholm/Sundbyberg)*

En sedimentundersökning som omfattar kartering av botten typer, fosforhalter och fosfors bindningsformer som underlag för att beräkna sedimentens ackumulerade mängder av läckagebenägen fosfor och möjliggöra säkrare uppskattning av internbelastning föreslås. Denna

kunskap ger i sin tur underlag för att beräkna dosering, kostnader och effekt vid aluminiumbehandling.

- 2) *Flödesmätning och utökad provtagning i Råstaån för förbättrade föreningstransportberäkningar (Solna/Sundbyberg/Stockholm)*
Orsakerna till de stora skillnaderna mellan schablonberäknade fosfortransporter (både med StormTac och med S-Hype) jämfört med beräknade transporter utifrån uppmätta fosforhalter borde utredas, inte minst med hänsyn till kommande arbeten med andra åtgärdsplaner. Förslagsvis görs detta genom att påbörja flödesmätning vid Råstaåns utlopp i kombination med förtätad provtagningsfrekvens. Alternativt installeras en flödesproportionell provtagare. Det bör även övervägas att komplettera Råstaåns övervakningsprogram med analys av totalhalter av metaller i fler punkter och av PAH₁₆ inklusive antracen, samt eventuellt av ytterligare parameter i syfte att möjliggöra belastningsberäkningar för problemämnena i Brunnsviken. Potentiella medfinansiärer kan vara SMHI, HaV, Vattenmyndigheten, Svenskt Vatten mfl.
- 3) *Förfinade metoder för beräkning av reningsbeting*
Förfinade beräkningsmetoder behövs för att kompensera för att vi analyserar totalhalter i dagvatten och lösta halter i recipientvatten. Även beräkningsmetoder av TS-halter behöver förfinas för att möjliggöra säkrare beräkningar av reningsbeting.
- 4) *Möjligheter till åtgärder för minskad spridning av TBT från båtclubbar (Solna/Stockholm)*
Är sanering (avlägsnande) en kostnadseffektiv och miljösäker åtgärd som kan vidtas för att minska spridningen av TBT från färg som 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?
- 5) *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 E18 Norrtäljevägen och Bergshamraleden, men även på E4 vid Järva krog.
- 6) *Kvantifiering av antracen och PAH₁₆ från båtmotorer (Solna/Stockholm)*
Kan man schablonmässigt kvantifiera båtbensin användningen i Brunnsviken och därigenom tillförseln av antracen och PAH₁₆ från småbåtstrafiken, 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!

- 7) *Utredning av orsaken/orsakerna till de höga PFOS-halterna som uppmätts i Brunnsvikens fisk.* Halterna var bland de högsta i IVL:s undersökning (IVL B 2214).
- 8) *Utredning av kvicksilversituationen i Brunnsviken* inklusive föroreningarnas ursprung (ev. organiska former), metyleringsprocess och möjligheten att få ner halter i biota och sediment.
- 9) *Spårning av källor till PFAS*
- 10) *Identifiering av eventuella ytor med särskilt hög belastning av zink och koppar för utredning av punktåtgärder.*
- 11) *Framtagande av underlag för riskbedömning av Hagaparkstippen (Solna)*

Utredningsmaterial om Hagaparkstippen eftersöks med avseende på grundvattenpåverkan och läckagerisker via Stockholmsåsen. Förslagsvis initialt genom kontakt med Anders Eriksson, pensionerad hydrogeolog som arbetat med SAS-kontorets energilagrar intill tippen.
- 12) *Undersökningar för närmare riskbedömning av Råstasjötippen (Solna)*

Provtagning av grundvatten och eventuella diken/dränering vid Råstasjötippen bör om inte förr, så åtminstone i samband med planering av en framtida dagvattendamm, göras (se förslag i avsnitt 10.3).
- 13) *Hantering av gravdränvatten (Solna/Sundbyberg)*

Utredning av recipient för gravdränvatten från Norra begravningsplatsen i Solna och Sundbybergs begravningsplats. I det fall gravdrän avleds via dagvattennätet till Brunnsviken bör behov och möjligheter av att minska näringsbelastningen utredas.
- 14) *Undersökning av avrinning från Bergianska trädgården (Stockholm)*

Provtagning av total- och fosfatfosforhalter i våtmark och eventuella diken vid Botaniska trädgården föreslås ingå i egenkontrollen men kan också göras som en kampanj. Om förhöjda halter uppmäts, bör platsförutsättningarna och eventuella behov av åtgärder utredas.
- 15) *Fosforhalter i Råstasjöns utloppsområde (Solna)*

Vid cirka hälften av mättillfällena har fosforhalterna varit högre i Råstasjöns utlopp än i själva sjön. Störst har haltpåslaget av fosfatfosfor varit under sommaren. Att halterna ofta är högre i utloppet kan bero på att det finns en föroreningskälla nära sjöns utlopp, som till exempel de dagvattenledningar som mynnar i sjöns östra del, eller att fosfor läcker från sedimentet i sjöns östra del, eller kanske till följd av påverkan från fågel och/eller resuspension på grund av den omrörare som finns installerad här. Föreslagna punktåtgärder 3-6 i avsnitt 10.3.1 bör alla kunna bidra till att minska denna effekt, liksom utredningsförslag 7 i avsnitt 10.1, till att klarlägga orsakerna, men ytterligare åtgärder kan krävas. Effekten på fosforhalterna i Råstasjöns utloppsområde av föreslagna punktåtgärder 3-6 bör därför bevakas ur detta perspektiv.

10.2 Åtgärder i recipienten Brunnsviken

10.2.1 Åtgärder mot internbelastning av fosfor

Aluminiumbehandling är en kostnadseffektiv metod för åtgärder av internbelastning genom att öka sedimentens fosforbindande förmåga. Den första dokumenterade aluminiumbehandlingen gjordes i Långsjön (Huddinge) för snart 50 år sedan. Då spreds aluminiumsulfatgranuler på isen vilka löstes upp i vattnet och sedimenten vid islossning. Flera hundra sjöar har behandlats sedan dess och faktorer som morfometri, aluminiumdos, förråd av läckagebenägen sedimentfosfor och externbelastning påverkar hur långvarig effekten av behandlingen blir (Huser m.fl. 2015). Långsjön har behandlats ännu en gång med en aluminiumdos baserad på sedimentens förråd av läckagebenägen fosfor (Rydin 2006). I Stockholmstrakten har Vattenresurs AB med goda resultat behandlat en handfull sjöar genom att blanda polyaluminiumkloridlösning i sedimentskiktet 0-20 cm. Vid denna typ av behandling tillförs lösningen (PAX) tillsammans med stora mängder vatten via slangar fästade till en bom genom en metod som kan liknas vid harvning.

Aluminiumflockens förmåga att binda fosfor i brackvattenmiljö ser ut att vara den samma som i sötvatten (Rydin 2014). I stiftelsen BalticSea2020s regi behandlades Björnöfjärden på Ingarö i Värmdö kommun 2012 och 2013 av Vattenresurs AB. Behandlingen har haft avsett effekt på sedimentens fosforbindande förmåga så här långt. Utvärdering av behandlingen pågår. Underlag saknas för att beräkna aluminiumdos baserat på fosforinnehållet i Brunnsvikens botten och därmed preciserad kostnad för att med denna åtgärd behandla viken. Den läckagebenägna fosfor i kustsediment varierar mellan 1 till närmare 10 g P/m² (Rydin m fl. 2011). Botten som är hypoxiska håller en mindre mängd läckagebenägen fosfor då järnbunden fosfor saknas i ytsedimenten, vilket är troligen är fallet i Brunnsviken. Antaget att de botten som läcker fosfor håller mindre än 4 gram läckagebenägen fosfor per kvadratmeter räcker en aluminiumtillsats om 50 g Al/m². Botten djupare än 6 meter, vilka förmodas representera transport- och ackumulationsbotten, motsvarar cirka 90 ha i Brunnsviken. Kostnaden för att behandla den ytan med 50 g Al/m² beräknar Vattenresurs AB till 5,0-5,5 MSEK. Om drygt halva denna yta behandlas (50 ha) uppskattas kostnaden till 3,2 - 3,5 MSEK. Utifrån ovanstående kan åtgärden beräknas till 1500 SEK/kg fosfor som binds i sedimenten, vilket måste ses som mycket kostnadseffektivt. Hypoxiska sediment som de i Brunnsviken håller normalt en mindre mängd läckagebenägen fosfor till följd av att järnbunden fosfor saknas. Det är mycket möjligt att den omfattande internbelastning som beräknats inte främst beror på att sedimentens förråd av läckagebenägen fosfor är särskilt stora, utan kanske snarare av att fosforomsättningen är mycket effektiv. Om så är fallet är det sannolikt att de senaste årens pumpning av bottenvatten medfört en utarmning av sedimentens fosforförråd och mängderna läckagebenägen fosfor. En sedimentundersökning som omfattar kartering av botten typer, fosforhalter och fosfors bindningsformer i sedimenten ger nödvändiga underlag för säkrare bedömningar av åtgärdens effektivitet sett till resultat och kostnad. Ett alternativ

till att binda den läckagebenägna fosfor i sedimenten är muddring. Bengt Simonsson på Teknikmarknad (KTH) har utvecklat en metod som suger upp de översta centimetrarna ytsediment. Detta sediment kan sedan av avvattnas och behandlas vidare. Metoden har använts i Barnarpasjön i Jönköpings kommun. Metoden ter sig attraktiv när det näringsrika ytsedimentet kan pumpas till närliggande åkermark och användas som jordförbättring utan behandling. Om den möjligheten inte finns eller om sedimenten är kontaminerade med miljögifter torde muddring bli väsentligt dyrare än aluminiumbehandling.

