
RAPPORT

MILJÖFÖRVALTNINGEN, STOCKHOLM STAD

Underlag till Åtgärdsprogram Judarn

UPPDRAGSNUMMER 1143788000



2017-03-03

DAGVATTEN, SJÖAR & VATTENDRAG

UPPDRAGSLEDARE: TOBIAS RENLUND

BITRÄDANDE UPPDRAGSLEDARE: 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 Judarn är att undersöka möjligheterna till att uppnå MKN och föreslå åtgärder för att uppnå god status.

Judarn är en sjö med en yta på ca 7,4 ha belägen i västerort inom Stockholm stad med ett tillrinningsområde på 80 ha. Sjön ligger i naturreservatet och Natura 2000-området Judarskogen som är ett uppskattat rekreationsområde.

Uppdaterade klassningar av ekologisk och kemisk status genomfördes baserat på tillgänglig underlagsdata och enligt gällande föreskrifter (HVMFS 2013:19, HVMFS 2015:4). Den ekologiska statusen klassas till måttlig status då de tre biologiska kvalitetsfaktorerna makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar klassas till måttlig status. Den kemiska statusen klassas till uppnår ej god status då flera ämnen överskrider satta gränsvärden för god status.

De ekologiska kvalitetsfaktorer som inte uppnår god status är kvalitetsfaktorerna makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar samt syrgasförhållandet. Syrgasförhållandet är det som bedöms bidra till låg status för speciellt bottenfauna men påverkar även fiskar. Anledningen till de låga syrehalterna har inte kunnat fastställas.

Den kemiska statusen bedöms inte uppnå god status då sedimenten innehåller för höga halter bly och antracen samt att för höga halter PFOS uppmätt i vatten. PBDE och kvicksilver uppnår inte heller god status i sjön baserat på den nationella extrapolering som ligger till grund för att dessa ämnen utgör nationella undantag. Belastningen på sjön via dagvatten beräknades utifrån schablonvärden på föroreningshalter och markanvändning. Den bedömda belastningen används för att fastställa beting, alltså behövd reducering i mängd per år, för de ämnen som behöver förbättras. Beting som kunnat fastställas är att det krävs en reduktion på 59 % antracen i sediment (0,0017 kg/år), 94 % reduktion PBDE i biota (0,0026 kg/år) och 55 % minskning av halten kvicksilver (0,00121 kg/år) i biota. Halten PFOS i vatten behöver minska med 99 % men då underlag om belastning i dagvatten saknas har inte beting kunnat fastställas.

För att arbeta mot att Judarn ska kunna uppnå god status har kunskapshöjande åtgärder föreslagits tillsammans med åtgärder i sjön och i sista hand i tillrinningsområdet. Den främsta åtgärden som föreslås är att förbättra syrgasförhållandet genom att skörda och ta bort vegetation från sjön. Ger detta inte tillräcklig effekt kan åtgärd i form av luftning behöva utredas. Genom att förbättra syrgasförhållandet bedöms förutsättningarna för faunan i sjön

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

förbättras. Nya mätningar bör genomföras för att kontrollera statusen för makrofyter, bottenfauna och fisk efter det att syrehalterna stabiliserats på en godtagbar nivå.

Nya mätningar av bly och antracen i sediment rekommenderas för att uppdatera beting. Sju åtgärdsförslag har tagits fram i tillrinningsområdet med mål att rena dagvatten som bedöms utgöra den största källan för föroreningar till sjön. Dessa beräknas kunna bidra med att uppnå betinget för bly och 37 % av betinget för antracen. Halten PFOS i vatten behöver minska med 99 % för att nå halt som motsvarar god status. Denna halt bedöms inte vara möjlig att uppnå.

Sammanfattningsvis bedöms Judarn kunna nå god ekologisk status ifall syresättande åtgärder införs. Beroende på hur snabb förbättring som följer efter luftning initierat så är det på gränsen om den ekologiska statusen kan ha förbättrats till år 2021 enligt MKN. Den kemiska statusen bedöms inte kunna uppnå god status på grund av för höga halter PFOS och antracen.

RAPPORT

2017-03-03

UNDERLAG TILL **UNDERLAG TILL** ÅTGÄRDSPROGRAM JUDARN

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	1
1.3	Avgränsningar	1
2	Underlag	2
3	Övergripande metodik	2
4	Judarn	4
4.1	Växt- och djurliv	5
4.2	Inlopp & utlopp	5
4.3	Övergripande miljöstatus och statusklassning enligt VISS	6
4.3.1	Ekologisk status enligt VISS	7
4.3.2	Kemisk status enligt VISS	7
4.4	Genomförda åtgärder	8
4.4.1	I tillrinningsområdet	8
4.4.2	I sjön	8
5	Tillrinningsområde och påverkansanalys	9
5.1	Påverkansanalys av markanvändning	11
5.2	Befintliga punktkällor och markföroreningar	14
5.3	Pågående planarbete och exploateringar	16
6	Statusklassning enligt ny bedömning	17
6.1	Ekologisk Status	17

RAPPORT
2017-03-03

UNDERLAG TILL UNDERLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM JUDARN

6.1.1	Biologiska kvalitetsfaktorer	18
6.1.2	Fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer	19
6.1.3	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	20
6.2	Kemisk status	22
7	Möjliga orsaker till miljöproblem	23
7.1	Biologiska kvalitetsfaktorer och syrgasförhållandet	23
7.2	Antracen	25
7.3	Bly- och blyföreningar (Pb)	25
7.4	Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och dess derivat	26
7.5	Polybromerade difenyletrar (PBDE) – Nationellt överskridande	26
7.6	Kvicksilver och kvicksilverföreningar – Nationellt överskridande	26
8	Beting	27
8.1	Belastning från tillrinningsområde	27
8.2	Intern belastning	28
8.3	Förslag på beting	28
9	Åtgärder i recipienten	29
10	Kunskapshöjande åtgärder	31
10.1	Före åtgärder i recipient	31
10.2	Efter åtgärder i recipient	32
11	Åtgärder i avrinningsområdet	32
11.1	Dimensionering anläggningar	33
11.2	Underlag för kostnadsuppskattning	34
11.3	Åtgärdsförslag	35
11.4	Seriekoppling åtgärder	53
12	Övriga åtgärder	54

13	Osäkerheter	55
14	Diskussion	56
14.1	Förslag till arbetsgång för att nå god Ekologisk status	57
14.2	Förslag till arbetsgång för att nå god Kemisk status	58
15	Slutsats	59
16	Referenser	59
	Bilaga 1a – Karta delavrinningsområde, Judarn	1
	Bilaga 1b – Karta Markanvändning, Judarn	2
	Bilaga 2 – Förslag till MKN, Judarn	1
	Bilaga 3 – Funktion av anläggningar i åtgärdsförslag	1
	Bilaga 5 – Placering av reningsanläggningar, Judarn	1
	Bilaga 6 – Fosformodellering av Judarn	1

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 Judarn. Judarn är en antagen vattenförekomst (SE658151-162000) i västerort i Stockholm som har problem med bland annat miljögifter.

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 försämrats, 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 Judarn 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 vattenkvaliteten för recipienten. Bedömning och beräkningar utgår från tidigare inventeringar, miljöövervakningsprogram och uppgifter som presenteras på webbplatsen VISS (Vatteninformationssystem Sverige).

Enbart källor till föroreningar inom tillrinningsområdet har bedömts. Skogsmarken runt sjön kan ha en renande effekt på de utlopp som mynnar ut en bit ifrån sjön. Detta har inte tagits med i beräkningen av föroreningsbelastning från tillrinningsområdet.

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
 - 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 Judarns vattenkvalitet. Vidare utfördes beräkningar i StormTac för att studera skillnad i belastning per markanvändning.

Steget efter var att statusklassa kvalitetsfaktorer utifrån Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2013:19 med uppdateringar från 2015-05-01). För att klassa den ekologiska statusen utfördes bedömningar av kvalitetsfaktorer. Ett exempel är

2(65)

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 mätilfälle. 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 är det mindre viktigt 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

3(65)

RAPPORT

2017-03-03

UNDERLAG TILL UNDERLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM JUDARN

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 från Stockholm vatten.

4 Judarn

Judarn är en sjö belägen i västerort inom Stockholm stad med ett tillrinningsområde på ca 80 ha (Figur 1). Sjöytan är 7,4 ha och medeldjupet ligger på 2,7 m medan största djupet är 3,7 m. Omsättningstiden är ungefär 11 månader (Stockholm Stad, 2000).



Figur 1 - Judarn med tillrinningsområde (blått område) utmarkerad i västra delen av Stockholm.

Judarn ligger i naturreservatet och Natura 2000-området Judarskogen som sträcker sig mellan Åkeshov och Södra Ängby. Det är den större vattensalamandern som ger upphov till Natura 2000-klassningen (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007). Sjöns läge i naturreservatet Judarskogen medför ett mycket stort frilufts- och naturvärde. Området besöks av många människor, både för sina naturvärden och för möjligheterna till lek och avkoppling. Det tidigare badförbudet är upphävt men enligt vattenprogram för Stockholm från 2006 är det inte planerat att det ska finnas ett officiellt strandbad vid sjön (Stockholm Vatten & Stockholm stad, 2006). Genom att området har ett rikt djur- och växtliv, med varierande naturmiljöer, används det även i naturundervisning. Fiske upplåts via Sportfiskekortet. Området innefattar även De Geermoräner av riksintresse och stränder

och våtmark är klassat som ekologiskt särskilt känsligt område (EKSO) (Stockholm Vatten & Stockholm stad, 2006).

Marken närmast runt Judarn består av bleke och kalkgyttja som omgärdas av blockrik morän och i sydvästra delarna berg. I nordvästra delen av avrinningsområdet dominerar lera och silt men med inslag av berg (SGU, 2016).

4.1 Växt- och djurliv

Sjön har relativt få arter vattenväxter enligt inventering 1996. Även vid inventering år 2014 återfanns enbart 6 arter i Judarn (Gustafsson, 2014). Inventering av Bottenfauna har gjorts senast år 2013 och dessförinnan år 2004 och 1996. Vid inventeringen 2013 var dagsländor, fåborstmaskar och tvåvingar dominerande i antal men även arter av snäckor, gråsuggor och nattsländor återfanns. Inga rödlistade arter har hittats i Judarn. Vid inventeringen 1996 hittades representanter från alla vanligt förekommande grupper bland bottenfaunan. Dominerande i artantal var nattsländor och trollsländor samt snäckor, vilket visar på en liknande fauna jämfört med 2013. Karakteristiskt är att flertalet av de funna arterna är tämligen ospecificerade i sina miljökrav (Stockholm Stad, 2000).

I Judarn leker alla Stockholms fem fridlysta groddjursarter. Den omgivande naturen ger goda övervintrings- och födosökmöjligheter. I sjöns gamla utloppsfåra leker större vattensalamander som omfattas av EU:s habitatdirektiv och är missgynnad enligt rödlista 2000. Området är ett av de få som ännu har relativt gott om snok som är klassad som sårbar enligt rödlista 2000 (Stockholm Stad, 2000).

Judarn har provfiskats senast år 2016 och dessförinnan 2012, 1996 och 1990. Under 2016 och 2012 års provfiske fångades abborre, mört, ruda och sutare i Judarn. Gädda är en art som förekommer i sjön men som inte fångas representativt i nät, vilket var metoden som användes. Sjön hyser även ett bestånd av karpfisk. Vid provfisket 2012 utgjorde ruda 2/5 av fångstvikten medan abborre, mört och sutare stod för varsin femtedel. År 2016 har fördelningen förändrats till att abborre och ruda stod för var sin tredjedel, sutar en femtedel och mört en tiondel.

Vid jämförelse med de tidigare provfisketillfällena är det tydligt att Judarn har gått mot ett betydligt friskare fiskbestånd med mindre inslag av syretåligen fiskarter som ruda. I Judarn kan fiskbeståndet förmodligen visa på ännu bättre status på sikt förutsatt att sjön fortsätter att bli allt näringsfattigare, enligt de som utförde inventeringen 2013 (Sportfiskarna, 2013).

4.2 Inlopp & utlopp

Det finns tre inlopp med dagvatten som mynnar mot Judarn (Se Bilaga 1a). Ett av inloppen mynnar nära strandkanten i nordvästra delen av Judarn. Detta inlopp leder dagvatten från det största delavrinningsområdet som omfattar ca 1,6 km av

5(65)

Bergslagsvägen samt avrinning från bostadsområden och lokalgator. Dessa ledningar är gamla och utläckaget i marken troligen ansenligt (Stockholm stad, 2014).

Denna dagvattenledning fungerar även som brädd vid stora flöden för området Södra Ängby nordväst om sjön. Enligt *Program för Stockholms vattenarbete* sker bräddning enbart var femte år (Stockholm Vatten & Stockholm stad, 2006) men enligt modellering av ledningsnätet i Stockholms vattens miljörapport mellan år 2010-2016 beräknas bräddning ske varje år (Stockholm Vatten, 2010-2016). Mer om bräddning behandlas i avsnitt 5.2.

Ett mindre gräsbeväxt område inom Judarskogens naturreservat dräneras och leds till ett sjö-inlopp beläget ca 100m nordväst om Judarn (Figur 2, Bilaga 1a). Därifrån avrinner vattnet genom den naturliga topografin till sjön.

Det tredje inloppet är beläget några hundra meter söder om sjön (Figur 2, Bilaga 1a). Hit avvattnas ett mindre område bestående av flerbostadshus och lokalgata. Majoriteten av detta vatten infiltreras troligen innan det når sjön.

Judarn har inget synligt utlopp enligt uppgifter i VISS. Det finns två utloppsdiken mot Mälaren, ett i söder och ett i öster. Flödena i båda diken är små, och enligt vissa uppgifter når vattnet aldrig Mälaren utan infiltrerar i marken (Stockholm stad, 2016). Då diken ansluts till ledningssystem innan det når Mälaren är detta osäkert. Detta har dock inte utretts vidare i rapporten.

4.3 Övergripande miljöstatus och statusklassning enligt VISS

Judarn ligger ganska isolerad i Judarskogen, vilket avspeglas i sjöns vattenkvalitet. Alkaliniteten är hög och vattnet är måttligt saltrikt. Låga syrehalter kan förekomma i bottenvattnet under vintern, ibland med svavelväte. Under sommaren är vattnet väl omblandat. Näringsinnehållet är litet och fosforhalterna är låga även under vintern, trots de låga syrehalterna. Innehållet av oorganiskt fosfor och kväve är uttömt under sommaren (Stockholm Vatten & Stockholm stad, 2006). Den totala tillförseln av fosfor är ungefär 2/3 av vad sjön kan tåla utan att bli näringsrik (Sportfiskarna, 2013).

