SWECO

RAPPORT

MILJÖFÖRVALTNINGEN, STOCKHOLM STAD

Åtgärdsprogram Kyrksjön

UPPDRAGSNUMMER 1143788000

2017-03-03

DAGVATTEN, SJÖAR & VATTENDRAG

Uppdragsledare: Tobias Renlund

Biträdande uppdragsledande: Malena Berge

Handläggare: Madelene Agnarsson, Caroline Hansson

Granskning och kvalitetssäkring: Irina Persson

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. Syftet med att ta fram underlag till lokalt åtgärdsprogram för sjön Kyrksjön är att undersöka möjligheterna till att uppnå MKN och föreslå åtgärder för att uppnå god status.

Kyrksjön är en liten sjö belägen i västerort i Stockholm stad med en sjöyta på 6,7 ha och ett tillrinningsområde på ca 47 ha. Sjön ingår i Kyrksjölötens naturreservat och området runt sjön är viktig för när-rekreationen. Kyrksjön är klassad som vattenförekomst (SE658289-162007) från och med vattenförvaltningscykel 3 som sträcker sig 2015-2021.

Uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status genomfördes baserat på tillgänglig underlagsdata och enligt gällande föreskrifter (HVMFS 2013:19, HVFMS 2015:4). Den ekologiska statusen klassas till dålig status på grund av dålig status på kvalitetsfaktorn fisk i sjöar. Den kemiska statusen bedöms även den inte uppnå god status på grund av för höga halter PFOS i vatten. PFOS var det enda ämnet som från mätningar visats överskrida gränsvärdet. PBDE och kvicksilver uppnår inte god status i sjön baserat på den nationella extrapolering som ligger till grund för att dessa ämnen utgör nationella undantag. Dessa ämnen har alltså inte klassats utifrån mätningar i Kyrksjön.

De ekologiska kvalitetsfaktorer som inte uppnår god status är kvalitetsfaktorerna makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar samt ljusförhållande och syrgasförhållandet. Syrgasförhållandet är det som främst påverkar livet i sjön negativt. Speciellt längre perioder av syrebrist och svavelväte på botten medför skador på faunan. Anledningen till de låga syrehalterna har inte kunnat fastställas då det inte som i de flesta fall beror på höga halter näringsämnen. Näringsämnen uppnår god status i Kyrksjön. Orsaken till den låga statusen för ljusförhållanden är inte heller fastställd då detta i de flesta fall är kopplat till stora mängder växtplankton i en klar sjö. I Kyrksjön bedöms dock statusen vara god för kvalitetsfaktorn växtplankton.

Klassningen av den kemiska statusen till uppnår ej god status baseras enbart på att halterna av PFOS överskrider gränsvärdet. Ett exakt beting för PFOS utryckt som behövd reducering i mängd per år har inte kunnat fastställas då den totala belastningen PFOS per år inte kunnat beräknas. Det är dock möjligt att fastställa att halten i PFOS i vattnet behöver minska med 99 %. PBDE och kvicksilver är klassade utifrån nationell extrapolering och beting kunde därför inte tas fram för dessa ämnen.

För att arbeta mot att Kyrksjön ska kunna uppnå god status har kunskapshöjande åtgärder föreslagits tillsammans med åtgärder i sjön och möjligtvis i tillrinningsområdet. Den främsta

Sweco	Sweco Environment AB	Tobias Renlund
Gjörwellsgatan 22	Org.nr 556346-0327	
Box 340 44	Styrelsens säte: Stockholm	Stockholm
SE 100 26 Stockholm, Sverige		Telefon direkt +46 (0)8 695 60 64
Telefon +46086956000		Mobil
Fax +46086956010		tobias.renlund@sweco.se

åtgärden som föreslås är att förbättra syrgasförhållandet genom att anlägga luftningsaggregat samt skörda och ta bort vegetation från sjön. Vid skörd måste hänsyn tas till den rödlistade kransalgen rödsträfse som finns i sjön. Genom att förbättra syrgasförhållandet bedöms förutsättningarna för faunan i sjön förbättras. Nya mätningar bör genomföras för att kontrollera statusen för makrofyter, bottenfauna och fisk efter det att syrehalterna stabiliserats på en godtagbar nivå. Det är möjligt att fler åtgärder krävs för att kvalitetsfaktorerna för makrofyter, bottenfauna och fisk ska kunna uppnå god status, vilket då behöver utredas. Exempelvis kan nya fiskarter behöva återintroduceras. Ljusförhållandet antas förbättras i takt med övriga parametrar men kan behöva utredas närmare om så inte är fallet.

Ifall problem kvarstår efter att genomförda åtgärder förbättrat syrenivåerna är det möjligt att förhöjda näringsämnen trots allt kan utgöra ett problem för sjön. I så fall föreslås att åtgärder utförs i tillrinningsområdet för att minska belastningen via dagvattnet. Två åtgärdsförslag i tillrinningsområdet presenteras som tillsammans uppskattas kunna minska halten näringsämnen med ca 10 %.

Kyrksjön bedöms kunna nå god ekologisk status ifall åtgärder i form av luftningsaggregat och vegetationsborttagning utförs med hänsyn till rödlistad art i sjön. Nya arter kan behöva etableras för att kvalitetsfaktorerna för makrofyter och fisk ska uppnå god status. Ljusförhållandet uppnår troligen god status till följd av att andra parametrar i sjön förbättras. Är detta inte fallet behövs en ny utredning utföras för att finna orsak utifrån förutsättningarna som då råder. Det kommer dock krävas tid för att uppnå förbättringen så det är inte säkert att detta uppnås till år 2021. Den kemiska statusen bedöms inte kunna uppnå god status på grund av för höga halter PFOS. Om PFOS undantas, bedöms den kemiska statusen kunna klassas till god ifall inte nya ämnen med förhöjda halter upptäcks vid nya mätningar.

Innehållsförteckning

1 Inledning 1

1.1 Bakgrund 1

1.2 Syfte 1

1.3 Avgränsningar 1

2 Underlag 2

3 Övergripande metodik 2

4 Kyrksjön 3

4.1 Växt- och djurliv 4

4.2 Inlopp & utlopp 5

4.3 Övergripande miljöstatus och statusklassning enligt VISS 5

4.3.1 Ekologisk status enligt VISS 6

4.3.2 Kemisk status enligt VISS 6

4.4 Genomförda åtgärder 7

4.4.1 I tillrinningsområdet 7

4.4.2 I sjön 7

5 Tillrinningsområde och påverkansanalys 7

5.1 Påverkansanalys av markanvändning 10

5.2 Befintliga punktkällor och markföroreningar 12

5.3 Pågående planarbete och exploateringar 12

6 Statusklassning enligt ny bedömning 13

6.1 Ekologisk status 13

6.1.1 Biologiska kvalitetsfaktorer 14

6.1.2 Fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer 14

6.1.3 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer 15

6.2 Kemisk status 17

6.3 Övriga miljöproblem 18

7 Möjliga orsaker till miljöproblem 19
7.1 Biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna 19
7.2 Ammoniak 20
7.3 Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och dess derivat 21
7.4 Kvicksilver (Hg) – Nationellt undantag 21
7.5 Polybromerade difenyletrar – Nationellt undantag 21

8 Beting 22
8.1 Belastning från tillrinningsområde 22
8.2 Internbelastning fosfor 22
8.3 Förbättringsbehov 23

9 Åtgärdsförslag i recipienten 23

10 Kunskapshöjande åtgärder 24
10.1 Före åtgärder i recipienten 24
10.2 Efter åtgärder i recipienten 25

11 Åtgärdsförslag i avrinningsområdet 25
11.1 Dimensionering anläggningar 25
11.2 Underlag för kostnadsuppskattning 26
11.3 Åtgärdsförslag 27

12 Övriga åtgärder 32

13 Osäkerheter 32

14 Diskussion 33
14.1 Förslag till arbetsgång för att nå god Ekologisk status 34
14.2 Förslag till arbetsgång för att nå god Kemisk status 35

15 Slutsats 36

16 Referenser 36

Bilaga 1a– Karta delavrinningsområde, Kyrksjön 40

Bilaga 1b – Markanvändning, Kyrksjön 41

Bilaga 2 – Förslag på MKN, Kyrksjön **42**

Bilaga 3 – Funktion av anläggningar i åtgärdsförslag **55**

Bilaga 5 – Placering av reningsanläggningar **59**

Bilaga 6 – Fosformodellering av Kyrksjön **60**

1 Inledning

I Stockholm pågår arbetet med att förbättra vattenkvaliteten för att nå god kemisk och ekologisk status i kommunens vattenförekomster. För varje vattenförekomst som inte uppnår god ekologisk och/eller kemisk status ska åtgärdsprogram tas fram. Detta för att utreda källor till problem och möjliga åtgärder.

Sweco har i och med detta fått i uppdrag att arbeta fram underlag till det lokala åtgärdsprogrammet för Kyrksjön. Kyrksjön är en antagen vattenförekomst (SE658289-162007) i västerort i Stockholm och har problem med bland annat miljögifter och syrefattiga förhållanden.

1.1 Bakgrund

EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/G) syftar till att vi ska uppnå en långsiktigt hållbar förvaltning av våra vattenresurser. Direktivet innefattar att varje medlemsland ska implementera miljökvalitetsnormer för varje vattenförekomst (Länsstyrelsen Örebro län, 2016). Miljökvalitetsnormer uttrycker den vattenkvalitet en vattenförekomst ska ha vid en viss tidpunkt utifrån vattenförekomstens nuvarande status. Huvudregeln är att alla vattenförekomster ska uppnå normen god status till år 2021 och att statusen inte får försämras, men ibland kan undantag göras (Vattenmyndigheterna, 2016).

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 (Stråe, o.a., 2016).

1.2 Syfte

Syftet med att ta fram underlag till lokalt åtgärdsprogram för sjön Kyrksjön är att undersöka möjligheterna till att uppnå MKN och föreslå åtgärder för att uppnå detta. Detta ska utgöra ett underlagsmaterial inför arbetet att ta fram ett lokalt åtgärdsprogram för recipienten.

1.3 Avgränsningar

Inga egna provtagningar har utförts för att uppskatta ny status på vattenkvalitén för recipienten. Bedömning och beräkningar utgår från tidigare inventeringar, miljöövervakningsprogram och uppgifter som presenteras på webbplatsen VISS (Vatteninformationssystem Sverige).

I Kyrksjölöten öster om Kyrksjön finns enligt kartunderlag två våtmarker. Dessa bidrar med viss rening av dagvattnet som inte har tagits med då belastning från tillrinningsområdet beräknats. Belastningen på sjön kan således vara något lägre än som antas i den här rapporten. Skogsmarken runt sjön kan även den ha en renande effekt på de utlopp som ligger en bit ifrån sjön. Detta har inte räknats med.

Enbart källor till föroreningar belägna inom tillrinningsområdet har bedömts.

Alla kvalitetsfaktorer har inte kunnat bedömas och statusklassas då underlag saknas för en del. Detta beskrivs närmre i kapitel 6.

2 Underlag

Följande underlag har använts i arbetet:

- Vattenprogram för Stockholm 1995–99
- Program för Stockholms vattenarbete 2006 – 2015
- Mätdata från kontrollprogram
- Mätdata från Stockholm Stad
- GIS-skikt med:
  - Markanvändning
  - Beräknad belastning
  - Tekniskt avrinningsområde och delavrinningsområden
  - Inloppspunkter och pumpstation
  - Punktkällor
  - Dagvattenanläggningar i området
  - Utbredning av naturreservat
  - Grodvatten
  - Grundvattenkvalitet och strömningsriktning
- Inventering av bottenfauna, 1996, 2004 och 2013
- Vattenvegetation i Stockholms stad, 2014
- Resultat från provfiske
- VISS
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2013:19 med uppdateringar från 2015-05-01

3 Övergripande metodik

Påverkan från olika markanvändningar och sammanställning av möjliga punktkällor inom recipientens tillrinningsområde var ett första steg för att få en bild av Kyrksjöns vattenkvalitet. Vidare utfördes beräkningar i StormTac för att studera skillnad i belastning per markanvändning.

Steget efter var att statusklassa kvalitetsfaktorer utifrån Havs- och vattenmyndigheternas författningssamling (HVMFS 2013:19 med uppdateringar från 2015-05-01). För att klassa den ekologiska statusen utfördes bedömningar av kvalitetsfaktorer. Ett exempel är biologiska kvalitetsfaktorer som bland annat innehåller parametrarna växtplankton och bottenfauna. Statusklassningen bygger på mätdata för de olika parametrarna. Varje parameter det fanns mätdata för klassades enligt föreskrifterna.

Den kemiska statusen klassades efter mätvärden som utförts på vissa av de 33 prioriterade och 8 andra förorenande ämnen. Vid de tillfällen det saknats underlag för att fullfölja en bedömning har detta angetts tillsammans med den information som funnits tillgänglig.

För att bedöma biotillgänglig version för koppar, zink och nickel har beräkningsverktyget Bio-met använts. Värden för DOC, pH och kalcium förs in i beräkningsverktyget tillsammans med uppmätta lösta halter i vatten vid samma mättillfälle. Bio-met togs fram av WCA och ARCHE med finansiering av metall-industrin (www.biomet.net). Bio-met är kopplad till en databas med ett stort antal platsspecifika beräknade biotillgängliga fraktioner (ca 12 000 för Cu, 5000 för Zn och 400 för Ni) (Havs och vattenmyndigheten, 2016).

Vid statusklassning av den ekologiska statusen väger de biologiska kvalitetsfaktorerna tyngst. Det vill säga att om biologin är måttlig eller sämre spelar det ingen roll vad de fysikalisk-kemiska eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar eftersom man ändå på grund av biologin måste upprätta ett

åtgärdsprogram för att uppnå god status. Då eventuella åtgärder behöver riktas mot de faktiska problemen kan det dock spela stor roll vad de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna visar.

För de parametrar som inte uppvisade god status utfördes en litteraturstudie för att förstå grunden till problemet och vilka källor som finns.

Sedan beräknades beting i mängd/år genom att bestämma den procentuella minskning som behövs för respektive kvalitetsfaktor. Den procentuella minskningen bestämdes utifrån skillnaden i uppmätt halt i recipienten och halten för god status. En beräkning på dagvattnets bidragande belastning utfördes. Då inga andra stora punktkällor identifierats för relevanta ämnen överfördes den behövda procentuella minskningen av halter på belastningen från tillrinningsområdet. På så vis kunde beting tas fram uttryckt i mängd/år.

Med hjälp av modelleringsverktyget StormTac beräknades vilken markanvändning som bidrar med störst mängder av de föroreningar som utgör ett problem. På så vis kunde åtgärder placeras på de platser i tillrinningsområdet där de ger mest effekt. Åtgärdsförslagen har utformats till att ge så god rening som möjligt på tillgänglig yta samt med god anslutning till befintligt ledningsnät för dagvatten. Finns ingen tillgänglig yta ovan mark har ett avsättningsmagasin placerats under mark. Reningseffekten av olika åtgärdsförslag grundas i första hand på resultat från StormTac, som samlar data från studier utförda i Sverige och internationellt.

En litteraturstudie utfördes sedan för att kostnadsuppskatta anläggande, drift och underhållskostnader av reningsanläggningar. För kostnader kopplade till gata och omläggning av ytskikt intervjuades personer på SWECO som arbetar med dessa frågor för att få en branschstandard. Kostnaderna för investering, drift och underhåll kopplades sedan till kg reducerat ämne per år. Livslängden på anläggningarna vid beräkning av livscykelanalyskostnaden (kr/red kg per år) antogs vara 25 år och diskontering har tagits med vid beräkningen enligt anvisningar.

4 Kyrksjön

Kyrksjön är en liten sjö belägen i västerort i Stockholm stad med en sjöyta på 6,7 ha (Figur 1). Tillrinningsområdet omfattar ca 47 ha och utgörs till största del av naturmark (GIS-underlag, Stockholm Vatten). Sjön har ett största djup på 2,5 m och ett medeldjup på 1,5 m. Den beräknade omsättningstiden i Kyrksjön är cirka 7 månader men den kan i verkligheten vara längre (Stockholm stad, 2000).

Figur 1 - Kyrksjön är beläget i västra delarna av Stockholm. Kyrksjön med tillrinningsområde indikeras med blått fält i figuren.

Sjön ingår i Kyrksjölötens naturreservat, som bildades 1997. Området intill Kyrksjön är även ett Natura 2000-område och har stor betydelse för när-rekreation, lek och vardagsfritid. Sjön är av visst intresse för fritidsfisket – den enda garanterade fiskarten är ruda men vissa år har även abborre förekommit i sjön. Fiske upplåts via Sportfiskekortet. En strandpromenad leder runt sjön och omgivningar präglas av en av kommunens största fuktlövskogar samt av moränryggar, s.k. De Geermoräner, som ingår i Bromma ändmoränsystem (Stockholm stad, 2000). Det finns två bryggor i sjön som används för bad av kringboende. Det är inte något officiellt strandbad och badvattenkvaliteten provtas inte förutom mitt i sjön, där vattnet som regel varit tjänligt utan anmärkning. Sjön med omnejd har ett rikt fågelliv och är en viktig fortplantningslokal för groddjur (Stockholm stad, u.d.).

Marken närmast runt Kyrksjön består av bleke och kalkgyttja. Omgivningen däromkring består till mestadels av lera och delar av gyttjelera med inslag av berg och morän (SGU, 2016).

4.1 Växt- och djurliv

Sjön har relativt få arter vattenväxter och vid inventering 2014 återfanns enbart 6 arter (Gustafsson, 2014). Förekomsten av Kransalgen rödsträfse (*Chara tomentosa*) är tillsammans med den i Laduviken på Norra Djurgården den enda inom Stockholms stad. Förekomsten av rödsträfse och större vattensalamander i Kyrksjölöten som omger Kyrksjön medför att området är klassat som Natura 2000-område (Länsstyrelsen Stockholm, 2016b). Stränderna kantas av ett bälte med smalkavrldun och vass (Gustafsson, 2014). Vanliga träd längs stränderna är klibbal (*Alnus glutinosa*) och gråvide (*Salix cinerea*) (Nitzelius, 1996).

Bottenfaunan har vid de inventeringar som gjorts 1996, 2004 och 2013 ständigt visat på lågt artantal. Exempel på arter som påträffades vid sista inventeringen är dag- och nattsländor, snäckor, musslor,

fåborstmaskar och virvelmaskar. Av de arter som finns representerade med känd känslighet för eutrofiering dominerar arter som förekommer i både eu-, meso- och oligotrofa vatten samt de som gynnas av måttlig eutrofiering (Ljungman, 2013).

Fram till 1960-talet fanns flera fiskarter i sjön men upprepade tillfällen med syrebrist har decimerat fiskbestånden. Vid provfiskningar 1993, 1999 och 2012 fångades enbart ruda vilket innebär en mycket stor avvikelse från förväntade värden (Stockholm stad, 2000). Vid den senast utförda provfiskningen, år 2016, fångades även mört. Kräftor saknas i sjön.

I sjön häckar sothöna, skäggdopping, vigg, rörhöna, brunand och svarthakedopping. De båda sistnämnda är sårbara enligt rödlista 2000 och svarthakedoppingen ingår även i EU:s habitatdirektiv. Skäggdopping är klassad som lokalt/regionalt skyddsvärd enligt ArtArken. Fågellivet i fuktlövskogen är rikt, med bl.a. näktergal, flera sångare samt mindre hackspett. Hackspetten är klassad som sårbar enligt rödlista 2000.

Kyrksjön är en viktig fortplantningslokal för groddjur. I Kyrksjölöten anlades 2007 en damm för groddjur och större vattensalamander. Kyrksjölötens naturreservat är en fin fladdermuslokal med fuktlövskog och med sjön som producerar rikligt med insekter (Stockholm stad, 2000).

4.2 Inlopp & utlopp

Det enda definierade tillflödet kommer från Kyrksjölöten öster om sjön. Inloppet till sjön leder dagvatten från en del av Spångavägen till Kyrksjölöten (kan ses i Bilaga 1a). Avrinnande vatten från en del av det intilliggande kolonistugeområde tillförs sjön via ett dike som leder till Kyrksjölöten innan det når sjön (Stockholm stad, 2016). Troligen infiltreras mycket innan det når sjön.

Det finns ännu ett inlopp till sjön som idag inte är aktivt, enligt uppgifter från Stockholm vatten. Detta är beläget nordväst om sjön. Hit går en dagvattenledning som samlar upp dagvatten från Bromma kyrkväg, Gliavägen och en del av Vultejusvägen, norr om sjön. Enligt ledningsunderlag är dock denna anslutning inte i bruk.

Sjöns utlopp gick tidigare genom en kulvert under Ängby idrottsplats och vidare till en tunnel som leder till Bromma avloppsreningsverk. Detta utlopp byggdes om år 2009 och Kyrksjöns vatten leds nu istället från ett dike i sjöns nordvästra del till ledning och pumpstation där det leds vidare till Råcksta Träsk (Stockholm stad, 2016). Enligt slutrapport för projektet att leda om utloppet till Råcksta träsk medför detta bättre nivåvariationer av sjön som gynnar den omgivande fuktlövskogen (Stockholm stad, 2010). Det är dock okänt hur mycket vatten som pumpas från Kyrksjön till Råcksta träsk.