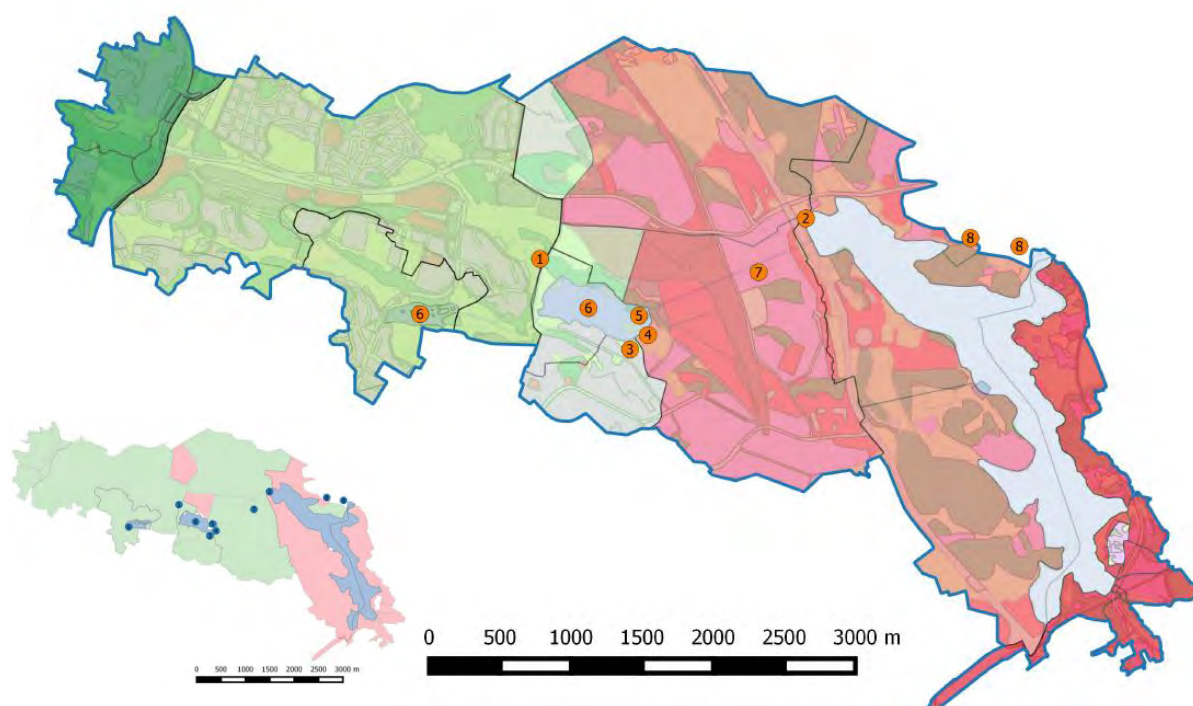
10.2.2 Pumpning av bottenvatten

Pumpning av bottenvatten från Brunnsviken till Lilla Värtan syftar till att förbättra Brunnsvikens syrgasförhållanden. Även om åtgärden inte inneburit att syrgasbrist kunnat undvikas vid bottarna förefaller det som syrgassituationen förbättrats samt att oxyklinen, det vill säga det vattendjup där syrgashalten drastiskt minskar, har kunnat hållas på ett större djup än utan pumpning. Utan åtgärder mot Brunnsvikens omfattande internbelastning kan pumpning av bottenvatten dock ses som en tveksam åtgärd. Anledningen är att pumpningen innebär att stora fosformängder exporteras till utanförliggande havsområde och där förvärrar övergödningssituationen. Via vattenutbytet genom Ålkistan kommer dessutom delar av denna fosfor att åter belasta Brunnsviken. Efter en eventuell åtgärd mot internbelastning väntas pumpningen ge enbart positiva effekter genom att bidra till ökad vattenomsättning, särskilt i bottenvattnet.

10.3 Punktåtgärder i tillrinningsområdet

10.3.1 Förslag

Åtta punktåtgärder föreslås i tillrinningsområdet. Sammantaget beräknas de kunna medföra en fosforavskiljning på ca 150 kg/år (jämför med beräknat reningsbeting som är 130-160 kg/år). Tillsammans med övriga icke platsspecifika åtgärder som föreslås i efterföljande avsnitt uppgår åtgärdseffekten till hela det beräknade reningsbetinget för fosfor. Den totala investeringskostnaden i reningsanläggningar samt fosforfällning i uppströmssjöarna uppskattas översiktligt till 10-20 miljoner kronor. Åtgärdernas lokalisering illustreras i kartfiguren nedan och beskrivs närmare i tabell 19 och efterföljande text. Åtgärderna är numrerade i prioritetsordning.



Figur 24. Lokalisering av åtta föreslagna punktåtgärder (orange cirklar). Den infällda figuren visar sammanlagda avrinningsområdet för föreslagna åtgärder (ljusgröna ytor)

Åtgärdsbetingen för bly, kadmium, koppar och zink är än mer osäkra, men beräknas vara mellan 25-50 % med undantag för zink där behovet beräknas vara upp emot 85 %. De föreslagna åtgärderna beräknas med råge medföra att betinget för bly nås. Även betingen för kadmium och koppar är fullt rimliga att nå. Ett så högt beting som 85 % minskning av zink bedöms däremot inte kunna nås med föreslagna åtgärder, men inte heller med några andra beprövade dagvattenreningsåtgärder (med undantag från kemisk fällning på det sätt som görs i Eugeniama gasinet). Det finns dock all anledning att försöka förfinas beräkningen av reningsbehoven innan man drar alltför långtgående slutsatser

angående möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormerna i det avseendet, se förslag till kunskapshöjande åtgärder i avsnitt 10.1. Juridiska verktyg för åtgärder mot källan vid nyexploateringar saknas dessvärre i Plan- och Bygglagen och skulle kvantitativt sett inte heller göra att betinget nåddes. Mycket omfattande målning av förzinkade yttre installationer och byggnadsdelar som belyningsstolpar, räcken, tak med mera skulle troligen lämna ett betydande avtryck, men bedöms inte vara tidsmässigt rimligt att genomföra i stor skala.

Tabell 19 Grunddata, rening, kostnad och genomförandeaspekter för föreslagna punktåtgärder i tillrinningsområdet

	Grunddata							Rening			Kostnad				Genomförbarhet						
	Primärt miljöproblem	Källa	Placering	Funktion	Tillrinningsområde, ha	Ytbehov, ha	Reningsgrad	Reningseffekt, kg P	Synergieffekt	Investering låg, Mkr	Investering hög, Mkr	Drift, kr/år	Kostnads effektivitet, kr/kg	Ansvar/dåglighet	Teknisk	Intrång/acceptans	Juridisk	Stöd i VM:s Åp	Genomförandeordning		
1	Dagv.damm nedre del av Råstabäcken Norra	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	433 (Su:350 St:83)	0,85-1,7	50%	45	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH + diversitet/ekologi + gestaltning	5,0	10	70	10-18	S-berg + Sthlm	God	Viktig fråga	Anmälan	Ja	1	
2	Dagv.damm/skärbassäng Järva krog	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	205	0,4-0,8	50%	25	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH	0,5	1,0	150	4-9	Solna	Ok	Viktig fråga	Anmälan/tillstånd	Ja	1	
3	Dagv.damm Sjövägen sydöstra Råstasjön	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	44	0,1-0,2	50%	7	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH + gestaltning	0,5	1,0	70	15-21	Solna	God	Ok	Anmälan	Ja	2	
4	Dagv.damm vid Råstasjötippen	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	70	0,15-0,3	50%	8	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH + gestaltning	0,75	1,5	70	16-23	Solna	Ok	Ok	Anmälan/tillstånd	Ja	2	
5	Åtgärder i Råstasjöns utloppsområde	P	Luftare/fåglar	Se figur + GIS-karta	Sed., mm	-	1-2	-	5	Minskad grumling mm	0,5	1,0	-	<23	Solna	Ok	Ok	Anmälan	Ja	2	
6	P-fällning Lötsjön och Råstasjön	P	Sed.	Se figur + GIS-karta	Kemisk	-	5 + 10	-	50	Troligen viss samfällning av Pb, Cd, Cu, Zn + diversitet/ekologi	2,5	5,0	-	4-8	S-berg + Solna	God	God	Anmälan	Ja	3	
7	Dagv.damm Marielund västra Fröfj.parken	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	70	0,15-0,3	50%	8	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH + gestaltning	0,75	1,5	70	16-23	Solna	Ok	Ok	Anmälan	Ja	4	
8	Dagv.dammar Bergshamra	P	Dagv.	Se figur + GIS-karta	Sed.	ca 50	ca 0,1-0,2	50%	ca 7	Sed. Pb, Cd, Cu, Zn, PAH + diversitet/ekologi + gestaltning	0,5	1,0	70	15-21	Solna	Ok	Ok	Anmälan	Ja	4	
Summa									148			11,0	22,0	500							

1) *Dagvattendamm/-våtmark i nedre delen av norra Råstabäcken (Sundbyberg och Stockholm)*

Norra Råstabäckens utloppsområde omgärdas av låglänt naturmark med relativt ung fuktanpassad skog (björk, asp, sälg, vide mm) på båda sidor om kommungränsen mellan Solna och Sundbyberg. På Solnasidan sköts en del av strandområdet närmast Råstasjön som park. På grund av det stora tillrinningsområdet på 433 ha är reningspotentialen mycket stor. Tillrinningsområdet delas av Sundbyberg (350 ha) och Stockholm (83 ha). I

första hand föreslås därför en anläggning i Sundbyberg. Här bedöms finnas tillräckligt med plats för en väldimensionerad dagvattendamm och tämligen goda möjligheter att realisera en dagvattendamm/våtmark utan att komma i egentlig konflikt med befintliga naturvärden. Det är till och med möjligt att befintliga värden kan stärkas. En anläggning här bedöms ha goda möjligheter att skapa gestaltningsmässiga och pedagogiska mervärden.



Figur 25. Norra Råstabäckens nedre lopp, alldeles väster om kommungränsen mellan Solna och Sundbyberg (Sjövägen skymtas uppe till vänster i bild).

2) Dagvattendamm/skärbassäng för Järva krog-området (Solna)

Vid dagvattenutloppet från Järva krog-området intill Råstaåns utlopp i den nordvästra delen av Brunnsviken kan platsförutsättningarna närmast sägas vara de omvända mot de vid Råstabäckens utlopp.



Figur 26. Mynningsområdet för Råstaån och dagvattenkulverten från Järva krog-området, i nordvästra änden av Brunnsviken.

Här är ont om ledig markyta då platsen ligger alldeles intill E4 Uppsalavägen och Bergshamraleden. Inte desto mindre finns ett stort behov av en reningsanläggning här. Tillrinningsområdet är stort (205 ha) och det saknas bra platser för punktåtgärder längre upp i systemet. I första hand bör givetvis en landbaserad lösning sökas. Ytbehovet för anläggningen beräknas till 0,4-0,8 ha.

Då befintliga grönytor mellan vägområdet och Brunnsviken som kan nyttjas endast uppgår till mellan 0,1-0,25 ha (den större ytan i intervallet kräver omdragning/pålning av GC-väg på en sträcka av ca 70 m) krävs att ytterligare markytor kan tas i anspråk. På den östra delen av Polska udden något öster om utloppspunkten finns ett låglänt och sannolikt lämpligt område naturmark där upp mot 5000 m² torde kunna nyttjas för att tillgodose ytbehovet. Frågan hur vattnet kan ledas hit på rimligt sätt måste utredas. Sannolikt måste det delvis ske genom en förlängning och eventuellt omledning av befintlig kulvert. Möjligheter att leda in vägdagvatten från Bergshamraleden och Järva krogvägarna bör även undersökas i kommande utredningsskeden.

I det fall en helt landbaserad lösning inte visar sig möjlig kvarstår möjligheten att komplettera en mindre landdel med en anslutande skärmbassängsanläggning i viken, som måste placeras och utformas så att konflikter med motstående intressen minimeras.



Figur 27. Ett exempel på hur en skärmbassängsanläggning kan se ut (sjön Trehörningen i Huddinge).

3) *Dagvattendamm vid Sjövägen, sydöstra Råstasjön (Solna)*

Här handlar det om att ta fram dagvattenledningen i dagen strax före utloppet, på lämplig plats inom parkmarken utmed sydöstra sidan av Råstasjön. En anständig grad av parkanpassad gestaltning kommer att krävas. Åtgärden bedöms kunna bli relativt okomplicerad och konfliktfri.

4) *Dagvattendamm vid Råstasjötippen (Solna)*

Här handlar det om att leda om dagvattenledningen som idag mynnar vid Råstasjöns utlopp/Råstaån så att den istället mynnar i en dagvattendamm på lämplig plats inom parkmarken vid Råstasjöns östra strand. Även här kommer krav på god gestaltning att ställas. Potentiella svårigheter är den nya ledningsdragnings som krävs fram till anläggningen, Råstasjöns något högre nivå jämfört med Råstaån, samt eventuella markföroreningar på grund av deponerat avfall i Råstasjötippen.