Siktdjupet i sjön är två till tre meter (Sportfiskarna, 2013) och sjö klassas enligt uppgifter i VISS till en klar sjö. Uppmätta klorofyllhalter är låga och planktonsammansättningen har varit varierande, med såväl blågröna alger som grön- och kiselalger. Antalet bakterier är litet. Sedimenten i sjön har låga till måttligt höga halter av tungmetaller medan det längre ned i sedimenten även finns organiska miljögifter som PCB och PAH (Stockholm Stad, 2000). Vid senare mätningar uppges det finnas höga halter av PAH även i ytsediment vilket är orsakat av vägtrafik (Stockholm Vatten & Stockholm stad, 2006). Enligt Miljöförvaltningen klassas Judarn som mycket känslig för organiska föroreningar och tungmetaller, närsalter och förändring i vattenomsättningen (Stockholm Stad Miljöförvaltningen, 2003).

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.

4.3.1 Ekologisk status enligt VISS

Den ekologiska statusen har klassats till måttlig för Judarn utifrån senaste arbetsmaterialet i VISS (tabell 1). Utslagsgivande för den sammanvägda bedömningen av ekologisk status är måttlig status för Fisk. Andra kvalitetsfaktorer som blivit klassade lägre än till god status är de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna *Närområdet runt sjöar* och *Svämplanets strukturer och funktion runt sjöar*. Dessa har klassificerats till otillfredsställande status (VISS, Judarn, 2015).

Tabell 1 - Sammanställning av parametrar för Ekologisk status som inte uppnår god status för Judarn.

Kategori	Bidragande parameter	Klassificering	Tillförlitlighet
Biologiska	<ul style="list-style-type: none"> Fisk i sjöar (EQR8) 	Måttlig	C - medel (2012)
Kvalitetsfaktorer			
Hydromorfologiska	<ul style="list-style-type: none"> Närområdet runt sjöar 	Otillfredsställande	C – medel
Kvalitetsfaktorer	<ul style="list-style-type: none"> Svämplanets strukturer och funktion runt sjöar 	Otillfredsställande	C - medel

4.3.2 Kemisk status enligt VISS

Ämnen som inte uppnår god kemisk status i vattenförekomsten är kvicksilver, bly och antracen (tabell 2). Denna bedömning baseras på att kvicksilverhalten i fisk bedöms överskrida gränsvärdet för god kemisk status i fisk. Halterna av bly och antracen i sediment överskrider de av HaV angivna gränsvärdena i sediment för expertbedömning av god kemisk status (VISS, Judarn, 2015).

Tabell 2 - Sammanställning av parametrar för Ekologisk status som inte uppnår god status för Judarn.

Kategori	Bidragande parameter	Klassificering	Tillförlitlighet
Prioriterade ämnen:	<ul style="list-style-type: none"> Antracen 	Uppnår ej god	C– medel (2002)
Industriella föroreningar	<ul style="list-style-type: none"> Bromerad difenyleter 	Uppnår ej god	B - god
Prioriterade ämnen:	<ul style="list-style-type: none"> Bly och blyföreningar 	Uppnår ej god	D – låg (2002)
Tungmetaller	<ul style="list-style-type: none"> Kvicksilver och kvicksilverföreningar 	Uppnår ej god	A – mycket bra (2008-2013)

4.4 Genomförda åtgärder

Genom åren har åtgärder utförts i Judarn så väl som i tillrinningsområdet. Flera åtgärder i sjön har riktats mot att gynna sjöns fauna medan åtgärder i tillrinningsområdet främst riktats mot minskning av näringsämnen till sjön.

4.4.1 I tillrinningsområdet

2010 Utredning av tillförsel av brädd- och trafikdagvatten till Judarn. Vid mätningar under våren 2008 konstaterades att trafikdagvattnet rinner till sjön, som planerat. Ledningssystemet är dock gammalt och läckaget förmodligen ansevärt. Ytterligare mätningar för att utreda omfattningen av bräddningar har genomförts under 2009 och 2010. Mätdata ska bearbetas och analyseras, som underlag för beslut om åtgärd av Stockholm Vatten (Stockholm stad, 2014).

2010-2014 Miljöersättning för extensiv vallodling (odling av flerårig slätter- och betes- eller frövall på åkermark) med syftet att minska växtnäringsläckaget och gynna den biologiska mångfalden (VISS, Vallodling i slättlandskapet, 2015). Enligt VISS bidrog åtgärden med minskning av totalkväve och totalfosfor, hur mycket är dock inte kvantifierad.

2010-2014 Miljöersättning för ekologisk odling i delavrinningsområdet motsvarande 9 ha med syfte att minska diffusa utsläpp av miljögifter (VISS, u.d.). Effekten av denna åtgärd har inte presenterats i VISS.

Enligt VISS är utbredningsområdet för åtgärderna miljöersättning för extensiv vallodling och ekologisk odling ett stort område som innefattar Judarn och dess tillrinningsområde. Det är därför oklart hur mycket detta faktiskt påverkar Judarn. Då markanvändningen för tillrinningsområdet inte innefattar odlingsmark är det oklart om den ekologiska odlingen finns inom tillrinningsområdet.

4.4.2 I sjön

I början av **1990-talet** utplanterades signalkräftor som efter tre år gav ett fiskbart bestånd. Isvintern 1995/1996 dog kräftorna ut.

1998 och 1999 gjordes nya utsättningar av signalkräftor och 2001 ansågs dessa utgöra ett fiskbart bestånd (Stockholm Stad, 2000).

2006-2007 Utläggning av risvasar i sjöns östra del av 100 % lövris med syfte att gynna reproduktionen av fisk (VISS, Judarn, 2015).

2007 anläggande av två groddammar varav en stor.

2009 genomförs återintroduktion av större vattensalamander. 2012 gjordes uppföljning av återintroduktionen som visade på positiv utveckling och att det med största sannolikhet kan

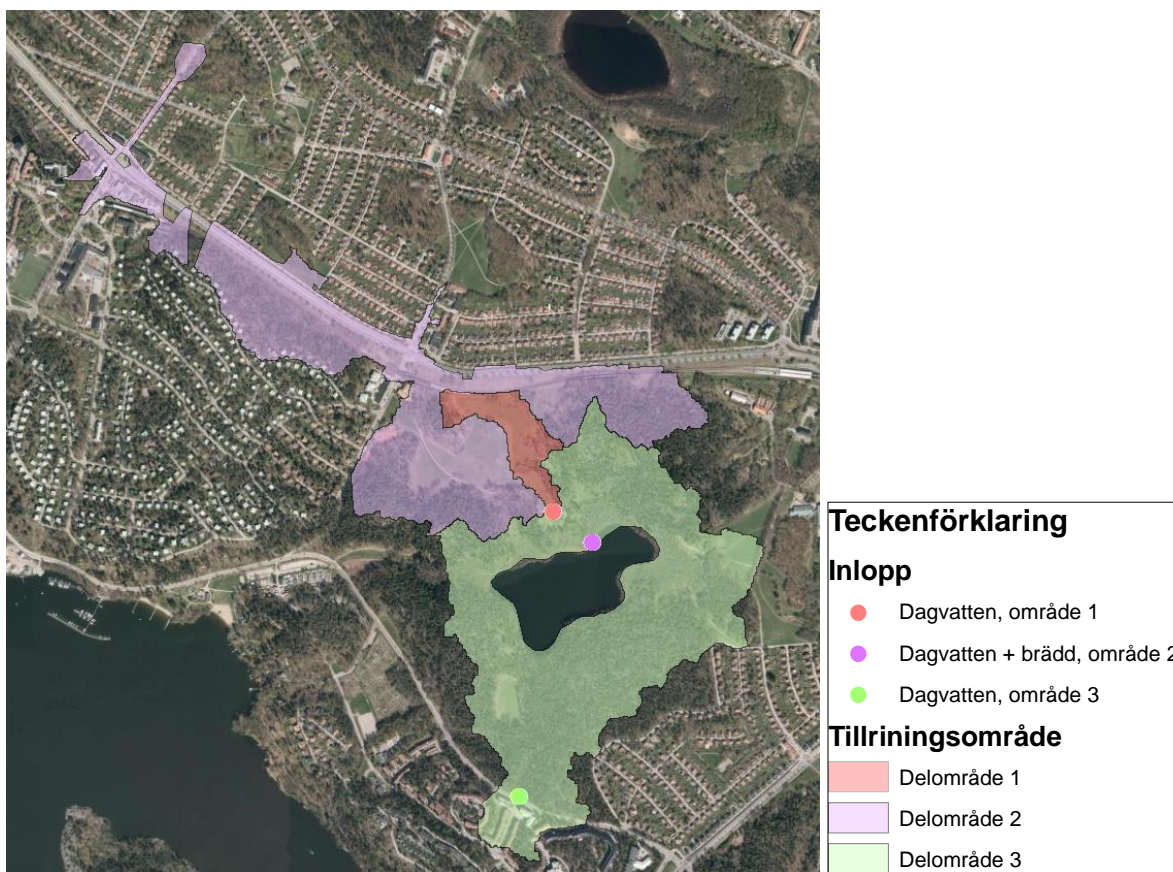
8(65)

det konstateras att återintroduktionen har lyckats och att större vattensalamander återigen finns i Judarskogen (Stockholm Stad, 2016).

5 Tillrinningsområde och påverkansanalys

Judarn har ett tillrinningsområde på ca 80 ha beläget inom Stockholm stad. Tillrinningsområdet är uppdelat i tre delavrinningsområden (Figur 2). Närmast sjön finns det naturliga avrinningsområdet på ca 42 ha som utgörs av naturmark till störst del men även ett mindre område bebyggelse och väg i söder.

Nordväst om det naturliga avrinningsområdet finns två delområden (Figur 2). Det mindre består av naturmark och avgränsas i norr av tunnelbanans sträckning. Detta har en area på 3,7 ha med utlopp via trumma och troligtvis ytlig avrinning till sjön. Det större delområdet täcker en yta av 36 ha och har ett utlopp nära sjökanten som leder dagvatten och möjlig bräddning. Inom detta område går Bergslagsvägen med ca 26 000 ÅDT och parallellt med Bergslagsvägen löper tunnelbanespåret. I områdets västra delar avleds dagvatten från ett fåtal villor i Södra Ängby. Vid Ängbyplan finns en bensinstation, biltvätt och återvinningsstation.



Figur 2 - De tre delavrinningsområdena inom tillrinningsområdet samt utloppspunkter. För större upplösning se Bilaga 1a.

Största andelen av hela tillrinningsområdet utgörs av naturområden bestående av skog- och buskmark (54 ha), gräsmark med moderata skötselrutiner (9,4 ha) och gräsmark med intensiva skötselmetoder (3,8 ha). Gles stadsbebyggelse i form av bostadsområden (3,9 ha) och småhusområden (4,9 ha) utgör ca 11 % av området. Även vägar med hög trafikintensitet (2,2 ha) och spårområde (2,2 ha) finns inom tillrinningsområdet (Figur 3).

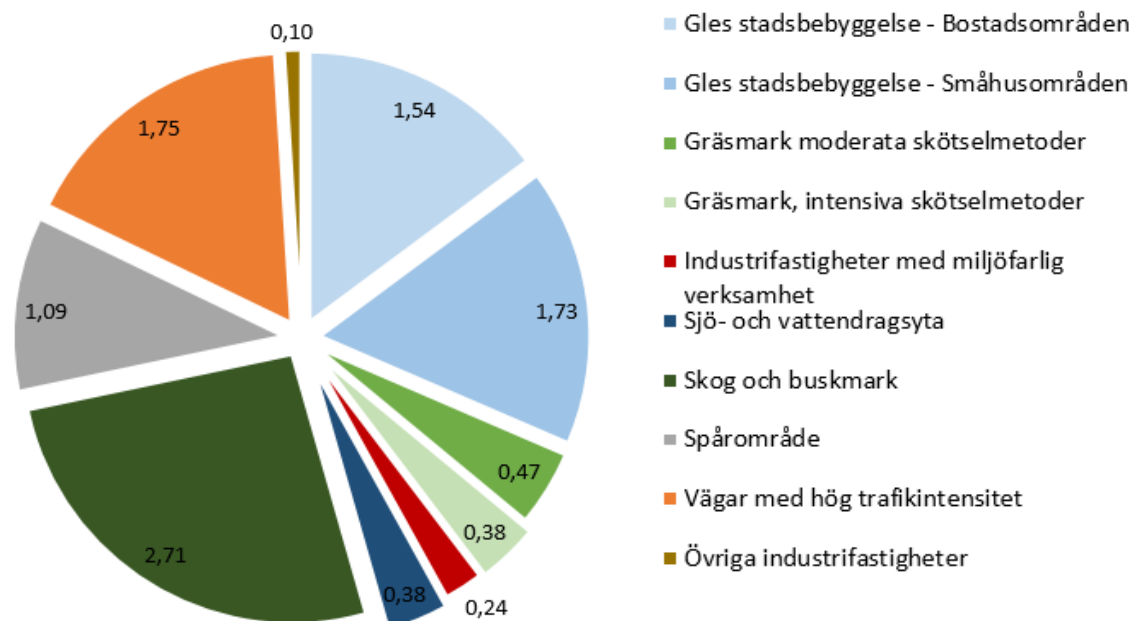


Figur 3 - Judarns avrinningsområde med markerade markanvändningstyper. För större upplösning se Bilaga 1b.

5.1 Påverkansanalys av markanvändning

För att få en uppskattning av hur mycket olika markanvändningstyper bidrar med föroreningar till sjön beräknas först den reducerade arean per markanvändning. Den beräknas genom att multiplicera bedömd avrinningskoefficient för markanvändningen med total area som utgörs av denna markanvändningstyp (se fristående Bilaga 4 för avrinningskoefficienter som använts). Detta ger en indikation på hur mycket vatten som avvattnas från respektive mark och hur mycket som infiltreras.

Den största avrinningen till Judarn kommer från skog- och buskmarksområdet (2,71 ha) trots att dessa områden har en låg avrinningskoefficient. Därefter kommer jämförbara mängder dagvatten från vägar med hög trafikintensitet (1,75 ha) och bostadsområde (1,73 ha) medan småhusområdena bidrar med nästan lika mycket (1,54 ha). En betydlig del av avrinningen kommer även från spårområden (1,09 ha) som finns i avrinningsområdets norra del (Figur 4).