4.3 Övergripande miljöstatus och statusklassning enligt VISS

Kyrksjön har begränsad tillrinning och hög alkalinitet. Enligt uppgifter i VISS klassas sjön till en klar sjö med låga humushalter (VISS, u.d.). Syrebrist är vanligt under vintern och svavelväte har förekommit i hela vattenmassan. Under sommaren är vattnet vanligen väl omblandat och uppmätta pH-halter har som högst varit 8,5 (Stockholm stad, 2000). Fosfor- och klorofyllhalterna har varierat sedan 1970-talet. Från att ha varit låga har halten klorofyll *a* i sjön har de stigit kraftigt från år 2000 till år 2011. Därefter tyder mätvärden på en sjunkande trend. Totalfosforhalten sjönk kraftigt under början på 1990-talet för att sedan öka under några år i början av 2000-talet. Därefter har värdena hållit sig under 25 µg/l. Siktdjupet har försämrats kraftigt sedan år 2007 men sedan 2011 visat en stadig nivå enligt mätvärden presenterade på miljöbarometern (Stockholm stad, 2016). Även kvävehalten har ökat men orsaken till de höga kvävehalterna samt vad som fått trenden att förändras för siktdjup och klorofyll *a* efter år 2011

är inte känt. Vattnet är syrefattigt mot slutet av vintern, ibland med höga svavelvätehalter. Fosforhalterna är samtidigt låga, vilket är ovanligt (Stockholm stad, 2016).

Analyser av sedimentens metallinnehåll har visat låga till måttligt höga halter för samtliga metaller. PAH- och PCB-halterna är låga (Stockholm stad, 2016). De vanligaste planktonalgerna under sommaren är guld- och pansaralger.

Den statusklassning som presenteras i VISS och sammanfattas i följande avsnitt 4.3.1 och 4.3.2 har reviderats i det här uppdraget. Nytt förslag på statusklassning utifrån bedömning av de senaste tillgängliga mätvärdena presenteras i kapitel 6 och Bilaga 2.

4.3.1 Ekologisk status enligt VISS

Utslagsgivande för den sammanvägda bedömningen av ekologisk status är otillfredsställande status för fisk i sjöar (Tabell 1). Allmänna förhållanden (sammanvägd status för halt av näringsämnen, ljusförhållanden (siktdjup) och försurning) har måttlig status på grund av att ljusförhållanden uppnår måttlig status (VISS, u.d.).

Tabell 1 - Parametrar för ekologisk status som inte uppnår God status för Kyrksjön enligt VISS.

Kategori	Bidragande parameter	Klassificering	Tillförlitlighet
BIOLOGISKA KVALITETSFAKTORER	• *Klorofyll a* • *Fisk i sjöar (EQR8)*	*Måttlig* *Otillfredsställande*	*C-medel (2007-2012)* *C - medel (2012)*
FYSIKALISK- KEMISKA KVALITETSFAKTORER	• *Ljusförhållanden*	*Måttlig*	*B - god (2007-2012)*

Parametrar som inte uppnår god status indikerar att övergödning utgör ett miljöproblem för Kyrksjön. Denna bedömning är dock osäker eftersom status för näringsämnen inte indikerar övergödning (VISS, u.d.).

4.3.2 Kemisk status enligt VISS

Kemisk status för Kyrksjön uppnår inte god status på grund av närvaron av kvicksilver och bromerade difenyleter, vilket är ämnen som överskrids i hela landet (Tabell 2). Kemisk status utan överallt överskridande ämnen har klassats till god status. Detta baseras dock inte på mätdata av andra prioriterade ämnen (mejl-svar från Länsstyrelsen i Stockholms län, 2016-09-29) vilka därmed skulle kunna finnas i högre nivåer än vad god status tillåter (VISS, u.d.).

Tabell 2 – Parametrar för kemisk status som inte uppnår God status för Kyrksjön enligt VISS.

Kategori	Bidragande parameter	Klassificering	Tillförlitlighet
PRIORITERADE ÄMNEN - INDUSTRIELLA FÖRORENINGAR	• *Bromerad difenyleter*	*Uppnår ej god*	*B - god*
PRIORITERADE ÄMNEN - TUNGMETALLER	• *Kvicksilver och kvicksilverföreningar*	*Uppnår ej god*	*A – mycket bra (2008-2013)*

Miljögifter uppges vara ett miljöproblem i Kyrksjön baserat på de nationellt överskridande ämnena. Bedömning av andra prioriterade ämnen har inte gjorts (VISS, u.d.).

4.4 Genomförda åtgärder

Genom åren har olika åtgärder utförts i Kyrksjön så väl som i tillrinningsområdet. En del har utförts för att minska översvämningsrisker i området runt sjön och förbättra utloppet, medan andra fokuserat på att förbättra sjöns ekologiska värden.

4.4.1 I tillrinningsområdet

1978 Anlades fyra perkolationsbrunnar vid Vassvägen, nära Ängby idrottsplats. Brunnarna byggdes för att minska risken för översvämning i området. Strömningsriktningen för grundvattnet från brunnarna leder mot Kyrksjön.

2007 Anlades en mindre damm intill sjön i hopp om att groddjur skulle etablera sig. Resultaten tyder på att återintroduktionen lyckats även i Kyrksjölötens naturreservat.

2009 Leds utloppet från Kyrksjön till Råcksta träsk genom en pumpstation vid Bällstavägen, som via en ny tryckavloppsledning pumpar vidare till en befintlig ledning mot Råcksta Träsk (Stockholm stad, 2016).

2013/2015 Groddjurstunnlar under Spångavägen byggdes i riktning mot Kyrksjön år 2013. Utvärdering genomfördes 2015 och visade att åtgärden fyller sitt syfte.

4.4.2 I sjön

1990-91 byggdes utloppet om för att underlätta rensning och hindra igensättning av kulvert under Ängby idrottsplats. Avsikten var att kulverten samtidigt skulle rensas och misstänkta sprickor repareras, vilket dock inte gjordes.

Hösten 1991 tillsattes dricksvatten, cirka 4 l/s, under en månad i det naturliga inloppet. Vattennivån steg oväntat mycket på grund av flödeshinder i utloppet. Planerad vattentillsättning under sommaren 1992 ställdes därför in av hänsyn till fuktlövskogen runt sjön.

5 Tillrinningsområde och påverkansanalys

Kyrksjöns först antagna, tekniska och naturliga, tillrinningsområde bestod av två delavrinningsområden. Det har dock visat sig att anslutningen av de dagvattenledningar som kopplar delavrinningsområde 2 till

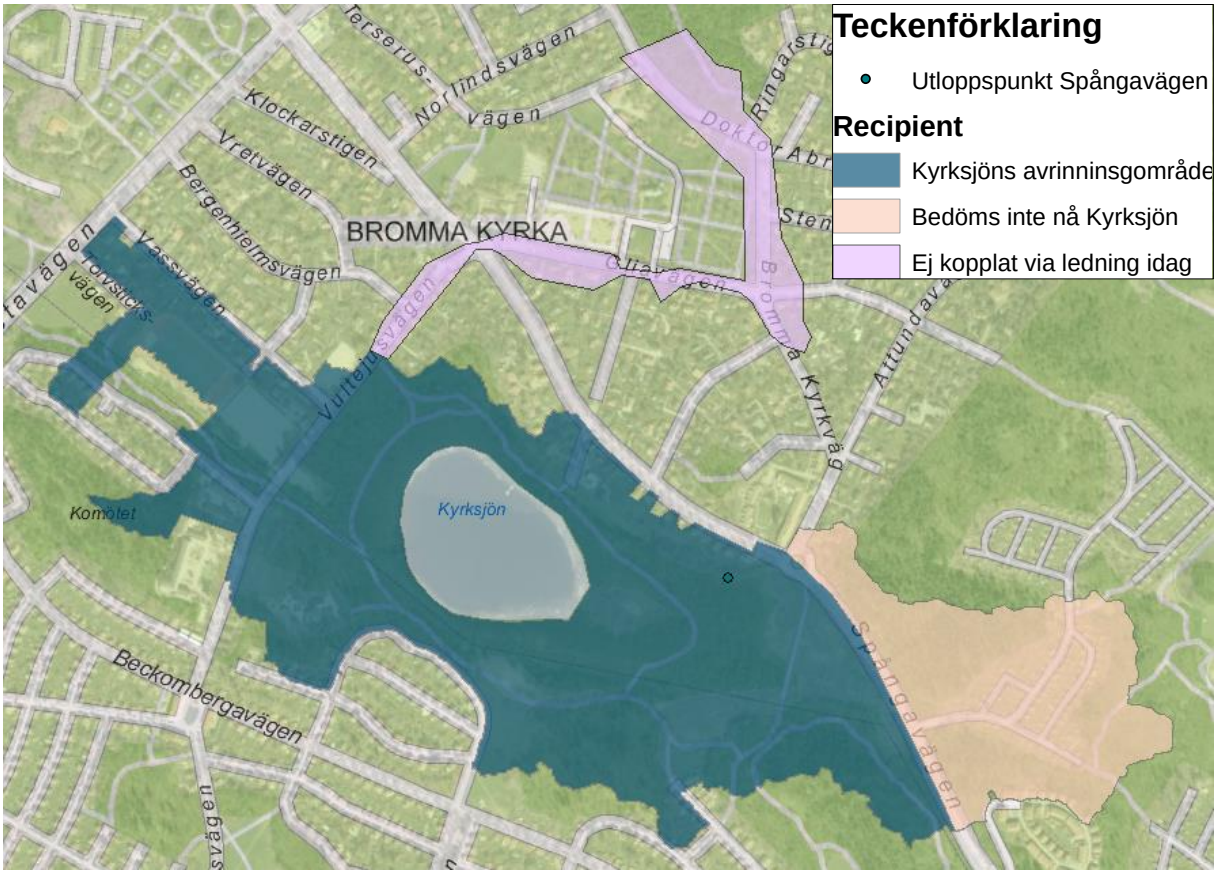
Kyrksjön inte är i bruk (Figur 2). Detta medför att dagvatten från Bromma kyrkväg, Gliavägen och den nordligaste delen av Vultejusvägen inte leds till Kyrksjön, och avrinningsområde 2 påverkar alltså inte Kyrksjön.

Delavrinningsområde 1 så som det visas i Figur 2 bedöms även det vara missvisande då platsbesök och ledningsunderlag indikerar att området öster om Spångavägen troligtvis inte avvattnas till sjön (öster om röd linje i figur). Detta område består av skogsmark och kolonilotter med stugor. Området sluttar bort från Spångavägen och vägen i sig utgör en vattendelare utan synlig koppling för vatten att rinna mot sjön. Stugorna är inte kopplade på ledningsnätet och brunnar i området avvattnas inte till Kyrksjön enligt ledningsunderlag.

Figur 2 - Kyrksjöns tillrinningsområde innan korrigeringar. Röd linje markerar Spångavägen och gränsen till det som beskrivs som området öster om Spångavägen.

Vidare är delen av Spångavägen som avvattnas till Kyrksjön troligen mindre än vad som indikeras ovan. Enligt ledningsunderlag avleds ca hälften av Spångavägen inom avrinningsområdet till brunnar i gatan som mynnar ut i ett dike på östra sidan av vägen. Varken vid platsbesök eller i ledningsunderlag finns tecken på att detta dike är kopplat till Kyrksjön, utan troligen infiltrerar vattnet och når inte till Kyrksjön. Resterande hälft av vägen leds till brunnar som leds via ledning till utloppspunkt i Kyrksjölöten.

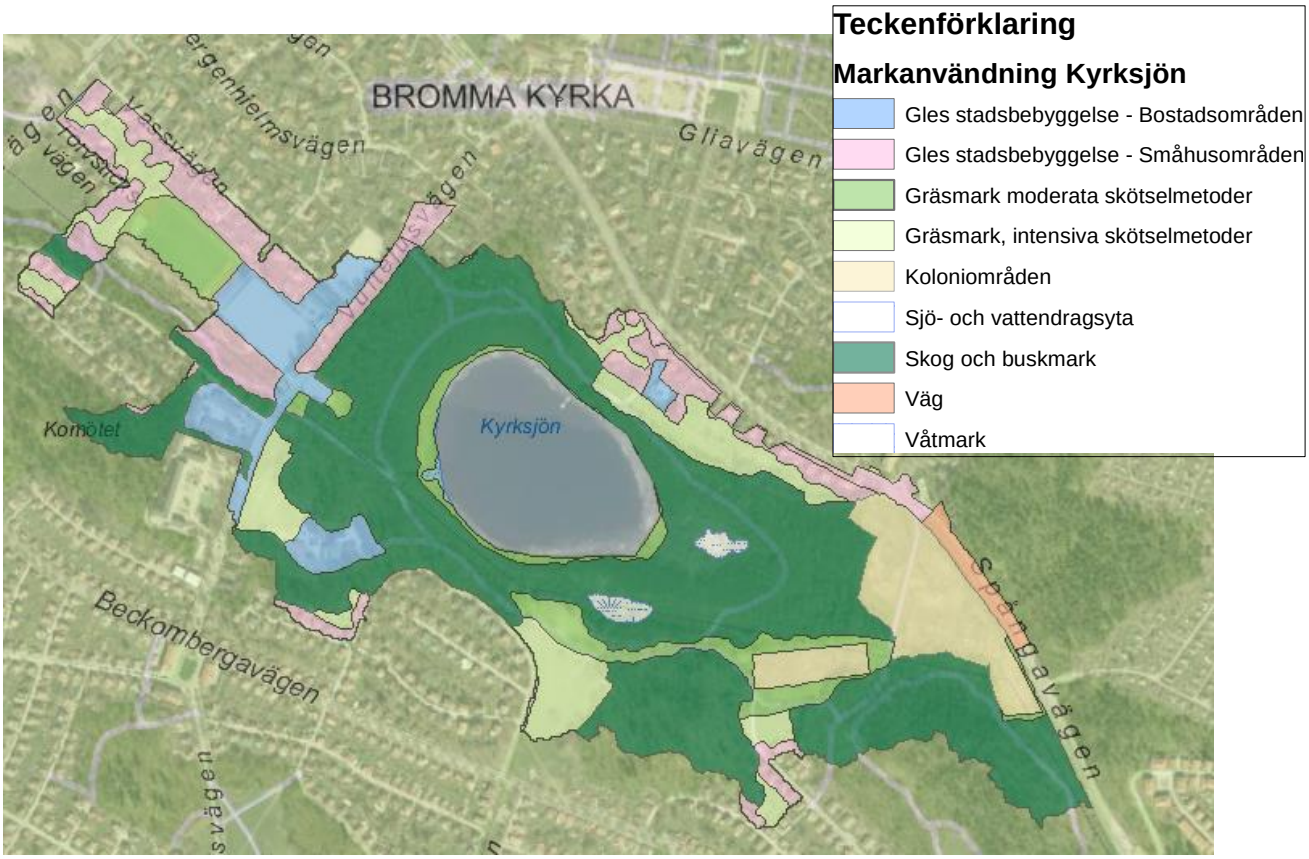
Kyrksjöns egentliga tillrinningsområde bedöms därför utgöras av området som markeras i Figur 3.



Figur 3 – Utifrån ledningsunderlag och platsbesök bedöms Kyrksjöns tillrinningsområde vara mindre än vad som först var känt. Området i norr avvattnas inte till sjön idag då ledningskopplingen inte är aktiv och området i östra delen bedöms inte ha naturlig avrinningsväg till Kyrksjön. Utloppet från brunnar som avvattnar Spångavägen ses öster om sjön. Se Bilaga 1a för större format.

Det område som bedöms utgöra Kyrksjöns tillrinningsområde omfattar till största del naturlig avrinning till sjön och utgör en sammanlagt en yta på ca 47 ha. I tillrinningsområdet finns huvudsakligen naturmark men även koloniområde, villabebyggelse, lokalgator och en del av Spångavägen som är den största vägen i området med årsdygnstrafik på ca 7500 fordon.

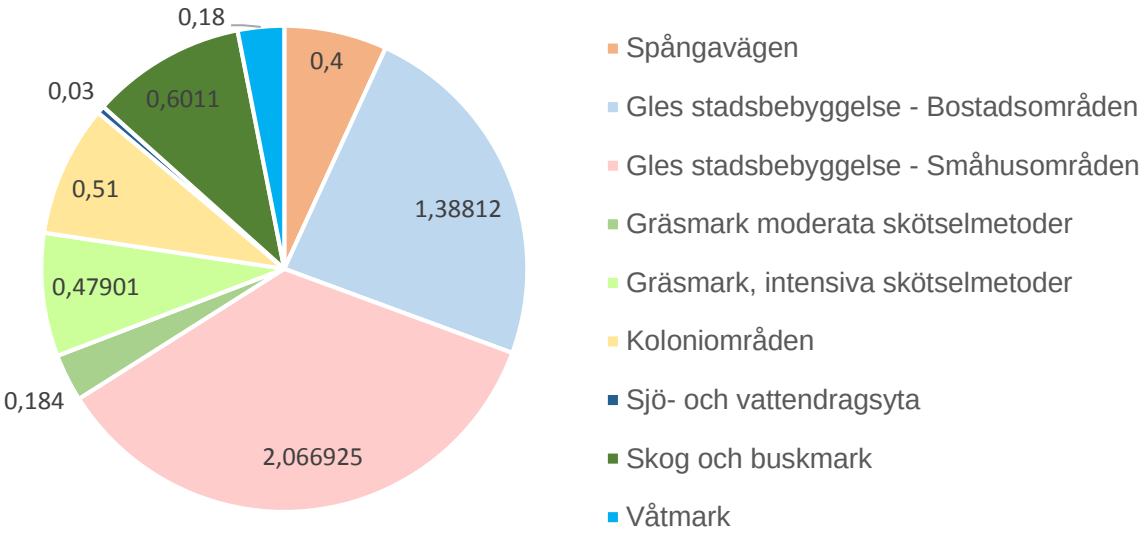
Den dominerande markanvändningen inom Kyrksjöns tillrinningsområde utgörs av skog- och buskmark (12 ha), följt av småhusområden (5,9 ha). Utöver dessa finns gräsmarker med intensiva (4,8 ha) och moderata (3,7 ha) skötselmetoder. Bostadsområden (3,5 ha) utgör nästan lika stor del som koloniområdet (3,4 ha). En del av Spångavägen avvattnas till sjön (0,5 ha) och i Kyrksjölöten finns även område med våtmark (0,36 ha) (Figur 4).



Figur 4 - Markanvändning inom Kyrksjöns tillrinningsområde. Utbredning av tillrinningsområdet har korrigerats utefter det som dykt upp i utredningen.

5.1 Påverkansanalys av markanvändning

Enligt VISS utgör diffusa källor betydande påverkan och den enda påvisbara antropogena källan till näringsämnen är idag dagvatten (VISS, arbetsmaterial 2015-03-06). Reducerad area ger ett mått på hur mycket av dagvattnet som kommer från en specifik markanvändning. Det tas fram genom att ytan för markanvändning multipliceras med den aktuella avrinningskoefficienten. Den reducerade arean visar att vattenmängden som når Kyrksjön från dagvatten domineras av avrinning från småhusområden följt av bostadsområden (Figur 5). Den tredje största avrinningen kommer från skog- och buskmark. Ungefär lika mycket avrinning beräknas komma från koloniområdet, Spångavägen och gräsytor med intensiva skötselmetoder. Trots de relativt stora ytorna som utgörs av gräsmark så gör den låga avrinningskoefficienten att flödet till sjön från dessa ytor blir begränsat (Figur 5).



*Figur 5 - Reducerad area (avrinningskoefficient*area för respektive markanvändning) för Kyrksjöns tillrinningsområde.* Ytor är angivna i hektar.

Vid beräkning av föroreningsbelastning från olika markanvändningar med hjälp av StormTac, så visar sig större vägar vara den största källan till de flesta vanliga föroreningar (Tabell 3). Vid jämförelse av 1 ha (inte reducerad area) av olika markanvändningar så dominerar belastning från väg för kväve (N), koppar (Cu), zink (Zn), krom (Cr), nickel (Ni), kvicksilver (Hg), suspenderat material (SS) och olja. För ämnena fosfor (P), bly (Pb), kadmium (Cd) och bens(a)pyren (BaP) är flerfamiljhusområde den markanvändning som bidrar mest per ytenhet (Tabell 3). Vägar med ca 7500 ÅDT och flerfamiljhusområde bidrar med lika stor mängd polycykliska aromatiska kolväten (PAH16) per ytenhet.

Tabell 3 - Belastning (kg/år) från 1 ha av respektive markanvändningstyp. Källa StormTac. Störst bidrag markeras med orange markering.