5) *Åtgärder mot förhöjda fosforhalter i Råstasjöns utloppsområde (Solna)*

Orsakerna till de förhöjda fosforhalterna som mäts upp i Råstasjöns utloppsområde bör åtgärdas. Åtgärd 3, 4 och 6 kan samtliga bidra med att minska denna effekt. Den omrörare som finns placerad i utloppsområdet bör dessutom snarast flyttas till sjöns djupområde. Även andra åtgärder som kan minska grumling bör genomföras. Möjligheter att minska fågeltrycket i denna del av sjön bör då beaktas. Eftersom åtgärdens slutliga innehåll inte kan preciseras närmare i detta skede är effekter och kostnader mer osäkra än för övriga förslag. Man kan mycket väl välja att se detta som en kunskapshöjande åtgärd (ett utredningsbehov) som senare kan efterföljas av åtgärder, men för att

trycka på vikten av faktiska åtgärder och på grund av att det tycks nära till faktiska åtgärder har vi valt att se detta som en punktåtgärd.



Figur 28. Råstasjöns utloppsområde är en populär plats för sjöfågel.

6) Fosforfällning i Lötsjön och Råstasjön (Sundbyberg och Solna)

Båda sjöarna bedöms tidvis vara internbelastade av rörlig fosfor från sedimenten, se avsnitt 6.6.2-6.6.3, och avsnitt 10.2.1.

7) Dagvattendamm Marielund, västra Fröfjärdsparken (Solna)

Här handlar det om att ta fram dagvattenledningen i dagen strax före utloppet i Råstaån, på den kulverterade åns västra sida. Det är alltså inte en anläggning för Råstaåns vatten som föreslås, men eftersom platsen ligger alldeles uppströms Fröfjärdsparken verkar det rimligt att tro att en liknande gestaltningsmässig ambitionsgrad kommer att krävas. Förutom svårigheten med att platsen säkerligen är åtråvärd för exploatering bedöms en anläggning här kunna bli relativt okomplicerad och konfliktfri.

8) Dagvattendammar i Bergshamra (Solna)

Två låglänta och till synes gynnsamma markområden för att anlägga dagvattendammar i Bergshamra har identifierats. Troligen leds merparten av dagvattnet från detta område i en ledning som mynnar *utanför* Ålkistan. Det finns alltså en risk att nyttan av rening av dagvattnet delvis skulle motverkas av att mer dagvatten tillförs Brunnsviken. Eftersom utbytet är så stort med Lilla Värtan bedöms dock fördelarna med att rena vattnet väga tyngst.

10.3.2 Föreslagna platser

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

10.3.3 Ytbehov

Ytbehovet för föreslagna dagvattendammar har beräknats utifrån empiriskt grundad branschpraxis som har vetenskapligt stöd ibland annat Thomas Petterssons avhandling (Pettersson 1999). Ytbehovet uppgår till ca 0,5-2 % av den reducerade tillrinnande arealen. Den reducerade arealen är arealen multiplicerad med den genomsnittliga avrinningskoefficienten. Även dammar i den lägre delen av storleksintervallet kan ge hög reningsgrad och i praktiken måste man av intrångs- och kostnadsmässiga skäl ofta nöja sig med en storlek av 0,5-1 %. Även andra typer av anläggningar för rening av samlat dagvatten grundar sig på sedimentation och har därför liknande storleksbehov. Magasin under mark behöver inte ta någon markyta i anspråk, men måste likväl tas hänsyn till vid bebyggelse.

10.3.4 Reningseffekt

Hur effektiv avskiljningen av näringsämnen, tungmetaller och flera andra parametrar är i dagvattendammar finns relativt gott om data på. Avskiljning sker i första hand genom sedimentation av partikulära föroreningar. Det gör att den maximala reningsgraden för de flesta parametrar motsvarar den partikulära andelen av föroreningen. Detta gäller dock inte för biologiskt nedbrytbara eller omvandlingsbara parametrar som BOD och olika kväveformer. Även för avskiljning av dessa parametrar är dock uppehållstiden av betydelse. För fosfor brukar den partikulära andelen i dagvatten vara ca 50 % (+/- 15 %) och följaktligen även reningsgraden i väl utformade dammar.

10.3.5 Kostnader och kostnadseffektivitet

En schablonmässig investeringskostnad på 500 kkr per 1000 m² dammyta har antagits. Det är självfallet en mycket grov förenkling eftersom de faktiska projekterings- och byggkostnaderna beror både av en rad platsspecifika faktorer och av mer generella sådana. En viktig kostnadsbärande faktor är masshanteringen – schaktbehovet och möjligheterna till lokal massbalans alternativt borttransport och i värsta fall deponering. En liten damm kostar mer per ytenhet eftersom en del kostnader är av mer fast karaktär, t ex projekterings- och etableringskostnad. Behov av omfattande och detaljerade anpassningar till befintliga värden och infrastruktur ökar kostnaderna. Avskrivningstiden har i beräkningar av årskostnad och kostnadseffektivitet satts till 20 år (kolumn 4 i kostnadsfältet i Tabell 19, samt Bilaga 5).

Drift- och underhållskostnaden har schablonmässigt beräknats till 70 kkr/år för dagvattendammar och till 130 kkr/år för skärmbassänger på grund av en högre antagen kostnad för sedimentrensning och avvattning (bilaga 5).

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

10.3.6 Prioriteringsordning

Föreslagna åtgärder har i första hand prioritetsordnats utifrån förväntad reningseffekt i absoluta tal men också med hänsyn till principen "uppströms före nedströms". Detta eftersom positiva effekter av uppströmsåtgärder avspeglar sig även i nedströms system och därför bör göras innan åtgärder nedströms vidtas.

10.4 Övriga åtgärder

10.4.1 Upprättande av lokalt åtgärdsprogram för Lilla Värtan och innerskärgården

Med anledning av den stora påverkan från Lilla Värtan på Brunnsvikens vattenkvalitet och möjligheterna att nå miljökvalitetsnormerna föreslås att ett lokalt åtgärdsprogram snarast tas fram för Lilla Värtan och innerskärgården.

10.4.2 Spårning av felkopplade avlopp som belastar dagvattennätet

Systematiska spårningsarbeten har redan påbörjats inom Stockholm och planering pågår för att utöka spårningarna även till Solna och Sundbyberg. Spårningarna bör även inkludera fastigheter inom det primära tillrinningsområdet utanför de kommunala dagvattennäten, det vill säga de som har egna dagvattenledningar till Brunnsviken. 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 kilogram fosfor per år är prognosen ofrånkomligen behäftad med stor osäkerhet.

10.4.3 Förhindra nya felkopplade avlopp

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

10.4.4 Info och tillsyn av båtklubbar - inrättande av båttvättar

Information och kontroller av användandet av otillåtna båtbottnfärger bör genomföras vid Brunnsvikens båtklubbar. Inrättande av båttvättar är en åtgärd som också föreslås av Vattenmyndigheten.

10.4.5 Tillsyn/info miljöfarliga verksamheter

Tillsyn med avseende på dagvattenhantering vid miljöfarliga verksamheter föreslås. Detta gäller inte minst dokumentation, egenkontroll, sedimentrensning

och skötsel av befintliga dagvattenreningsanläggningar. Ett exempel av många där det verkar brista är Trafikverkets dagvattendamm Linneaholm i Solna.

10.4.6 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 det minikrav som ställs. Eftersom det i dagsläget inte finns några beprövade tekniker för att effektivt avskilja lösta dagvattenföroreningar måste ett nollscenario troligen uppnås genom kompensationsåtgärder. Verktyg för att styra vilka byggmaterial som används och därmed undvika förorening av dagvattnet, t ex att förbjuda användning av koppar och zink med hänsyn till vattenkvaliteten i recipienten, saknas dessvärre idag i Plan- och bygglagen.

10.4.7 Inrättande av en kompensationsåtgärdsorganisation

Med hänsyn till ovanstående förutses ett framtida behov av en mellankommunal vattenförvaltningsorganisation som administrerar kompensationsåtgärdspengar och har mandat att ta beslut om åtgärder för förbättrad vattenkvalitet.

10.4.8 Förebyggande arbete mot dagvattnets föroreningskällor

Att arbeta förebyggande för att motverka förorening av dagvattnet är såklart viktigt. Det kan handla om förbättrad drift- och skötsel av allmän platsmark (städning, minskad gödsling, mer extensivt skötta gräs-/ängsytor), liksom målning av förzinkade yttre installationer och byggnadsdelar som belyningsstolpar, räcken, tak med mera. På grund av den relativt korta tiden fram till 2027 bedöms det dock inte vara realistiskt att genomföra denna typ av åtgärder i tillräcklig omfattning och därför betonas heller åtgärden inte som en viktig åtgärd för att nå miljö kvalitetsnormerna i tid.

10.5 Risk för förvärrade miljögiftsproblem på grund av minskad övergödning?

Övergödning kan till viss del maskera miljögiftspåverkan genom så kallad biologisk utspädning. En återgång till ett mindre övergött ekosystem med kan medföra att miljögiftshalterna ökar i biota (plankton, bottenfauna, fisk), eftersom mängden miljögift fördelas över en mindre biomassa. Exempelvis är kvicksilverhalten i fisk ofta högre i näringsfattiga sjöar än i näringsrika (Håkansson m.fl. 1988). Ökade halter av miljögifter i vatten kan också uppkomma genom minskad utsedimentation från vattenmassa till botten om biomassan minskar. Åtgärder mot övergödning och övergödning relaterad problematik kan alltså paradoxalt nog medföra miljögiftshalter och ökad risk för toxiska effekter. Ytterligare mekanismer kopplade till övergödning åtgärder kan leda till ökade kvicksilverhalter i biota, nämligen åtgärder som medför förbättrade syrgasförhållanden. Om syrgasförhållandena vid Brunnsvikens botten skulle förbättras på så vis att de med högre frekvens pendlade mellan

anoxiska och oxiderade tillstånd, i stället för att som i nuläget vara anoxiska under långa perioder, kan det medföra att kvicksilver i högre grad övergår i metylerad form och på så vis blir mer biotillgängligt, och alltså mer benäget att tas upp och lagras av organismer, exempelvis bottenfauna och fisk.

Vid de syrgasförhållanden som idag råder vid Brunnsvikens djupbottnar saknas i princip bottenfauna och sedimenten omblandas inte till följd av bioturbation. Tvärt om visar sedimentundersökningar på laminerade (varviga) sediment (Jonsson 2015). Under dessa förhållanden bör miljögiftskontaminerade sediment ostört överlagras med nytt material (ca 5 mm/år, Routh m.fl. 2004), vilket med tiden minskar risken för effekter i biota till följd av ”gamla synder”. Om å andra sidan åtgärder mot övergödning blir så pass framgångsrika att bottarna syresätts och bottenfaunan återvänder till de nu ”döda” bottarna kan det öppna för ökad transport av miljögifter via bottenfauna till fisk.

10.6 Risk för förvärrade miljögiftsproblem på grund av aluminiumbehandling?

Möjliga toxiska effekter på akvatiska organismer vid aluminiumbehandling summeras i ett antal omfattande litteraturstudier (Cooke m.fl. 2005, Huser & Köhler 2012). Studierna omfattar akut och kronisk toxicitet samt fysiska förändringar av bottenstrat och påverkan på bottenfaunan. Studierna visar att aluminium har låg reaktivitet och biotillgänglighet vid pH 6-9. Vid en aluminiumbehandling av sediment blandas aluminiumlösningen (PAX) upp med stora mängder vatten vilket ger ett pH på 7,2 då lösningen tillsätts till sedimenten (källa: Vattenresurs AB). Resultatet kan väntas ligga nära, eller högre än, de naturliga pH-förhållanden som råder i sedimenten. Risken för att aluminium i sig skulle vara toxiskt för bottenfauna fisk och plankton bedöms därför vara försumbar.