Figur 4 - Reducerad area (avrinningskoefficient* yta per markanvändningstyp) för Judarn. 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 fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn), krom (Cr), nickel (Ni), kvicksilver (Hg), suspenderat material (SS) och för polycykliska aromatiska kolväten (PAH16). För ämnena kadmium (Cd), olja och bens(a)pyren (BaP) är industriområden det område som bidrar mest per ytenhet (tabell 3).

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

Markanvändning (kg/år)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	Oil	PAH16	BaP
Väg, 26 000 ÅDT	1.3	14	0.14	0.35	2.0	0.0024	0.099	0.078	0.00045	667	4.8	0.0061	0.00019
Villaområde	0.36	3.2	0.017	0.036	0.15	0.00083	0.0069	0.012	0.000029	81	0.69	0.00099	0.000086
Radhusområde	0.56	3.9	0.026	0.056	0.19	0.0013	0.013	0.017	0.000047	100	1.3	0.0013	0.00011
Industriområde	1.0	6.7	0.098	0.15	0.92	0.0049	0.046	0.057	0.00024	334	8.0	0.0032	0.00049
Skogsmark	0.039	0.89	0.0026	0.0058	0.014	0.000091	0.00053	0.00062	0.0000053	12	0	0	0
Ängsmark	0.25	1.3	0.0036	0.016	0.032	0.00018	0.0024	0.0011	0.0000060	23	0	0	0
Banvall	0.074	7.8	0.016	0.077	0.15	0.00097	0.013	0.020	0.000038	38	0.55	0.00050	0.00016
Gräsyta	0.19	1.6	0.0045	0.016	0.030	0.00022	0.0025	0.0017	0.000013	36	0.21	0	0

Detta visar att dagvatten från vältrafikerade vägar och industriområde är mer förorenade än dagvatten från andra markanvändningstyper inom sjöns avrinningsområde. Det är därför lämpligt att placera reningsanläggningar så att de renar dagvatten från dessa markanvändningstyper. Den reducerade arean från vägar med hög trafikintensitet utgör en relativt stor del av den totala reducerade arean inom avrinningsområdet (Figur 4). Då dessa vägytor även bidrar med hög andel föroreningar bedöms dessa områden vara en viktig påverkanskälla på recipienten. Andelen yta inom avrinningsområdet som upptas av industriområde är däremot begränsad. Även då denna markanvändningstyp bidrar med högre föroreningsmängder än till exempel bostadsområden bedöms industriområden inte behöva utgöra en stor påverkanskälla generellt sätt. För specifika föroreningar kan dock industriområden utgöra en stor källa, beroende på industrityp, trots att det utgör en liten del av avrinningsområdet.

5.2 Befintliga punktkällor och markföroreningar

I Judarns tillrinningsområde har fem punktkällor identifierats (Tabell 4, Figur 5 på nästa sida).

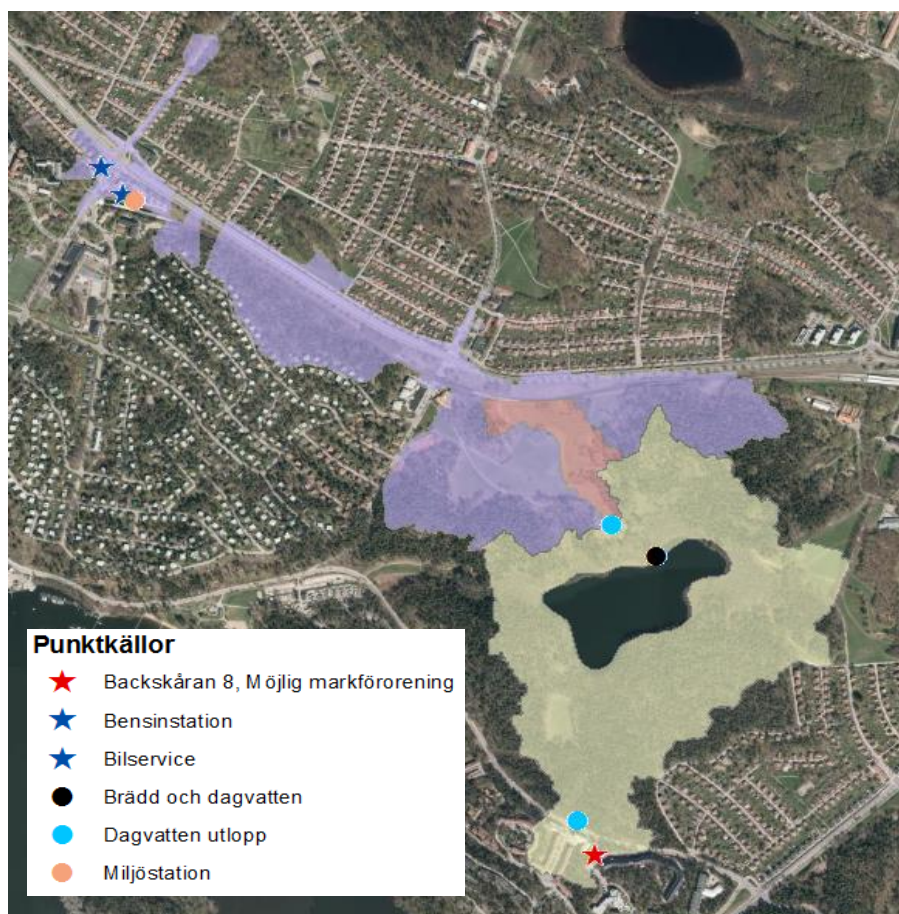
Tabell 4 - Befintliga punktkällor i Judarns tillrinningsområde.

Punktkälla	Påverkan
Dagvattenledningen från Södra Ängby	Bräddning av avloppsvatten.
Dagvattenledningarna i Bergslagsvägen	Lukt av lösningsmedel/biltvätt i ledningen.
Preem Bensinstation	Risk för spridning av olja och kemikalier ex. bly och antracen.
Mekonomen Bilservice	Risk för spridning av olja och kemikalier ex. bly och antracen.
Fastighet ordensgatan 8, Backskåran 8	Möjlig markförorening.

Inom avrinningsområdet finns en Preem Bensinstation och Mekonomen Bilservice-anläggning belägna i västra delen av tillrinningsområdet nära Blacquebergsvägen/Bergslagsvägen (Figur 5). Dessa utgör enligt länsstyrelsens miljödata möjliga förorenade områden. Dessa verksamheter ska ha rening av process- och tvättvattnet och därefter ska det ledas till spillvattennätet. Bilverkstäder, biltvättar och bilförsäljning är exempel på verksamheter som, bortsett från eventuella uppställningsplatser, i huvudsak är inomhusverksamheter. Det är dock möjligt att påverkan på dagvattnet kan ske. Risk för förorening av dagvattnet finns i de fall där det förekommer felaktig utomhusförvaring av kemikalier och farligt avfall samt lastning/lossning av dessa i samband med transporter. De platser på en bensinstation där det finns risk för spill till dagvattnet är kundtankningsplatser, cisternernas påfyllningsplatser, serviceplatser och markytan framför eventuella tvätthallar (Stockholm Stad Miljöförvaltningen, 2003). En möjlig påverkan från bilserviceanläggningar är även ifall utloppet felaktigt blivit kopplade till dagvattenledning istället för spillvattenledningen. Vid ett försök till TV-inspektion av dagvattenledningarna i Bergslagsvägen kändes lukt av lösningsmedel/biltvätt i ledningen (Mejl-kontakt Stockholm Vatten).

Miljöfarliga verksamheter inom tillrinningsområdet finns samlat i en rapport utgiven av Miljöförvaltningen på Stockholm stad, 2003. En miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken omfattar bland annat utsläpp av avloppsvatten från mark, byggnader eller anläggningar. Dagvatten omnämns alltså inte specifikt utan ingår i begreppet *avloppsvatten*. Förutom Preem-macken som nämndes ovan uppgavs det även finnas en miljöstation vid Islandstorget som utgör en liten risk för föroreningsolyckor. Dagvattnet från denna station

leds till samma oljeavskiljare som dagvattnet från Preem (Stockholm Stad Miljöförvaltningen, 2003).



Figur 5 - Punktkällor i Judarns tillrinningsområde.

Det är också känt att bräddning av avloppsvatten kan ske till dagvattenledningen från Södra Ängby – hur ofta är dock oklart. Stockholm Vatten (SVAB) ska utreda dessa frågor, målet är att leda om bräddavloppet till mindre känslig recipient (Stockholm stad, 2014).

En bräddningsutredning som innefattade Judarn genomfördes år 2014 och i och med detta modelleras årlig bräddning till sjön. Modelleringen utgår ifrån data insamlat under perioden 2012-01-01 till 2013-01-10 och visade på en total årlig bräddmängd på 2 787 m³, varav 22 m³ spillvatten (Olsson & Al-Shididi, 2014). Detta stämmer ungefärligt med modellerad

bräddmängd till Judarn enligt SVABs årliga miljörapport för reningsverken; 2200 m³ total brädd år 2012 och 2100m³ total bräddning år 2013 (Stockholm Vatten, 2010-2016).

För att uppskatta påverkan från bräddningen på Judarn antas enbart spillvattnet bidra med föroreningar. Dagvattnet som bräddas samtidigt från området Södra ängby antas vara förhållandevis rent då det första smutsigaste vattnet, first flush, går till reningsverk i och med de kombinerade ledningarna. Uppgifter om fosfor- och kvävehalter i det spillvatten som når Bromma reningsverk används för att uppskatta påverkan på sjön. Medelmängden för år 2010-2015 uppgick till 3 mg/l totalfosfor och 26,7 mg/l totalkväve (Stockholm Vatten, 2010-2016). Ett tillflöde till Judarn på 22 m³ av detta spillvatten innebär en belastning totalfosfor med 0,066 kg/år och totalkväve 0,59 kg/år.

Enligt VISS finns ytterligare två punktkällor som ligger inom Judarns avrinningsområde. Dessa är Kemetyl Södertälje oljehamn och Bromma uppgraderingsanläggning (biogasanläggning) vilka utgör två tillståndspliktiga miljöfarlig A- eller B-verksamhet (VISS, Judarn, 2015). Bromma reningsverk är dock beläget öster om det Judarns tillrinningsområde och enligt mejlkontakt med länsstyrelsen verkar ett fel ha krupit in då Kemetyl Oljehamn är beläget i Södertälje och alltså inte påverkar Judarn. Dessa utgör alltså inte punktkällor som påverkar Judarn.

Potentiella markföroreningar inom tillrinningsområdet finns enligt länsstyrelsens databas där det idag är beläget en Preem-bensinstation och en Mekonomen bilservice-anläggning. Vad det har funnits här tidigare är oklart men troligen liknande verksamheter. En annan markering där det kan finnas möjlig markförorening uppges vara vid adressen Backskåran 8. Idag finns här flerbostadshus och det är oklart vad som har funnits här tidigare. Enligt uppgifter från Stockholm stad om snöuppläggningsplatser finns det inga som sker inom Judarns tillrinningsområde.

5.3 Pågående planarbete och exploateringar

En planerad bebyggelse vid Islandstorget och Blackebergsvägen (Nya Islandstorget, Blackeberg 3:1) överlappar delvis med tillrinningsområdet för Judarn (Figur 6). I detta område planeras sammanlagt 523 st hyresrätter, bostadsrätter och studentlägenheter (Stockholm stad, u.d.). Den förändring som planeras på den yta där planområdet överlappar med tillrinningsområdet bedöms försumbar. Det har antagits att det planerade planområdet kommer avvattnas till en annan recipient än Judarn. Detta planarbete har därför inte påverkat de belastningsberäkningar som gjorts på tillrinningsområdet.



Figur 6 - Planerad bebyggelse vid Islandstorget som överlappar till viss del med Judarns avrinningsområde.

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 har bedömts i VISS har bedömts 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.

6.1 Ekologisk Status

Judarns ekologiska status bedöms vara måttlig på grund av statusklassningen på de biologiska kvalitetsfaktorerna makrofyter, bottenfauna och fisk. De biologiska

17(65)

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 långsgående 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 utgörs av växtplankton, makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar.

Växtplankton

Kvalitetsfaktorn växtplankton uppnår hög status baserat på parametern klorofyll *a* med beräknad ekologisk kvot (EK= referensvärde/uppmätt värde)=0,83. Underlaget består av 11 juli- och augustivärden från mätningar under år 2010-2016. Resterande parametrar för att bedöma växtplankton kan inte klassas på grund av att mätdata saknas. 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 uppnår måttlig status efter beräknat trofiindex baserat på en inventering genomförd 2014 av Naturvatten. Sammanlagt återfanns 6 arter och det beräknade EK-värdet uppgår till 0,83. Värdet ligger nära gränsen till God status men ingen art motiverar ändring av statusklass (Gustafsson, 2014).

Bottenfauna

Även bottenfauna i sjöar uppnår måttlig status enligt inventering och bedömning år 2013 baserat på expertbedömning och påverkan från eutrofiering. Beräkning av ASPT-index och MILA-index gav båda ett EK-värde = 0,92 och motsvarar därmed god status och nära neutral (vilket motsvarar hög status på MILA-index). BQI beräknades inte då det saknas profundal zon i sjön (Ljungman, 2013).

Fisk i sjöar

Tillämpning av bedömningsgrunden för fisk (EQR8) resulterar i måttlig status, vilket innebär att fisksamhällets struktur och sammansättning avviker från sjöns referenstillstånd. Indexet, EQR8 (Ecological Quality Ratio), är baserat på 8 indikatorer där indikatorvärden jämförs med beräknat referensvärde.

Det beräknade EQR8-värdet blev 0,41 och gränsen för god status går vid EQR8=0,46. Resultatet med standardavvikelse överlappar klassgränsen för god status. Beräkning

18(65)

baseras på resultat från provfiske utförd i juli 2016 där ruda, mört, sutar och abborre fångades i Judarn.

6.1.2 Fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer

De fysikalisk kemiska kvalitetsnormerna utgörs av näringsämnen, ljusförhållande, syrgasförhållanden, försurning och särskilt förorenande ämnen.

Näringsämnen (Totalfosfor)

Klassning av totalfosfor resulterar i klassningen hög status för Judarn med beräknat EK-värde= 0,65. Medelvärdet av totalfosfor uppgick till 17,21 µg/l baserat på augustivärden år 2010 - 2015 och julivärden för år 2016 (då augustivärden saknades), sammanlagt 14 mätvärden.

Ljusförhållanden

Ljusförhållanden klassas till god status enligt beräkningar på 6 augustivärden av siktdjup från år 2010-2015. Ett referensvärde för siktdjup räknas ut genom att använda absorptionsvärden mätt på filtrerat prov 420mm per 5 cm kuvett före påverkan (februari) och referensvärdet för klorofyll som i det här fallet är 2,5 m enligt HVMFS 2013:19. Bedömningen är baserad på medelvärdet från de 6 mätvärdena vilket blev 2,5 m. Det beräknande referensvärdet blev 4,48 m vilket resulterade i EK=0,56.