Mark-användning (kg/år)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	Oil	PAH 16	BaP
Väg 4 (Spångavägen)	0.88	14	0.041	0.17	0.56	0.0017	0.052	0.035	0.0005	419	4.4	0.002	0.00008
Villaområde	0.36	3.2	0.017	0.036	0.15	0.00083	0.0069	0.012	0.00003	81	0.69	0.001	0.00009
Flerfamiljshusområde	0.92	5.5	0.044	0.091	0.31	0.0020	0.036	0.029	0.00008	212	2.1	0.002	0.00015
Koloniområde	0.30	10	0.007	0.023	0.078	0.00027	0.0028	0.0017	0.00002	56	0.14	0	0
Skogsmark	0.04	0.89	0.0026	0.0058	0.014	0.000091	0.00053	0.00062	0.000005	12	0.097	0	0
Ängsmark	0.25	1.3	0.0036	0.016	0.032	0.00018	0.0024	0.0011	0.000006	23	0.22	0	0
Våtmark	0.10	1.8	0.0083	0.014	0.024	0.00021	0.00061	0.0015	0.00001	21	0.19	0	0
Gräsyta	0.19	1.6	0.0045	0.016	0.03	0.0002	0.003	0.002	0.000013	36	0.21	0	0

Sammanställningen från beräkningar i StormTac visar att dagvatten från vältrafikerade vägar och flerfamiljhusområde är mer förorenade än från andra markanvändningstyper inom sjöns avrinningsområde. Det är därför lämpligt att placera reningsanläggningar så att de renar dagvatten från dessa markanvändningstyper. Vägar utgör dock inte en så stor relativ andel av tillrinningsområdets reducerade area (Figur 5). Den reducerade arean som utgörs av bostads- och småhusområde utgör en större del. Dessa benämns som flerfamiljshusområde och villaområde i resultatet från StormTac i tabell 3. Dessa har troligen en större total föroreningspåverkan på recipienten jämfört med vägar med hög trafikintensitet.

5.2 Befintliga punktkällor och markföroreningar

I Kyrksjöns tillrinningsområde har tre punktkällor identifierats (Tabell 4).

Tabell 4 - Möjliga punktkällor inom Kyrksjöns avrinningsområde.

Punktkälla	Påverkan
Kolonilotter	Möjligen näringsämnen
Idrottsplan m konstgräs	Benso(ghi)perylen (PAH16)
Odefinierad, Spångavägen 93	Möjlig markförorening

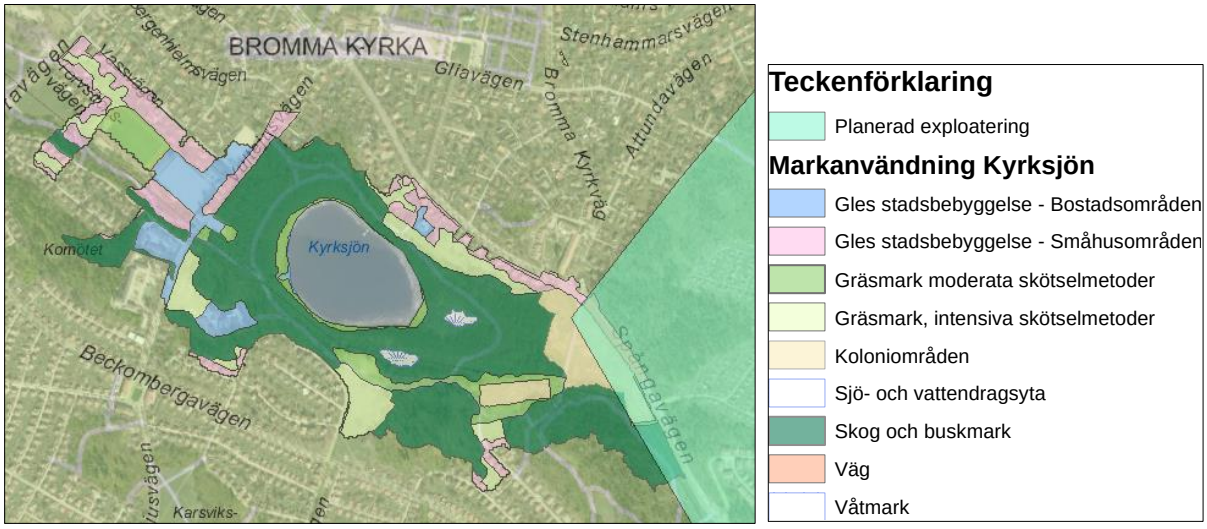
Kolonilotterna väster om Spångavägen utgörs av enbart odlingslotter och saknar bebyggelse i form av kolonistugor. Detta utgör troligen en källa till näringsämnesbelastning ifall odlingar gödslas.

Ängby Idrottsplats är belägen inom tillrinningsområdet och innehar två konstgräsplaner med en sammanlagd area på ca 1.2 ha. Konstgräs avger benso(ghi)perylen (PAH16) som utgör ett av vattendirektivets prioriterade miljöfarliga ämnen (Larm & Pirard, 2010).

Enligt länsstyrelsen miljödata genom karttjänst finns ett potentiellt förorenat område inom Kyrksjöns tillrinningsområde vid Spångavägen 93. Idag utgörs fastigheten av ett bostadshus med trädgård. Tidigare huserade en kemtvätt i fastigheten med benämning Nummerhästen 9. Information om när verksamheten lades ned finns inte tillgänglig men troligen var det lösningsmedel, petroleumprodukter och perkloretylen som kan ha använts enligt underlag från länsstyrelsen.

5.3 Pågående planarbete och exploateringar

Ett större planprojekt är påbörjat i Bromma centrum och planeras överlappa en bit med Kyrksjöns tillrinningsområde (Figur 6). Antagen recipient för den här bebyggelsen uppges vara Bällstaviken och Ulvsundasjön vilket innebär att Kyrksjöns tillrinningsområde i så fall antas minska efter genomförd exploatering. Exploateringen påverkar således inte Kyrksjön förutom möjligtvis i form av mindre tillförsel av dagvatten. Främst är det Spångavägen och en del av koloniområdet som skulle ledas till en annan recipient. Då planeringen är i ett tidigt stadie och förändringen enbart skulle innebära en ringa påverkan på tillrinningsområdet, bedöms påverkan vara försumbar och tas inte med i vidare beräkningar.



Figur 6 - Kyrksjöns avrinningsområde med området för planprojektet Centrala Bromma markerat i grönt.

6 Statusklassning enligt ny bedömning

För att kunna ta fram åtgärder och utvärdera vad som krävs för att en recipient ska nå god status behövs ett underlag som visar statusen för recipienten idag. Då flertalet kvalitetsfaktorer saknar en bedömning i VISS har försök gjorts för att statusklassa fler kvalitetsfaktorer enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19 och uppdatering HVMFS 2015:4). Alla kvalitetsfaktorer har inte kunnat bedömas då underlag saknas men några utöver de som presenteras i VISS har kunnat utvärderas. Även de kvalitetsfaktorer som bedömts i VISS har kontrollerats och fått en uppdaterad bedömning utefter de senast tillgängliga mätdata där det varit möjligt. I det här kapitlet presenteras den bedömning som gjorts och en sammanställning kan ses i Bilaga 2. I Bilaga 2 presenteras även de halter som motsvarar god status för respektive kvalitetsfaktorer.

Statusklassningen ämnar ge en överblick över situationen i Kyrksjön för de olika parametrarna. Då bedömningen utförts utefter HaVs föreskrifter som inte alltid ger fullständig information om vilken data som ska användas finns det risk att expertbedömningar skulle lett till en annan klassning. Till exempel för bottenfauna avgörs statusen av expertbedömning utförd vid inventeringen. Hade klassning utgått enbart från föreskrifterna hade statusklassningen blivit en annan.

6.1 Ekologisk status

Kyrksjöns Ekologiska status bedöms vara dålig på grund av statusklassningen på kvalitetsfaktorn fisk i sjöar. De biologiska kvalitetsfaktorerna väger tyngst vid sammanvägningen till bedömning av ekologisk status som helhet. Enbart ifall dessa uppnår god eller hög status tas hänsyn till statusklassningen av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Detsamma gäller för de hydromorfologiska som kan påverka den ekologiska statusen ifall de övriga kvalitetsfaktorerna klassas till hög status (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013). Dock hänger många kvalitetsfaktorer ihop och till exempel längsgående konnektivitet som tillhör de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan påverka hur väl fiskbeståndet fungerar, som är en biologisk kvalitetsfaktor. För att försäkra en god ekologisk status i sjön bör det strävas efter att även de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska uppnå god status.

6.1.1 Biologiska kvalitetsfaktorer

De biologiska kvalitetsfaktorerna är växtplankton, makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar.

Växtplankton
Av parametrarna som klassificera växtplankton har enbart klorofyll *a* kunnat bedömas. Parametern klorofyll *a* bedöms uppnå god status baserat på medelvärde från 12 juli- och augustivärden de senaste sex åren och jämförelse mot ett beräknat referensvärde. Det beräknade värdet för ekologisk kvot (EK= referensvärde/uppmätt värde) uppgick till 0,32. Enligt HaVs föreskrifter kan kvalitetsfaktorn växtplankton klassas utefter resultatet för klorofyll *a* så länge detta uppnår god eller hög status (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013).

Makrofyter
Makrofyter i sjöar bedöms genom att beräkna trofiskt makrofytindex (TMI). Utifrån inventering genomförd år 2014 uppnår Kyrksjön måttlig status och ett beräknat EK-värde på 0,71, då 6 arter återfanns. Resultatet ligger inte nära en klassgräns men det begränsade artantalet medför en viss osäkerhet till bedömningen (Gustafsson, 2014).

Bottenfauna
Vid den senaste inventeringen av bottenfauna år 2013 bedömdes ASPT-index uppnå god status (EK= 0,83) och parametern MILA klassades till nära neutral. ASPT-index påvisar föroreningskänsliga arter medan MILA bedömer surhetsgrad. BQI för sötvatten beräknades inte eftersom proverna inte var profundala (Ljungman, 2013). Expertbedömning som utfördes samtidigt bedömer dock att kvalitetsfaktorn bottenfauna i Kyrksjön uppnår måttlig status med avseende på eutrofiering. Av de arter som finns representerade med känd känslighet för eutrofiering dominerar arter som förekommer i både eu-, meso- och oligotrofa vatten samt de som gynnas av måttlig eutrofiering. Individtätheten och antal taxa i sjön bedöms till lågt och mycket lågt (Ljungman, 2013).

Underlaget för statusklassning och expertbedömning i Kyrksjön var begränsat då det saknades lämpligt bottensubstrat för att använda den mest lämpliga insamlingsmetoden (sparkprovtagning) och håvning i strandkant utfördes istället.

Ifall statusklassningen ska bedömas till god eller måttlig beror på vilken hänsyn som ges till expertbedömningar. I detta underlag till lokal åtgärdsprogram har det i fortsättningen utgått ifrån expertbedömningen och att statusklassningen på bottenfauna uppnår måttlig status. Vid tidigare inventeringar år 1996 och 2004 klassades sjön till otillfredsställande status med avseende på ASPT.

Fisk
För att bedöma den ekologiska statusen i en sjö med hjälp av fisk används ett index kallat EQR8 (Ecological Quality Ratio), framtaget av Fiskeriverket. Fiskindexet är baserat på 8 indikatorer där indikatorvärden jämförs med beräknat referensvärde. Parametern fisk i sjöar bedöms uppnå dålig status med ett beräknat EQR8-värde=0,13 medan gränsen till god status går vid EQR8=0,46. Detta innebär att fisksamhällets struktur och sammansättning avviker från sjöns referenstillstånd.Ruda och mört fångades vid provfiske i juli 2016.

6.1.2 Fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer

De fysikalisk kemiska kvalitetsnormer som klassas är näringsämnen, ljusförhållande (siktdjup), syrgasförhållande, försurning och särskilda förorenande ämnen.

Näringsämnen
Näringsämnen klassas till hög status i Kyrksjön baserat på halten totalfosfor i sjön. Statusen baseras på ett medelvärde från 14 augustimätningar under år 2010-2016 som jämförs med ett beräknat referensvärde. Det beräknade referensvärdet tar hänsyn till att sjön har en alkalinitet över 50 mg Pt/l och uppgick till 22,62 µg/l. Medelvärdet för de uppmätta värdena blev 25,29 µg/l vilket resulterade i ett EK-värde på 0,89.

Ljusförhållande
Ljusförhållande klassas till otillfredsställande status baserat på sju mätvärden av siktdjup från augusti månad under åren 2010-2016. Referensvärdet beräknas till 3,87 m och medelvärdet på siktdjup uppgår till 1,19m. EK värdet (här: observerat siktdjup/referensvärde) blev därav 0,31.

Syrgasförhållanden
Syrgashalterna i sjön motsvarar måttlig eller sämre status. För att statusklassa syrgasförhållandena som är sämre än för god status ska tillståndet jämföras med ett referensvärde enligt HVMFS 2013:19 avsnitt 4.3. I dagsläget saknas underlag för att beräkna detta referensvärde och exakt statusklass kan därför inte bestämmas. Det som saknas är bland annat syrgaskoncentration vid isläggning (HVMFS 2013:19).

Av årsminimumhalter år 2010-2016 som användes för den bedömningen så motsvarar fem av sju dålig status. Lägst värden förkommit både sommar- och vintertid genom åren.

Särskilda förorenande ämnen
Av de särskilda förorenande ämnena finns underlag för att bedöma statusen för ammoniak, koppar, zink och krom i sjön. Ammoniak är även av intresse att kontrollera då Kyrksjön har höga kvävehalter och höga pH-värden vilket kan bidra till höga ammoniakhalter. Beräknad årsmedelhalt ammoniak i Kyrksjön, 1,84 µg/l, överskrider gränsvärdet för årsmedelhalt som ligger på 1 µg/l. Detta baseras på 4 tillgängliga mätvärden tagna i februari, maj och augusti år 2016. Underlaget är begränsat då det saknas pH mätningar under åren 2011-2015, vilket behövs för att beräkna ammoniakhalten.

Biotillgänglig fraktion av koppar, 0,03 µg/l, och zink, 0,28 µg/l, motsvarar god status baserat på totalt 6 mätvärden från år 2015 och 2016. Den biotillgängliga fraktionen är beräknad med hjälp av Bio-met (läs mer i metod-del kapitel 3) utifrån halt i vatten motsvarande år. Halten i vatten för koppar var 2 µg/l medan zinkhalten i vatten var 3 µg/l. Årsmedelhalt krom i vatten, 0,24 µg/l, uppnår även det god status baserat på 6 mätvärden år 2014 och 2016.

Kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen klassas till måttlig status då ammoniak inte motsvarar god status.

Försurning
Försurning klassas till hög status efter bedömning i Viss och att sjöarna i Stockholm inte har problem med försurning enligt Miljöbarometern. Medelvärdet för pH i sjön är 7,77 baserat på 66 värden under år 2010-2016.

6.1.3 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna är konnektivitet i sjöar, hydrologisk regim i sjöar och morfologiskt tillstånd i sjöar.

Konnektivitet i sjöar
För konnektivitet i sjöar bedöms två parametrar. Längsgående konnektivitet i sjöar har beräknats som andel av in- och utlopp som har bristande konnektivitet, d.v.s. vandringshinder för svag- eller

starksimmande fiskarter. Enligt VISS bedöms denna parameter till hög status då det inte finns vandringshinder. Dock pumpas utloppsvattnet från Kyrksjön till Råcksta träsk vilket bör klassas som ett vandringshinder. Vilken klassning detta ska resultera i skulle behöva mer efterforskning och beror på fiskarterna som finns här eller ska finnas här och deras vandringsbehov. Både mört och ruda som finns i sjön idag kan klara sig utan att vandra under sin livscykel men har ett långsiktigt behov av kontinuitet för att behålla populationens livskraft (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Klassningen av denna parameter är därför oklar.

Utifrån kartunderlag bedöms parametern konnektivitet i sidled till närområde och svämplan i vattendrag till hög status då det inte bedöms finnas bristande konnektivitet på mer än 5 % av strandlinjen.

Hydrologisk regim i sjöar

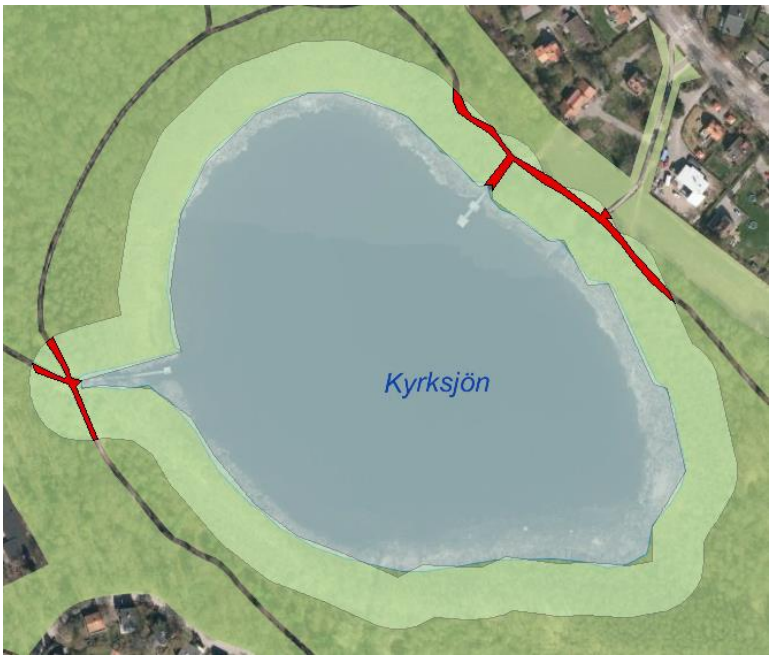
Hydrologisk regim har inte bedömts då det är oklart hur vattennivån har förändrats efter det att utloppet från Kyrksjön började pumpas år 2009. Detta utgör det oreglerade vattenståndet som behövs för att beräkna de parametrar som ingår i kvalitetsfaktorn hydrologisk regim. Det saknas även nivådata på dygnsbasis.

Morfologiska tillståndet i sjön

Av de morfologiska kvalitetsfaktorerna har två parametrar klassats; närområdet runt sjöar och svämplanets strukturer och funktion runt sjöar. Underlagsdata saknas för de övriga tre parametrarna förändring av sjöars planform, bottensubstrat i sjöar och strukturer på det grunda vattenområdet i sjöar (Bilaga 2).

- ***Närområdet runt sjöar***

De närmsta 30 m runt sjön klassas som sjöns närområde. Kvalitetsfaktorn närområdet runt sjöar uppskattas nå hög status då enbart 3,2 % (0,11 ha) upptas av anlagda ytor, i det här fallet gångbana, se Figur 7.



Figur 7 - 30m närområde runt Kyrksjön markerat som ljusgrön zon med gångbana inom området markerat i rött.

- ***Svämplanets strukturer och funktion runt sjöar***

För att undersöka påverkan på svämplanet behövs en uppskattning av dess utbredning vilket i flera fall definieras som det område som svämmas över vid ett 100-års regn. Angiven högsta högvattenhöjd för Kyrksjön uppges vara 11,5 m, vilket motsvarar nivån vid ett 100-års regn (SMHI, 2014).

Svämplanets gräns är beläget mellan sjön och den höjdkurvan som markerar 12 m (Figur 8) men exakt yta som svämplanet motsvarar går inte att beräkna utan att det modelleras. Inom detta område är skogsmark den dominerande markanvändningen. Anlagda ytor inom denna höjdkurva är gångbanan som ses väster om sjön och bryggorna. Även ifall svämplanet avgränsas vid +11,5 m, och skulle vara mindre än det som +12 m omfattar, så skulle dessa ytor uppskattningsvis inte utgöra mer än 15 %. Vilket är gränsen för att uppnå god status för kvalitetsfaktorn. Statusen för den här parametern skulle kunna vara hög men för att kunna göra en noggrannare bedömning behöver svämplanets exakta utbredning modelleras.

Figur 8 - Kyrksjöns svämplan antas gå ungefär upp till +11,5 m vilket blir mellan den markerade höjdkurvan för +12m och sjön. Anlagda ytor uppskattas inte utgöra mer än 15 % vilket innebär att Kyrksjön bör uppnå minst god status på kvalitetsfaktorn för svämplan.

6.2 Kemisk status

Sammanlagt sex av de prioriterade ämnena som ingår för att bedöma kemisk status har undersökts. För övriga prioriterade ämnen saknas det mätdata för att kunna utföra klassningen.

Polybromerade difenyletrar, PBDE (Nationellt överskridna värden)
Status för PBDE bedöms till uppnår ej god baserat på nationell extrapolering. Halterna av PBDE bedöms överskrida gränsvärdet i fisk i samtliga vattenförekomster i Sverige och gör därför att god kemisk status inte uppnås i vattenförekomsten.