Om djupare bottnar (ackumulationssediment) utgör en källa till lösta miljögifter genom fysiskt läckage (diffusion) kan detta komma att påverkas av att aluminiumlösning blandas ner i sedimenten vid åtgärder mot internbelastning. En pH-förändring kan väntas påverka lösligheten av framförallt metaller. Resultatet vid behandling (7,2) kan enligt ovan väntas ligga nära, eller högre än, de naturliga pH-förhållanden som råder i sedimenten. Mot bakgrund av detta ter det sig osannolikt att aluminiumbehandlingen skulle medföra ökad frisättning av metaller. I Lötsjön som flera gånger fällts med aluminium, enligt äldre metodik, har ingen ökad anrikning av kvicksilver i fisk kunnat påvisas (Jernelöv 1970). Tvärtom spekuleras i att en minskad anrikning möjligen kan hänföras till behandlingen. Partikelbundna ämnen inklusive miljögifter bör bindas hårdare i botten sedimenten efter injicering av aluminiumlösning då den bildade flocken aggregerar sedimentpartiklarna. Behandlingen kan alltså väntas medföra en minskad transport av partikulärt material från sediment till vattenmassa. Ökad kunskap kring hur och i så fall hur aluminiumbehandling kan påverka utbytet av miljögifter mellan sediment och vattenmassa väntas från undersökningar av Norrviken på initiativ av Upplands Väsby kommun.

En tänkbar negativ effekt av en aluminiumbehandling är att föroreningar från djupare liggande sedimentskikt förs upp till ytan då aluminiumlösningen ”harvas” ner. Preliminära data från sedimentundersökningar av metaller vid tre stationer i Brunnsviken 2015 tyder på att halterna av enskilda metaller generellt ligger på liknande nivåer från ytan ned till cirka 20 cm sedimentdjup (Niras, opublicerade data). Kring sedimentdjup av 25 cm respektive 35-40 cm förekommer de flesta metaller i mycket kraftigt förhöjda halter, cirka 3-4 gånger högre än i ytsedimenten (bly, koppar, zink). Om en aluminiumbehandling skulle medföra en påverkan ned till mer än 20 cm sedimentdjup, och dessutom orsaka en omblandning av grundare och djupare liggande sedimentskikt kan det finnas risk för ökade totalhalter i ytsedimentet efter behandling. Normalt tillförs lösningen ned till ett sedimentdjup av 20 cm. Behandlingsdjupet kan dock styras och även övervakas via kameror på den bom där de slangarna lösningen tillförs genom är fästade. Enligt utföraren Vattenresurs AB sker inte någon vertikal omblandning av sedimentskikten vid behandling. Snarare ”lyfter” sedimentet för att sedan ”sätta sig” igen. Att så skulle vara fallet har foto- och video-dokumenterats vid behandling av Björnöfjärden, Värmdö.

10.7 Sammanfattande slutsats kring risker

Som framgår ovan är det svårt att förutsäga vilken nettoeffekt åtgärder mot övergödning får sett till halter och effekter av miljögifter. Att av den anledningen inte vidta åtgärder mot det omfattande miljöproblem som övergödningen i kustområdet utgör ter sig dock inte som något alternativ.

Avgörande för att en aluminiumbehandling ska kunna utföras på ett sätt som är säkert med hänsyn till miljögiftspåverkan är att den alltigenom utförs under välbuffrade förhållanden. För att inte riskera att åtgärden resulterar i förhöjda miljögiftshalter i Brunnsvikens ytsediment krävs dessutom att behandlingen begränsas till ett sedimentdjup av 20 cm eller att den inte medför att djupare liggande miljögiftskontaminerade sediment förs upp till ytan. Den teknik som beskrivs i denna utredning uppfyller enligt utföraren Vattenresurs AB dessa krav. I syfte att bekräfta detta kan fältförsök utföras med uppföljning av miljögiftshalter i ytsediment efter aluminiumbehandling av en större provyta. Sådana försök kan dock väntas bli mycket kostsamma (uppskattningsvis 1 Mkr) till följd av de höga startkostnader som är förknippade med aluminiumbehandling.

11 Tack

Ett särskilt tack riktas till tjänstemannagruppen för ett initierat och engagerat deltagande och projektledande. Tjänstemannagruppen har bestått av Ulf Mohlander, Juha Salonsaari, Fred Erlandsson och Jens Fagerberg (Stockholm); Pia Ekström och Niklas Pettersson (Sundbyberg), samt Per Tholander och André Meyer (Solna). Tack även till Per Jonsson, JP Sedimentkonsult, som delat med sig av sin kunskap om Brunnsvikens sediment och

sedimentationsförhållanden. Tack också till Hanna Portin som bidragit med indata från tidigare modelleringar av Brunnsvikens vattenutbyte.

12 Referenser

- Anonymous. 1993. Ekopark Inventory, Stockholm 1993. Naturhistoriska Riksmuseet, Svenska Maskprojektet.
- Allmyr, M., A. H. Österås & J. Sternbeck. 2014. Miljögiftsövervakning av ytvatten och fisk i Stockholms stad – sammanställning för år 2013, Miljöförvaltningen, Stockholms stad. Rapport från WSP.
- Anonymous. Råstasjön - Vattenkemisk beskrivning 2008. Rapport från Eurofins.
- Anonymous. Råstasjön - Vattenkemisk beskrivning 2009-10. Rapport från Eurofins.
- Bloch, I. 2012. Råstasjön 2009-2011. Eurofins, Rapportnummer 8875069-1921289.
- Cato, I. & A. Apler. 2011. Metaller och miljögifter i sediment – inom Stockholms stad och Stockholms län 2007. Länsstyrelsen i Stockholms län, 2011:19.
- Cooke, G.D., E. B. Welch, R. Peterson & S. A. Nichols. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. CRC Press, Boca Raton, FL. 591 pp.
- Engqvist, A. 2007. Analys av förutsättningarna för att effektivisera Brunnsvikens vattenutbyte genom olika pumpningsschemor för bottenvattnet. Rapport från A&I Engqvist Konsult HB.
- Erséus, C., R. Grimm, B. Healy, S. Lundberg, E. Rota & T. Timm. 1998. A survey of Clitellata in Nationalstadsparken, an urban national park in Stockholm, Sweden. Swedish Worm Project (SWORM) Department of Invertebrate Zoology, Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Huser, B., S. Egemose, H. Harper, M. Hupfer, H. Jensen, K. M. Pilgrim, K. Reitzel, E. Rydin, M. Futter. 2015. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Research 2015.
- Håkanson, L., Nilsson, Å., and Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. Environmental Pollution. 49:145-162.
- Jernelöv, A. 1970. Undersökning av kvicksilverhalt i fisk i sjöar som fällts med aluminiumsulfat. Särtryck ur Vatten 3/70.
- Jonsson, P. 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen i Stockholms län, 2015:3.
- Karlsson, 2016. Fosforutbyte i Brunnsviken. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U5560.

- Karlsson, M. & V. Thomas. 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B 2214.
- Liungman, M., E. Wijkblad, A. Boström, J. Johansson, K. Johansson, P.-A. Naturvårdsverket, 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Rapport 5507.
- Naturvårdsverket, 2008. Lakvatten från deponier. Fakta 8306.
- Naturvårdsverket, 2009. Alkylatbensin i småbåtsmotorer. Rapport 6307.
- Nilsson & C. Nilsson. 2013. Bottenfauna i Stockholms stad 2013. En undersökning av profundal- och litoralfauna i elva sjöar och ett brackvatten. Rapport från Medins biologi.
- Orrje & Co, 1969. Rapport nr 3 angående fällningsförsök i Lötsjön, Sundbybergs stad.
- Öman C, Malmberg M & Wolf-Watz C, 2000. Handbok för lakvattenbedömning. IVL Rapport B-1354. RVF Rapport 00:7.
- Österås, A. H., J. Sternbeck, K. Gyllenberg & A. Woldegiorgis. 2011. Miljögiftsövervakning av ytvatten och fisk i Stockholm Stad – sammanställning för år 2010, Miljöförvaltningen, Stockholm Stad. Rapport från WSP.
- Pettersson, T. 1999. Storm water ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola.
- Portin, H. 2011. Brunnsviken - Utvärdering av åtgärder för förbättrad vattenkvalitet. Examensarbete 30 hp. Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.
- Ramböll, 2001. Riskklassning av nedlagda deponier (SÖRAB).
- Routh, J. P. A. Meyer, Ö. Gustafsson, M. Baskaran, R. Hallberg & A. Schöldström. 2004. Sedimentary geochemical record of human-induced environmental changes in the Lake Brunnsviken watershed, Sweden. *Limnol. Oceanogr.*, 49(5), 2004, 1560–1569.
- Rydin, E. 2006. Rörlig fosfor i Långsjöns sediment. Naturvatten AB, Rapport 2006:9.
- Rydin, E. 2014. Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151: 181-185.
- Rydin, E., M. Malmaeus, M., Karlsson & P. Jonsson. 2011. Phosphorus Release From Coastal Baltic Sea Sediments As Estimated From Sediment Profiles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92:111-117.
- Stehn, A. 2011. Bottenfauna i Brunnsviken 2007. Rapport från Eurofins.
- Uggla E & Westling O, 2003. Utlakning av fosfor från brukad skogsmark. IVL Rapport B 1549.
- Vägverket, 2001. Uppföljning av reningseffekten i vägverkets dagvattenanläggningar i Linnéholm och vid Igelbäcken. Rapport 2001:0473.

Vägverket, 2009. Eugeniamaagasinet. Föroreningshalter och – mängder som släpps i Brunnsviken respektive Karlbergskanalen/Ulvsundasjön, idag och efter ombyggnad av Norra stationsområdet.

WRS, Structor & Naturvatten, 2015. Trehörningen – förslag till åtgärder för dagvattenrening.

Bilaga 1 Underlag

Dataunderlag			
Miljöövervakningsprogram vattenkemi		2015	
<i>Vattenkemi data:</i>			
Lötsjön, djuphåla	L1	2015	
Södra Råstabäcken, utlopp	R1	2015	
Norra Råstabäcken, utlopp (tilllopp V.bron)	R2	2008; 2015	
Råstasjön (djuphåla/2 m)	R3	2008; 2015	
Råstaån inlopp/Råstasjöns utlopp	R4	2002-2015	
Råstaån, Fröfjärdsparken (Vattenparken utlopp)	R5	2013-2015	
Råstaåns mynning/Råstaåns utlopp/Råstasjöns inlopp	R6	2000-2015	
Tivoli	B1	2000-2015	
Kräftriket	B2	2000-2015	
Pumphuset	B3	2000-2002; 2010-2015	
Ekhagen, Lilla Värtan		2000-2015	
Karantänbojen, Lilla Värtan		2000-2015	
Vattenkemisk beskrivning Råstasjön		2008	
Vattenkemisk beskrivning Råstasjön		2009-2011	
Edsviken MKP (inkl Lilla Värtan)		2014	
Edsviken MKP (inkl Lilla Värtan)		2015	tom aug
Pumpade flöden			
Utbyte med L. Värtan			
Akkumulativa volymer			
Växtplanktonundersökning		2013	
Bottenfauna		2013	
Bottenfauna		2007	
Miljögifter vatten		2013	WSP
Miljögifter vatten		2013-	
Miljögifter sediment		1991, 1997, 2002, 2007	
Miljögifter sediment		2013	
Miljögifter sediment		2015	Ej slutrapporterad
Markkartering St Stad		2015	
StormTac Solna Vatten		2015	Prel. version
<i>Specifika miljögiftsundersökningar:</i>			
Båtklubbar (ITM)			
Växtskyddsanstalten (LST/Solna)			
Nedlagda deponier (SÖRAB/RAMBÖLL)			
Data bräddningar pumpstationer spill inom ARO		SVAB	
Data bräddningar pumpstationer spill inom ARO		Solna	
Uppgifter om bräddningar pumpstationer spill inom ARO		Sundbyberg	