Syrgasförhållanden

Syrgasförhållandena har bedömts till måttlig status eller sämre baserat på de lägst uppmätta syrgashalterna per år från 2010 till 2016. Medelvärdet uppgick till 3,14 mg/l. 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).

Särskilda förorenande ämnen

Av de särskilda förorenande ämnena har fyra ämnen bedömts som alla klassas till god status. Ammoniak uppnådde god status enligt VISS och då kvävehalterna är låga i Judarn bedöms denna klassning fortfarande vara aktuell. För koppar och zink har den biotillgängliga halten beräknats utifrån 3 mätvärden från år 2015 och genom användning av modelleringsprogrammet Bio-met. Resultatet för koppar var 0,02 µg/l biotillgänglig fraktion och för zink <0,19 µg/l biotillgänglig fraktion. Motsvarande halt i vatten var 0,54 µg/l för koppar och <1 µg/l för zink. För krom understeg årsmedelvärdet, som uppgick till < 0,2 µg/l i vatten, gränsvärdet för god status. Årsmedelvärdet baseras på sammanlagt 6 mätvärden uppmätta 2014 och 2016.

Försurning

Försurning klassas till hög status utifrån tidigare klassning i VISS och att inga tecken på förändring visas då pH fortsatt är högt.

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. Långsgående konnektivitet i sjöar kan inte klassas med säkerhet då det inte går att fastslå om utloppet kan antas vara naturligt. Är det naturligt utgör det ett naturligt hinder (då det uppges infiltrera innan det når Mälaren). Är det påverkat av människan kan det innebära ett vandringshinder som bidrar att statusen för parametern inte kan klassas till god. Inga hinder bedöms finnas för förflyttning längs grunda vattenområden.

Utifrån kartunderlag klassas parametern konnektivitet i sidled till närområde och svämplan till god status då mindre än 15 % av strandlinjen bedöms ha bristande konnektivitet. Gångbanor runt sjön utgör en brist men följer topografin och finns längs med brantare partier dit sjön inte antas svämma. Låglänta områden som utgör en del av svämplanet har inga konnektivitetshinder. För att göra den här bedömningen säkrare bör referenstillståndet undersökas.

Hydrologisk regim i sjöar

Mätvärden saknas för att garantera att hydrologisk regim uppnår god status i Judarn. Då det saknas reglering av sjön är det dock högst troligt att vattenståndsvariationer är relativt låga och kvalitetsfaktorn därför bör kunna uppnå god status vid närmare granskning.

Morfologiska tillståndet i sjön

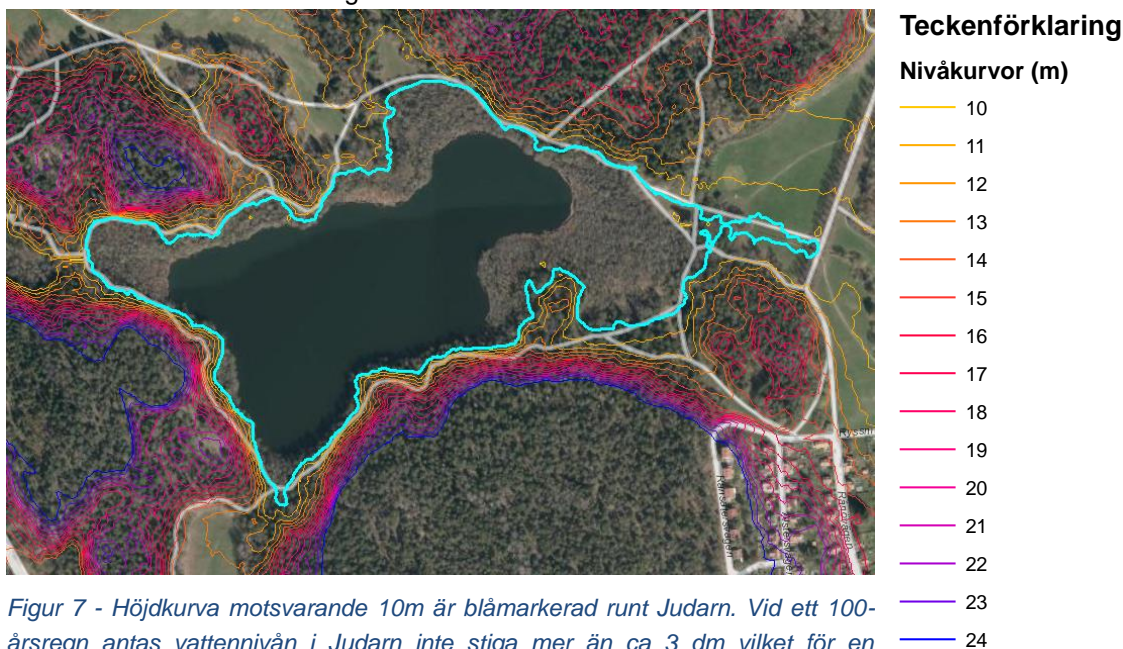
Av parametrar för att bestämma det morfologiska tillståndet i sjön har parametrarna närområdet runt sjöar och svämplanets strukturer och funktion runt sjöar kunnat klassas. Underlagsdata saknas för de övriga tre parametrarna förändring av sjöars planform, bottensubstrat i sjöar och strukturer på det grunda vattenområdet i sjöar (Bilaga 2).

- *Närområdet runt sjöar*

De närmsta 30 m runt sjön klassas som sjöns närområde. Enligt bedömningsgrunder för MKN bedöms Judarn uppnå god status för denna kategori. Bedömningen utgår ifrån ytan som upptas av gångbanor runt sjön då detta är det enda som klassas som anlagd yta. Av närområdets totala yta på 3,9 ha innehar gångbanor en yta motsvarande ca 8 % av närområdet.

- **Svämplan**

För att undersöka påverkan på svämplanet behövs en uppskattning av dess utbredning vilket i flera fall definieras som det område som svämvas över vid ett 100-års regn. För bedömningen av svämplanets strukturer och funktion runt sjöar som presenteras i VISS har svämplanet antagits utifrån en modellering där sjöars vattenstånd beräknas höjas med 1,5 m. För Judarn innebär detta en stor höjning och att svämplanet blir vitt utbredd. Enligt underlag från Stockholm vatten uppnår högsta högvattennivån i Judarn 9,0 m vilket motsvarar ett 100-årsregn (SMHI, 2014). I figur 7 nedan markeras höjdkurvan som motsvarar 10 m i ljusblått. Då Judarns medelvattennivå anges vara 8,7 m bör en 9m-nivåkurva vara synlig runt sjön. Denna finns dock inte utmarkerad i GIS-underlaget vilket försvårar en exakt bedömning.



Figur 7 - Höjdkurva motsvarande 10m är blåmarkerad runt Judarn. Vid ett 100-årsregn antas vattennivån i Judarn inte stiga mer än ca 3 dm vilket för en medelvattennivå på 8,7 m innebär 9m.

Svämplanets gräns är beläget mellan sjön och höjdkurvan som markerar 10 m men kan alltså inte bestämmas exakt. Inom detta område är skogsmark den dominerande markanvändningen och det uppskattas inte finnas mer än 15 % aktivt brukad mark eller anlagda ytor, vilket är gränsen för att uppnå god status. Statusen för den här parametern skulle kunna vara hög men för att kunna göra en noggrannare bedömning behöver svämplanets exakta utbredning modelleras.

6.2 Kemisk status

Sammanlagt nio av de ämnen som utgör bedömningsunderlag för kemisk status har kunnat bedömas. Judarns kemiska status bedöms till uppnår ej god status då flertalet ämnen överskrider föreskrifternas gränsvärden.

Antracen

Vattenförekomsten klassas som uppnår ej god status med hänseende på antracen. Havs- och Vattenmyndigheten har rekommenderat ett förslag på gränsvärde för halt av antracen i sediment på 0,024 mg/kg TS (torrsubstans) för bedömning av kemisk status. En provtagning har gjorts på antracen i sediment år 2002. Denna resulterande i en halt på 0,058 mg/kg TS i vattenförekomsten vilket innebär att god kemisk status för antracen inte uppnås i vattenförekomsten (VISS, 2016). Inga ytterligare mätningar har utförts med hänsyn på antracen.

Polybromerade difenyletrar, PBDE (Nationellt överskridna värden)

Halterna av PBDE bedöms överskrida gränsvärdet i fisk i samtliga vattenförekomster i Sverige och gör därför att god kemisk status inte uppnås i vattenförekomsten. Statusen klassas därför som uppnår ej god status. Bedömningen baseras på en nationell extrapolering som tyder på att gränsvärdet överskrider i fisk i alla ytvatten. Gränsvärdet för PBDE i biota anges till 0,0085 µg/kg vv (våtvikt). Mätvärden för fisk i Judarn visar en medelhalt i fisk på 0,146 µg/kg vv. Mätvärdena som togs är inte helt tillförlitliga då fyra av de sex mätvärdena uppgavs som <0,023 exempelvis och en exakt siffra har alltså inte presenterats.

Kadmium- och kadmiumföreningar

Bedöms uppnå god status i vatten och sediment. Uppmätt halt i sediment var 200 mg/kg TS 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.

Hexaklorbutadien

Hexaklorbutadien klassas till god status i Judarn då uppmätta halter uppgick till <0,1 µg/kg vv. Gränsvärdet ligger på 55 µg/kg vv. Klassningen baseras på mätningar i fisk vid två tillfällen år 2015.

Bly och Blyföreningar

Vattenförekomsten klassas som uppnår ej god status med hänseende till bly och blyföreningar. Det finns inga mätdata som överstiger gränsvärdet för bly i vatten i vattenförekomsten. Bakgrundskorrigerad mätdata från 1 mättillfälle av bly i sediment år 2002, med en halt på 160 mg/kg TS gör dock att god kemisk status inte uppnås i vattenförekomsten. 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 (Nationellt överskridna värden)

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 20 µg/kg vv. Uppmätta halter i fisk i Judarn uppgår till 45 µg/kg vv. Baserat på mätvärden i sjön och den nationella extrapoleringen så klassas kvicksilver till uppnår ej god status. Uppmätt halt i vatten uppmättes till <0,010 µg/l vilket underskrider gränsvärdet för maxkoncentration på 0,07 µg/l.

Nickel- och nickelföreningar

Statusen klassas till god status baserat på beräknad biotillgänglig fraktion från 3 mätvärden år 2015. Beräknad halt uppgick till 0,11 µg/l biotillgänglig fraktion och högsta uppmätta halt i vattnet uppgick till 0,39 µg/l.

Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)

PFOS klassas till uppnår ej god status för uppmätta halter i vatten och fisk. Uppmätt halt i fisk uppgår till 66 µg/kg vv baserat på 2 mättillfällen i fisk år 2015, medan gränsvärdet i fisk är 9,1 µg/kg vv. Beräknat årsmedelvärde i vatten uppgick till 1,4 µg/l baserat på 4 mätningar under hösten 2015. Gränsvärdet för årsmedelvärdet är 0,00065 µg/l medan gränsen för max tillåtna halt är 36 µg/l, vilket underskreds.

Dioxiner och dioxinlika föreningar, PCB

Klassas till god status baserat på mätningar i fisk vid två tillfällen år 2015. Medelvärde för uppmätt summa av de sex kongenerna PCB 28,52,101,138,153 och 180 uppgick till 2,8 µg/kg vv. Gränsvärde för god status är 125 µg/kg vv.

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 kvalitetsfaktorer och syrgasförhållandet

Bedömningen som resulterade i måttlig status för parametrarna makrofyter, bottenfauna, fisk samt syrgas indikerar att sjön skulle ha för höga halter näringsämnen. Uppmätta halter av totalfosfor är dock låga nog för att klassas till motsvarande hög status.

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 näringsrika förhållandet i vattnet är. Ett lågt TMI tyder på näringsrika förhållanden (Caruso, o.a., 2013). Den måttliga statusen är således ett mått på

23(65)

att sjön trots god status på kvalitetsfaktorn näringsämnen har symtom kopplat till för höga halter totalfosfor.

Bottenfaunainventeringen år 2013 visade på god status enligt beräknade index men expertbedömningen som utfördes samtidigt bedömer att artsammansättning tyder på övergödningförhållanden. Även tidigare bottenfaunainventeringar har resulterat i en artsammansättning som är normal för en vegetationsrik eutrof sjö där syrebrist troligen låg bakom den låga förekomsten av bottenfauna (Nitzelius, 1996).

Enligt bedömningen som gjordes i samband med provfisket 2012 erhålls Judarns låga status på grund av övergödning. Fiskbeståndet visar dock på en förbättrad status genom åren och kan troligen nå god ekologisk status på sikt om näringstillförseln hålls fortsatt låg (Sportfiskarna, 2013). De fiskar som finns i sjön har ett mindre till normalt vandringsbehov vilket innebär att de kan genomföra hela livscykeln utan att behöva vandra. Vandringshinder antas därför inte vara en orsak till den lägre statusklassningen.

En möjlig orsak till övergödningssymptom bland faunan 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 faunasamhällena kommer visa mindre övergödningssymptom med tiden om fosforhalterna förblir låga.

Även låga syrgashalter är vanligtvis en följd av för höga halter av näringsämnen och organiskt material (Holmqvist & Bengtsson, 2009). Höga halter näringsämnen leder till en hög tillväxt av alger och stor mängd dött organiskt material. Syre förbrukas då detta bryts ned vilket leder till att syrebrist kan uppstå, vanligtvis nära botten. När syret tar slut fortsätter nedbrytning av organiskt material genom att bakterier utnyttjar sulfat som syrekälla och bildar i processen svavelväte. Svavelväte är giftigt för alla högre stående organismer och vid höga halter leder det till döda bottnar (SMHI, 2016). Under bottenfaunainventeringen som utfördes under juni och juli månad 1996 luktade sedimenten tydligt av svavelväte. Vid inventering 2004 noterades lite svavellukt (Stehn, 2004) medan inga kommentarer om svavelväte förekom från inventeringen år 2013.

En möjlig anledning till låga syrgashalter trots låga halter näringsämnen är att växtlighet i sjön kan utnyttja näringsämnen lagrade längre ned i sedimenten från de år då halterna var högre. Detta skulle då kunna medföra hög tillväxt och leda till stora mängder dött material som behöver brytas ned.