Kadmium- och kadmiumföreningar
Bedöms uppnå god status i vatten och sediment. Uppmätt halt i sediment var 1,0 µg/g ts (torrsubstans) baserat på sedimentprovtagning vid ett tillfälle år 2002. Medelhalten i vatten baseras på 6 mätvärden från år 2014 och 2015 och uppgick till <0,02 µg/l.

Bly och Blyföreningar
Vattenförekomsten klassas som uppnår god status med avseende på bly och blyföroreningar från provtagning i vatten och sediment. Högsta uppmätta halt i vatten är <0,05 µg/l baserat på fyra mätvärden utförda år 2014 och 2016. Bakgrundskorrigerad mätdata från 1 mättillfälle av bly i sediment år 2002 visade en halt på 75 mg/kg ts. Havs- och Vattenmyndigheten har rekommenderat ett förslag på gränsvärde (QS) för blyhalt i sediment på 130 mg/kg ts för bedömning av kemisk status.

Kvicksilver- och kvicksilverföreningar (Nationellt överskridna värden)
Statusen för kvicksilver och kvicksilverföreningar bedöms till uppnår ej god status baserad på nationell extrapolering. En nationell analys av kvicksilverhalt i fisk utförd 2008 under förra vattenförvaltningscykeln indikerade att halten av kvicksilver i fisk förväntas ligga högre än gränsvärdet för god kemisk status för kvicksilver i fisk i hela landet. Detta gränsvärde ligger på 0,020 mg Hg/kg våt vikt (vv). Uppmätt kvicksilverhalt i vatten visar på god status.

Nickel- och nickelföreningar
Statusen klassas till god status baserat på beräknad biotillgänglig fraktion från sammanlagt 6 mätvärden år 2015 och 2016. Beräknad biotillgänglig fraktion uppgick till 0,09 µg/l och utgick ifrån en halt i vatten på 0,63 µg/l.

Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)
PFOS klassas till uppnår ej god status baserat på mätningar i vatten vid 3 tillfällen under hösten 2015. Årsmedelvärdet uppgår till 0,74 µg/l i vatten och gränsen för god status ligger på 0,00065 µg/l. Värdet för PFOS i sjön är därmed 1000 gånger större än det tillåtna gränsvärdet för god status.

6.3 Övriga miljöproblem

Förutom de miljöproblem som bedömts utifrån kvalitetsfaktorerna så uppges Kyrksjön ha höga halter av totalkväve.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för klassning av kvävehalter ligger Kyrksjöns årsmedelvärden för år 2010-2016 alla inom klassgränserna för ”Mycket höga halter” (Havs och vattenmyndigheten, 2016). Hög tillförsel av enbart kväve bidrar inte med ökad algproduktion som utgör symptom på övergödda förhållanden (Fölster & Djodijc, 2015) . Detta är anledningen till att fosfor utgör underlag för att bestämma MKN enligt vattenförvaltningen då fosfor antas vara begränsande för primärproduktionen i sjöar. Detta stämmer för Kyrksjön då beräknad kväve fosfor-kvot uppgår till 66 där en kvot över 30 bedöms visa ett kväveöverskott (SLU, 2014). Vattenförvaltningen har dock uttryckt ett behov av bedömningsgrunder för kväve för att ha verktyg för att föreslå åtgärder mot kväveläckaget till havet där kväve är ett större problem. Kvävemängder till sjön kan alltså vara viktiga att minska då det i framtiden kan ingå för att statusklassa sjöar (Fölster & Djodijc, 2015). Den höga tillförseln av totalkväve utgör dock en bidragande faktor till att parametern ammoniak överskrider gränsvärdet för god status.

7 Möjliga orsaker till miljöproblem

För att kunna höja statusen för de kvalitetsfaktorer som bedömts ha sämre än god status behöver orsaken till problemen fastställas. Nedan följer en analys av vad som troligtvis ligger bakom miljöproblemen.

7.1 Biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna

Bedömningen som resulterade i måttlig till dålig status för parametrarna makrofyter, bottenfauna, fisk, ljusförhållanden och syrgas indikerar att sjön har för höga halter näringsämnen. Även expertbedömningen för bottenfauna bedömer att sjön uppnår måttlig status med avseende på eutrofiering. Dock visar inte totalfosforhalterna på övergödda förhållanden.

Siktdjupet i sjöar med liten egenfärg (från humusämnen) styrs i stort av växtplanktonförekomsten, alltså indirekt av koncentrationen av total-P (Sonesten & Wilander, 2006). Även syrgasförhållandet uppges vara en följd av för höga halter av näringsämnen men beror även på mängd organiskt material (Holmqvist & Bengtsson, 2009). Höga halter näringsämnen leder till en hög algtillväxt och hög mängd dött organiskt material. Syre förbrukas då detta bryts ned vilket leder till att syrebrist kan uppstå, vanligtvis nära bottnen. När syret tar slut fortsätter nedbrytning av organiskt material genom att bakterier utnyttjar sulfat som syrekälla och i processen bildar svavelväte. Svavelväte är giftigt för alla högre stående organismer och vid höga halter leder det till döda bottnar (SMHI, 2016). En möjlig bidragande orsak till låga syrenivåer trots låga fosforhalter kan vara att näringsämnen lagrats djupare i sedimenten från tidigare år då nivåerna av näringsämnen var högre. Växter med djupgående rötter kan på så vis gynnas och tillväxten öka trots begränsningar av näringsämnen i vattnet idag.

Det är även möjligt att sjön får en tillsatts av organiskt material från omkringliggande skogsmark, som vid nedbrytning förbrukar syre. Organsikt material från omgivningen skulle också kunna bidra med ett sämre siktdjup. Detta förklarar dock inte varför siktdjupet är sämre nu jämfört med år 2010 då belastningen från omgivningen borde vara jämförbar varje år.

Makrofyter ger en bild av miljön under en längre tid jämfört med plankton som reagerar snabbt på förändringar. Bedömningen på TMI (trofiskt makrofytindex) som beräknas för kvalitetsfaktorn är ett mått på hur näringsrikt förhållandet i vattnet är. Ett lågt TMI tyder på näringsrika förhållanden (Caruso, o.a., 2013). Den måttliga statusen är således ett mått på att sjön trots god status på kvalitetsfaktorn näringsämnen har symtom kopplat till för höga halter totalfosfor. Enbart höga kvävehalter har inte kunnat kopplas till övergödningssymptomen utifrån den litteratur som studerats.

Bottenfaunan i Kyrksjön domineras av föroreningstoleranta taxa och tomma snäckskal på botten från arter som inte är toleranta mot föroreningar. Möjligen har snäckor slagits ut av t.ex. vintersvavelväte och inte lyckats återetablera sig i sjöarnas djuphåla. Vid provtagningar i september 2004 har sedimenten en relativt kraftig svavelvätelukt, och mätningar visar på att svavelväte fanns i både ytvatten och vid 2m djup (Stehn, 2004). Vid inventering 2013 kommenteras inte lukt av svavelväte och bedömning utifrån ASPT- och MILA-index tyder på god status bland bottenfaunan. Dock bedöms artsammansättningen visa på eutrofiering och expertbedömningen leder därför till statusklassningen måttlig status.

Den dåliga statusen för fisk beror till största del troligen på de låga syrgasnivåerna som bidragit till att fiskarter slagits ut och skapat en skev artbalans. Syrebrist är en trolig orsak till att rudan dominerar. Rudan är den mest syretåliga arten i Sverige och kan klara helt syrefria förhållanden under

vintermånaderna genom att gå i dvala. Vid provfiske 2012 fångades enbart ruda i Kyrksjön men vid den senaste inventeringen i juli 2016 hittas även mört. I sjöar påverkade av miljöstörningar kan man förvänta sig att diversiteten sjunker som en följd av att vissa fiskarter gynnas av de förskjutna förutsättningarna. Mört, braxen och andra karpfiskar gynnas i näringsrika sjöar på bekostnad av rovfiskarna som får svårare att jaga i det grumliga vattnet (Sportfiskarna, 2013).

Även vandringshinder kan vara orsak till att vissa fiskarter missgynnas eller slås ut. Av de arter som är vanliga i den närbelägna sjön Judarn (sutare, abborre, mört, ruda och karp) har alla normalt till mindre vandringsbehov vilket innebär att de kan genomföra hela livscykeln utan att behöva vandra (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Vandringshinder antas därför inte vara en orsak till den sparsamma artdiversiteten i sjön.

Situationen med höga halter kväve och högt pH kan leda till höga halter ammoniak. Ammoniak är giftigt för organismer och låga syrgashalter kan bidra med ökad toxicitet. Just fisk verkar vara känsligare än flertalet andra organismer, och höga ammoniakhalter kan således vara en bidragande orsak till den dåliga statusen på fisk. Underlaget för bedömningen av ammoniak är dock begränsad så det är svårt att dra slutsatser angående ammoniakhalterna i sjön under en längre tid. Mer diskussion om ammoniak görs i nästa avsnitt 7.2.

En annan möjlig orsak till övergödningssymptom vid bedömning av fauna i sjön trots låga fosforhalter är att det tar tid för artsammansättningen att anpassas efter förbättrade förhållanden. Medan växtplankton och mätning av fosfornivåer ger ett snabbt resultat så ger artsammansättningen en bild av miljön under en längre tid. Det är därför möjligt att fauna-samhällena kommer visa mindre övergödningssymptom med tiden om fosforhalterna förblir låga.

Källor till kväve och fosfor är bland annat industrier, dagvatten, förbränningsprocesser (t.ex. trafik) och enskilda avlopp (Holmqvist & Bengtsson, 2009). Enligt dataunderlag i StormTac är flerfamiljhusområdena den markanvändningstyp som bidrar med högst mängd fosfor per yta, följt av vägar (se avsnitt 5.1).

7.2 Ammoniak

Ammoniak (NH_3) bildas från ammonium (NH_4^+) vid höga pH-värden. Hur stor del av ammonium som övergår till ammoniak beror till stor del på temperatur och pH (Lindeström, 2012). I Kyrksjön råder relativt höga pH-värden vilket bidrar till att högre halter ammoniak kan bildas.

I Kyrksjön visar halten totalkväve på mycket höga halter (Stockholm stad, 2016). Totalkväve innefattar ammonium, nitrat och organiskt bundet kväve. Ammonium kan frigöras då färskare organiskt material bryts ner av mikroorganismer (Lindeström, 2012). Under visa betingelser, framför allt under vintern, kan växterna inte ta upp allt ammonium som frigörs vilket då kan transporteras vidare med grundvattnet ut till ytvattnet (Fölster & Djodijc, 2015). Detta stämmer överens med mätdata av ammoniumkväve i Kyrksjön som genom åren visat på mycket höga värden i februari framförallt.

Vid vilken ammoniakkoncentration som ett vatten blir toxiskt för vattenlevande organismer beror på deras känslighet för ammoniakexponering. Fisk verkar vara känsligare än flertalet andra organismer, likaså är musslor en känslig djurgrupp. Andra omgivningsfaktorer än pH och temperatur påverkar giftigheten hos ammoniak är exempelvis syrgashalten där minskad syrgashalt ökar toxiciteten (Lindeström, 2012). De låga syrgashalterna i Kyrksjön kan därav bidra till ökad toxicitet från ammoniaken.

Vanliga källor till kvävebelastning är luftburen deposition, jordbruk, utsläpp från reningsverk och storskalig förbränning. Just gödsling av jordbruksmark utgör en omfattande antropogen källa till kväve (Fölster & Djodijc, 2015). Då närbelägna sjön Judarn inte uppvisar höga kvävehalter antas den långväga depositionen inte utgöra en övervägande påverkanskälla. Möjliga källor till kvävet i Kyrksjön bedöms kunna vara gödsling vid de närbelägna odlingsområdena och via dagvattnet. Väg och koloniområde står först störst andel bidrag till höga kvävehalter enligt StormTac (avsnitt 5.1).

7.3 Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och dess derivat

Perfluorerande ämnen är ett samlingsnamn för en stor grupp fluorerade ämnen. Ämnena är både hydrofoba och lipofoba men kan transporteras i både vatten och luft. De är ofta mycket persistenta ämnen som kan transporteras långt. Vissa av dem är även bioackumulerande och toxiska (Kemikalieinspektionen, 2006).

Dessa ämnen har huvudsakligen använts i impregnerade (smuts-, fett- och vattenavvisande) textilier, impregnerat papper, rengöringsmedel och brandsläckningsskum (Kemikalieinspektionen, 2016). Andra källor kan vara industriella och kommunala avlopp och lakvatten från deponier (Kemikalieinspektionen, 2006).

Det har inte hittats några punktkällor inom avrinningsområdet som antas bidra speciellt med perfluorerade ämnen utan källan antas vara diffus spridning via atmosfäriskt nedfall och dagvatten.

7.4 Kvicksilver (Hg) – Nationellt undantag

Tungmetallen kvicksilver sprids huvudsakligen till dagvatten via varor som innehåller kvicksilver (kasserade termometrar, batterier, lågenergilampor), sandning, diffus spridning vid avfallshantering, industriutsläpp och kremering (Larm & Pirard, 2010) .

I VISS har kvicksilver fått ett undantag med mindre stränga krav. Skälet för undantag är att det bedöms vara tekniskt omöjligt att sänka halterna av kvicksilver till de nivåer som motsvarar god kemisk ytvattenstatus. Den största påverkan av kvicksilver består av atmosfärisk deposition vars ursprung är långväga, globala atmosfäriska utsläpp från tung industri och förbränning av stenkol. I Sverige har en stor mängd av det nedfallande atmosfäriska kvicksilvret under lång tid ackumulerats skogsmarkens humuslager, varifrån det kontinuerligt sker ett läckage till ytvattnet med påföljande ackumulering i vattenlevande organismer och fisk. Problemet bedöms ha en sådan omfattning och karaktär att det i dagsläget saknas tekniska förutsättningar att åtgärda det. De nuvarande halterna av kvicksilver (december 2015) får dock inte öka (VISS, Utsläppsreduktion miljögifter, 2016).

7.5 Polybromerade difenyletrar – Nationellt undantag

Polybromerade difenyletrar (PBDE) är en bromorganisk förening som används som flamskyddsmedel. Spridning sker genom diffust läckage från olika typer av industriella applikationer samt från varor såsom möbler, isoleringsmaterial, plaster m.m. PBDE är klassad som miljöfarlig och hälsoskadlig för människor och vi får i oss ämnet främst via hushållsdamm. Dessutom är ämnet klassificerat som mycket giftigt för vattenlevande organismer (Institutet för miljömedicin, 2014).

Huvudsakliga källor till spridning i dagvatten är via isolering i hus, plaster, textilier och elektronik. (Larm & Pirard, 2010)

I VISS har PBDE fått ett undantag med mindre stränga krav. Skälet för undantag är att det bedöms vara tekniskt omöjligt att sänka halterna av PBDE till de nivåer som motsvarar god kemisk ytvattenstatus.

Problemet beror främst på påverkan från långväga luftburna föroreningar och bedöms ha en sådan omfattning och karaktär att det i dagsläget saknas tekniska förutsättningar att åtgärda det. De nuvarande halterna av PBDE (december 2015) får dock inte öka (VISS, Utsläppsreduktion miljögifter, 2016).

8 Beting

Det är svårt att ta fram beting för kvalitetsfaktorer som inte utgår ifrån ett visst ämne. Till exempel för de biologiska kvalitetsfaktorer som inte uppnått god status; makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar, är det inte möjligt att ta fram ett exakt beting. Problematiken med dessa indikerar att det finns en koppling till syrgasförhållandet i sjön. Beting för syrgasförhållandet har inte kunnat fastställas då gränsvärdet är temperaturberoende.

Utifrån bedömningen av Kyrksjöns status ses ett behov att förbättra belastningen av ammoniak, PFOS PBDE och kvicksilver. Gränsvärden för ämnen uttrycks i årsmedelhalt eller maximal tillåten halt. Ett förbättringsbehov i procent kan fås genom att jämföra uppmätt halt i sjön med det gränsvärde som motsvarar god status. Detta procentuella förbättringsbehov kan översättas till beting uttryckt i kg/år genom att den aktuella belastningen på sjön per år är känd. Belastningen per år behöver minska med motsvarande procent som halten i sjön och därigenom kan förbättringsbehovet uttryckas i mängd per år. Då dagvatten bedöms vara den dominerande belastningskällan till Kyrksjön kan mängden av ett ämne som beräknas nå sjön varje år beräknas med hjälp av StormTac.

För Kyrksjön har det dock inte varit möjligt att ta fram beting uttryckt i mängd/år då en årlig belastning inte kunnat tas fram för PFOS och ammoniak. Relationen mellan kväve, ammoniumkväve och ammoniak är inte direkt och belastning av ammoniak kan därför inte tas fram från belastning av de övriga. Bedömningen av PBDE och kvicksilver baseras på nationell extrapolering och inte på mätningar i sjön vilket medför att ett specifikt förbättringsbehov inte kan tas fram.

8.1 Belastning från tillrinningsområde

Med hjälp av StormTac beräknas den belastning som når sjön från dagvattnet (Tabell 5). Detta baseras på föroreningshalter och flödet från respektive markanvändningstyp som presenterades tidigare i kapitel 5, men här tas även hänsyn till befintlig yta per markanvändning inom sjöns tillrinningsområde. Belastning av PFOS från markanvändningstyper går inte att beräkna med hjälp av StormTac vilket är varför detta saknas i tabellen nedan.

Tabell 5 - Total belastning av fosfor (P), kväve (N), kvicksilver (Hg) och polybromerade difenyletrar (PBDE 47,99 209) som beräknas nå Kyrksjön genom dagvattnet.

P	N	Hg	PBDE*
kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
12	130	0,0011	0,0016
***Summa av kongenerna PBDE 47,99,209**			

8.2 Internbelastning fosfor

Modellering med programmet GoldSim 11.1 indikerar att den interna fosforbelastningen är försumbar. För mer ingående information om modelleringsresultat se Bilaga 6.

8.3 Förbättringsbehov

Det har i Kyrksjöns fall inte varit möjligt att räkna fram ett beting för något av de ämnen som bedöms bidra till att Kyrksjön inte uppnår god status. Det procentuella förbättringsbehovet kan dock beräknas för ammoniak och PFOS.

- Årsmedelhalten för ammoniak i sjön behöver minska med 45 % för att motsvara gränsvärdet för god status.
- Halten PFOS i Kyrksjön skulle behöva minska med 99 %.

Höga halter näringsämnen är en möjlig orsak till problemet med syrgasförhållandet. Kvalitetsfaktorn näringsämnen uppnår dock hög status så det är inte möjligt att ta fram ett beting för totalfosfor.

9 Åtgärdsförslag i recipienten

För att förbättra den ekologiska statusen i Kyrksjön behövs åtgärder som först och främst förbättrar syrgasförhållandet. Detta kan förhoppningsvis skapa god vattenkvalité och livsförhållanden som gynnar både makrofyter, bottenfauna och fisk i sjön. Att skörda vegetationen i sjön antas även kunna bidra med att minska ammoniakhalterna i vattnet i och med att mängden ammoniumkväve bör minska. För den kemiska statusen bedöms det inte finnas incitament att utföra åtgärder i recipienten.

Syresätta bottenvattnet

Syrgasförhållandet visar på låga nivåer och resultat från bottenfaunainventeringar indikerar perioder av syrefria bottnar och bildning av svavelväte. Detta är troligen en bidragande orsak till den lägre statusen för fisk i sjön.

Det finns olika metoder för att förbättra syrehalterna i sjöar till exempel genom att pumpa in dricksvatten, pumpa upp och lufta bottenvattnet eller installera luftningsaggregat. Att pumpa upp vatten till landbaserad bassäng har inte undersökts närmre då området runt sjön består av Natura 2000-område som har högt skyddsvärde. Placeringen av bassängen skulle därför bli svår. Att pumpa ner dricksvatten skulle kunna vara en möjlig åtgärd. Detta testades år 1991 men avbröts efter en månad då vattennivån i sjön steg oväntat kraftigt. Sedan dess har Kyrksjöns utlopp byggts om och går nu via ledning för att därefter pumpas till Råcksta träsk. Innan åtgärden att leda dricksvatten till Kyrksjön föreslås behöver utloppets kapacitet undersökas. Det är idag oklart hur mycket vatten som pumpas till Råcksta träsk. Dimensionering av utloppet behöver vara tillräckligt för att hantera det extra flöde som skulle tillkomma.

En åtgärd som anses möjlig är att installera luftningsaggregat på bottnen. Metoden fungerar genom att luft eller syrgas pumpas ned till bottenskiktet. Denna metod har varit framgångsrik när det gäller syrehalt och bör kunna bidra till att de längre perioderna av syrebrist upphör. För mer information om luftningsaggregat se Bilaga 3.

Dessa syresättande åtgärder som diskuteras kräver alla kontinuitet för att påverka syrgasförhållandet. Tidigare användning har visat på återkommande låga syrehalter efter det att syresättande åtgärder upphört. Åtgärdsförslagen kan sägas åtgärda symptomen snarare än orsaken till syrebrist då det är oklart vad som orsakar de låga syrehalterna i Kyrksjön.