GIS-underlag	Sundbyberg	Solna	Stockholm	TrV
Karterad markanvändning	(x)	x	x	
Dagvattenledningsnät	x	x	x	
Tekniskt avrinningsområde	x	x	x	
Delavrinningsområden	x	x	x	
Utloppspunkter	x	x	x	
Gräns för verksamhetsområde VA			x	
Befintliga dagvattenåtgärder	x	x	x	x
Vägar, byggnader, mm för bakgrundskartor	x	x	x	
Miljöfarliga verksamheter	x	x	x	
Områden för pågående planarbeten	x	x	x	
Koppartaksinventering			x	

Bilaga 2 Resultat schablonberäkningar

Schablonberäknade föroreningsmängder Brunnsvikens ARO

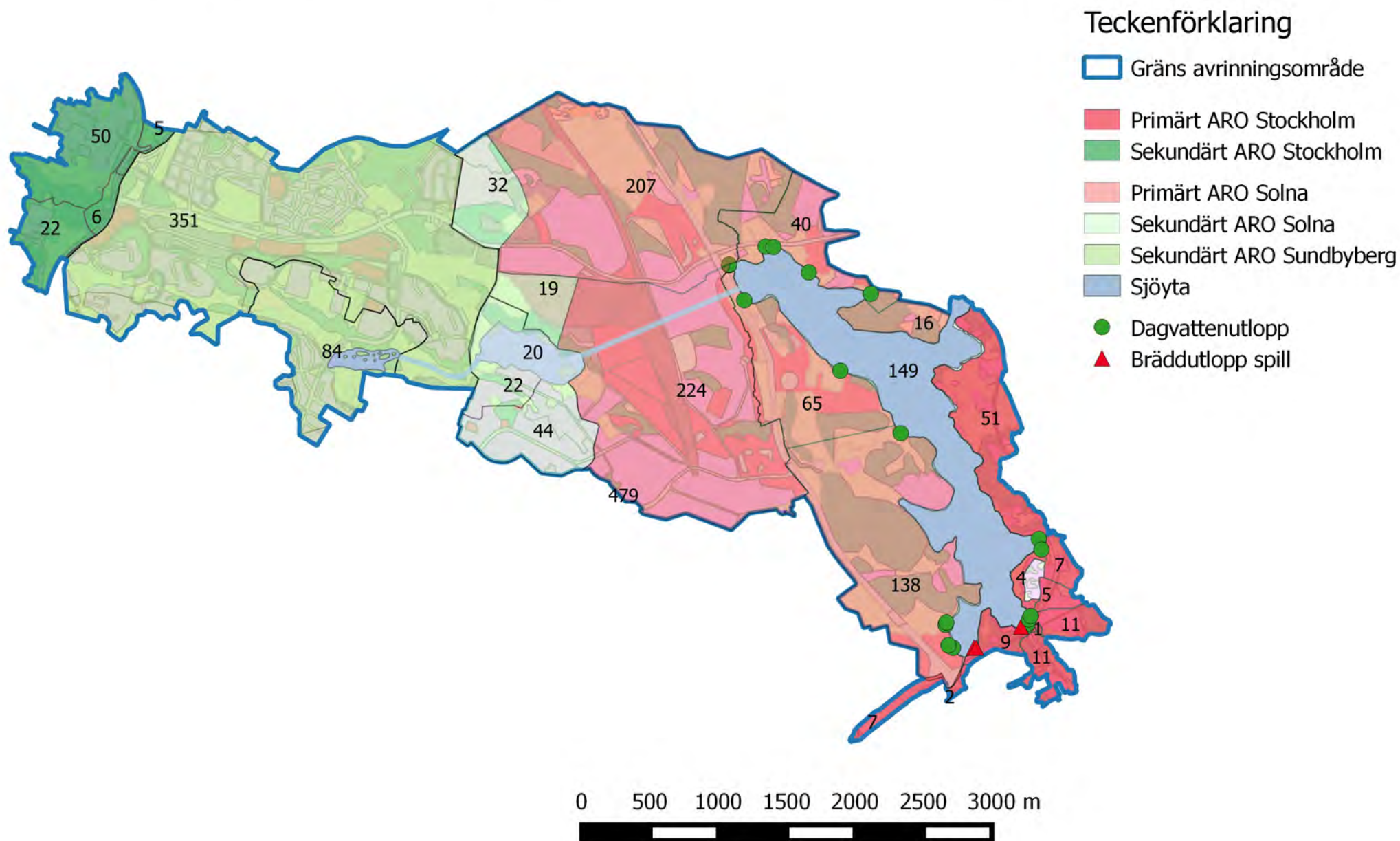
	Area	Ytandel	P	N	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Hg	SS	Olja	PAH ₁₆	Årsflöde
	ha		kg/år	ton/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	ton/år	kg/år	kg/år	Mm3/år
Råstaåns ARO	876		470	4,0	33	1,2	64	249	20	16	0,11	160	1711	1,4	2,27
Stockholm	83	10%	41	0,28	3,5	0,11	5,4	26	1,7	1,4	0,008	15,4	143	0,10	0,17
NV Mitten	7,0	1%	4	0,02	0,5	0,008	1,0	7	0,4	0,2	0,001	1,8	11	0,02	0,013
Nordväst	49	6%	29	0,19	2,4	0,083	3,2	13	0,9	0,9	0,006	11	103	0,06	0,116
NV Syd	22	3%	7	0,05	0,6	0,018	0,9	5	0,3	0,3	0,001	2,4	23	0,02	0,032
Rinkebytorp	4,8	1%	2	0,02	0,1	0,004	0,2	1	0,1	0,1	0,000	0,63	6	0,00	0,009
Sundbyberg	435	50%	219	2,0	12	0,55	28	104	9,2	7,1	0,052	74	854	0,46	0,98
Råstabäcken N	350	40%	180	1,6	10	0,47	24	90	7,7	6,0	0,043	62	736	0,39	0,81
Råstabäcken Södra	86	10%	39	0,39	1,8	0,087	4,5	13	1,5	1,1	0,008	12	118	0,07	0,17
Solna	357	41%	210	1,8	17	0,56	31	120	9,1	7,0	0,046	71	714	0,82	1,12
Råstasjön nordvästra	22		9,2	0,08	0,5	0,020	1,1	3,8	0,4	0,3	0,001	2,7	23	0,02	0,058
Råstasjön sydöstra	44		33	0,24	1,7	0,072	3,7	13	1,3	1,1	0,004	8,5	81	0,07	0,150
Sjöyta Råstasjön	17		3,3	0,18	0,1	0,009	0,2	0,9	0,0	0,1	0,002			0,007	
Järva krog -> Råstasjön	51		31	0,24	3	0,09	5	19	1	1,0	0,007	11	113	0,1	0,17
Järva krog -> Råstaån	223		134	1,05	12	0,37	21	83	6	4,5	0,032	49	496	0,6	0,74
Övriga ARO Brunnsviken, inkl sjöyta	719		275	3,6	25	0,8	42	187	13	9	0,07	98	894	1,0	1,4
Solna	563	78%	218	2,8	19	0,61	31	128	9,2	6,8	0,060	76	739	0,83	1,23
Bergshamra Kraus	40	6%	22	0,18	2,0	0,054	3,6	18	1,1	0,9	0,005	7,9	67	0,074	0,11
Järva krog exkl Råstasjön/ån	205	28%	123	0,97	11	0,34	19	76	6	4,1	0,029	45	455	0,5	0,68
Frösundaviks allé	65	9%	28	0,23	3,2	0,094	3,8	16	1,4	0,8	0,011	12	132	0,11	0,18
Stallmästaregården	138	19%	25	0,29	2,0	0,069	3,4	13	0,8	0,7	0,006	10	84	0,063	0,25
Väster om Ålkistan	16	2%	1,3	0,03	0,1	0,002	0,1	0,2	0,0	0,0	0,000	0,5	1,3	0,000	0,009
Sjöyta del av Brunnsviken	99	14%	19	1,1	0,8	0,053	1,4	5,0	0,2	0,4	0,010			0,042	
Stockholm	156	22%	57	0,9	6	0,1	10	59	4	3	0,01	22	155	0,2	0,2
Sjöyta del av Brunnsviken	50,0	20%	10	0,5	0,4	0,027	0,7	2,6	0,1	0,2	0,005			0,021	
Totalt	1 590		750	7,7	58	2,0	110	440	33	25	0,18	260	2 600	2,4	3,7

Brunnsvikens ARO	Area	Ytandel	P	N	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Hg	SS	Olja	PAH ₁₆	Årsflöde
(exkl P-dep sjöyta Brv)	ha		kg/år	ton/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	ton/år	kg/år	kg/år	Mm3/år
Solna	920	58%	409	4,6	36	1,17	62	248	18,2	13,8	0,11	147	1453	1,65	2,35
Sundbyberg	435	27%	219	2,0	12	0,55	28	104	9,2	7,1	0,05	74	854	0,46	0,98
Stockholm	239	15%	88	1,2	9	0,26	16	85	5	4	0,02	37	298	0,3	0,37
Totalt	1 590	100%	720	7,7	58	2,0	110	440	33	25	0,18	260	2 600	2,4	3,69
Varav Råstaåns ARO	876	55%	470	4,0	33	1,2	64	249	20	16	0,11	160	1712	1,4	2,27