Sjöns näringshalt visar på en nedåtgående trend (Sportfiskarna, 2013) vilket även noterats vid inventering av bottenfauna och fisk samt vid kontroll av syrgashalter. Det är därför möjligt att dessa kvalitetsfaktorer når bättre status med tiden så länge näringstillförseln till Judarn inte ökar. Det är dock inte känt vad som medfört den nedåtgående trenden då det inte går att härleda till utförda åtgärder i tillrinningsområdet eller i sjön.

24(65)

7.2 Antracen

Antracen är ett utfasningsämne och tillhör gruppen PAH. Ämnet är en beståndsdel i fossila bränslen och används som syntesråvara och finns i koltjäredrivat och kreosot, samt i extrakt från smörjoljeraffinerings. Antracen kan även finnas i pyrotekniska produkter och koltjäreinnehållande produkter som färger och vattentäta ytbeläggningar. Dessutom förekommer ämnet i takpapp, gummidäck, annat gummi, äldre asfalt (70-talet) och impregnerat trä.

Antracen är en biprodukt vid ofullständig förbränning av organiskt material och inte lösligt i vatten. Det förekommer främst i gasfas i atmosfären, en mindre del även bunden till partiklar (Naturvårdsverket, 2009). Möjliga källor till antracen i dagvatten är bland annat trafik, användningen av skyddsmedel för skog, insektsmedel, beläggning på material, pyrotekniska produkter, färger, vattentäta ytbeläggningar, gummi och impregnerat trä (Larm & Pirard, 2010).

Troliga källor av antracen inom Judarns avrinningsområde är framförallt det dagvatten som avrinner från Bergslagsvägen. Även avrinning från bensinstation och bilverkstad kan tänkas bidra ifall det når sjön.

7.3 Bly- och blyföreningar (Pb)

Bly är en tungmetall som är beständig mot luft och syra men kan lösas i vatten. Bly i dagvatten sprids huvudsakligen via infrastruktur (ex blymönjade broar), skorstenkragar, bromsklossar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, asfalt, fordons- och gatutvätt och atmosfäriskt nedfall (Larm & Pirard, 2010). Användningen av bly har minskat kraftigt på senare tid vilket har lett till kraftigt minskade utsläpp. Gamla föroreningar ligger dock kvar i våra marker och läcker sakta ut i sjöar och vattendrag. Bly är giftigt och kan redan vid mycket låga doser skada nervsystemet.

Det största bidraget till spridningen av bly är trafikrelaterat. Biltvättar beräknas släppa ut en stor del bly, varav hälften av denna del släpps ut direkt i naturen från fordonstvätt på gatan. Ursprunget till blyet från biltvättarna är idag oklart, men en källa skulle kunna vara bromsarna. Koppar, som används i bromsbelägg, kan ibland ha hög blyhalt. Bly frigörs därför när fordon bromsas (Miljöbarometern, 2016). Asfalt innehåller flera olika metaller, däribland bly. När fordon körs slits asfalten och dessa slitageprodukter innehåller då också bly. Blyhalterna i asfalt varierar med den stentyp och den bitumen (från råolja) som används (Miljöbarometern, 2016).

Bly kan tillföras Judarn från väg dagvatten från speciellt Bergslagsvägen. Viss del kan även komma ifrån att bilar tvättas hemma i villabebyggelsen. Det finns även en bensinstation och bredvidliggande biltvätt som kan bidra med blyföreningar ifall dessa är felkopplade och leds till dagvattnet.

7.4 Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och dess derivat

Perfluorerade ämnen är ett samlingsnamn för en stor grupp fluorerade ämnen. Ämnena är både hydrofoba och lipofoba och 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 finns inga punktkällor inom avrinningsområdet som antas bidra speciellt med perfluorerade ämnen utan källan antas vara diffus spridning via atmosfäriskt nedfall och dagvatten. Det är även möjligt att grundvattnet för med sig föroreningar ifall det passerat genom förorenad mark. Dessa källor kan då vara belägna utanför sjöns tillrinningsområde.

7.5 Polybromerade difenyletrar (PBDE) – Nationellt överskridande

Polybromerade difenyletrar 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).

7.6 Kvicksilver och kvicksilverföroreningar – Nationellt överskridande

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

26(65)

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 stenkolk. I Sverige har en stor mängd av det nedfallande atmosfäriska kvicksilvret under lång tid ackumulerats i 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).

8 Beting

Utifrån bedömningen av Judarns status ses ett behov att minska belastningen av antracen, PBDE, bly, kvicksilver och PFOS. Gränsvärden för ämnen uttrycks i årsmedelhalt eller maximal tillåten halt i recipienten. För att kunna bedöma effekten av åtgärdsförslag och total minskning som åstadkoms behöver beting uttryckas i behövd reducerad mängd i kg/år. Den procentuella förbättring som behövs av halt-värden i sjön översätts till beting genom att titta på hur stor dagens belastning är i kg/år.

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 fastställts då gränsvärdet även är temperaturberoende.

8.1 Belastning från tillrinningsområde

Med hjälp av StormTac beräknas den belastning av relevanta ämnen som når sjön från dagvattnet (Tabell 5). Detta baseras på föroreningshalter och flödet från respektive markanvändningstyp, som presenterades i kapitel 4, men tar 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.

Förutom belastningen från tillrinningsområdet antas sjön även belastas med bräddning från Södra ängby. Summan av föroreningsbelastningen till sjön presenteras i Tabell 5.

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

Källa	P	N	Pb	Hg	ANT	PBDE*
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
Tillrinningsområde	17	190	0,97	0,0022	0,0028	0,0028
Bräddning	0,066	0,59				
Summa	17,1	190,6	0,97	0,0022	0,0028	0,0028

*Summa av kongenerna PBDE 47,99 och 209.

8.2 Intern belastning

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

8.3 Förslag på beting

Förslag på beting utgår ifrån skillnaden på uppmätt halt i recipienten och mål-värden enligt vattendirektivet. Beting för den fysikalisk-kemiska parametern syrgasförhållandet tas inte fram då det inte går att fastställa exakt förbättringsbehov och vad som orsakar den låga statusen.

Av de bedömda kemiska ämnena klassas fem till uppnår ej god status. Dessa är Antracen, bly, PFOS, PBDE och kvicksilver. För antracen och bly skulle halterna i sedimenten behöva minska. Att minska halten i tillrinning leder med tiden att halterna i sedimenten förbättras då det blir lägre halter i de nya sedimentlagren som lägger sig ovanpå de tidigare. Därför har beting som berör tillrinningen tagits fram utifrån den minskning av halt som behöver ske i sedimenten (Tabell 6).

Belastningen av PFOS till Judarn via dagvattnet går inte att beräkna med hjälp av StormTac då det saknas underlag. Då halten PFOS i vatten skulle behöva minska med 99 % men då det inte kunnat räknas fram hur stor den årliga belastningen på sjön är från tillrinningsområdet har beting i mängd per år inte kunnat beräknas.

Höga halter näringsämnen är en möjlig orsak till problemet med syrgasförhållandet. Kvalitetsfaktorn näringsämnen uppnår dock hög status så det finns inget beting för totalfosfor.

Tabell 6 - Beting för de kvalitetsfaktorer där det kunnat bestämmas. Alla dessa behöver förbättras för att recipienten ska kunna nå god status.

Faktor	Behov förbättring i procent	Beting
Antracen	Sänka halten i sediment 0,034 mg/kg TS i sediment. Minskning med 59 %.	0,0017 kg/år
Bly- och blyföreningar, Pb	Minska halten i sediment med 18 %.	ca 0,17 kg/år.
Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat, PFOS	Minska halten PFOS i fisk med 86 %. Minska halt i vatten med 99 %.	ej beräknat.
Bromerade difenyletrar, PBDE*	Nationellt undantag. Skulle behöva minska med 94 % i fisk.	PBDE(47,99,209) minska med 0,0026 kg/år.
Kvicksilver, Hg*	Nationellt undantag. Behöver minska med halt 25 mg Hg/Kg vv i fisk. Minskning med 55 %.	0,00121 kg/år

*Då det finns nationella undantag för PBDE och kvicksilver kommer dessa beting inte utgöra mål för åtgärdsförslagen.

Gränsvärde i sediment för antracen är taget ifrån Havs och vattenmyndighetens föreskrifter. Vid provtagning i sediment i Råcksta träsk uppges att detta gränsvärde räknas om utefter halten TOC i vattenförekomsten. I Råcksta träsk innebar detta att gränsvärdet ändrades från 24 µg/kg ts till 64 µg/kg ts då MKN normaliserades från 13.4 % TOC till 5% TOC (JP Sedimentkonsult HB, 2016). Då TOC-halten vid provtagningstillfället av sedimenten är oklart kan detta inte vägas in i bedömningen. Därav är beting för antracen osäkert.

9 Åtgärder i recipienten

För att förbättra den ekologiska statusen i Judarn 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. Åtgärder som

29(65)

föreslås är att skörda vegetation och möjligtvis installera luftningsaggregat som används då det är risk för syrebrist på botten. Räcker inte detta för att de biologiska kvalitetsfaktorerna ska uppnå god status kan åtgärder i form av exempelvis styrning av växtbestånd behöva införas. Vidare utredning krävs först för att se vilken metod som är mest lämplig utifrån tillståndet som då råder.

För den kemiska statusen bedöms det inte finnas incitament att utföra åtgärder i recipienten. Sedimenten i Judarn uppvisar för höga halter av antracen och bly. Att muddra är dock inte en rimlig åtgärd då kostnaderna och de negativa konsekvenserna är för stora. Tillförseln av dessa ämnen till Judarn beräknas minska ifall en större del av dagvattnet går via en reningsanläggning innan det når Judarn. Ifall tillförseln minskar kommer förorenande sediment så småningom täckas av sediment med bättre halter och på så vis förbättra situationen.

Skörda vegetation i sjön

För att minska näringstillförseln och förbättra syrgashalterna kan ett bidrag vara att vegetation i recipienten skördas och tas bort. På så vis minskar tillflödet av organiskt material som kräver syre vid nedbrytning. 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 (Pettersson, 2001). Det har inte varit möjligt att kvantifiera effekterna på syreförbättring eller fosforreduktion. Klippning av vattenvegetation förekommer alltså eftersom det är en förhållandevis billig underhållsåtgärd (Pettersson, 2001).

Det är viktigt att påverka på känsliga arter från avverkning av vegetation utreds innan det genomförs.

Syresätta bottenvattnet

Det finns olika metoder för att förbättra syrehalten 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. Vidare utredning behövs för att undersöka varifrån vattnet bäst kan ledas och vilken påverkan på utloppet detta kan ge. Att pumpa vatten till botten har gjorts vid ett fåtal tillfällen i Stockholmsområdet och visat

30(65)

på förbättrade syrgasförhållanden. År 2008 initierades projektet att pumpa ner 30 l/s syresatt vatten till botten i sjön Trekanten. Tidigare hade nytt vatten letts till sjöns yta. Utvärdering av resultatet visade på förbättrade syrehalter på botten men dock inte så höga som förväntats utifrån beräkningarna.

En annan möjlighet är att anlägga luftningsaggregat på sjöns botten som bidrar till omrörning och luftning. Metod fungerar genom att luft eller syrgas pumpas ned till bottenskiktet. Denna metod har varit framgångsrik när det gäller att förbättra syrehalten och bör kunna bidra till att de längre perioderna av syrebrist upphör. Behovet i Judarn är inte konstant och möjligheten att lufta botten enbart vid de tillfällen då det är risk för syrebrist bör utredas närmre. För mer information om luftningsaggregat se Bilaga 3.

Det ska has i åtanke att dessa syresättande åtgärder som diskuteras kräver kontinuitet för att påverka syrgasförhållandet. Tidigare användning har visat att syrehalterna återgår till lägre halter efter att anläggningar tagits ur drift. Åtgärden förbättrar även symptomen snarare än orsaken till låga syrehalter.

Möjliga biologiska metoder

Efter syrgasförhållandet förbättrats är det troligt att statusen för makrofyter, bottenfauna och fisk också förbättras. För att uppnå god status kan det dock behövas ytterligare insatser som till exempel styrning av växtodling och fiskbestånd. Genom att gynna vissa fiskarter påverkas till exempel planktonbeståndet och i längden tillståndet i sjön. Vilka åtgärder som behövs kräver vidare utredning i det fall det bedöms finnas ett behov av vidare åtgärder.

10 Kunskapshöjande åtgärder

Kunskapsförhöjande åtgärder i form av vidare utredningar eller mätningar behövs dels för att kunna utföra statusklassning av fler kvalitetsfaktorer men även för att kontrollera förändringen av åtgärder som införs. Kunskapsförhöjande åtgärder behövs därför både före och efter åtgärder utförs i recipienten.

10.1 Före åtgärder i recipient

1. Underlag för att bedöma kvalitetsfaktorerna hydrologisk regim och morfologiskt tillstånd

Statusklassning för hydrologisk regim och morfologiskt tillstånd har inte kunnat fastställas för Judarn. Oberoende av andra åtgärder kan detta utredas närmre. Det som behövs är mätning av vattennivåer som krävs för hydrologisk regim och bedömning av sjöns planform, bottensubstrat och struktur på det grunda vattenområdet.

2. Mätning av särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemiska ämnen

För att ge en mer välgrundad bedömning av status vore det bra med mätvärden av fler ämnen som bedöms enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter, HVMFS 2013:19. Det vore även bra att utföra mätningar på ämnen som tidigare mätts för att se hur halter kan ha förändrats. Bly i sediment har visat en nedåtgående trend under de tre mätningar som gjorts år 1991, 1997, 2002 (Stockholm stad, 2016). För att bekräfta att denna trend fortsätter vore det bra med nya mätningar av bly i sedimenten. Halten antracen i sediment har enbart provtagits vid ett tillfälle, år 2002, och nya mätningar skulle behövas för att ge en uppdaterad bild av beting och för att se om halterna har förändrats sedan dess.

3. Utredning angående PFOS

Genom samarbetet med underlag för åtgärdsplaner även i Kyrksjön och Räcksta träsk har det blivit tydligt att PFOS finns i mycket höga halter i fler recipienter. Oberoende om tillrinningsområdet har stor andel exploaterad mark (Räcksta träsk) eller enbart en liten andel (Kyrksjön). Halten PFOS i vatten behöver minska med 99 % 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.

10.2 Efter åtgärder i recipient

1. Mätning av syrgasförhållande

Efter åtgärder i recipienten anlagts som ämnar förbättra syrgasförhållandet behöver kontrollerande mätningar utföras för att bedöma resultatet av åtgärden.