Skörda vegetation i sjön

För att minska näringstillförseln och förbättra syrgas- och ammoniakhalter kan ett bidrag vara att vegetation i recipienten skördas och tas bort. På så vis minskar tillflödet av organiskt material som vid

nedbrytning leder till att syre förbrukas och att ammoniumkväve frigörs. De näringsämnen som finns bundet i växtligheten tas bort vilket leder till något minskad näringstillförsel i sjön.

Undervattensväxter kan ta upp fosfor både från sedimenten och vattnet och under vegetationssäsongen kan de binda in stora mängder fosfor som annars skulle vara tillgängligt för växtplankton. Även växtlighet i strandkant och på vattenytan kan skördas. Effekten av upprepad klippning beror på vilken art som beskärs och vilka miljöförhållanden som råder på växtplatsen. Det har inte varit möjligt att kvantifiera effekterna på syreförbättring eller fosforreduktion. Klippning av vattenvegetation förekommer alltjämt som en åtgärd eftersom det är en förhållandevis billig underhållsåtgärd (Pettersson, 2001). Vid skörd måste hänsyn tas till den rödlistade kransalgen rödsträfse som växer på bottnen och andra arter som kan komma att påverkas. Rödsträfse är en av anledningen till att sjön och dess omnejd är ett klassat Natura 2000-område. Vidare utredning krävs för att undersöka möjligheten att skörda vegetation i sjön utan att påverka kransalgen och nyckelarter negativt.

Återintroduktion av fisk

Vid den senaste provfiskningen fångades två arter i Kyrksjön vilket är en förbättring från tidigare år. För att kunna uppnå god status kommer fler arter att behöva finnas i sjön. Även ifall vattenkvalitén höjs tar det tid innan arter hämtar sig. Då god status enligt vattendirektivet ska vara uppnått till år 2021 eller allra senast 2027 kan det finnas behov av att aktivt förbättra artsammansättningen. Återintroduktion av fisk i Kyrksjön rekommenderas vid den senast genomförda inventeringen av fisk i sjön (Sportfiskarna, 2013). Detta är lämpligt att utreda närmare efter att problematiken med syrgasförhållandet och stundtals omfattande syrebrist åtgärdats. Även ammoniakhalterna bör vara bättre då höga halter har setts påverka fiskarter negativt.

10 Kunskapshöjande åtgärder

Kunskapshöjande åtgärder i form av vidare utredning eller provtagning behövs för att kunna utföra statusklassning av fler kvalitetsfaktorer och för att kontrollera resultatet av de åtgärder som införs. Kunskapshöjande åtgärder behövs därför både före och efter åtgärder utförs i recipienten.

10.1 Före åtgärder i recipienten

1. Bedöma Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Statusklassning av samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna har inte kunnat färdigställas för Kyrksjön. Oberoende av andra åtgärder kan detta utredas närmre. Då pumpning sker av utloppet från Kyrksjön kan detta medföra att statusen av den hydrologiska regimen påverkas. För att bedöma dessa kvalitetsfaktorer behövs vattenståndet för sjön innan utloppet började regleras, alltså det oreglerade vattenståndet. Bedömning av fiskarters vandringsbehov behövs för att klassa längsgående konnektivitet. För att kunna bedöma samtliga morfologiska kvalitetsfaktorer behövs även en bedömning av sjöns planform, bottensubstrat och struktur på det grunda vattenområdet.

2. Mätning av fler SFÄ och kemiska ämnen

Det saknas mätningar för många av de särskilt förorenande ämnena och de ämnen som ingår för att bedöma kemisk status. Till exempel antracen är ej uppmätt i Kyrksjön men kan finnas i för höga halter då det överskrider riktvärden i sediment i de närliggande sjöarna Judarn och Råcksta träsk. Även mätning av benso(ghi)perylen (PAH16) kan visa på förhöjda värden till följd av den närbelägna konstgräsplanen. Fler mätningar och analys av ämnen rekommenderas därför.

3. Utredning angående PFOS

Genom samarbetet med underlag för åtgärdsplaner i Judarn och Råcksta träsk har det blivit tydligt att PFOS finns i mycket höga halter i fler recipienter. Halten PFOS i vatten behöver minska med 99 % även i Judarn som är omgivet av stor del skogsmark och i övrigt visar på begränsad miljöpåverkan. Det är troligt att detta är ett nationellt problem och inte enbart regionalt då PFOS sprids långväga. Vidare utredning skulle därför behövas för att identifiera källor och möjliga åtgärder för att förhindra spridning av PFOS.

4. Fler bedömningar av ammoniakvärden

För att med större säkerhet veta om ammoniak utgör ett problem för Kyrksjön behöver bedömningen baseras på fler mätvärden. Ammoniumkväve, pH och temperatur mäts sedan 2016 i Kyrksjön och utifrån dessa mätvärden kan fler bedömningar utföras för att ge ett bättre underlag.

10.2 Efter åtgärder i recipienten

1. Mätning av ljus- och syrgasförhållanden

Efter att åtgärder utförts som förbättrar syrgasförhållandena i Kyrksjön bör nya mätningar av ljus- och syrgasförhållandena utföras. Ifall dessa fortfarande inte motsvarar god status behöver vidare åtgärder utredas.

2. Makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar

De biologiska kvalitetsfaktorerna makrofyter, bottenfauna och fisk i sjön klassas till måttlig och dålig status. Ny inventering och klassning av dessa behöver göras efter det att syrgasförhållandet uppnår god status. Ifall dessa fortfarande uppvisar sämre än god status, och inte en positiv trend, bör en utredning göras för att ta reda på vilka åtgärder som kan förbättra situationen

11 Åtgärdsförslag i avrinningsområdet

Åtgärder i tillrinningsområdet bedöms vara intressanta ifall problem med ammoniak, syrgasförhållandet och biologiska kvalitetsfaktorer kvarstår efter det att tidigare nämnda åtgärder i recipienten genomförts. Åtgärdsförslagen siktar på att minska näringsämnen och föroreningsbelastningen från dagvatten som når recipienten. För att ta fram förslag på åtgärder i avrinningsområdet har möjliga platser för anläggningar först lokaliserats. En ”möjlig plats” innebär att platsen är allmän mark och har de förutsättningar som krävs för att anlägga föreslagen åtgärd. Till exempel påverkar höjdnivåer, vattengångar i ledning och jordart möjligheten att anlägga olika åtgärder. Därefter har placeringar valt för att komma åt så stor mängd förorenat dagvatten som möjligt. Målet har varit att ge förslag på åtgärder uppströms i tillrinningsområdet, och inte närmast recipienten, så långt det varit möjligt.

Reningseffekten för respektive anläggning presenteras i Bilaga 3. Reningseffekten för respektive åtgärd med avskilda mängder presenteras i den fristående Bilaga 4. Här finns även möjligheten att sortera åtgärdsförslag efter kostnad per reducerat kilo av ett ämne. Kostnadsuppskattningen för varje åtgärd baseras på schablonkostnader som presenteras i avsnitt 11.2 nedan. Placering av samtliga föreslagna åtgärder redovisas i Bilaga 5 men en överblicksbild kan även ses i avsnitt 11.3.

11.1 Dimensionering anläggningar

Vid anläggning av växtbäddar dimensioneras de för att fördröja 20 mm regn över anläggningens avrinningsområde. Normalt sätt dimensioneras anläggningens yta till att uppta 10 % av avrinningsområdets reducerade area, men då växtbäddarna som föreslås här ska få plats inom befintlig

bebyggelse har de dimensioneras att utgöra 5 % av reducerad area. Detta medför att växtbäddarna behöver bli djupare för att kunna fördröja samma volym. Praxis är att inte räkna med den volym vatten som upptar jordens porvolym. Växtbäddarna beräknas därmed vara nedsänkta 45 cm under marknivå, med en bräddbrunn belägen 5 cm från marknivå. Alltså kan vatten upp till 40 cm samlas i växtbädden innan det bräddas. Då växtbäddarna görs djupare ökar även kostnaden med uppskattningsvis 20 % jämfört med schablonkostnaden för att anlägga växtbädd, se avsnitt 11.2.

Sedimentations- och perkolationsmagasin dimensioneras efter 20mm regn över den reducerade arean. Kan magasinet placeras över grundvattenytan rekommenderas perkolationsmagasin eftersom detta ger en bättre reningsgrad. Användning av perkolationsmagasin förutsätter dock att det inte finns markföroreningar som i så fall riskeras att spridas vid infiltration. Sedimentationsmagasin används då grundvattenytan når upp till magasinet.

Dike renar dagvatten som rinner ner för dikesslänten. Dikesslänten närmast gatan dimensioneras med maximal lutning 1:3, medan motstående sida ges maximal lutning 1:2 (Trafikverket, 2012).

Mer information om hur reningsanläggningarna fungerar och vilka mervärden som skapas finns sammanställt i Bilaga 3.

11.2 Underlag för kostnadsuppskattning

De schablonkostnader som används för att kostnadsuppskatta åtgärdsförslagen baseras på erfarenhet av de som arbetar i branschen (branschstandard) och uppgifter från tidigare projekt. Ett kostnadsintervall presenteras där priset kan variera på grund av storlek på anläggningen eller på grund av andra förutsättningar (Tabell 6). En extra kostnad på 20 % av anläggningskostnaden kommer läggas till för växtbäddar då de antas göras djupare än de som schablonkostnaderna nedan utgår ifrån.

Tabell 6 – Underlag för kostnadsuppskattning av åtgärder. Angivna kostnader inkluderar projektering och utredning som står för ca 10 % av anläggningskostnaden.

Arbetsmoment och material	Minsta Kostnad	Förklaring kostnadsintervall	Högsta kostnad	Enhet	Källa
Dra ny ledning	3000	D300 = 3000 D1000 = 6000	6000	kr/m	Branschstandard*
Växtbädd	3300	3300= 700 m^2 6300 = 40 m^2 9300= 20 m^2	9300	kr/m^2	(Lindfors, Bodin-sköld, & Larm, 2014), (Ekologgruppen, 2016)
Avsättnings/ Sedimentationsmagasin	5250, 6000	5250 = utan pump 6000 = med pump 18 181= automatisk styrning, pumpar 2,5 l/s*2.	18 181	kr/m^3	(Stockholm Vatten AB, 2001) (Aldheimer, 2004)

		9000 kr/m^2 = utan pump			(Ramböll, 2014)

**Kostnaden är tagen i överkant och tar höjd för att vi har en höjd etableringskostnad utspridd på ett lågt antal kubikmeter.*

Kostnad för drift och underhåll av anläggningen har baserats på schablonhalter använda i tidigare projekt. För de anläggningar som saknar specifika schablonkostnader används uppskattningen att kostnaden för underhåll uppgår till 5 % av anläggningskostnaden per år (Tabell 7).

Tabell 7 - Schablonkostnader för drift och underhåll av anläggningar.

Arbetsmoment och material	Beskrivning av drift	Kostnad drift och underhåll	Källa
Växtbädd	Skötsel av växter 2 ggr/år	25 kr/m^2/år	(WRS, 2016)
Övriga anläggningar	5 % av anläggningskostnaden		(Ramböll, 2014)

11.3 Åtgärdsförslag

Två åtgärder föreslås i Kyrksjöns begränsade avrinningsområde (Figur 9). Dessa är belägna i huvudsak nära vägavsnitt på grund av tillgänglig platsmark och då vägar bidrar med högst andel av de flesta föroreningar (se Tabell 3, avsnitt 5.1). Åtgärderna kommer kunna ta hand om vägdagvatten i första hand men i vissa fall även vatten som avrinner från bebyggelse. Stor del av avrinningsområdet består av vägar som tillhör markanvändningsklassning villaområde eller flerfamiljshusområde. Genom att ta hand om vägdagvatten nås därför en stor del av den totala reducerade arean och föroreningsbelastningen till sjön. Fler åtgärder har inte föreslagits då det enbart är en liten andel dagvatten från villatomter som efter de två åtgärderna kommer nå sjön utan att passera en reningsanläggning. Stor del av detta vatten infiltrerar innan det når sjön och viss rening kommer ske därigenom.

Figur 9 - Placering av de två åtgärdsförslagen i Kyrksjöns avrinningsområde.

Åtgärd 1- Växtbädd vid utlopp från Spångavägen

Ett vägavsnitt på ca 0,5 ha av Spångavägen avvattnas idag via brunnar till ledning med utlopp mot Kyrksjölöten (Figur 10). Brunnarna är belägna vid cirkulationsplatsen (som är en T-korsning i det äldre kartmaterialet som visas i Figur 10) och ytlig avrinning sker till dessa. Vägen kantas av gång- och cykelbanor på bägge sidor och utanför dem finns uppbyggda skärmar i marken som leder groddjur till en grodtunnel under vägen.

Figur 10 - Blå markering visar den vägsträcka av Spångavägen som avrinner till utloppet vid Kyrksjölöten. En stor del av området runt sjön utgörs av Natura2000-område som syns som ett ljusgrönt fält i figuren.

Övriga delar av Spångavägen avvattnas via brunnar som leder ut i dikeskant på den östra sidan. På grund av GC-bana och grodpassagen är det inte möjligt att leda vägdagvatten direkt till en dikesslänt, utan en åtgärd behövs som renar vägdagvatten från ledning.

Den åtgärd som föreslås är därför en större nedsänkt växtbädd dit dagvatten från existerande brunnar kan ledas. Marken vid utloppet utgörs av Natura2000-område och går kant i kant med tomtgränser. En möjlig placering av anläggningen är därför i en del av det befintliga koloniområdet (Figur 10). En ny ledningsdragning behövs således från de existerande brunnarna till den plats där växtbäddar kan anläggas. För att motsvara 5 % av den reducerade arean behöver anläggningens yta uppgå till ca 210 m^2. För att kunna fördröja och rena de första 20 mm vid regn har växtbädden i beräkningar dimensionerats med 45 cm nedsänkning. Ifall en grundare växtbädd vill göras behöver dess yta bli större vilken kan vara möjligt här ifall mer yta från koloniområdet kan tas i anspråk.

Förutom att rena flertalet föroreningar från vägen kan växtbädden även bidra till en estetiskt tilltalande miljö och förutsättning för ökad biologisk mångfald. Den sammanlagda kostnaden för att anlägga åtgärden uppskattas bli ca en 1,1 miljon kronor (Tabell 8).

Tabell 8 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Ny ledningsdragning	40 m	4000 kr/m	160 000	-
Växtbädd	211 m^2	4000 kr/m^2	844 000	5275
20 % extra kostnad för djupare			168 000	

anläggning växtbädd				
Summa			**1 172 800**	

Åtgärd 2 - Avsättningsmagasin vid fotbollsplaner, Vultejusvägen

Den del av Vultejusvägen som ingår i Kyrksjöns tillrinningsområde avvattnas med brunnar på bägge sidor av vägen. Väster om vägen finns ett större idrottsområde med fotbollsplaner och därefter ett villaområde. Öster om vägen mynnar till Kyrksjölöten och Natura 2000-området som omgärdar Kyrksjön. Framför fotbollsplanerna utgör vägen en lågpunkt jämfört med omkringliggande områden. Detta var tydligt vid platsbesök 2016-10-25 då brunnar återfanns översvämmade vid lågpunkt i vägen. Mellan fotbollsplaner och vägen finns ett bredare grässtråk med träd (Figur 11).

Figur 11 - Yta mellan väg och fotbollsplaner som kan användas för placering av dagvattenåtgärd. Foto från Google Maps.

För att ta hand om vägdagvattnet och närliggande hårdgjorda ytor föreslås att ett avsättningsmagasin placeras under gräsytan mellan väg och fotbollsplaner. Magasinet skulle även kunna placeras helt eller delvis under en fotbollsplan. Genom att ha ett magasin med konstant vattennivå får partiklar möjlighet att sedimentera. Vid stora flöden kan bräddning från magasinet ske till Kyrksjön. Magasin föreslås då omgivningen försvårar för möjligheten att anpassa gångbanan efter ytliga lösningar så som växtbäddar. Gångbanan kan inte dras om och läggas närmre idrottsplatsen då det finns oregelbundet placerade träd som antas behöver bevaras.

Ledningsunderlag för gatan saknas men då brunnar återfinns i gatan är en rimlig slutsats att en dagvattenledning finns längs med vägen. Denna kan då kopplas om till magasinet så att vägavvattningen sker genom de befintliga brunnarna i gatan. Detta antagande behöver kontrolleras genom att inmätning av vattengångar görs i samtliga brunnar.

Grundvattnet bedöms ligga på ungefär +10,30 m utifrån tre mätningar av grundvattennivåer som gjorts öst och väst om platsen. Dessa uppmättes till +8,9 m öster om platsen och ca +11,6 m väster om platsen. Markhöjden på platsen ligger på ca + 13 m. För att installera sedimentationsmagasin behövs 1m till grundvattenytan, vilket ifall nivåuppskattningen stämmer skulle vara möjligt. Exakt

grundvattennivå behöver mätas in inför vidare planering av åtgärd. Ett perkolationsmagasin har inte valts då det antagligen är nära till grundvattenytan och då marken består av gyttjelera (SGU kartvisaren).

Det beräknade avrinningsområdet till en möjlig anläggning är ca 1,7 ha. Avrinningsområdet består av vad som är klassat som småhusområde eller bostadsområde och består till stor del av lokalgata. Magasinet dimensioneras för att ta emot 20 mm regn från avrinningsområdet vilket motsvarar att ta hand om 85 % av regnet som faller under ett år. Med en antagen höjd på 1,2 m ger detta en anläggningsyta på 195 m^2. En möjlig dimensionering är en bredd på 2,4 m vilket ger en behövd längd på 81 m (Figur 12).

Figur 12 - Avrinningsområde till åtgärdsförslaget består av Vultejusvägen och intilliggande hårdgjorda ytor.

Kostnadsuppskattningen för att anlägga åtgärden uppgår till 1,4 miljoner kronor. Kostnaden inkluderar då förutom avsättningsmagasinet en post för att utföra det arbete med utredning och inmätning som behövs innan åtgärden kan detaljplaneras (Tabell 11).

Tabell 11 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Utredning och inmätning av ledningssystem	423 m	500 kr/m (egen uppskattning)	Ca 200 000	-
Avsättningsmagasin	195 m^2	6000 kr/m^2	1 170 000	58 500
Summa			**1 370 000**	

12 Övriga åtgärder

För att minska läckaget av näringsämnen från kolonilotterna som är belägna väster om Spångavägen skulle odlingen behöva ske utan tillsättning av gödsling. Informationsinsatser om Kyrksjöns status och påverkan från näringsämnen skulle kunna bidra till att mindre gödsel används. Odling bör även ske utan bekämpningsmedel som kan sprida föroreningar till sjön.

13 Osäkerheter

Arbetet som lett fram till de slutsatser som presenteras i rapporten kantas av osäkerheter som är viktiga att ha i åtanke vid användning av rapporten som underlagsmaterial.

Statusklassningen av kvalitetsfaktorer har gjorts utifrån gällande föreskrifter HVFMS 2013:19 och HVFMS 2015:4. Dessa är i flera fall något luddigt beskrivna och ibland saknas information som specificerar vilket underlag som ska användas för att statusklassa kvalitetsfaktorer. Till exempel höjdnivå för provtagning i sjön eller vilka månadsvärden som ska användas framgår inte alltid tydligt. Bedömning i VISS har i vissa fall beräknat referensvärden på andra sätt än vad som presenterats i föreskrifterna. Det är även oklart för vissa kvalitetsfaktorer hur många mätvärden som behövs i underlaget för att utföra en säker bedömning. Vissa bedömningar, som mätning av antracen i sediment, utgår ifrån ett provtagningstillfälle. Osäkerheter finns därför kopplat till hur representativt det underlaget som använts är för hela recipienten. För delar av underlaget saknas även information om provtagningsmetodik vilket försvårar användningen av mätdata och minskar säkerheten i bedömningen.

Karteringen av markanvändningen som utförts är schablonmässig och ungefärlig vilket betyder att vissa felaktigheter kunnat infinna sig. Dock så ger en schablonmässig indelning i form av t.ex. ett bostadsområde eller handelsområde ett bättre resultat än om varje markanvändning delas in efter ytor såsom takyta, väg, grönyta. Detta för att fler mätningar har utförts på föroreningar i dagvatten från större områden än från mindre specifika ytor.

Föroreningshalter i dagvatten från StormTac är schablonmässiga då medianhalten används av de uppmätta värdena. Därför ska inte den beräknade belastningen ses som definitiv men en indikation på föroreningsgraden. Mängden mätningar som utförts skiljer sig på markanvändningar och förorenande ämnen. På villaområden och vägar finns det t.ex. ett större antal mätningar än för spårområde och begravningsplats och för fosfor och tungmetaller har en större mängd mätningar utförts än för PAH, antracen och PBDE. Fler mätningar minskar osäkerheten.