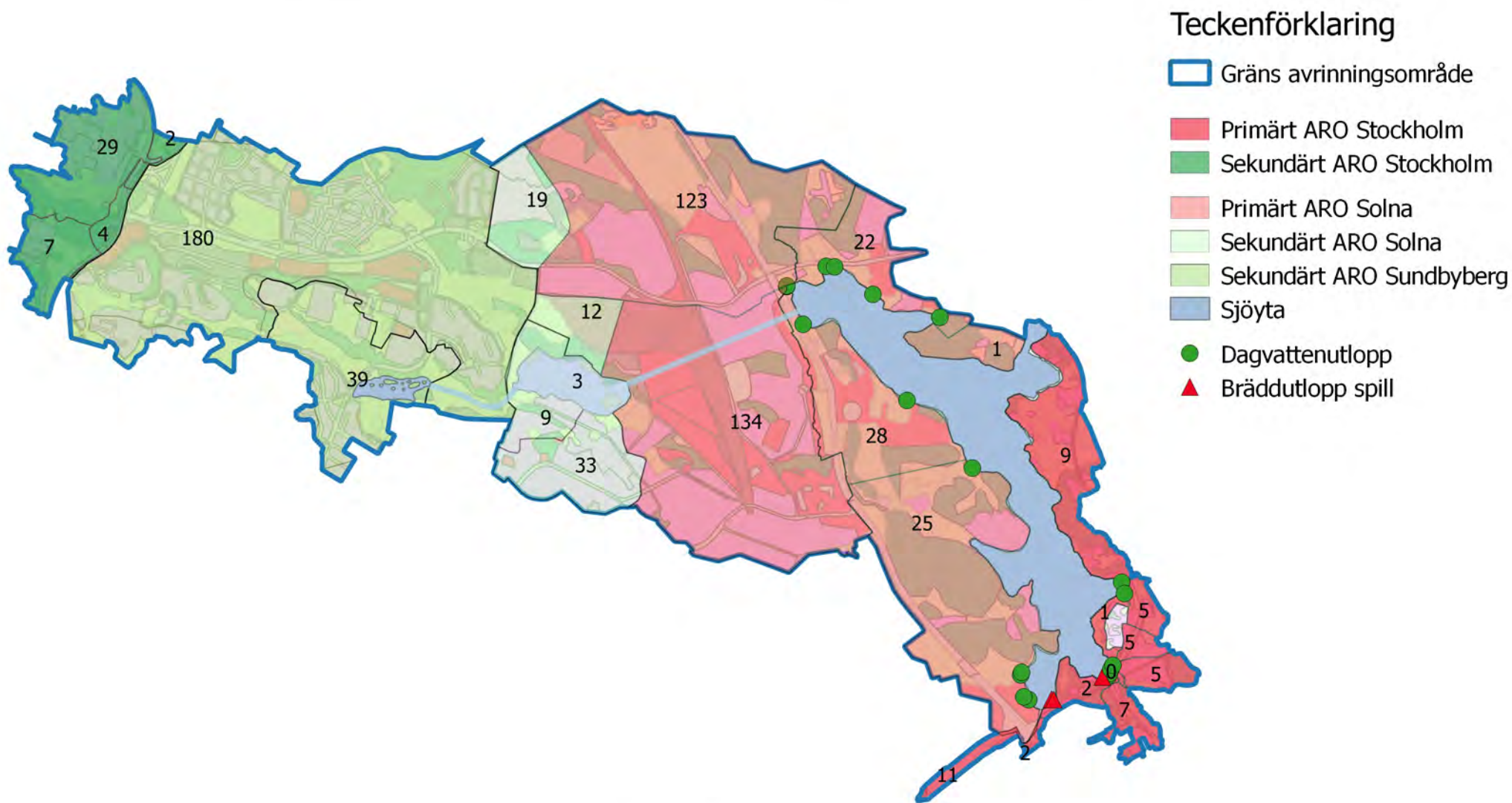
ARO Råstabäcken Norra	433		221	2	14	1	29	116	9	7	0	77	880	0	0,98
ARO Råstabäcken Södra	86		39	0	2	0	4	13	2	1	0	12	118	0	0,17
ARO Övriga Råstasjön	134		76,1	0,7	5,0	0,2	9,8	37	3,1	2,5	0,0	22	218	0,2	0,38
Summa ARO Råstasjön	653		336	3	21	1	43	166	14	11	0	111	1215	1	1,52
Järva krog -> Råstasjön/ån	274		165	1,30	15	0,46	26	102	7	5,5	0,039	60	610	0,7	0,92

Specifik transport	Area	P	N	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Hg	SS	Olja	PAH ₁₆	Årsflöde
	ha	kg/ha,år	kg/ha,år	g/ha, år	g/ha, år	g/ha, år	kg/ha, år	g/ha, år	g/ha, år	g/ha, år	kg/ha, år	kg/ha, år	g/ha, år	l/s, ha
Solna	920	0,45	5,0	39	1,3	68	0,27	20	15	0,12	160	1,6	1,8	8,1
Sundbyberg	435	0,50	4,5	28	1,3	65	0,24	21	16	0,12	169	2,0	1,1	7,1
Stockholm	239	0,37	4,9	39	1,1	66	0,35	23	17	0,09	155	1,2	1,4	4,9

Yta delavrinningsområden Brunnsviken (ha)



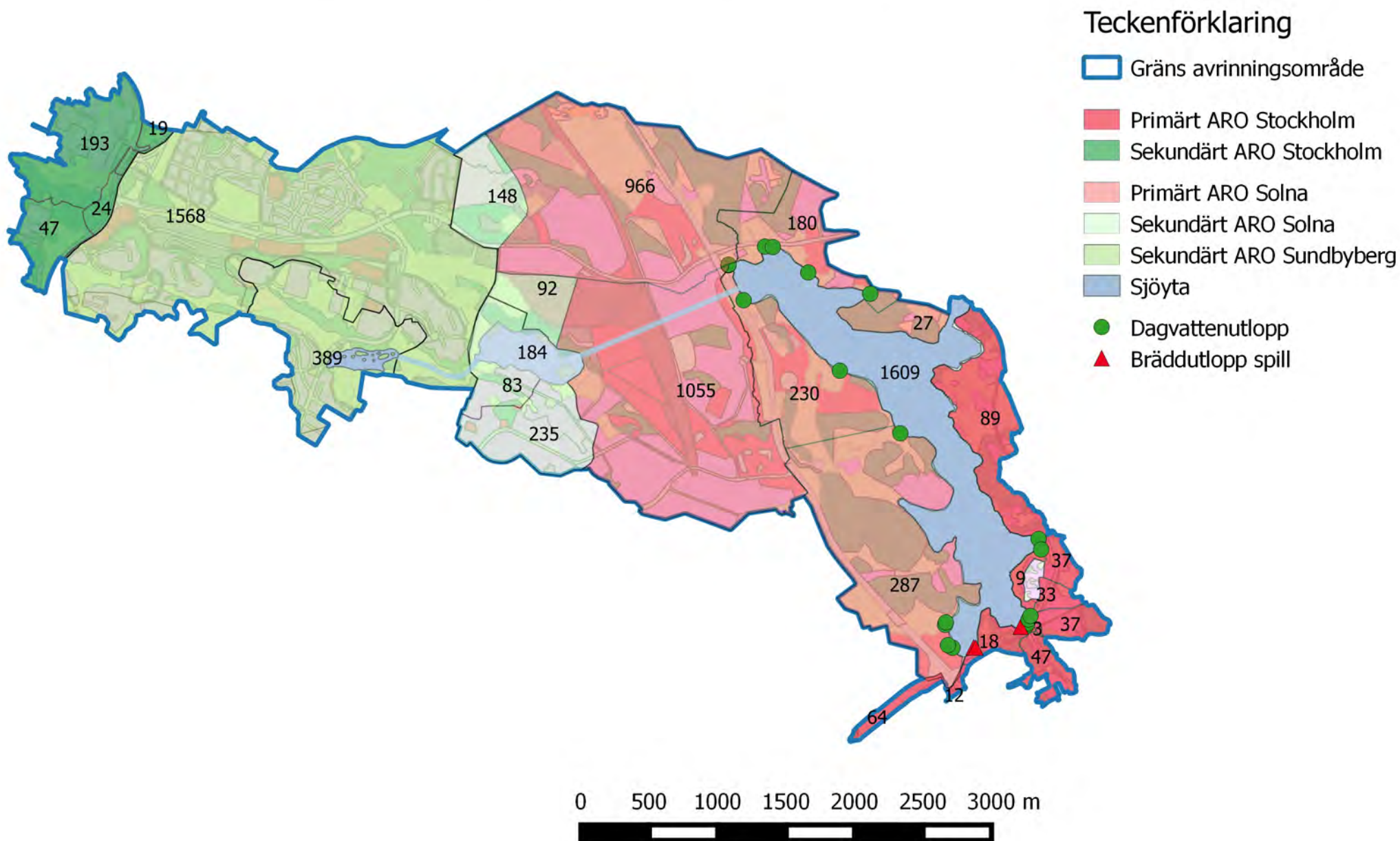
Fosfortillrinning till Brunnsviken (kg/år)