2. Ny bedömning av makrofyter, bottenfauna och fisk i sjöar

Kvalitetsfaktorerna som rör makrofyter, bottenfauna och fisk i sjön klassades alla till måttlig status. Ny inventering och klassning av dessa behöver göras efter det att åtgärder införts i recipienten. Ifall dessa fortfarande uppvisar sämre än god status behövs en utredning för att ta reda på vilka åtgärder som kan förbättra statusen.

11 Åtgärder i avrinningsområdet

Åtgärdsförslag i avrinningsområdet siktar på att minska belastningen 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. Målet

32(65)

har varit att ge förslag på åtgärder uppströms snarare än nedströms, alltså nära källan, så långt det varit möjligt.

Åtgärder i tillrinningsområdet föreslås för att minska belastningen av bly och antracen som når sjön via dagvattnet. Dessa åtgärder kan även bidra med att sänka belastningen av näringsämnen till sjön.

Reningseffekten och mer information om respektive anläggning presenteras i Bilaga 3. Reningseffekten för respektive åtgärd med avskilda mängder presenteras i den fristående Bilaga 4 - Reningsåtgärder. Här finns även möjligheten att sortera åtgärdsförslag efter kostnad per reducerat kilo av ett ämne. Kostnadsuppskattningen för varje åtgärd baseras på schablonhalter som kan ses 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 avrinningsområdet till anläggningen. 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 då avrinningen direkt till recipienten minskar. Sedimentationsmagasin används då grundvattenytan når upp till magasinet.

Dike renar dagvatten som rinner ner för dikesslätten. Dikesslätten närmast gatan dimensioneras med maximal lutning 1:3, medan motstående sida ges maximal lutning 1:2 (Trafikverket, 2012). Dikesdjupet ska vara minst 0.5 m under vägytan (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. Schablonkostnaderna ämnar i de fall de används för en åtgärd (ex. växtbädd) att inkludera totalkostnad fram till att anläggningen kan tas i drift, alltså inkludera projekterings- och anläggningsfas (Tabell 7). 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 7 – 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*
Gräsdike (Jordschakt + sådd)			1650	kr/m	(Ekologgruppen, 2016)
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)
Skeva om asfaltsyta			220	kr/m ²	Branschstandard*
Våtmark/Damm	230	230 = grund, spontan växtlighet	1100	kr/m ²	(Falk, 2007)

**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 schablonkostnader använda i tidigare projekt (Tabell 8). För de anläggningar som saknar specifika schablonkostnader används uppskattningen att kostnaden för underhåll uppgår till 5 % av anläggningskostnaden per år.

Tabell 8 - 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)
Dike		15 kr/m/år	Egen uppskattning
Övriga anläggningar	5 % av anläggningskostnaden per år		(Ramböll, 2014)
Våtmark	Antar samma skötsel som för damm: En uppskattning av totalkostnaden för drift av dagvattendammar inkluderar skörd av växter, slamborttagning och tillsyn av damm. Tillsyn och skörd sker minst en gång per år medan slamborttagning genomförs vid behov	50-100 kr/m ² /år	Östra Torp Sweco-projekt 2012

11.3 Åtgärdsförslag

Sammanlagt ges förslag på sju åtgärder i avrinningsområdet för att förbättra vattenkvaliteten i Judarn (Figur 8). Dessa är belägna i huvudsak nära vägavsnitt då dessa ytor bidrar med höga halter föroreningar och på grund av att det är här det finns utrymme att anlägga åtgärder. Sex av åtgärderna är innefattar växtbäddar som förutom att bidra med bra reningseffekt även kan förhöja platsens estetiska värden. Då dessa fördröjer dagvattnet avlastar de även nedströms ledningsnät. Den sjunde åtgärden utgörs av en våtmark dit dagvattnet från de nordvästra områdena kan ledas via den dagvattenledning som går i Bergslagsvägen. Denna medför extra rening av dagvattnet innan det når Judarn och andra mervärden som möjlighet till ökad biologisk mångfald och en vacker miljö att vistas i.












Teckenförklaring

Åtgärder

- 1. Nedsänkta växtbäddar, Bällstavägen
- 2. Växtbädd vid bensinstation
- 3. Dike och nedsänkt växtbädd
- 4. Växtbäddar norra Bergslagsvägen
- 5. Växtbädd Bergslagsvägen öster om Ängbyplan
- 6. Luta Vultejusvägen för fall till växtbäddar
- 7. Våtmark

Markanvändning

-  Gles stadsbebyggelse - Bostadsområden
-  Gles stadsbebyggelse - Småhusområden
-  Gräsmark moderata skötselmetoder
-  Gräsmark, intensiva skötselmetoder
-  Industrifastigheter med miljöfarlig verksamhet
-  Sjö- och vattendragsyta
-  Skog och buskmark
-  Spårområde
-  Vägar med hög trafikintensitet
-  Övriga industrifastigheter

Figur 8 - Judarns avrinningsområde med sju åtgärdsförslag utmarkerade. För större figur se Bilaga 5.

Åtgärd 1 – Nedsänkta växtbäddar vid Bällstavägen

I norra delen av Judarns avrinningsområde finns en vägsträcka av Bällstavägen som har en ÅDT på 9800. Längs med denna vägsträcka finns gräsbeklädda stråk med träd. Dessa är ca 1,7 m breda och den totala längden med gröna ytor är på den västra sidan ca 214 m och på den östra sidan av vägen ca 193 m (Figur 9). Marken utgörs av glacial och postglacial lera (SGU, 2016). Vägen verkar idag enbart avvattnas via två brunnar vid korsningen till Bergslagsvägen. Inga fler brunnar är synliga på vägsträckan som ingår i avrinningsområdet och då vägen sluttar mot korsningen är detta möjligt.



Figur 9 - Bällstavägen med gräsytor på vardera sida av vägen där nedsänkta växtbäddar skulle kunna placeras för att ta hand om framförallt vägdagvattnet.

De gröna ytorna nära vägen ger bra utrymme och placering för att ta hand om vägdagvattnet. Genom att anlägga växtbäddar på båda sidor om vägen med en sammanlagd längd på 130m (1,7m bredd) kan ett 20 mm regn som faller på vägen tas omhand. Vattnet kan ledas till växtbäddarna genom släpp i kantsten.

Totalt beräknas en area på ca 0,9 ha kunna avledas till växtbäddarna, där den absoluta majoriteten består av vägdagvatten men till viss del kan avrinning från skog och gräsytor avrinna i vägens norra del (Figur 10).



Teckenförklaring

- 1. Nedsänkta växtbäddar, Bällstavägen
- Avrinningsområde

Figur 10 - Avrinningsområde som kan ledas till växtbäddar i Bällstavägen.

Då det kommer behöva anläggas flera mindre växtbäddar blir kostnaden för den totala anläggningen större. Då vägen idag är bomberad bör vattnet kunna ledas till växtbäddarna utan att byggas om. Den totala kostnaden för att anlägga åtgärden beräknas uppgå till ca 1,85 miljoner kronor (Tabell 9).

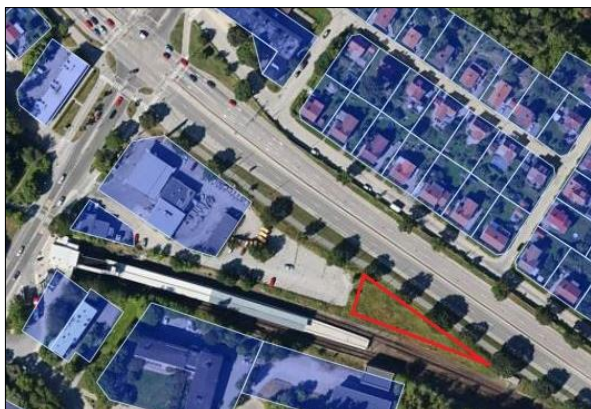
Tabell 9 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll per år
Växtbäddar	220 m ²	7000 kr/ m ²	1 540 000	5500
20 % extra kostnad för djupare anläggning växtbädd			308 000	
Summa			1 848 000	

Åtgärd 2 – Växtbädd vid bensinstation, Islandstorget

En gräsyta på ca 800 m² finns tillgänglig bredvid en ca 0,2 ha stor parkeringsplats vid Islandstorget (Figur 11). Parkeringsplatsen finns i anslutning till en bensinstation och biltvättplats. Marken består av postglacial lera (SGU, 2016). Det är oklart hur platsen avvattnas idag men möjligen leds vattnet via brunnar till den större dagvattenledningen som går mot Judarn. Parkeringsytan sluttar idag svagt mot den grönyta som är möjlig att

anläggas. Även området i sydväst skulle avvattnas mot ytan om inte spårvägen gått framför som antas fungera avskärmande.



Figur 11 - Yta markerat i rött representerar det ca 800 m² gräsyta belägen bredvid parkeringsplats. Blåa rutor motsvarar fastigheter angivet på Eniro.se.

En lämplig anläggning för att ta hand om dagvattnet från parkeringsplatsen är att anlägga en större växtbädd. Då det finns plats för att anlägga en större yta dimensioneras den här växtbädden för att utgöra 10 % av avrinningsområdets reducerade area och görs grundare. Istället för 40 cm mellan växtbädd och bräddutlopp dimensioneras den här med 20 cm. Anläggningen beräknas därav behöva uppta en yta på ca 152 m² för att kunna ta hand om ett 20 mm regn som faller på avrinningsområdet (Figur 12).



Figur 12 - Avrinningsområdet till åtgärdsförslag 2 där 150 m² växtbädd kan placeras vid parkeringsplatsen.

Även om parkeringytan idag sluttar något är det troligt att en del av ytan behöver skevas om för att försäkra att vattnet leds till rätt plats. Då växtbäddarna bör kunna anläggas relativt enkelt och standardiserat antas kostnaden bli i den lägre delen av intervallet som angavs i tabell 7, avsnitt 11.2. Den totala anläggningskostnaden uppskattas till 882 000 kr (tabell 10).

Tabell 10 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll per år (kr/år)
Skeva om väg	900 m	220 kr/ m ²	198 000	-
Växtbädd	152 m ²	4500 kr/m ²	684 000	1875
Summa			882 000	

Åtgärd 3 – Dike och växtbäddar längs med Bergslagsvägens södra sida mellan Islandstorget och Ångbyplan

Bergslagsvägen, även kallad väg 275, kantas av ett gräsbeklätt stråk följt av GC-väg (Figur 13). Idag avvattnas vägen med brunnar belägna intill grönstråket som via dagvattenledning leder dagvattnet till Judarn. Jordarten utgörs av postglacial lera och jorddjupet längs med

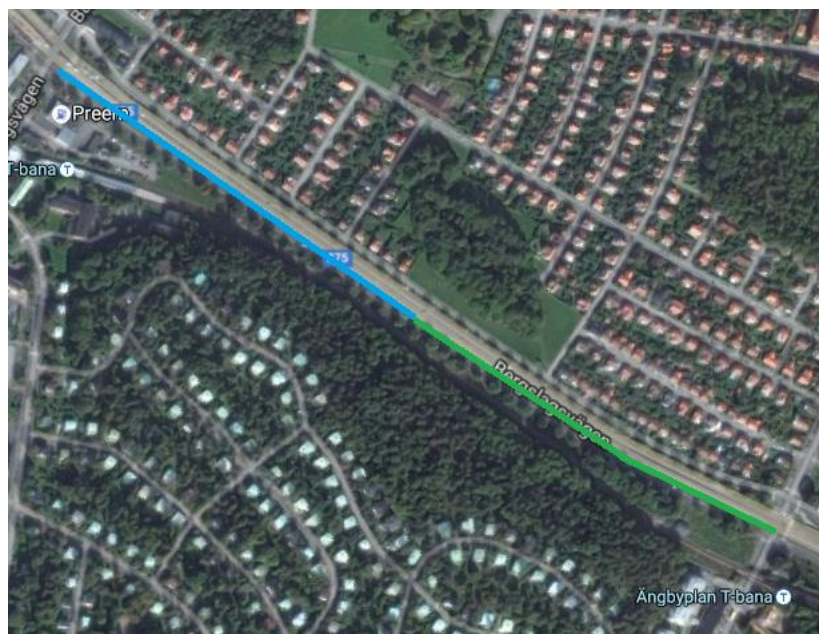
40(65)

vägsträckningen varierar mellan 1-5 meter (SGU, 2016). Dessa gröna ytor kan användas för att ta hand om vägdagvattnet och på så vis minska både flödet och föroreningsbelastningen som leds till recipienten.



Figur 13 – Figur Bergslagsvägen, södra sidan. Källa Google maps.

GC-banan längs med den södra sidan av vägen växlar mellan att ligga i jämnhöjd eller svagt högre än vägbanan till att ligga lägre än vägbanan. Så länge GC-banan och vägen är i jämnhöjd är det möjligt att anlägga ett dike på gräsytan däremellan. När GC-banan blir lägre än vägen blir detta område dock för smalt för att rymma ett dike på grund av de släntlutningar som måste till. Därför föreslås användningen av växtbäddar utefter halva vägsträckan (Figur 14). Längs med en väg har dike föreslagits i första hand om tillräckligt med plats finns. Detta då dike är billigare att anlägga och underhålla.



Figur 14 – Längs med halva sträckning av Bergslagsvägen mellan Islandstorget och Ängbyplan är det lämpligt att anlägga dike (blå markering). Längs med andra halvan av sträckningen saknas tillräckligt med utrymme och växtbäddar föreslås (grön sträckning).

Anläggningen kommer ta hand om dagvatten från den södra halvan av Bergslagsvägen, där körfältet har ÅDT 11 000 (hela vägen har ÅDT 26 000). Sammanlagt utgör detta ett avrinningsområde på 0,9 ha (Figur 15). Diket kan sträcka sig längs med ca 430 m av vägen och den totala släntyta som genereras, då det totala diket beräknas bli 2,5 m brett, är 680 m². Växtbäddarna behöver en anläggningsyta på 183 m² för att utgöra 5 % av vägens reducerade area. Även sträckningen där växtbäddar kan placeras är 430 m lång. Växtbäddar kommer därför inte behöva förlöpa längs med hela vägsträckan utan kan anläggas vid olika intervaller längs med vägen.



Figur 15 - Avrinningsområde till åtgärdsförslag 3 bestående av dike och växtbäddar längs med södra sidan av Bergslagsvägen.