Osäkerheter tillkommer i de fall då halter översätts från halt i sediment eller i fisk till beting i mängd per år uttryckt i vatten. Detta har gjorts genom att uttrycka den procentuella minskning som behövs i sediment eller fisk och överföra det till procent av beräknad belastning från dagvatten. Då halt i vatten inte svarar direkt mot halter i sediment eller fisk stämmer inte detta antagande helt.

Genomförbarheten av åtgärdsförslagen är något osäker. Placeringen har utgått ifrån fastighetskarta på Eniro som inte nödvändigtvis är helt korrekt. Det är därför risk att anläggningar föreslagits på mark som inte är allmän platsmark. Ortofotot som varit underlag i GIS materialet, samt den optiska analys som gjort med hjälp av kartor i Google maps och Eniro, är inte nödvändigtvis helt uppdaterade eller överensstämmande. Viss korrigering har kunnat göras efter platsbesök men andra förändringar som skett kan medföra att platsen inte längre är lämplig för anläggningsförslaget. Placeringen i relation till ledningar är även osäkert då det enbart i enstaka fall kunnat kontrolleras mot ledningsunderlag.

Reningseffekten i dagvattenanläggningar beror på många parametrar såsom dagvattnets inloppshalt, flödesmönster till anläggningen, årstidsvariationer men även anläggningens utformning, ålder och skick. Reningsanläggningarnas uppmätta reningseffekter samt antal flödesproportionella mätningar som utförts för varje ämne redovisas i *Bilaga 3 – Funktion av anläggningar i åtgärdsförslag.*

I StormTac finns det få källor på avsättningsmagasin och i jämförelse med dammar så har avsättningsmagasinet en betydligt högre rening på fosfor enligt StormTac vilket inte känns helt korrekt. Det har kontrollerats att detta inte beror på att flockning sker i magasinen enligt information från Storm Tac. I dammar finns utöver den mekaniska reningen även kemiska och biologiska processer som reducerar föroreningshalten i vattnet. En orsak till att magasinet trots detta visar bättre reningseffekt i databasen kan vara att magasinet är under mark och kan få bättre sedimentering än dammar vintertid. En ytterliggare faktor som kan inverka är att de magasin som bedömts i databasen är styrda till att ha minst 36 h sedimentering medan många dammar inte ens har en reglervolym. Dåligt underhåll och skötsel av dammar kan leda till att växter förmultnar och frigöra fosfor efter hösten. I databasen är även vissa dammar små och har sämre rening på grund av låga inloppshalter medan magasinen finns vid vägar som ger hög halter i inloppsvattnet och därmed hög effekt som följd.

Som bilagan redovisar finns heller inga uppmätta reningseffekter på bland annat antracen och PBDE. Då det inte finns några uppmätta värden har reningseffekt uppskattats utifrån att de följer reningseffekten för andra ämnen med liknande egenskaper.

Det finns osäkerheter kopplade till den effekt föreslagna åtgärder i recipienten har. Beroende på bland annat typ, omgivning och effekt får luftningsaggregaten olika påverkan på syresättningen i sjön. Det är därför inte möjligt att säga exakt hur effekten blir på syrgashalterna i sjön. Syrebrist på botten bör kunna undvikas, i alla fall lokalt runt aggregatet men total effekt är svår att bestämma med säkerhet utan mer ingående utredning.

14 Diskussion

Resultatet från den statusbedömning som gjorts för Kyrksjön visar på motstridiga förhållanden och det är svårt att måla upp en tydlig bild av situationen som påverkar vattenkvalitén i Kyrksjön.

De biologiska kvalitetsfaktorerna för makrofyter och fisk är klassade till sämre än god status och vid inventeringar förklaras resultat vara kopplade till övergödningssymptom. Även bottenfaunan bedömdes uppnå sämre än god status på grund av eutrofiering vid expertbedömning (Ljungman, 2013). Speciellt bottenfauna och fisk påverkas av de stundtals långa perioder med syrebrist och bildandet av svavelväte som då följer. Även kvalitetsfaktorn ljusförhållanden klassas till sämre än god vilket brukar kopplas till växtplankton och höga halter näringsämnen.

Halten totalfosfor bedöms dock till hög status och visar att näringsämnen inte bör utgöra ett problem för sjön. Växtplankton bedöms även den till god status vilket motsäger att detta är orsaken till den låga klassningen för siktdjup/ljusförhållande. Så vilka andra orsaker kan förklara den situation som råder?

Det är möjligt att arter inte lyckats återetableras sedan fosforhalterna var höga i början på 90-talet. Det är även möjligt att höga ammoniakhalter påverkat fisksamhället i sjön negativt. Bottenfaunainventeringen år 1996 tydde på eutrofa förhållanden och en svag förbättring till inventeringen år 2004 skönjdes i form av fler antal men liknande artsammansättning. Artantalet var dock fortsatt lågt även 2013. Att mört fångades vid senaste provfiskningen 2016 tyder även det på en förbättring då mört inte är lika syretålig som Rudan. Mört är en fisk som gynnas i grumliga vatten jämfört

med rovfiskar, så det är möjligtvis inte en slump att just den arten återfanns. Makrofyter inventerades så sent som år 2014 och det är oklart om det syns en positiv trend. Förbättringen för fisk och bottenfauna skulle kunna indikera att förutsättningarna har förbättrats men att nya arter har svårt att etablera sig.

När det gäller den otillfredsställande statusen för siktdjup så är det märkligt att detta inte är kopplat till växtplankton ifall Kyrksjön är en klar sjö. Vid framräkning av referensvärde för siktdjup används uppgifter kopplade till att sjön klassas som klar. Ifall riktvärde för en humös sjö används blir resultatet för siktdjup att måttlig status precis uppnås. Anledningen till den låga klassningen på siktdjup kan således inte enbart förklaras med att Kyrksjön är mer humös än bedömt. Siktdjupet var större runt år 2000-2007 och motsvarade då god status. Under dessa år var halten för klorofyll *a* lägre än andra år. Haltförändringar tidigare visar på en bra korrelation mellan siktdjup och klorofyll *a* men medan klorofyll *a* sjunkit de senaste åren har siktdjupet mer eller mindre stagnerat (Stockholm stad, 2016). Det dåliga siktdjupet kan inte heller förklaras med att organiskt material så som växtdelar når sjön, då detta bör ha varit konstant genom åren. Orsaken till det dåliga siktdjupet trots låg växtplanktonhalt är därmed oklar.

Även ifall viss förbättring kan ses för fisk och bottenfauna är det tydligt att syrgasförhållandet är ett problem. Den vanligaste orsaken till låga syrgasförhållanden och syrebrist är förhöjda halter av näringsämnen som leder till ökad produktion av växtplankton och annat organiskt material som sedan förbrukar syre då de bryts ned. Som tidigare nämnts är dock inte halten fosfor ett problem i sjön enligt mätvärden. Då anledningen till de låga syrgasförhållandena är oklar är det inte möjligt att ge förslag på åtgärder som förebygger påverkan utan istället syftar de på att förbättra syrgasförhållandet i sjön. Genom att förbättra detta ges ett bättre utgångsscenario för att höja statusen på de biologiska kvalitetsfaktorerna. Mer om detta diskuteras i nästa avsnitt 14.1.

Den kemiska statusen uppnår inte god status baserat på halterna av kvicksilver och PBDE som utgör nationella undantag, samt för PFOS. Mer om åtgärdsförslagen för att uppnå god kemisk status diskuteras i avsnitt 14.2 nedan.

14.1 Förslag till arbetsgång för att nå god Ekologisk status

Åtgärder riktat mot de höga ammoniakhalterna bör börja med att göra en bedömning utifrån fler mätningar. Bedömningen av årsmedelvärdet är här enbart baserat på fyra mätningar under år 2016. En informationskampanj bör även riktas mot koloniområdena öster om Kyrksjön för att begränsa användandet av gödsel som kan vara en bidragande källa av kväve.

För att förbättra statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna behöver syrgasförhållandet, och möjligen även ammoniakhalterna, förbättras. Som första åtgärdsförslag rekommenderas därför att luftningsaggregat installeras. Tillsättning av friskt vatten till bottnen vara ett alternativ men då behöver en utredning av utloppet visa på att detta är möjligt. Åtgärdsförslagen möjliggör syresättning av bottnen även vid de tillfällen då syrebrist tidigare varit ett problem. Vidare föreslås att vegetation skördas och transporteras bort för att minska det organiska materialet som med tiden bryts ned vid bottnen och förbrukar syre. Genom att minska mängden organiskt material i sjön bör även halterna av ammoniumkväve och ammoniak kunna förbättras. Båda dessa åtgärder leder till att syresättningen vid bottnen, och i hela sjön, kan förbättras. Förhoppningen är att dessa åtgärder kan bidra till att kvalitetsfaktorerna syrgasförhållande och ammoniak uppnår god status.

Förbättras inte halterna av ammoniak kan det vara lämpligt att rikta vidare åtgärder för att minska näringsämnesbelastningen till sjön. Genom att införa åtgärdsförslagen i tillrinningsområdet som presenterades i kapitel 11.3 beräknas belastningen av näringsämnen från tillrinningsområdet kunna

minska med 10 %. Då relationen mellan totalkväve och ammoniak varierar är det inte möjligt att bedöma hur mycket totalkvävehalterna behöver minska för att ge ett ammoniakvärde som underskrider gränsvärdena. Ammoniak behöver således kontrolleras kontinuerligt och utredning av vidare åtgärder kan komma att krävas ifall de åtgärder som föreslås här inte räcker för att uppnå tillräcklig förbättring.

Efter syresättande och ammoniakbegränsande åtgärder fått verka och systemet nått en balans bör effekten på livet i sjön bedömas. Det kommer ta tid för arter att återetableras men nya inventeringar kan visa på om utvecklingen är positiv. Troligtvis kan det finnas behov av att återinföra arter av framför allt fisk för att kunna uppnå god status inom en närmre tidsperiod. Vid införandet av nya fiskarter kan det vara lämpligt att även bedöma parametrarna för hydrologisk regim. Om möjligt vore det bra att välja fiskarter vars vandringsbehov överensstämmer med de förutsättningar som finns i Kyrksjön. Detta för att få ett fiskbestånd som blir livskraftigt men även så att kvalitetsfaktorn kan klassas till god status. Vid återintroduktion av arter behöver möjlig påverkan på det existerande ekosystemet undersökas närmre.

Ekosystemet kommer behöva några år för att komma i balans och för att det ska bli möjligt att utvärdera hur väl syresättning och återintroduktion av arter fungerat. Därefter behöver nya mätningar göras för att se om statusen motsvarar god eller om det fortfarande finns en likartad problematik som idag.

Mätningar av siktdjup behöver ske kontinuerligt under tiden åtgärder utförs för att se om detta förbättras. Förhoppningsvis leder åtgärder som bidrar till förbättring av övriga biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer även till förbättrade ljusförhållanden i Kyrksjön. Ifall detta inte är fallet behöver en vidare utredning göras av orsaken.

Då det tar tid för ekosystemet att anpassa och återhämta sig, samt att det under tidens gång kommer visa sig vilka åtgärder som krävs, är det svårt att tidsuppskatta när sjön skulle kunna nå god status.

14.2 Förslag till arbetsgång för att nå god Kemisk status

Då det finns ett nationellt undantag för kvicksilver och dess föreningar samt för PBDE kan recipienten nå god status även ifall dessa halter överskrider gränsvärden. Åtgärdsförslag har därför inte tagits fram för att minska dessa halter. Utöver kvicksilver och PBDE är det enbart halten PFOS i vatten som provtagits men som inte uppnår god status.

Framräknat förbättringsbehov för PFOS i vatten är högt och uppgår till 99 %. Källor till PFOS är i många fall diffusa och ämnet kan transporteras långväga för att sedan påverka genom atmosfäriskt nedfall. De vanligaste reningsmetoderna går ut på att schakta bort förorenad mark som påverkar grundvattnet eller minska PFOS-halter i vatten med hjälp av aktivt kol. Undersökningar av reningsanläggningar tyder på att PFOS inte renas i våtmark eller damm (Lönsjö & Emma, 2015). Exempel finns där PFOS renas från dricksvatten med hjälp av aktivt kol men inga exempel på rening av sjövatten har kunnat hittas. Det saknas data för hur mycket PFOS som följer med dagvattnet från olika markanvändningar och det är även oklart hur mycket dagvattenanläggningar kan rena PFOS.

Det bedöms inte vara möjligt att genomföra åtgärder som renar PFOS till den grad som krävs för att uppnå god status. En utredning skulle därför behövas för att kartlägga källor och spridningsmönster till sjöarna i västerort men även på ett nationellt plan. Det är möjligt att förutsättningarna att rena PFOS gör att detta ämne bör utredas för att bli ytterligare ett nationellt undantag.

Förutom de ämnen som provtagits är det dock fler som skulle behöva mätas för att ge en bra bedömning av Kyrksjöns kemiska status. Exempelvis antracen och PAH16 är ämnen som kan finnas i förhöjda

halter i Kyrksjön utifrån tillrinningsområdets karaktär och problem som finns i närbelägna sjöar. Åtgärder för rening av miljögifter kan därför bli aktuellt efter att fler ämnen provtagits.

15 Slutsats

Den ekologiska statusen för Kyrksjön bedöms kunna uppnå god status ifall åtgärder som förbättrar sjöns syresättning och ammoniakhalt utförs. Det är oklart om statusen hinner förbättras till mål-året 2021. Dock bör det vara möjligt till år 2027. Förslag på åtgärder är att anlägga luftningsaggregat och skörda samt ta bort vegetation i sjön. Detta måste dock ske med hänsyn till kransalgen rödsträfse och vidare utredning krävs för att försäkra att arten inte störs vid skörd av annan vegetation. Möjligen kan åtgärder i tillrinningsområdet behövas för att minska kvävebelastningen och förbättra ammoniakhalterna i sjön. För att kvalitetsfaktorerna som berör fisk och makrofyter ska uppnå god status behövs troligen att nya arter etableras och att artsammansättningen förändras. Ljusförhållandet i sjön förbättras troligen i takt med att de andra parametrarna uppnår god status. Är detta inte fallet behövs orsak och möjlig åtgärd utredas vidare.

Kyrksjön bedöms inte kunna nå god kemisk status till år 2021 då PFOS-halterna är högt över gränsnivåer för god status. Vidare utredning skulle behövas för att identifiera källor och möjliga åtgärder för att förhindra spridning av PFOS. Enbart få ämnen har kontrollerats i Kyrksjön och ytterligare mätningar kan medföra att fler ämnen som överskrider god status identifieras.

16 Referenser

Aldheimer, G. (2004). *Dagvatten, Avsättningsmagasin Ryska Smällen.* Stockholm: Stockholm Vatten.

Alm, H., & Pirard, J. (2014). *Dagvattenhantering, en exempelsamling.* Uppsala vatten.

Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening, rapport nr 2016-05.* Svenskt Vatten Utveckling.

Bodin-Sköld, H., Larm, T., & Lindfors, T. (2014). *Inventering av dagvattenlösningar för urbana miljöer.* VINNOVA.

Caruso, J., Christensen, A., Gunnarsson, F., Johansson, L., Kronholm, M., Lagergren, R., . . . Vartia, K. (2013). *Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014 - Hjälpreda klassificering av ekologisk status.* Vattenmyndigheterna i samverkan.

Ekologgruppen. (2016). *Fördröjning av dagvatten inom befintlig bebyggelse i östra lund.* Landskrona: Ekologigruppen.

Falk, J. (2007). *Erfarenhet av kommunala dagvattendammar, Rapport Nr. 2007-14.* Stockholm: Svenskt Vatten utveckling.

Fridolf, M. (2014). *Dagvattendammars funktion - En studie av vägdagvattendammen Fredriksberg.* Lund: Lunds Universitet.

Fölster, J., & Djodijc, F. (2015). *Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag, Rapport 2015:12.* Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Grahn, O., & Torstensson, H. (2008). *Förslag till åtgärdsstrategi för att förbättra milljöförhålladena i sjön Kyrkviken, Arvika kommun.* Arvika.

Gustafsson, A. (2014). *Vattenvegetation i Stockholm stad 2014.* Norrtälje: Naturvatten.

Havs- och vattenmyndigheten. (2013). *Fiskvandring- arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum, rapport 2013:11.* Göteborg: Havs och vattenmyndigheten.

Havs- och Vattenmyndigheten. (2013). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, HVFMS 2013:19.* Havs- och vattenmyndigheten.

Havs och vattenmyndigheten. (den 01 02 2016). *Kväve i sjöar och vattendrag*. Hämtat från Havs och vattenmyndigheten:https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/officiell-statistik/officiell-statistik--havs--och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag.html

Havs och vattenmyndigheten. (2016). *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus ; Vägledning för tillämpning av HVFMS 2013:19 (Rapport 2016:26).* Göteborg: Havs och vattenmyndigheten.

Holmqvist, J., & Bengtsson, G. (2009). *Sweco Environment Rapport 2009: Samband mellan åtgärder mot övergödning och ekologiska effekter i vattendrag - en litteraturstudie.*

Institutet för miljömedicin. (den 03 02 2014). *Karolinska institutet*. Hämtat från http://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde

Kemikalieinspektionen. (2006). *Perfluorerade ämnen - användning i Sverige.* Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.

Kemikalieinspektionen. (den 10 03 2016). *www.kemi.se*. Hämtat från http://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/verksamhet/handlingsplan-for-en-giftfri-vardag/hogfluorerade-amnen-pfas

Larm, T., & Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten.* Stockholm: Sweco.

Lindeström, L. (2012). *Kväveutsläpp från gruvindustrin.* Stockholm: Svemin.

Lindfors, T., Bodin-sköld, H., & Larm, T. (2014). *Grågröna systemlösningar för hållbara städer.* Vinnova.

Ljungman, M. (2013). *Bottenfauna i Stockholms stad 2013 - En undersökning av profundal- och litoralfauna i elva sjöar och ett brackvatten.* Mölnlycke: Medins Biologi.

Länsstyrelsen Stockholm. (2016b). *Bevarandeplan; Kyrksjölöten SE0110173.* Stockholm: Länsstyrelsen Stockholm.

Länsstyrelsen Örebro län. (den 01 12 2016). *Länsstyrelsen Örebro Län*. Hämtat från Länsstyrelsen Örebro län: http://www.lansstyrelsen.se/Orebro/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenforvaltning/Pages/index.aspx

Lönsjö, & Emma. (2015). *Utbredning av PFOS i Sverige och världen med fokus på grundvattnet.* Lund: Lunds universitet.

Naturvårdsverket. (2003). *Miljökvalitetsnormer för fosfor i sjöar, Rapport 5288.* Bromma: Naturvårdsverket.

Nitzelius, T. (1996). *Judarn, Kyrksjön och Råcksta träsk inventering av bottenfauna, sjöfågel och vatenväxter 1996.* Stockholm: Miljöförvaltningen, Stockholm stad.

Norconsult. (2011). *Angereds torg, Dagvattenutredning till detaljplan.* Göteborg: Norconsult AB.

Persson, I., Sjöberg, C., Karlsson, P., & Håkansson, E. (2015). *Järlasjön - Källfördelningsanalys och översiktlig åtgärdsplan.* Stockholm: Sweco.

Pettersson, M. (2001). *Restaurering av sjöar och vattendrag- genom lokalt engagemang.* Norrtälje: Norrtälje kommun.

Ramböll. (2014). *PM Dagvattenutredning; Detaljplan för Önnered 54:1.* Halmstad: Ramböll Sverige AB.

SGU. (2016). *Jorddjupskarta 1:50000.* Uppsala: Svergies Geologiska Undersökning.

SGU. (den 27 10 2016). *SGUs Kartvisare.* Hämtat från Sveriges Geologiska undersökning.

SLU. (2014). *Sjöeutrofiering*. Hämtat från Institutionen för miljöanalys: http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Criteria_3.ssi

SMHI. (den 24 11 2014). *Flöden och vattenstånd*. Hämtat från SMHI: http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/bygg-och-infrastruktur/floden-och-vattenstand-1.1488

SMHI. (den 24 08 2016). *Syreförhållanden i havet*. Hämtat från SMHI: http://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/syreforhallanden-i-havet-1.5155

Sonesten, L., & Wilander, A. (2006). *Föreslag till bedömningsgrunder för siktdjup.*

Sportfiskarna, S. S.-o. (2013). *Inventeringsprovfiske i Judarn, Laduviken och Kyrksjön 2012.* Stockholm.

Stehn, A. (2004). *Bottenfauna i brommasjöarnas sublittoral .* Stockholm: Eurofins Environment Sweden AB.

Stockholm Stad. (1999). *Provfiskeresultat.*

Stockholm stad. (2000). *Vattenprogram för Stockholm; Faktaunderlag Kyrksjön.* Stockholm: Stockholm stad.

Stockholm stad. (2010). *Slutrapport för projekt Inom Miljömiljarden, Stockholm stad:Nr B 138, Kyrksjön - fungerande dike.* Stockholm: Stockholm stad.