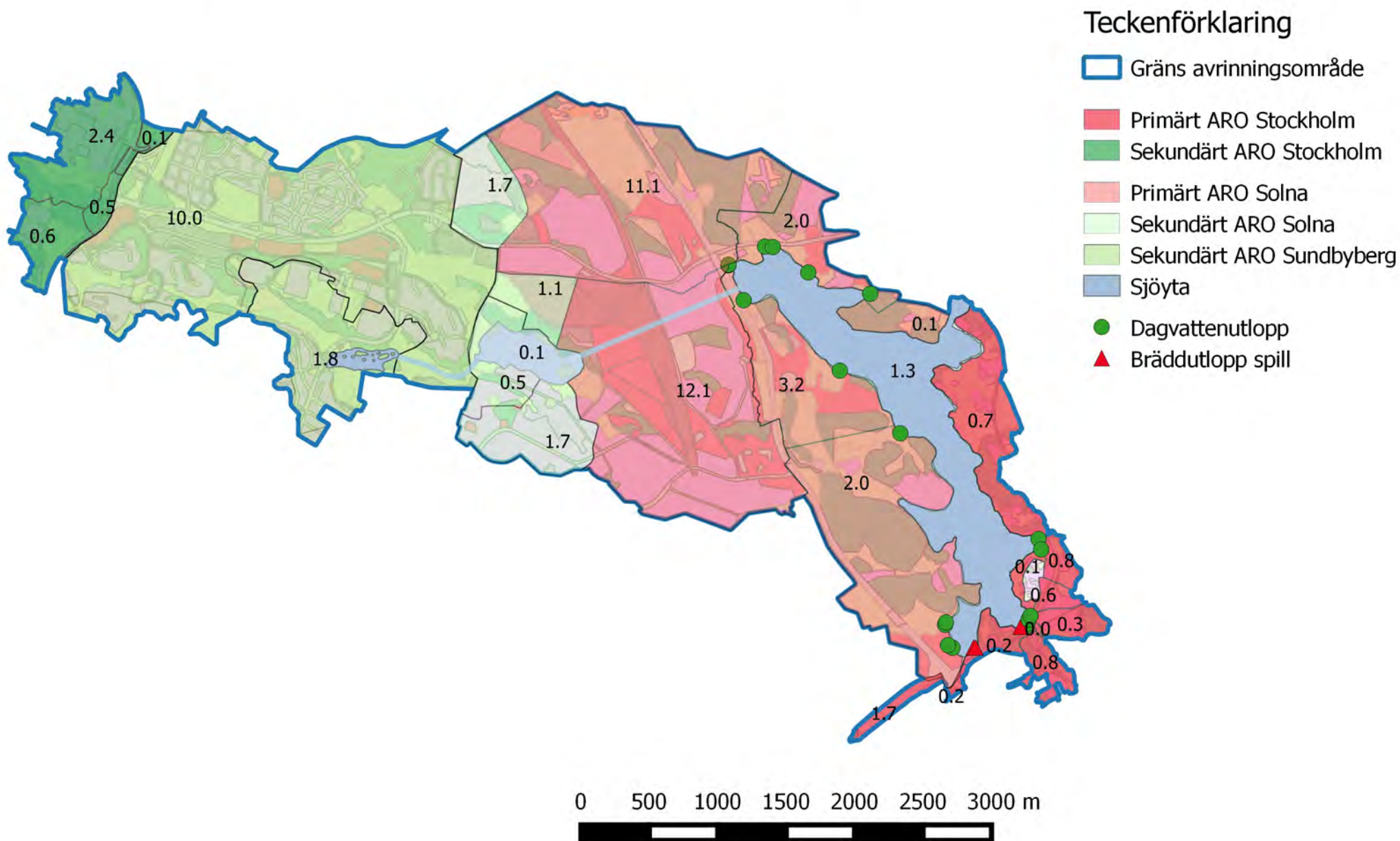
0 500 1000 1500 2000 2500 3000 m



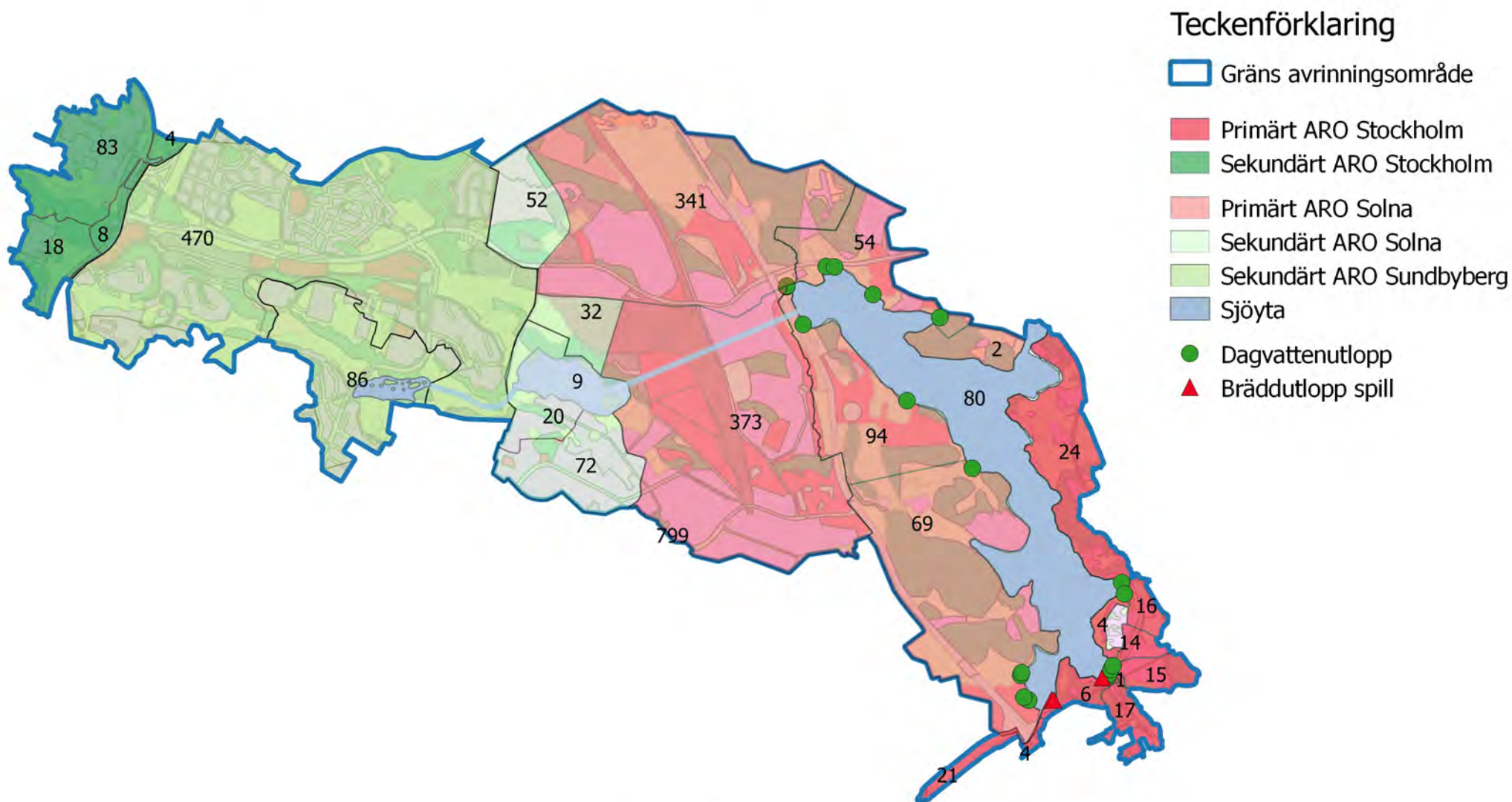
Kvävetillrinning till Brunnsviken (kg/år)



Blytillrinning till Brunnsviken (kg/år)



Kadmiumtillrinning till Brunnsviken (g/år)



0 500 1000 1500 2000 2500 3000 m



Bilaga 3 Bedömning av potentiella punktkällor i avrinningsområde och recipient

”Gamla synder”					
So = Solna, St = Stockholm, Su = Sundbyberg					
	Objekt/ verks-samhet	Årtal	Föroreningar	Bedömning	Förslag mht MKN
So	Statens Växtskydds-anstalt	Nedl. 1974 Sanerad 19XX?	DDT, Lindan, As, Hg, Sn (Tenn), klorerade hydrokarboner, aromater. Koppling BV:s problematik: Sn - TBT?	Ej förhöjda halter i sedimentet utanför. Inga tunnor funna vid dykning.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN.
So/ St	Dumpning av ammunition	Många dec. sedan	Pb? Koppling BV:s problematik: Pb	Sannolikt överlagrat av sediment. Troligen mkt svårt att återfinna.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN. Påträffade objekt bör avlägsnas i den mån det är rimligt.
St	MIFO: Ferniss-Aktiebolaget (Färgindustri)		Tungmetaller – båtbottnfärger?	Antas vid behov saneras i samband med dp Albano.	Ingen ytterligare åtgärd bedöms krävas mht MKN.
So	MIFO: Skjutfält Ing 1		Pb? Koppling BV:s problematik: Pb	Långt upp i ARO. Bly liten rörlighet i mark. Bedöms i första hand vara en lokal förorening som saneras vid ev. exploatering.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN.
So	Nedlagd deponi, Nedre Järva, Kvarnudden Riskklass 3, Måttlig risk	1978-1984	Rivningsavfall och schaktmassor deponerades i grustäkt.	Deponin är täckt. Del av reserv-vattentäkt. Norrvatten har tillsyn på vattenkvaliteten.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN.
So	Hagalund - upplag Riskklass 3, Måttlig risk	1974-	Upplag av oljehaltiga ballastmassor. Olja (alfifater), PAH, Ni.	Låga halter. Skyddsåtgärder vidtagna. Saneras vid behov i samband med exploatering.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN.
So	Nedlagd deponi, Hagaparken Riskklass 3, Måttlig risk	1960-1980	Bygg- och rivningsavfall mm deponerades i grustäkt.	Stor spridnings-potential pga läge i ås. Otillräckligt underlag framme för bedömning.	Se förslag till kunskaps-höjande åtgärd

Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken, WRS AB & Naturvatten i Roslagen AB, 2016-03-08

So	Nedlagd deponi, Råstasjötippen Riskklass 2, Stor risk	1912-1956	Hushålls- och byggavfall. Markföreningar : Zn, As, Cd, PAH Halter? Stor risk bedömd i tidigare utredning i förhållande till nuvarande markanvändning, idrott – barn/unga (Riskklassning av nedlagda deponier, 2011, Ramböll (SÖRAB))	Täta jordarter. Ingen påvisad påverkan på GV. Litet avstånd till Råstasjön – potentiellt stor risk för spridning via avrinning. Dock förmodat små transporter till följd av hög ålder. Viss näringspåverkan tänkbar.	Se förslag till kunskaps- höjande åtgärd
----	---	-----------	---	--	---

”Pågående synder”				
	Objekt	Föreningar	Bedömning	Förslag
So	Spolvatten Eugenia-tunneln och norra länken	Mkt höga halter av tungmetaller och PAH mm.	Sannolikt mkt hög reningseffekt. Föreningar på tunnelväggar associerade till partiklar.	Ingen åtgärd bedöms krävas mht MKN.
St	Segelsällskapet Brunnsviken och övriga båtklubbar	TBT (antracen?), koppar, bly, zink, PAH	Mkt höga halter TBT. Mängder? Spridningsrisker?	Se förslag till kunskaps- höjande åtgärd
So/ St	Utsläpp från båtmotorer	Antracen och andra PAH:er.	Låg verkningsgrad (20-30% spolförluster) och ofullständig förbränning (NV, 2009. Alkylat-bensin i småbåts-motorer. Rapport 6307. Mängder?	Se förslag till kunskaps- höjande åtgärd

Bilaga 4 Förändrad föroreningstillförsel till följd av planerad bebyggelse och nya reningsanläggningar

Planerade förändringar i ARO - reningsanläggningar och bebyggelse													
	Areal/ARO	Markanv.	Q	P	Tillskott			Cd	Cu	Zn	Antracen	Referens	Kommentar
	ha		m ³ /år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	g/år		
TrV													
1			-18 000	-0,3	-65	-0,01	-4,4	-0,1	-1			Vägverket, 2009	Väg -> bostadsområde med LOD, men hög reningsgrad i Eugenia.
Solna													
3	20,7	Kontor/bostäder	100 000	15	150	-	24	1,9	6,8			Sweco, 2015	Tidigare mestadels till Ulvsunda. Förtätning. Hela den nya transporten antas vara en ökning.
Stockholm													
4	5,5+19	Trafik+bostäder	27 000	6	80	0,3	10	0,6	2			Stockholm Stad, 2015	
5	11,8	Bostäder/trafik	27 000	5	50	0,21	12	1	3			Sweco, 2014	Egen beräkning
6	10	Bostäder	18 000	-2	-16	-0,7	-30	-0,8	-5,9			Yta från Stockholm Stad, 2012	9 ha verksamhetsområde, 1 ha skog blir 10 bostadsområde. Egen beräkning.
7				-3	-10	-0,5	-7	-1,1	-6,7			WSP, 2015. Bilaga 4	
Sundbyberg													
	37,1			9	50	0,3	26	0,6	3,3				
	13,8	Bostäder											
	4,6	Bostäder											
	1,3	Vägyta											
	1,2	Bostäder											
	0,2	Industri											
	1,8	Industri											
	2,2	Centrum											
	1,6	Centrum											
8	2,6	Bostäder											
9	1,2	Bostäder											
10	6,8	Bostäder											
Summa			154 000	30	239	-0,36	30	1,8	1,2				

Stockholm Stad, 2012. MKB Detaljplan för Albano (Tyréns).

Stockholm Stad, 2015. Dagvattenstrategi Hagastaden (Sweco), 20 augusti 2015.

Sweco, 2014. Vallhallavägen dagvatten. Översiktlig dagvattenutredning i och med programområde för Vallhallavägen (SVVAAB).

Sweco, 2015. Dagvatten Norra Hagastaden (Iterio AB), 2015-08-28.

Vägverket, 2009. Eugenia magasinet. Föroreningshalter och -mängder som släpps i Brunnsviken respektive Karlbergskanalen/Ulvsundasjön, idag och efter ombyggnad av Norra stationsområdet
WSP, 2015. Förstudie reningsanläggning trafikdagvatten Roslagsvägen - delen söder om Albanohöjden. 2015-11-04.