Då vägen redan sluttar mot vägrenen kommer vägen inte behöva skevas om. Kostnaden för anläggningen utgörs därför till största del av anläggningskostnaden för dike och växtbäddar. Den uppskattade kostnaden för att anlägga åtgärden uppgår till ca 1,7 miljoner kronor (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)
Dike	430 m	1650 kr/m	709 500	6450
Växtbädd	183 m ²	4500 kr/m ²	823 500	4575
20 % extra kostnad för djupare anläggning växtbädd			164 000	
Summa			1 697 700	

Åtgärd 4 – Växtbäddar vid Bergslagsvägens norra sida

Den norra vägkanten av Bergslagsvägen utgörs av ett grönt stråk med träd och bullerplank (Figur 16). Vägen avvattnas idag via brunnar placerade på vägens norra sida, alltså mot det gröna stråket, och dagvattnet leds vidare via ledning till Judarn. På andra sidan det gröna stråket med bullerplank finns en lokalgata och villaområde. Det gröna stråket är ca 3 m brett. Marken utgörs av postglacial lera och utgör därför inte bra mark för infiltration. Jorddjupet varierar mellan 1-5 m (SGU, 2016). På grund av bullerplanket och träden i grönytan föreslås anläggning av växtbäddar dit vägdagvatten kan avledas istället för en dikeslösning. Växtbäddarna får placeras på sidan av bullerplanket som vetter mot Bergslagsvägen för att ta hand om vägdagvattnet. Mellan bullerplanket och lokalgatan (som inte syns i Figur 16) är det enbart en smal kant med gräs.



Figur 16 - Bergslagsvägen, norra sidan. Källa Google maps.

De nedsänkta växtbäddarna kan utgöra en bredare del mellan träden och vid träden antingen avbrytas eller fortsätta smalare. Sammanlagt 770 m² växtbäddar skulle behöva anläggas för att utgöra 5 % av reducerad avrinningsarea. Grönytan längs med vägsträckan är 780 m så genom att göra bredare bäddar mellan träden kan området närmare träden lämnas vilket underlättar projekteringen. Växtbäddar kommer alltså behöva anläggas mellan varje trädpar för att uppnå beräknad behövd area.

Vägdagvattnet leds ned i växtbädden genom att vägens lutning mot ytterkanten och via släpp i kantsten, alternativt ytligt belägna brunnlösningar. Även lokalgatan som går parallellt med Bergslagsvägen norr om grönytan beräknas kunna ledas till växtbäddarna (Figur 17). Detta ger ett totalt avrinningsområde till anläggningen på ca 1,8 ha.



Figur 17 - Avrinningsområde till åtgärdsförslag 4 som utgörs av växtbäddar längs med norra sidan av Bergslagsvägen.

Då vägen kantas av bullerplank blir kostnaden för att anlägga och underhålla växtbäddarna högre. Schablonkostnaden som används är därför tagen från den högre delen av intervallet för schablonkostnaden (tabell 7, avsnitt 11.2). Den sammanlagda kostnaden för att anlägga växtbäddar längs med den här sidan av Bergslagsvägen uppskattas till ca 7 miljoner kronor (tabell 12).

Tabell 12 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Växtbädd med bullerplank	780 m ²	7500 kr/m ²	5 850 000	23400
20 % extra kostnad för djupare anläggning växtbädd			1 170 000	
Summa			7 020 000	

Åtgärd 5 – Växtbäddar vid Bergslagsvägen öster om Ängbyplan

På vägsträckan öster om Ängbyplan är det främst den södra körbanan som ingår i Judarns avrinningsområde. På norra sidan ingår enbart ett mindre parti och därav har inga åtgärdsförslag riktats mot norra körbanan. Den södra körbanan kantas av en 2,5-3 m bred gräsyta (Figur 18). Marken består av postglacial lera och har ett jorddjup på ca 1-5 m (SGU, 2016). Större träd finns i gräsytan med mellanrum på ca 20 m. Då det antas att åtgärden inte får påverka dessa träd ges förslag på växtbäddar mellan träden dit vägdagvatten kan avvattnas genom släpp i kantsten. Dränering av växtbäddar kan kopplas på befintlig ledning som idag avvattnar vägen.



Figur 18 - Bergslagsvägens södra sida öster om Ängbyplan. Grönyta mellan väg och GC-väg består även av träd med ett mellanrum på ca 20 m. Bildkälla Google Maps.

Sammanlagt är det en vägyta på ca 0,5 ha som kan avledas till växtbäddarna (Figur 19). Den sammanlagda anläggningsytan dimensioneras till 190 m² för att utgöra 5 % av reducerad tillrinningsarea. Den totala sträckan som ingår i avrinningsområdet är ca 550 m. För växtbäddar med storleken 2x10 m betyder det att sammanlagt ca tio växtbäddar behöver anläggas. Yta kan då lämnas runt träden vilket underlättar anläggningsarbetet och skonar trädens rotsystem.



Figur 19 - Södra vägsträckan av Bergslagsvägen kan avledas till de växtbäddar som föreslås i åtgärdsförslag 5.

Då växtbäddarna kommer vara rätt små blir kostnaden högre för att anlägga dem. Vägen avvattnas idag med brunnar på båda sidorna av körfältet och vägen behöver därför skevas om för att vattnet ska ledas till växtbäddarna. Den totala anläggningskostnaden uppskattas därför bli ca 2,2 miljoner kronor (Tabell 13).

Tabell 13 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Skeva om väg	500 m ²	220 kr/m ²	110 000	-
Växtbädd	190 m ²	9300 kr/m ²	1 767 000	4750
20 % extra kostnad för djupare anläggning växtbädd			353 400	
Summa			2 230 400	

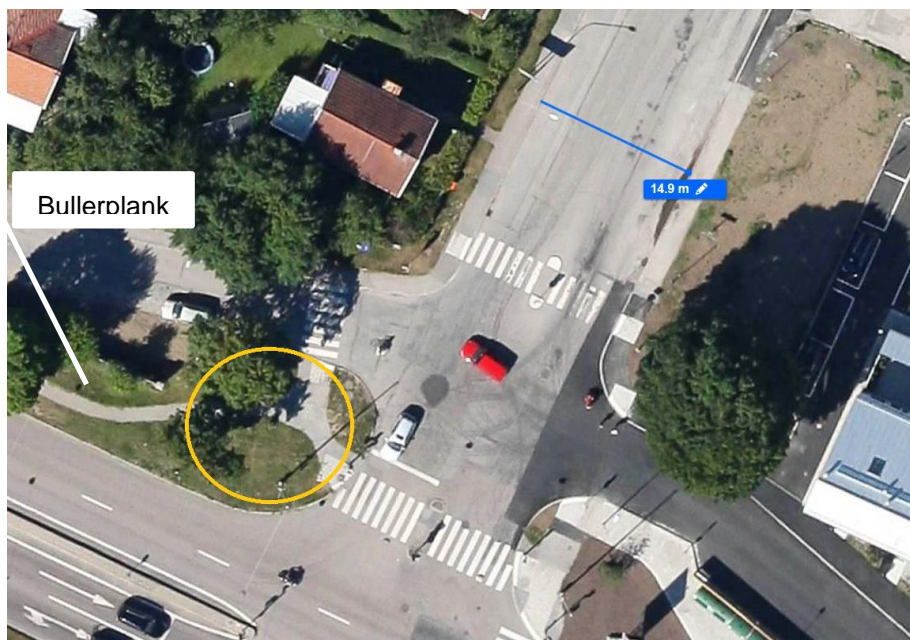
Åtgärd 6 – Leda Vultejusvägen till växtbädd

En ca 180 m lång sträcka av Vultejusvägen avvattnas till Judarn. De översta 60 m av vägen är smalare med gräsrad på vardera sida och lutar med 4 % mot korsningen där Vultejusvägen möter Bergslagsvägen. Denna övre del avvattnas troligen via naturlig avrinning eftersom brunnar inte återfinns i bilder från Google maps. Det är dock oklart varför inte mer av vägen avrinner ner mot korsningen då vattendelaren återfinns längre bort på vägen och inga brunnar syns till längs med vägsträckan.

Närmre korsningen med Bergslagsvägen breddas Vultejusvägen och blir ca 15 m bred med gångbana på vardera sida. På den här vägsträckan är sluttningen enbart svag i riktning mot korsningen. Vägen avvattnas troligen till samma dagvattenledning som Bergslagsvägen via brunnar i gatan. Brunnar återfinns på den västra sidan i mitten på det bredare partiet och nära korsningen.

Den övre delen av vägen kan vara svår att avvattna till anläggningar, som exempelvis växtbäddar, på grund av dess branta lutning. Därför är åtgärdsförslaget att en samlad åtgärd görs för vägsträckan i området vid korsningen. Här skulle en större växtbädd/regnträdgård kunna anläggas som både fördröjer, renar och estetiskt förhöjer platsen. Denna växtbädd skulle även kunna kopplas ihop med det växtbäddssystem som föreslås som åtgärd 4 längs med norra sidan av Bergslagsvägen

Vid korsningen finns en yta på ca 100-130 m² som kan göras om till växtbädd (Figur 20). Ifall bullerplanket kan kortas av något kan en större anläggning få plats. Idag finns gångbanor och gräsyta belägen på denna plats. Gångytorna kan förbli genom att anlägga plana broar över en nedsänkt växtbädd. Detta innebär en specialanpassad lösning som dock ökar kostnaden för anläggningen. Ett exempel på utformning av gångytorna kan ses i Figur 21.



Figur 20 - Korsningen där Vultejusvägen (norrifrån) möter Bergslagsvägen. Mer än halva vägsträckan är ca 15 m lång. Gul cirkel indikerar plats dit vägdagvattnet kan ledas och tas omhand i en växtbädd/regnträdgård.



Figur 21 - Exempel på utformning av gångbanor över växtbädd. (Alm & Pirard, 2014)

Sammanlagt är det 0,35 ha vägyta som kan leds till växtbädden (Figur 22). Då anläggningens utbredning begränsas av befintlig infrastruktur kommer växtbädden inte kunna fördröja ett 20 mm regn med en djup på 45 cm. Vid detta djup kommer växtbädden enbart kunna fördröja ett 13 mm regn. En anläggningsyta på 100 m² motsvarar 3,3 % av avrinningsområdets reducerade area.



Teckenförklaring

- 6. Luta Vultjevägen för fall till växtbäddar
- Avrinningsområde

Figur 22 - Yta av Vultjevägen som kan ledas till växtbädd vid korsning.

Vägvattnet behöver ledas ytligt till anläggningen. Detta innebär en sammanlagd sträcka på ca 180 m. För att underlätta avvattningen av vägen förslås att en skålformad inläggning i gatan görs där vattnet kan strömma mot anläggningen. Denna dras alltså i gatan längs med gångbana på den västra sidan dit vägen är skevad. För att få till en fungerande anläggning behöver vägen skevas om för att försäkra att vattnet flödar till anläggning. Inlopp i anläggning sker genom släpp i kantsten.

Som tidigare nämnts kommer den specialanpassade lösningen för gångbanan påverka kostnaden för anläggningen. Totalt uppskattas kostnaden bli ca 650 000 kronor (tabell 14).

Tabell 14 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Skeva om väg	350 m ²	220 kr/m ²	77 000	
Växtbädd med specialövergång	40 m ²	12 000 kr/m ²	480 000	1000
20 % extra kostnad för djupare anläggning växtbädd			96 000	
Summa			653 000	

Åtgärd 7 – Våtmark Judarskogen

En våtmark i Judarskogen skulle kunna fungera som ett sista bidragande reningssteg för den största mängden dagvatten som når Judarn. Våtmarken kommer behöva anläggas på mark som ligger i gränsen av det som klassas som naturreservat och Natura 2000-område. För att anlägga en våtmark krävs därför att anläggningen går i linje med reservatets syfte och föreskrifter. Föreskrifterna anger att "våtmark/vattensamling (får) anläggas i syfte att utveckla områdets biologiska mångfald" (Föreskrifter för Judarskogens Naturreservat). Dispens behöver dock sökas hos Stadsbyggnadskontoret och länsstyrelsen.

Placering av våtmarken på mark som idag utgörs av gräsyta medför en möjlighet att förbättra platsens förutsättning för biologisk mångfald. Den dagvattenledning som går längs med Bergslagsvägen och samlar upp dagvatten från en yta på ca 18 ha leds till Judarn genom Judarskogen till utlopp i sjön. Våtmarken bör anläggas vid ledningen och använda existerande ledning som utlopp. Detta begränsar påverkan på omgivningen vid anläggning av våtmarken. Ledningsdjupet är oklart men då Judarn inte är en särskilt djup sjö antas det vara möjligt att koppla ledning till våtmarken. Placeringen kan behöva justeras jämfört med i figur 23 utefter den exakta ledningsdragningen.



Figur 23 - Avrinningsområde till åtgärdsförslag i form av våtmark. Våtmark med en storlek på 660 m² illustreras i form av gul yta.

Storleken på våtmarken beräknas behöva vara 660 m² för att utgör 1,5 % av avrinningsområdets reducerade area. Kostnaden för att anlägga våtmarken uppskattas till 1100 kr/m² vilket resulterar i en total anläggningskostnad på ca 720 000 kr.

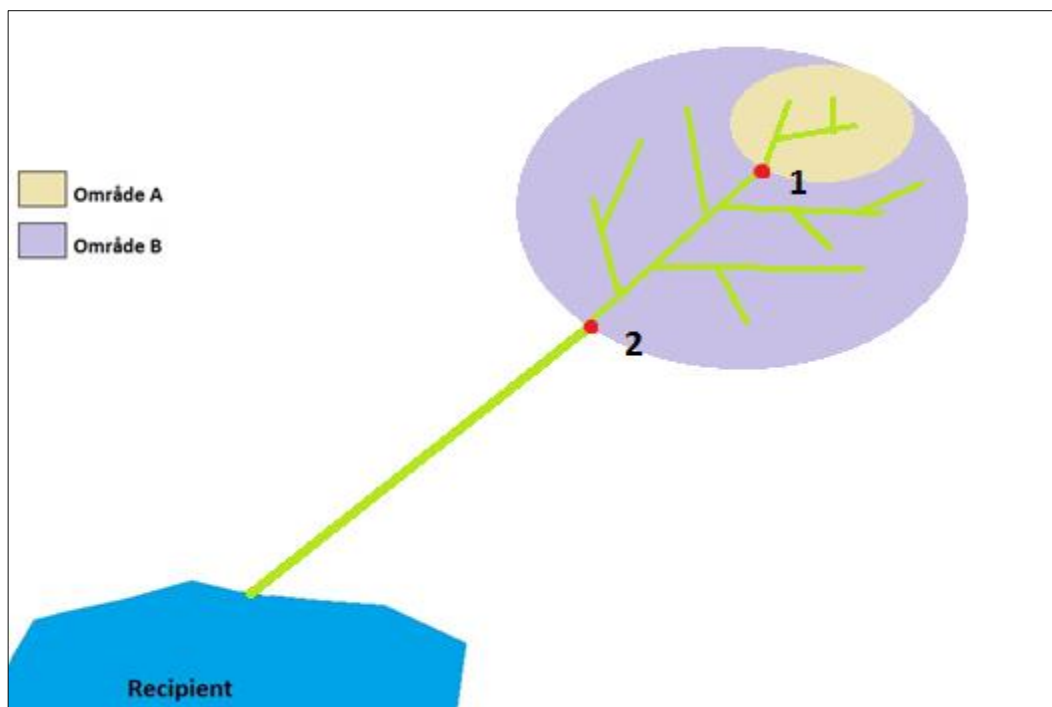
Tabell 15 - Kostnadsuppskattning för åtgärd, baseras på schablonhalter presenterade i avsnitt 11.2.