Stockholm stad. (den 08 06 2016). *Klorofyll a, sjöar*. Hämtat från Miljöbarometern: http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/kyrksjon/klorofyll-a-sjoar/kyrksjon

Stockholm stad. (den 1 11 2016). *Kyrksjön*. Hämtat från Miljöbarometern: http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/kyrksjon/

Stockholm stad. (u.d.). *Kyrksjön*. Hämtat från Miljöbarometern: http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/kyrksjon/info1/

Stockholm Stad Miljöförvaltningen. (2003). *Dagvatten från miljöfarlig verksamhet.* Stockholm: Stockholm stad.

Stockholm Vatten & Stockholm stad. (2006). *Program för Stockholms vattenarbete 2006-2015.* Stockholm.

Stockholm Vatten AB. (2001). *Dagvatten, Norra Länkens avsättningsmagasin.* Stockholm: Stockholm vatten.

Stockholm Vatten VA AB. (2010). *B 139. Råcksta träsk - reningsanläggning för dagvatten. Slutrapport för projekt inom miljömiljarden, Stockholm stad.* Stockholm: Stockholm Vatten.

Stråe, D., Gustafsson, A., van der Nat, D., Rydin, E., Lindqvist, U., Andersson, J., & Åkerman, S. (2016). *Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken.* Stockholm: Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

Svenskt Vatten. (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten. Publikation P110.* Stockholm: Svenskt vatten.

Trafikverket. (2012). *Trafikverkets publikation 2011:179 Krav för vägars och gators utformning.* Trafikverket.

Trafikverket. (2012). *Trafikverkets publikation 2012:072 TRVK Väg.* Trafikverket.

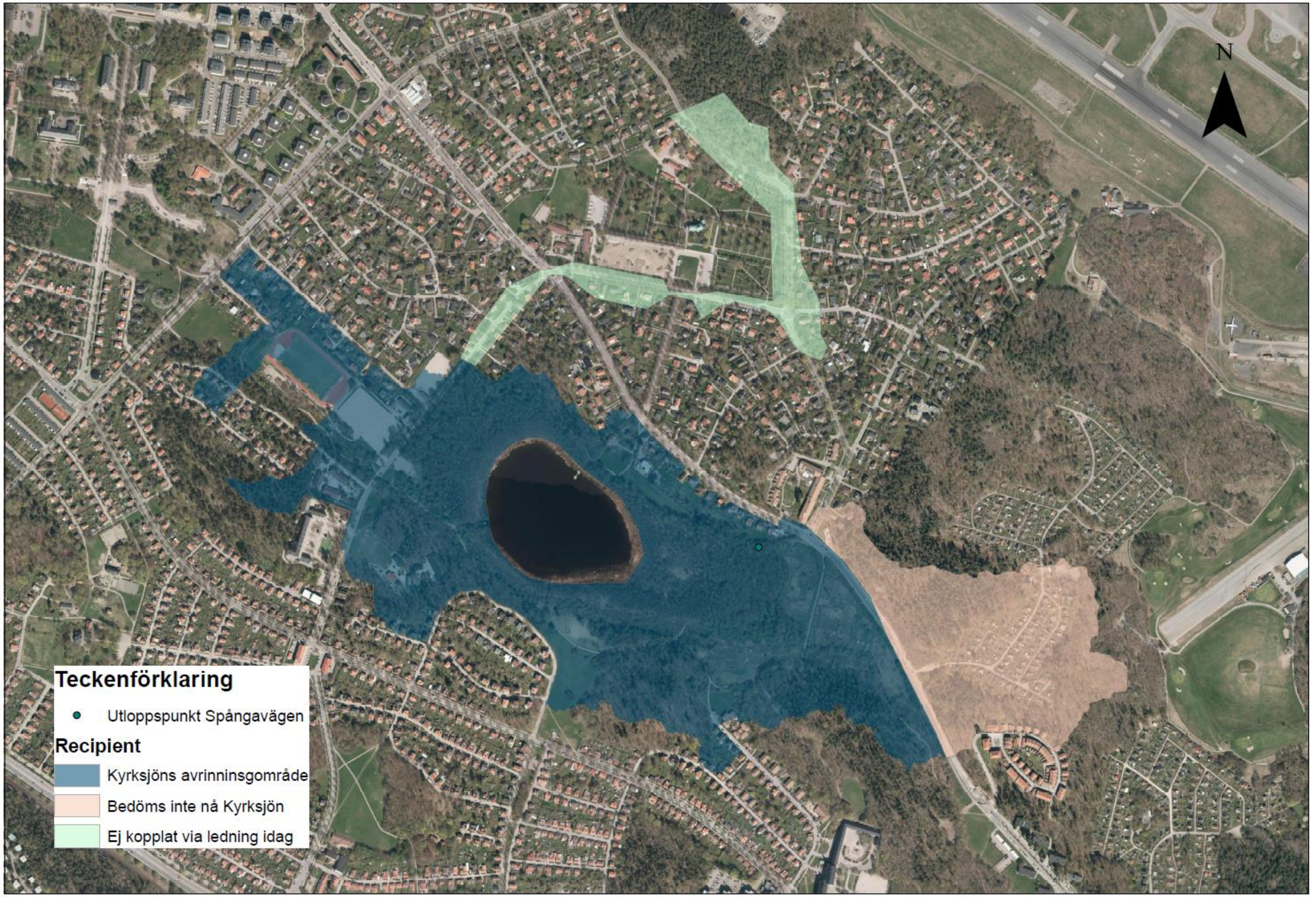
Vattenmyndigheterna. (den 01 12 2016). *Miljökvalitetsnormer*. Hämtat från Vattenmyndigheterna: http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/vattenforvaltningens-arbetscykel/miljokvalitetsnormer/Pages/default.aspx

VISS. (den 22 september 2016). *Utsläppsreduktion miljögifter*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000735

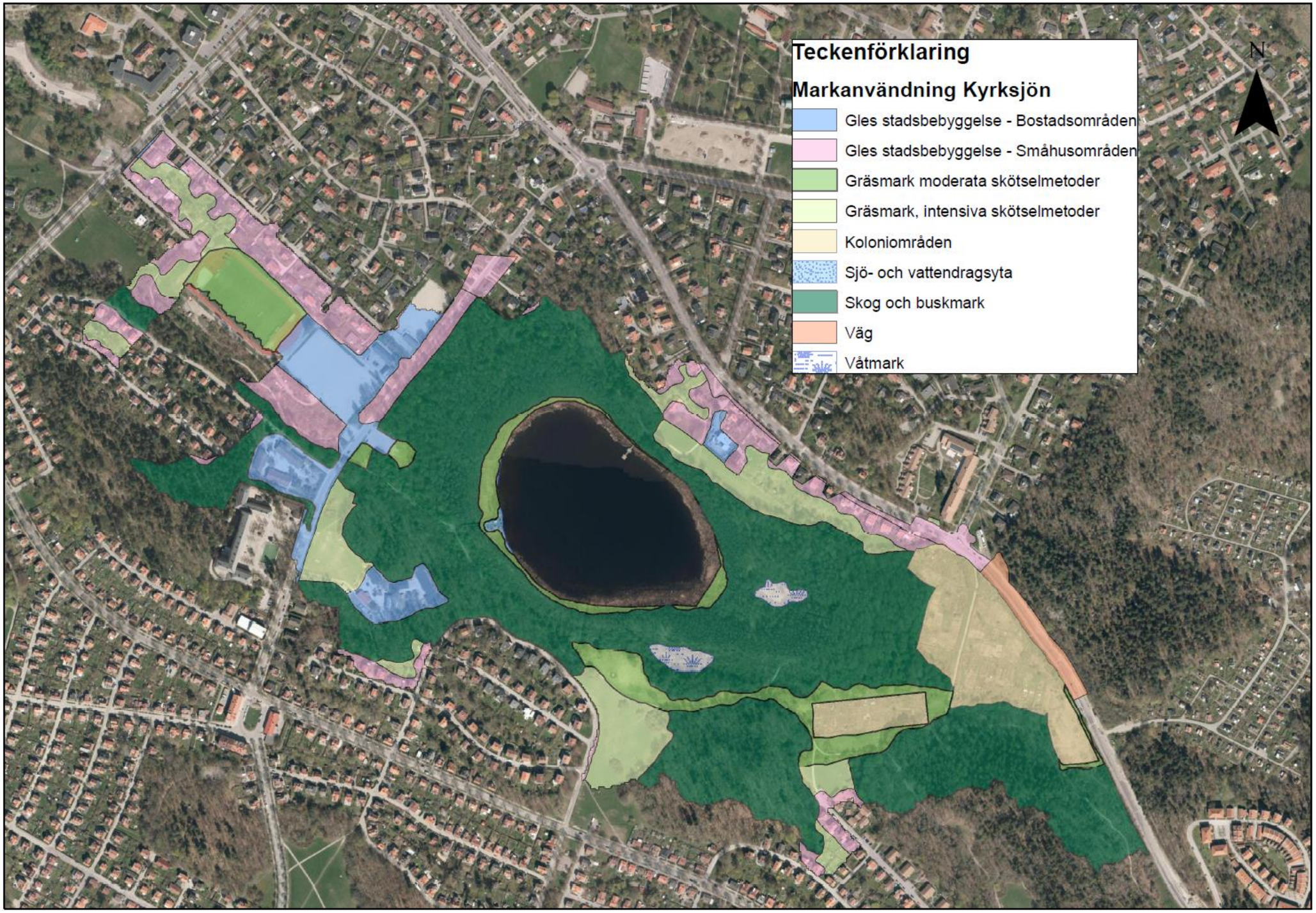
VISS. (u.d.). *Kyrksjön*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658289-162007

WRS. (2016). *Kostnadsberäkningar av exempellösningar för dagvatten.* Stockholm: Water revival systems, WRS.

Bilaga 1a– Karta delavrinningsområde, Kyrksjön



Bilaga 1b – Markanvändning, Kyrksjön



Bilaga 2 – Förslag på MKN, Kyrksjön

Ekologisk status Kyrksjön – Dålig status						
Biologiska kvalitetsfaktorer		***Egen bedömning***	***Underlag***	***Gränsvärde God status***	***Beting***	***Kommentar***
Växtplankton		**God status**	Klorofyll a			Klorofyll a räcker för att bedöma växtplankton om statusen klassas till God eller Hög.
	Klorofyll a	Medelvärde 2010-2016: 17,7 µg/l. EK= 0,32. Även med osäkerhetsmarginal motsvarar värdet god status.	Juli- och augustivärden år 2010-2016, 12 mätvärden Enligt HVMFS 2013:19 ska minst 3 års medelvärden användas.	EK>0,3		
	Näringsämnespåverkan växtplankton	Mätdata saknas				
	- Totalbiovolym	Mätdata saknas				
	- TPI Trofiskt planktonindex	Mätdata saknas				
	- Andel blågröna alger	Mätdata saknas				
	Artantal Växtplankton	Mätdata saknas				

Makrofyter i sjöar		**Måttlig Status**				
	Trofiindex (TMI)	Måttlig EK = 0,71	Inventering 2014. Baserat på 6 arter, TMI= 6,17. Ej nära klassgräns.	EK ≥ 0,84		Viss osäkerhet i klassning på grund av lågt artantal.
Bottenfauna i sjöar		**Måttlig status** Baserat på expertbedömning	Inventering år 2013 (Ljungman, 2013)			Enligt ASPT- och MILA-index uppnår sjön god status m.a.p bottenfauna. Expertbedömning klassar dock bottenfaunastatusen till måttlig på grund av tecken på eutrofiering (Ljungman, 2013)
	ASPT	God status EK=0,83 ASPT-index: 4,83	Inventering 2013 (Ljungman,2013)	EK ≥ 0,70		
	BQI	Mätdata saknas				Finns inga profundala prover då sjön inte har en profundal zon. (Stehn, 2004).
	MILA	Nära neutral	(Ljungman, 2013)			
Fisk i sjöar		**Dålig Status** EQR8= 0,13	Baserat på provfiske i juli 2016.	0,46≤EQR8		

Fysikaliska Kemiska parametrar		*Egen bedömning*	*Underlag*	*Gränsvärde*	*Beting*	*Åtgärd*
Allmänna Förhållanden Fys-kem		**Otillfredsställande status**	Ljusförhållanden är utslagsgivande.			
	Näringsämnen, Tot P	Hög status EK: 0,89 (Totalfosfor)	14 mätvärden från augusti år 2010-2016. Referensvärde 22,62 µg/l, medelvärde 25,29 µg/l.	EK>0,5 Referensvärde: 15,88 µg/l vilket ger gränsvärde 31,7 µg/l.		
	Ljusförhållanden/ Siktdjup	Otillfredsställande EK= 0,306	7 augusti-mätvärden år 2010-2016. Medelvärde 1,19m och referensvärdet beräknas till 3,87 m.	EK> 0,5 Siktdjupet för god status >1,94 m.	Behöver förbättra medelvärdet med 0,75 m, alltså med 64 %.	
	Syrgasförhållanden	Måttlig eller sämre Medelvärde: 2,2 mg/l Syrgas min-värden: 0,3-6,6 mg/l	Årsminimum för år 2010-2016, 7 mätvärden. Lägst värden förkommit både sommar och vintertid genom åren.	>5-7 mg/l beroende på temp (°C)		Vid måttlig eller sämre status ska syrgasförhållandena jämföras med beräknat referensvärde. Dessa har inte kunnat beräknas.
	Försurning	HÖG	Hög status enligt bedömning i VISS från 2007-2012 och inget problem			

			med försurade sjöar enligt miljöbarometern.			
Särskilda förorenande ämnen		**Måttlig status**			***Beting***	
Ammoniak		Måttlig status Årsmedelvärde 1,84 µg/l NH3-N.	Baserat på 4 från 2016.	Årsmedelvärde 1,0 µg/l. Max koncentration 6,8 µg/l.	Årsmedelhalt en behöver minska med 46 %.	pH mätningar saknas för år 2011-2015 vilket medför att ammoniak inte kan beräknas utifrån ammoniumkväve-halten under de åren.
Mekoprop & Mekoprop- P		Mätdata saknas				
Bentazon		Mätdata saknas				
Bisfenol A		Mätdata saknas				
Bronopol		Mätdata saknas				
C14-17 kloralkaner, MCCP		Mätdata saknas				
Diflufenikan		Mätdata saknas				
Diklofenak		Mätdata saknas				
Diklorprop-P		Mätdata saknas				
17-alfa-etinylöstradiol		Mätdata saknas				
Glyfosat		Mätdata saknas				
Kloridazon		Mätdata saknas				
MCPA		Mätdata saknas				

Metribuzin	Mätdata saknas				
Metsulfuronmetyl	Mätdata saknas				
Nonylfenoletoxilater(6)	Mätdata saknas				
Pirimikarb	Mätdata saknas				
Sulfusulfuron	Mätdata saknas				
Triklosan	Mätdata saknas				
17-beta-östradiol	Mätdata saknas				
Koppar	God status 0,03 µg/l biotillgänglig fraktion	Beräknad biotillgänglig fraktion från 4 mätvärden 2015, 2 mätvärden 2016. Högsta lösta halt i vatten; 2 µg/l.	Årsmedelvärde 0,5 µg/l biotillgänglig fraktion.		Biotillgänglig fraktion beräknad med hjälp av verktyget Bio-met.
Zink	God status 0,28 µg/l biotillgänglig fraktion	Beräknad biotillgänglig fraktion från 4 mätvärden 2015, 2 mätvärden 2016. Högsta uppmätta halt i vatten: 3 µg/l.	Årsmedelvärde 5,5 µg/l biotillgänglig fraktion.		Biotillgänglig fraktion beräknad med hjälp av verktyget Bio-met.
Arsenik	Mätdata saknas				
Uran	Mätdata saknas				

Krom		God status Högsta uppmätta värdet; 0,24 µg/l	2 mätvärden augusti 2014 och 4 mätvärden under hösten 2015. Flera var registrerade som <0,000020 mg/l varför ett specifikt årsmedelvärde inte beräknats.	Årsmedelvärde 3,4 µg/l		
Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer		***Egen bedömning***	***Underlag***	***Gränsvärde***	***Beting***	***Kommentar***
Konnektivitet i sjöar		**Oklar Status**				
	Längsgående konnektivitet i sjöar	Oklar status		i mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens grunda vattenområden förekommer bristande konnektivitet.		Pumpning av utloppet från Kyrksjön utgör ett vandringshinder. Vilken påverkan detta har behöver utredas vidare utifrån fiskarternas vandringsbehov.
	Konnektivitet i sidled till närområde och svämplan i vattendrag	Hög status	Baserat på kartunderlag i GIS, höjddata och okulär bedömning.	i mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens strandlinje förekommer bristande konnektivitet till närområde och svämplan.		

Hydrologisk regim i sjöar	(sämst styr)	**Oklar status**				Oklart då det saknas data på vattennivåer och pumpning från kyrksjön.
	Vattenståndsvariation i sjöar	Mätdata saknas				Saknas dygnsmedelvattenstånd som ska jämföras med medelvattenstådet vid oreglerade förhållanden.
	Avvikelse i vinter- och sommarvattenstånd	Mätdata saknas				Saknas uppgifter vid oreglererade förhållanden. Medelvattenstånd mätt på dygnsbasis behövs
	Vattenstånd förändringstakt i sjöar	Mätdata saknas				Saknas uppgifter vid oreglererade förhållanden. Medelvattenstånd mätt på dygnsbasis behövs.
Morfologiskt tillstånd i sjöar	(genomsnitt av samtliga parametrar för status)	**God status**				
	Förändring av sjöars planform	Underlag saknas				
	Bottensubstrat i sjöar	Underlag saknas				

	Strukturer på det grunda vattenområdet i sjöar	Underlag saknas				
	Närområdet runt sjöar	Hög status 3,2 % anlagd yta inom närområdet (30 m runt sjön)	Baserat på kartunderlag i GIS, höjddata och okulär bedömning.	mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens närområde utgörs av aktivt brukad mark eller anlagda ytor.		
	Svämplanets strukturer och funktion runt sjöar	God status	Baserat på kartunderlag i GIS, höjddata och okulär bedömning.	i mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomstens svämplan förekommer aktivt brukad mark och anlagda ytor eller avsaknad av strukturer enligt referensförhållandet.		