Bilaga 5 Kostnadsberäkningar

Uppskattning av kostnad per kg avskiljd fosfor						
Version 2016-06-30						
	Förslag 1		Förslag 2		Förslag 3 och 8	
	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög
Investering	5 000 000 kr	10 000 000 kr	500 000 kr	1 000 000 kr	500 000 kr	1 000 000 kr
	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr
Kalkylränta	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%
Drift (kr/år)	70 000 kr	70 000 kr	70 000 kr	150 000 kr	70 000 kr	70 000 kr
Avskrivningstid (år)	20	20	20	20	20	20
Årskostnad	438 000 kr	806 000 kr	107 000 kr	224 000 kr	107 000 kr	144 000 kr
Avskilda kg P	45	45	25	25	7	7
Årskostnad/avskiljd kg P	9 733 kr	17 911 kr	4 280 kr	8 960 kr	15 286 kr	20 571 kr
	Förslag 4 och 7		Förslag 6		Förslag 5	
	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög
Investering	750 000 kr	1 500 000 kr	2 500 000 kr	5 000 000 kr	500 000 kr	1 000 000 kr
	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr	0 kr
Kalkylränta	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%	4,0%
Drift (kr/år)	70 000 kr	70 000 kr	0 kr	0 kr	20 000 kr	40 000 kr
Avskrivningstid (år)	20	20	20	20	20	20
Årskostnad	125 000 kr	180 000 kr	184 000 kr	368 000 kr	57 000 kr	114 000 kr
Avskilda kg P	8	8	50	50	5	5
Årskostnad/avskiljd kg P	15 625 kr	22 500 kr	3 680 kr	7 360 kr	11 400 kr	22 800 kr

Skablonkostnad drift och underhåll	Frekvens	Tidåtgång, h	Årstimmar	Timpris	Årskostnad
Tillsyn, ggr/år	12	4	48	500	24 000
Skötsel o reparation, ggr/år	4	8	32	500	16 000
Material					5 000
Delsumma A) löpande drift och skötsel			80	500	45 000
Kostnad sedimenthantering damm	Kostnad	Årskostnad			
Kontroll sediment, vart 5:e år	10 000	2 000			
Rensning grovsediment, vart 10:e år	80 000	8 000			
Sedimentrensning, vart 20:e år	300 000	15 000			
Delsumma B) sedimenthantering damm		25 000			
Totalt långsiktig drift damm (A+B)		70 000			
Kostnad sedimenthantering skärmba	Kostnad	Årskostnad			
Kontroll sediment, vart 5:e år	10 000	2 000			
Rensning grovsediment, vart 10:e år	80 000	8 000			
Sedimentrensning, vart 20:e år	1 500 000	75 000			
Delsumma C) sedimenthantering skärmbassäng		85 000			
Totalt långsiktig drift skärmbassäng (A+C)		130 000			

Bilaga 6 Källor till fosfor i Brunnsvikens vattenmassa

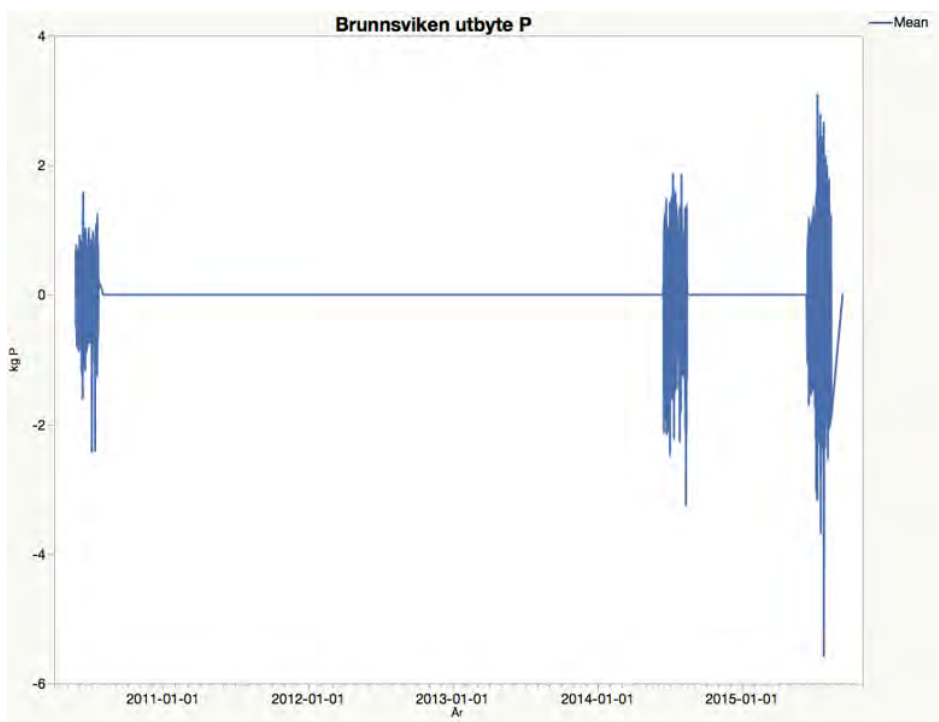
Atmosfärisk deposition

Fosforbelastningen via atmosfärisk deposition, det vill säga via luftburet nedfall direkt till Brunnsvikens vattenyta, anges av SMHI (vattenweb) till 9 kilo per år.

Utbyte med Lilla Värtan

I aktuell utredning kvantifierades fosforutbytet mellan Brunnsviken och Lilla Värtan dels genom empiriska beräkningar, dels genom en modell för fosforflöden i Östersjöns kustområden (Karlsson 2016). Utöver detta presenteras även de modellerade fosforflöden som anges av SMHI (vattenwebb).

Avsikten i de empiriska beräkningarna var att använda uppmätta totalfosforhalter från vid provtagningsstationer i Brunnsviken och Lilla Värtan (Ekhagen), samt att nyttja tryckdata som levererats av Stockholm Vatten. Fosforutbyte mellan de båda vikarna kunde dock enbart beräknas för korta episoder, se figur 1, eftersom sammanhängande perioder med underlagsdata saknades.

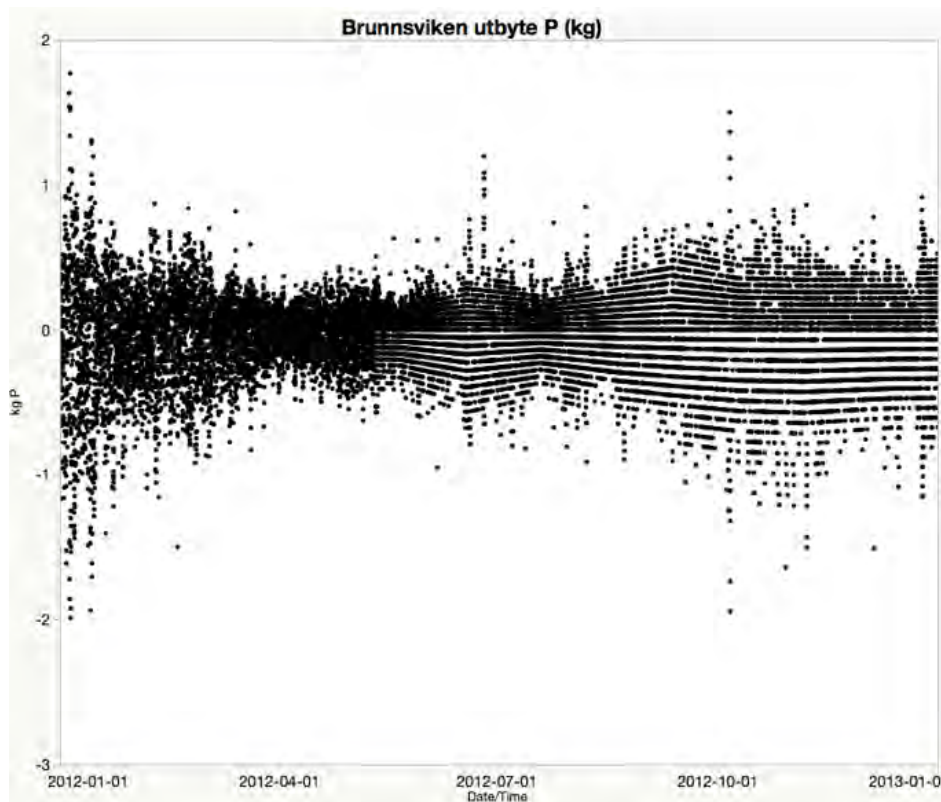


Figur 1. Fosforutbyte (kg/år) över Ålkistan 2011-2015 beräknat från tryckdata och skillnad mellan fosforhalter i Brunnsviken och Lilla Värtan.

Försök gjordes också att beräkna fosforflödet med hjälp av tidigare beräkningar av vattenutbyte mellan de båda vikarna (Portin 2011, Engqvist 2007). Dessa beräkningar redovisar högupplösta flöden genom Ålkistan. Befintliga

flödesberäkningar indikerar ett flöde byter riktning ungefär var sjätte timme. Beräkningar av fosforflöden baserat på dessa vattenflöden gav dock orimliga resultat med exporter på ett fåtal kilo fosfor per månad. En kontrollberäkning av vilket vattenstånd angivna flöden skulle resultera i för Brunnsviken indikerade också orimliga resultat.

Ytterligare ett försök att empiriskt beräkna fosforflödet gjordes genom att använda uppmätta vattenstånd för en någorlunda likartad vik (Björnöfjärden) i länet för vilken högupplöst vattenståndsvariation (30 min) finns tillgängligt för 2012. Vattenståndsdata kombinerades med haltskillnaden mellan Brunnsviken (Tivoli) och Lilla Värtan (Ekhagen), vilken i brist på mätdata uppskattades från skillnaden mellan mätstationerna perioden 2000-2010. Halter för varje halvtimme beräknades genom linjär interpolering mellan mättillfällena. Utfallet av beräkningen illustreras i figur 2. Över året sker växelvis en import av fosfor till Brunnsviken från Lilla Värtan (positiva mängder), och en export från Brunnsviken till utanförliggande havsområde (negativa mängder). Beräkningen resulterade i en sammanlagd uttransport (nettoexport) från Brunnsviken till Lilla Värtan på 770 kg/år med den största exporten i januari och oktober. Resultatet måste betraktas som osäkert på grund av det bristfälliga dataunderlaget. Uppgiften är ändå relativt samstämmig med den nettoexport som indikeras av modellberäkningar för år utan pumpning, nämligen 600 kg/år (Karlsson 2016). Vid kontinuerlig pumpning av bottenvatten (tidig vår-senhöst) modellberäknades nettoexporten till Lilla Värtan till hela 1,2 ton/år. Som jämförelse redovisar SMHI en nettoexport på 420 kg/år.



Utifrån djupkartan beräknades arealen av de olika djupområdena inom det representativa området. Därefter fastställdes vilket djupområde de olika provtagningsdjupen vid provpunkten Tivoli skulle representera. Med hjälp av djupområdenas volymer beräknades ett viktat medelvärde för provdjupen 6, 8, 10 och 12 meter. Det viktade medelvärdet beräknades för varje provtagningsstillfälle och perioden 2000-2015. Utifrån detta viktade medelvärde beräknades fosformängden i vattenmassan med ledning av volymerna vid medelvattenstånd. De beräknade mängderna vid provpunkten Tivoli användes sedan för att beräkna mängder i hela Brunnsviken enligt antaganden om transport- och ackumulationsbottnarnas utbredning enligt ovan. Beräknade mängder (kg) användes därefter för att uppskatta läckagehastigheten för vinter (jan-mar) respektive sommar (jun-sep). Läckta mängder plottades års- och periodvis i en graf där x-axeln representerar månader och y-axeln läckaget i kg. Lutningen på kurvan gav utläckagehastigheten per månad. Internbelastningen per år beräknades därefter som summerat medelläckage per månad. Med denna metodik beräknades den årliga internbelastningen till 1050 kg fosfor/år för år utan pumpning av bottenvatten (2002-2006). Den period då pumpning utfördes kontinuerligt (2010-2015) kunde ingen internbelastning beläggas, även om den med största sannolikhet alltså pågick. Rimligen medför pumpningen en utarmning av sedimentens fosforförråd och ackumulerade mängder av läckagebenägen fosfor. Internbelastningens storlek efter 2010 är därför osäker. Osäkerheter kan också kopplas till att beräkningarna baserats på mätdata från endast en station (Tivoli) som är den enda där fosforhalter mäts. Ytterligare osäkerheter ligger i de antaganden som gjorts om Brunnsvikens olika botten typer. En sedimentundersökning som omfattar kartering av botten typer, fosforhalter och fosfors bindningsformer (fosforfraktionering) ger värdefulla underlag för minskad osäkerhet i denna typ av beräkningar. Hypoxiska sediment som de i Brunnsviken håller normalt en mindre mängd läckagebenägen fosfor till följd av att järnbunden fosfor saknas. Det är mycket möjligt att den omfattande internbelastningen inte främst beror på att sedimentens förråd av läckagebenägen fosfor är särskilt stora, utan kanske snarare av att fosforomsättningen är mycket effektiv. Om så är fallet är det än mer sannolikt att de senaste årens pumpning medfört en avklingning av internbelastningen.