Kemisk status – Uppnår ej god					
Kemisk kvalitetsfaktor	***Egen bedömning***	***Underlag***	***Gränsvärde***	***Beting***	***Kommentar***
Alaklor	Mätdata saknas				
Antracen	Mätdata saknas				
Atracin	Mätdata saknas				
Benzen	Mätdata saknas				
PBDE (bromerade diefnyletrar)	Uppnår ej god	Baserad på nationell extrapolering	0,14 µg/l maximal tillåten halt 0,0085 µg/l i biota		Nationellt överskridande undantag.
Kadmium- och kadmiumföreningar	God status löst i vatten och sediment <0,02 µg/l i vatten 1,0 µg/g ts i sediment	6 Mätningar i vatten; 2 mätningar år 2014, 4 år 2015. Sedimentmätning vid ett tillfälle från 2002.	0,15 µg/l i vatten, 2300 kg torrvikt i sediment		
Koltetraklorid	Mätdata saknas				
C10-13 Kloralkaner	Mätdata saknas				
Klorenvinfos	Mätdata saknas				
Klorpyrifos (Klorpyrifosetyl)	Mätdata saknas				
Cyklodiena bekämpningsmedel	Mätdata saknas				
DDT total (7)	Mätdata saknas				

para-para-DDT	Mätdata saknas				
1,2-dikloretan	Mätdata saknas				
Diklormetan	Mätdata saknas				
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	Mätdata saknas				
Diuron	Mätdata saknas				
Endosulfan	Mätdata saknas				
Fluoranten	Mätdata saknas				
Hexaklorbensen	Mätdata saknas				
Hexaklorbutadien	Mätdata saknas				
Hexaklorcyklohexan	Mätdata saknas				
Isoproturon,	Mätdata saknas				
Bly- och blyföreningar	Uppnår god status 72 mg/kg ts år 2002 i sediment (miljöbarometern) <0,05 µg/l högsta halt i vatten	Vattenhalt bestämd från 4 mätvärden sammanlagt utförda 2014 och 2016. Sediment baseras på en mätning i sediment år 2002.	1,2 µg/kg våtvikt Biotillgängligt, 14 µg/l maxkoncentration i vatten, 131 mg/kg torrvikt i sediment		

Kvicksilver- och kvicksilverföreningar	Uppnår ej god Max uppmätt halt i vatten: <0,010 µg/l	Enligt bedömning om nationellt överskridande. Mätdata i vatten visar en maximal halt på <0,010 µg/l i vatten, 4 mätvärden 2014och 2016.	20 µg/kg våtvikt, 0,07 µg/l maxkoncentration i vatten		Nationellt överskridande undantag.
Naftalen	Mätdata saknas				
Nickel- och nickelföreningar	God status 0,09 µg/l biotillgänglig fraktion	Biotillgänglig fraktion understiger gränsvärde baserat på 4 mätningar år 2015 och 2 mätningar 2016. Högsta uppmätta halt i vatten: 0,63 µg/l.	4 µg/kg våtvikt Biotillgängligt, 34 µg/l maxkoncentration i vatten		
Nonylfenol (4nonylfenol),	Mätdata saknas				Endast mätning i sediment, riktvärde för vatten.
Oktylfenol (4-(1,1',3,3'tetrametylbutylfenol)),	Mätdata saknas				
Pentaklorbensen	Mätdata saknas				

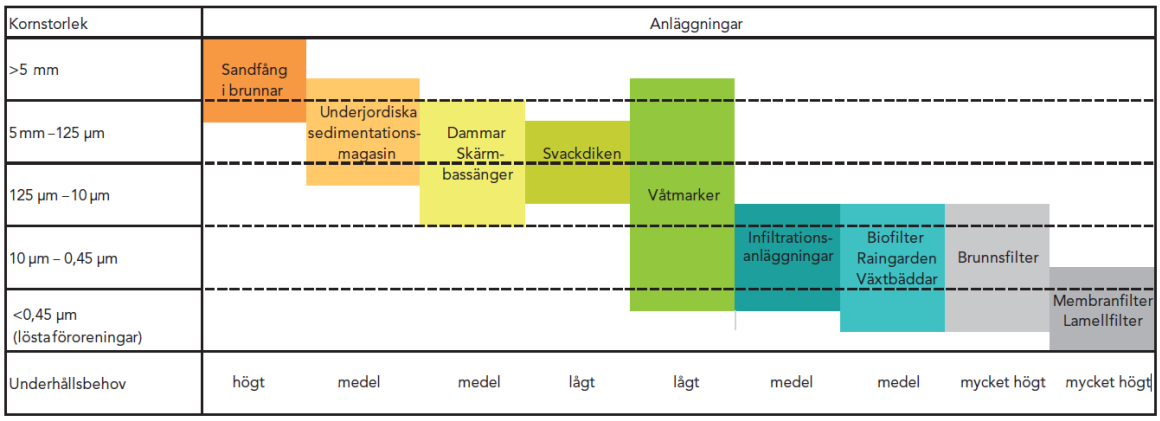
Pentaklorfenol	Mätdata saknas				
Polyaromatiska kolväten (PAH)	Mätdata saknas				Endast mätning i sediment, riktvärde för vatten.
Simazin	Mätdata saknas				
Tetrakloretylen	Mätdata saknas				
Trikloretylen	Mätdata saknas				
Tributyltennföreningar, TBT	Mätdata saknas				
Triklorbensener	Mätdata saknas				
Triklormetan	Mätdata saknas				
Trifluralin	Mätdata saknas				
Dikofol	Mätdata saknas				
Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)	Uppnår ej god löst i vatten Årsmedelvärde 0,74 µg/l i vatten	3 mätningar 2015, årsmedelvärde spt-dec. (Ett extremvärde bortses ifrån). Finns inga mätningar i fisk.	0,00065 µg/l årsmedelvärde 36 µg/l max tillåtna halt, 9,1 µg/kg våtvikt i biota	Årsmedelvärde i vatten behöver minska med 99%.	
Kinoxifen	Mätdata saknas				

Dioxiner och dioxinlika föreningar, PCB	Mätdata saknas				
Aklonifen	Mätdata saknas				
Bifenox	Mätdata saknas				
Cybutryn	Mätdata saknas				
Cypermetrin	Mätdata saknas				
Diklorvos	Mätdata saknas				
Hexabrom-cyklododekan (HBCDD)	Mätdata saknas				
Heptaklor och heptaklorepoxid	Mätdata saknas				
Terbutryn	Mätdata saknas				

Bilaga 3 – Funktion av anläggningar i åtgärdsförslag

Bilagan sammanställer de processer och förlopp som renar dagvatten i valda åtgärder i avrinningsområdet. Med rening i denna rapport avses reduktion i belastning till recipienten. Detta är en kombination av reduktion av flöde och/eller reduktion av halter i det dagvatten som tillförs recipienten. Reningseffekten och antal källor per ämne och åtgärd redovisas.

Ett ungefärligt schema över anläggningstyper och kornstorleken på föroreningarna som kan renas i dem, se Figur .



Figur 1 Redovisning av anläggningstyper och dess reningseffkter på föroreningens kornstorlek. Underhållsbehovet redovisas också i intervallet låg till mycket hög. Bild från (Blecken, 2016) s 14.

Biofilter

Biofilter är en teknik som används för att behandla föroreningar i dagvatten där vatten leds in på ytan. Förutom sedimentering och mekanisk filtrering i filtermaterialet där den största reningen sker tar växter bl.a. upp lösta föroreningar och det sker en nedbrytning av föroreningarna i biologiska och kemiska processer. Växter bidrar även till att en större mängd vatten kan avdunsta samt ökar infiltrationen och bibehåller bra egenskaper i filtret. (Bodin-Sköld, Larm, & Lindfors, 2014) För små regn kan fördröjning och infiltration tillhandahållas. Reningsmetoden har visats fungera tillfredsställande även i kallt klimat. (Blecken, 2016)

Anläggningar som klassas som biofilter är växtbäddar, torrdammar med gräsbeläggning och upphöjt bräddutlopp och infiltration över grässlänt vid diken. Reningseffekt och antal källor i Storm Tac redovisas i Tabell 1.

Tabell 1 - Reningseffekter och antal källor i StormTac för biofilter (webversion 16.4.1).

Ämne	Reningseffekt %	Antal källor i Stormtac
P	65	36
N	40	34
Pb	80	15
Cu	65	19
Zn	85	19
Cd	85	5
Cr	25	4

Ni	75	6
Hg	50	1
SS	80	26
Olja	60	2
PAH16	85	0
BaP	85	0
Antracen	60	0
PBDE	60	0

Växtbädd	
Mervärde	**Konflikter**
• Estetiska värden • Klimatanpassa staden • Förbättrad luftkvalité • Bullerreduktion • Pedagogiska värden • Biologisk mångfald • Avlasta nedströms ledningsnät	• Markanspråk

Avsättningsmagasin

Där plats för öppna fördröjningsmagasin i marknivå saknas kan underjordiska magasin anläggas. Tekniken innebär att föroreningar avskiljs genom sedimentation mellan regnen, vilket betyder att det kommer att finnas en permanent vattenyta i magasinet hela tiden. Sedimentationen innebär att ett slam bildas vilket måste omhändertas. (Alm & Pirard, 2014)

Fördragsvis anläggs magasinet som ett perkolationsmagasin som tillåter att vattnet tillåts tränga ut i den omgivande marken som ger ytterligare rening i form av reducerat flöde till recipient samt kemisk rening och mikrobiell nedbrytning i marken. Dock ska ett perkolationsmagasin anläggas minst 1 m ovan grundvattennivån annars bör det anläggas tätt med sedimentation som enda rening.

För reningseffekter och antal källor i StormTac se Tabell 2.

Tabell 2 -3 Reningseffekter och antal källor i StormTac för avsättningsmagasin (webversion 16.4.1).

Ämne	**Reningseffekt %**	**Antal källor i Stormtac**
P	70	3
N	15	3
Pb	75	3
Cu	70	3
Zn	70	3
Cd	60	3
Cr	70	3

Ni	55	2
Hg	60	1
SS	75	4
Olja	65	2
PAH16	60	2
BaP	-	0
Antracen	40	0
PBDE	40	0

Avsättningsmagasin	
Mervärde	**Konflikter**
• Klimatanpassa staden • Tar ingen mark i anspråk • Avlastar nedströms ledningsnät	• Svårt att drifta

I RECIPIENTEN

Luftningsaggregat

Syresättningen kan förbättras genom att installera ett luftningsaggregat på sjöns botten. Denna metod har varit framgångsrik när det gäller syrehalt och att inte förändra befintliga skiktningsförhållanden. Metod fungerar genom att luft eller syrgas pumpas ned till bottenskiktet. Metoden har minskat läckage av järn, mangan, ammonium och vätesulfid. När det kommer till fosfor har minskningar mellan 30 och 50 % anträffats, men en betydande andel fosfor har ändå funnits kvar i vattenmassan. Dessutom kräver metoden en kontinuitet, då fosforhalten har en tendens att återgå till ursprunglig halt då behandlingen avslutas (Persson, Sjöberg, Karlsson, & Håkansson, 2015).

Syrebrist leder till ökad internbelastning av fosfor. Normalt sett, när syre finns tillgängligt i vattnet, föreligger fosforn kemiskt bunden till järn och mangan. Sjunker syrehalten på grund av nedbrytning av organiskt material och svavelföreningar i kombination med oxidation av ammonium, binds inte längre fosfor till järn och mangan utan fosfor läcker ut i vattnet och bidrar till ökad produktion av växtplankton, trådalger och högre växter (Grahn & Torstensson, 2008)

Att använda luftningsaggregat för dock med sig några negativa effekter. Bland annat kan fosforrikt vatten blandas till större del av recipienten och således öka algtillväxten. Syresatta bottnar leder till att fosfor binder i sediment men risken är att ifall detta avslutas kommer fosforn återgå till vattenlöslig fas. Genom att syresätta bottnen finns även en risk att metaller kan urlakas ur sedimenten. Det är dock oklart hur biotillgängligt dessa lösningar är och därmed hur allvarligt detta scenario skulle vara (Persson, Sjöberg, Karlsson, & Håkansson, 2015). Då det oftare sker skiftning mellan syrefattiga (anoxiska) och oxiderade förhållande kan kvicksilver i större grad övergå i methylerad form, vilket är mer biotillgängligt (Stråe, o.a., 2016). Föroreningar i sedimenten kan även frigöras till följd av syresättningen och på grund av omblandningen från fler bottenlevande organismer.

En annan metod som nämns i litteraturen är att pumpa upp bottenvatten till en landbaserad bassäng där vattnet luftas för att sedan pumpas tillbaka ned till botten på sjön. Förutom att vara en större anordning skulle detta även kräva anläggning på mark runt sjön som idag är klassat som Natura 2000-område eller naturreservat, och därför inte är lämpligt.

Ett luftningsaggregat av ”Limnomodell” kostar 1,5-2 Mkr i inköp (1996). Driftskostnaden uppgår ca 100 000 kr/år och aggregatets livslängd är ganska begränsad (Naturvårdsverket, 2003). Luftningsaggregat i Magelungen 1987 kostade den 1,2 miljoner kronor vilket beräknas till 2 miljoner för år 2003 års penningvärde (Svenskt vatten och Stockholm stad, 2006).

En utredning av bottensedimenten behövs för att visa den mest lämpliga platsen.

Referenser

Alm, H., & Pirard, J. (2014). *Dagvattenhantering, en exempelsamling.* Uppsala vatten.

Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening, rapport nr 2016-05.* Svenskt Vatten Utveckling.

Bodin-Sköld, H., Larm, T., & Lindfors, T. (2014). *Inventering av dagvattenlösningar för urbana miljöer.* VINNOVA.

Grahn, O., & Torstensson, H. (2008). *Förslag till åtgärdsstrategi för att förbättra milljöförhålladena i sjön Kyrkviken, Arvika kommun.* Arvika.

Naturvårdsverket. (2003). *Miljökvalitetsnormer för fosfor i sjöar, Rapport 5288.* Bromma: Naturvårdsverket.

Persson, I., Sjöberg, C., Karlsson, P., & Håkansson, E. (2015). *Järlasjön - Källfördelningsanalys och översiktlig åtgärdsplan.* Stockholm: Sweco.

Stockholm Vatten & Stockholm stad. (2006). *Program för Stockholms vattenarbete 2006-2015.* Stockholm.

Stråe, D., Gustafsson, A., van der Nat, D., Rydin, E., Lindqvist, U., Andersson, J., & Åkerman, S. (2016). *Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken.* Stockholm: Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

Bilaga 5 – Placering av reningsanläggningar

Bilaga 6 – Fosformodellering av Kyrksjön

En modell har utvecklats i mjukvaran GoldSim 11.1 (www.goldsim.com) för att beskriva de huvudsakliga processer som ingår i fosforcykeln i en sjö. Nedan följer en översiktlig modellbeskrivning med hänvisningar till processbeskrivningarnas källor. Modellen utgår från de data Stockholm Vatten ställt till förfogande i GIS-skiktet Kyrksjön_TillrinningMedBelastning där beräknade årsmedelhalter och årsflöden från de olika avrinningsområdena finns redovisade.

Indata

Eftersom både nederbörd, luft- och vattentemperaturer samt de biologiska och kemiska processerna i en sjö är säsongsberoende gjordes alla beräkningar dag för dag. De olika avrinningsområdenas sammanvägda avrinningskoefficienter beräknades utifrån angiven avrinningsvolym och områdets area. Tillrinningen till sjön beräknades sedan på daglig basis med hjälp av nederbördsdata från SMHI:s klimatstation Sätra Gård (klimatnr 97320) under perioden 1999 till och med 2014 samt de uträknade avrinningskoefficienterna och de angivna fosforhalterna.

Eftersom det är stor skillnad på processvägarna för partikulärt bundet fosfor och löst fosfor gjordes en uppdelning av den angivna totalhalten enligt de andelar SMHI beräknat för det vatten som avrinner från området. Ett genomsnitt för perioden 1999 till och med 2014 beräknades till 7,6 % löst fosfor och 92,4 % partikulärt bundet fosfor.

Vattentemperaturen hämtades från SMHI:s vattenwebb (vattenwebb.smhi.se) område 40954.

Modellstruktur

Modellens vattenbalans beräknades enligt

$$Inflöde = Utflöde + magasinsändring$$

där $Utflöde$ består av de två termerna $Avdunstning$ och $Avbördning$.

Avdunstningen beräknades med Thorntwaites metod och sjöns area vid det aktuella vattenståndet och avbördningen (Q) med den av SMHI föreslagna generella avbördningsekvationen

$$Q = a(h - h_0)^b$$

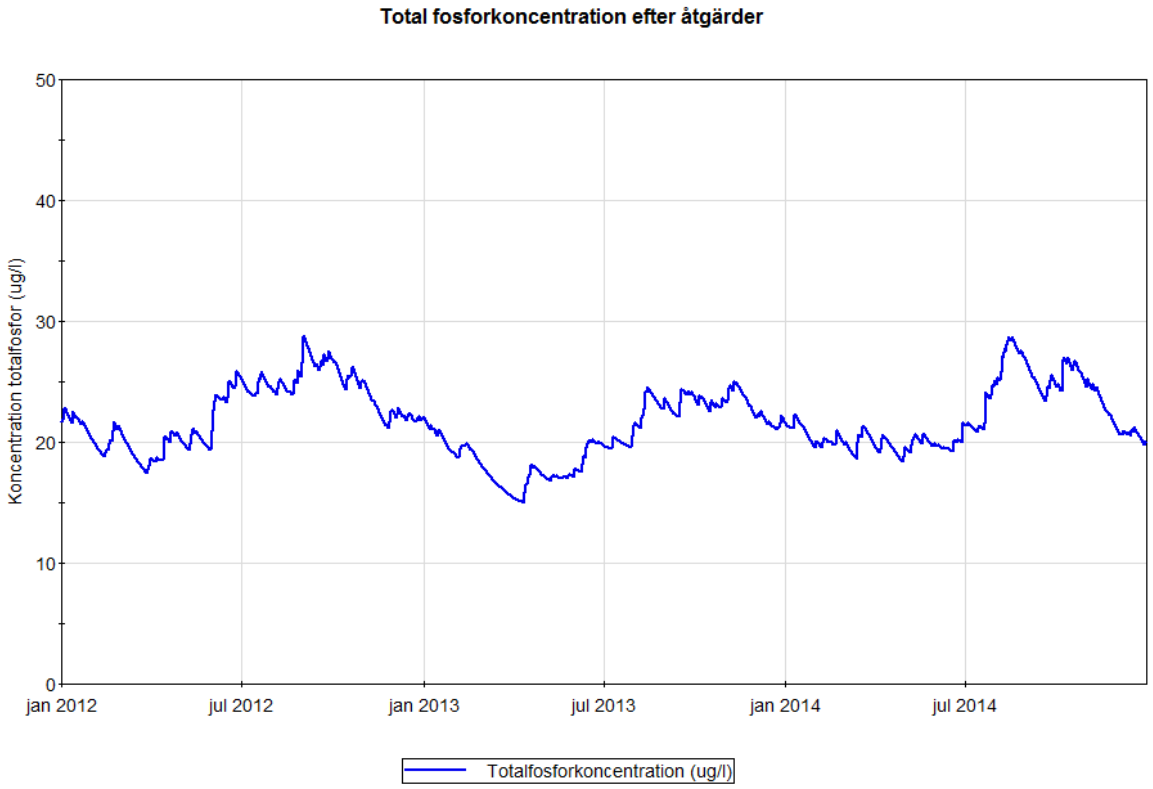
där $h - h_0$ är vattenståndet över utloppets tröskelhöjd och *a* och *b* är generella parametrar. I detta fall användes *a* = 5 och *b* = 1,8 enligt SMHI:s rekommendationer.

Fosforprocessernas beskrivningar härrör från SMHI:s HYPE-modell (http://hypecode.smhi.se/). De processer som ingår i modellen är primärproduktion (algtillväxt) och mineralisering, sedimentation och internbelastning. Den intresserade läsaren hänvisas till den ovan nämnda hemsidan för ytterligare förkovran.

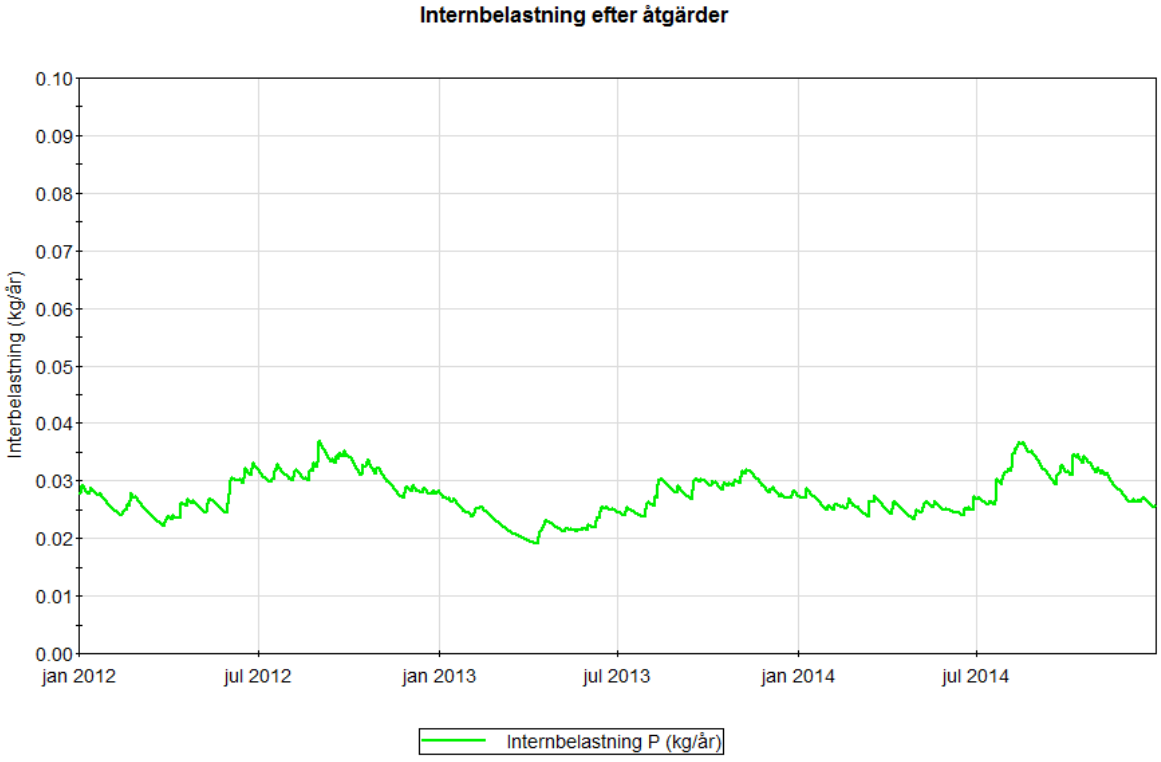
Resultat

Efter att modellen kalibrerats grovt (finkalibrering, som kan vara mycket tidsödande, medgavs tyvärr inte inom ramarna för detta projekt) mot kända data implementerades hela den reduktion om 2,56 kg fosfor per år som samtliga föreslagna åtgärder resulterar i. Modellen tilläts ställa in sig så att alla tillståndsvariabler funnit sitt steady-state-läge, en så kallad spin-up-period. Resultat för tre på varandra

följande år presenteras i Figur 5 Figur 6 och visar att medelkoncentrationen under året sjunker till dryga 20 µg/l och att internbelastningen är i det närmaste obefintlig.



Figur 5 Den beräknade totalfosforkoncentrationen under perioden 2012-2014.



Figur 6 Den beräknade årliga interbelastningen efter åtgärder under perioden 2012-2014.