Arbetsmoment	Storhet	Kostnad/enhet	Total kostnad anläggning (kr)	Kostnad drift & underhåll (kr/år)
Våtmark	660 m ²	1100 kr/m ²	726 000	49 500
Summa			726 000	

11.4 Seriekoppling åtgärder

Beroende på vilka åtgärdsförslag som anläggs i Judarns tillrinningsområde så blir den beräknade reningen i våtmarken olika effektiv.

I fristående Bilaga 4 redovisas avskild mängd för varje åtgärd. Resultatet av den avskilda mängden stämmer när man ser på varje åtgärd var för sig. Om dessa åtgärder seriekopplas blir dock den beräknade reningseffekten överskattad då reningen i den andra anläggningen renar en lägre inloppshalt. Den seriekoppling som kan komma att ske är då dagvatten som renas i växtbäddslösningar (åtgärd 1-6) även renas i våtmarken (åtgärd 7). Nedan ges ett räkneexempel på tankesättet angående seriekopplade åtgärder.



Figur 24 - Seriekoppling av åtgärder. I Judarn kommer åtgärder kopplas i serie med två anläggningar ifall åtgärd 7 anläggs och renar vatten som även renas i åtgärd 1-6.

Det antas att dagvattnets utloppshalt är 200 µg/l från ett mindre avrinningsområde innehållande bostadskvarter, se område A i Figur. Detta vatten leds till en växtbädd i röd punkt 1 som antas ha en reningseffekt på 60 %. Reningseffekten på område A blir då:

$$(0,6 \cdot A)$$

Utloppshalten ut ur avsättningsmagasinet blir då:

$$0,4 \cdot 200 = 80 \mu\text{g/l}$$

Nedströms avsättningsmagasinet finns en damm, se röd punkt nr 2 i Figur 24. Dagvattnet som redan renats en gång leds till dammen för ytterligare rening, samt att område B tillkommer. Dammen har också en reningseffekt på 60 %. Det dagvatten som redan renats en gång i växtbädden får en utloppshalt från dammen som är:

$$0,4 \cdot 80 = 32 \mu\text{g/l}$$

Den reningseffekt i $\mu\text{g/l}$ som fås i dammen efter att vattnet redan renats en gång är $48 \mu\text{g/l}$ ($80 - 32 \mu\text{g/l}$). För att räkna på den verkliga reningseffekten i den andra anläggningen divideras den reningseffekt i $\mu\text{g/l}$ som fås i dammen med den ursprungliga halten:

$$\frac{48}{200} = 0,24$$

Detta innebär att när två reningsanläggningar med reningseffekten 60 % anläggs i serie fås bara en rening på 24 % av det vatten som redan renats en gång. Tillkommande dagvatten från Område B i Figur 24 renas fortfarande med en reningsgrad på 60 %.

Reduktionen i dammen för område A och B kommer se ut som följande:

$$(0,6 \cdot (B - A)) + (0,24 \cdot A)$$

Den totala reduktion som skett efter rening i växtbäddar och damm blir då:

$$(0,6 \cdot (B - A)) + (0,24 \cdot A) + (0,6 \cdot A) = 0,6B + 0,24A$$

Åtgärderna i Judarn seriekopplas max två gånger (växtbädd och sedan våtmark). Vid beräkning av reningseffekt då alla föreslagna åtgärder byggs har en reningseffekt på 60 % per anläggning och ämne använts, vilket motsvarar ett ungefärligt genomsnitt (se Bilaga 3). Total reningsmängd vid anläggandet av samtliga åtgärdsförslag i tillrinningsområdet, som då inkluderar seriekoppling, presenteras tillsammans med övrigt reningsresultat i den fristående Bilaga 4 – Reningsåtgärder.

12 Övriga åtgärder

Förhindra bräddning från Södra Ängby

Den bräddning som idag sker till Judarn från området Södra Ängby skulle behöva upphöra. En utredning av det mest lämpliga sättet att åstadkomma detta behöver därför göras. Antingen kan systemet dupliceras för att förhindra att spillvatten når Judarn. Kanske är det möjligt att via fördröjande åtgärder i området minska flödet från området och därmed förhindra att bräddning behöver ske.

Ökad tillsyn av biltvätt och bensinstation

Vid ett försök till TV-inspektion av dagvattenledningarna i Bergslagsvägen kändes lukt av lösningsmedel/biltvätt i ledningen (Mejl-kontakt Stockholm Vatten). Extra tillsyn skulle därför behövas för att försäkra att processvattenhanteringen vid biltvätt och bensinstation vid Islandstorget sker på rätt sätt. Risken är att vattnet från de här verksamheterna för med sig föroreningar till recipienten.

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 statusklassningen. 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 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. För antracen skulle mätning av TOC behövas för att kunna normera gränsvärdet som anges i föreskrifterna och därmed leda till ett mer säkert beting.

Karteringen av markanvändning som utförts använder schablonområden och är 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 medianhalten av de uppmätta värden som visats i studier. Därför ska inte den beräknade belastningen ses som definitiv men en indikation på föroreningsgraden. Mängden mätningar i underlaget skiljer sig åt mellan olika markanvändningstyper och förorenande ämnen. På villaområden och vägar finns det t.ex. ett större antal mätningar än för spårområde och begravningsplats, och fosfor och tungmetaller baseras på en större mängd mätningar än schablonhalterna för PAH, antracen och PBDE. Fler mätningar minskar osäkerheten.

Osäkerheter tillkommer i de fall då halter översätts från halt i sediment eller fisk till beting som uttrycks som mängd i vatten per år. 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 eller uppdaterad. Det är därför risk att anläggningar föreslås på mark som inte är allmän platsmark. Det är även möjligt att förändringar skett som inte visats i det kartunderlag som använts, alltså ortofoto i GIS, Google maps och Eniros karttjänst. Viss korrigerings 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 stundtals osäker 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.

Som bilagan redovisar finns inga uppmätta reningseffekter på bland annat antracen och PBDE. Då det inte finns några uppmätta värden förhåller de sig så att de följer reningseffekten för andra ämnen med liknande egenskaper. Reningseffekten för antracen och PBDE är ca 50 % i reningsanläggningarna som föreslås i tillrinningsområdet. Dock visar resultatet i förhållande till framräknat beting att beräknad rening av dessa ämnen är oproportionerligt lågt. För att belysa med ett exempel; Kvicksilver behöver minska med ca 55 % medan antracen behöver minska med 59 %. Reningseffekt är 50 % respektive 60 % för de två ämnena i biofilteranläggningar. Sammanställt reningsresultat indikerar att 102 % av betinget för kvicksilver uppnås medan enbart 37 % av betinget för antracen uppnås. Orsaken till denna diskrepans har inte kunnat hittas men visar på att resultatet för antracen och PBDE kan vara för lågt i genomförda StormTac beräkningar.

Resultatet från de åtgärder som föreslås i recipienten, avverka växtlighet och luftningsaggregat, är osäkra. 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.

14 Diskussion

De ekologiska kvalitetsfaktorer som i dagsläget hindrar Judarn från att uppnå god status är de biologiska kvalitetsfaktorerna som berör makrofyter, bottenfauna och fisk i sjön, samt syrgasförhållandet. Problemen med dessa kvalitetsfaktorer indikerar att sjön skulle vara

56(65)

utsatt för hög näringsbelastning. Mätningar av totalfosfor visar dock inte på detta och kvalitetsfaktorn för näringsämnen klassas till hög status. Att rikta åtgärder mot minskad belastning av framförallt fosfor men även kväve är därför inte befogat. Anledningen till de stundtals låga syrehalterna är oklar då även parametern växtplankton indikerar god status. Genom att rikta åtgärder mot att förbättra syrgasförhållandet och minska deposition av organiskt material, som blir syretärande, bör recipienten kunna uppnå god ekologisk status. Förslag på arbetsgång presenteras i avsnittet som följer.

Den kemiska statusen klassas idag till uppnår ej god till följd av för höga halter av bly och antracen i sedimenten samt för höga halter PFOS i vatten. Även för höga halter kvicksilver och PBDE bedöms finnas i recipienten men dessa utgör ett nationellt undantag och recipienten kan därför uppnå god status även ifall dessa halter är för höga. Förslag på arbetsgång för att hantera de ämnen som behöver förbättras för att Judarn ska kunna klassas till god kemisk status diskuteras i avsnitt 14.2.

14.1 Förslag till arbetsgång för att nå god Ekologisk status

Genom att förbättra syresättningen i sjön är det möjligt att de biologiska kvalitetsfaktorerna förbättras utan att ytterligare åtgärder krävs.

För att minska syretärningen från nedbrytandet av organiskt material föreslås att vegetation i sjön skördas och tas omhand. Då problemet med syresättning i Judarn främst rör sig om de gånger då syrenivåerna är extremt låga kan även en luftningsanläggning eller tillsättning av dricksvatten vara en passande åtgärd. Genom att anpassa valet av anläggning till att Judarn har ett begränsat behov av luftning, och främst under vissa perioder, är det troligt att problematiken med syrebrist kan undvikas helt.

Efter åtgärder införts behövs tid för att kunna mäta effekten. Förhoppningsvis leder åtgärderna till att god status uppnås för syrgasförhållandet. Nya inventeringar av makrofyter, bottenfauna och fisk skulle sedan behövas för att se hur livet i sjön påverkats. Förhoppningsvis kan dessa åtgärder ha räckt för att förbättra förutsättningarna för dessa kvalitetsfaktorer. Det kommer att ta tid innan arter lyckas återetablera sig, och det är möjligt att vidare åtgärder krävs för att dessa kvalitetsfaktorer ska uppnå god status inom tidsramen.

Skulle problem kvarstå i sjön som kan kopplas till förhöjda näringsämneshalter, efter det att ovan beskrivna åtgärder genomförts och haft tid att ge effekt, kan det vara lämpligt att rikta åtgärder mot att minska näringsbelastningen. De åtgärdsförslag som getts för tillrinningsområdet renar dagvatten och skulle kunna minska sjöns näringsbelastning med ca 30 %.

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.

57(65)

14.2 Förslag till arbetsgång för att nå god Kemisk status

För att Judarn ska uppnå god kemisk status behöver halten PFOS i vatten minska med 99 % medan halterna av bly och antracen i sediment behöver minska med 18 % respektive 59 %.

Framräknat beting för PFOS i vatten är mycket högt. 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). 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 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.

Halten bly i sediment visar en minskande trend vid mätningar gjorda 1991, 1997 och 2002 (Stockholm stad, 2016). För att kunna säga säkert att det är en nedåtgående trend behöver dessa mätningar vara tagna på liknande sätt, vilket är oklart. För att försäkra sig om att det finns en nedåtgående trend och kontrollera hur halternas nivåer är idag bör nya mätningar i sedimenten göras. Beroende på vad mätvärden uppvisar kan det finnas behov av ytterligare åtgärder för att nå god status fram till mål-året 2027. Sedimenten får bättre halter genom att halter i vattnet, omgivningen och partiklar som sedimenterar har lägre halter föroreningar och bildar nytt sediment ovanpå de tidigare. Av den anledningen behöver tillförseln av bly minska till sjön för att uppnå bättre halter i sedimenten.

En möjlig bidragande källa till blyhalterna skulle kunna vara bilverksamheterna vid Islandstorget ifall det visar sig finnas brister i hanteringen av vattnet från anläggningen. Tillsyn för att se över processvattenhanteringen rekommenderas därför. Förhoppningsvis går nivåerna mot lägre halter bly i sedimenten. Visar mätningar dock på en avstannad trend, eller förhöjda halter, behöver åtgärder sättas in i avrinningsområdet och på så vis minska blyhalten i dagvattnet som når Judarn.

Total rening av bly från alla föreslagna åtgärder i avrinningsområdet uppgår till ca 0,35 kg bly per år. Detta motsvarar 206 % av betinget (se Bilaga 4). För att vidta de mest kostnadseffektiva åtgärderna först kan Bilaga 4 användas för att rangordna alternativen.

Den senaste och enda mätningen av antracen som gjorts togs år 2002. Det skulle därför vara ett bra första steg att på nytt mäta halten i sediment och se hur trenden för antracen ser ut. Vid samma tillfälle är det viktigt att mäta TOC-halten för att kunna normera gränsvärdet i HaVs föreskrifter och på så vis kunna ta fram ett mer säkert beting. Det har

58(65)

inte bedömts finnas någon punktkälla för just antracen i avrinningsområdet till Judarn men trafik liksom användning av skyddsmedel och gummi pekas ut som källor. Antracen sprids lokalt och vattenburet men en mindre del är partikelburen. Genom att rena dagvatten antas en stor del av antracenbelastningen kunna minska. För de åtgärdsförslag som presenterats i avrinningsområdet i avsnitt 11.3 beräknas den totala reningen av antracen kunna uppgå till 0,00064 kg/år vilket enbart motsvarar 37 % av beräknat beting (se Bilaga 4). Detta beting är som tidigare nämnts något osäkert då gränsvärdet inte är normerat mot TOC-halt och översatt från förbättringsbehov i sediment till mängd i vattenfas.

De beräkningar som ligger till grund för att uppskatta antracen i dagvatten samt reningseffekt i reningsanläggningar är kopplade till osäkerheter. Tillgängliga värden i StormTac baseras på data från ämnen som liknar antracen och inte på antracen specifikt då data om ämnet saknas. Fler studier skulle därför behöva utföras som visar på spridning av antracen från olika källor samt möjlighet att rena antracen i anläggningar för dagvatten men även i recipienten.

15 Slutsats

Den ekologiska statusen för Judarn bedöms kunna nå god status ifall åtgärder i recipienten för att förbättra vattnets syresättning införs. Beroende på hur snabbt vattenkvalitén och artsammansättning för makrofyter, bottenfauna och fisk i sjön kan förbättras finns det en chans att god ekologisk status kan uppnås till år 2021.

Halterna för antracen och PFOS bedöms inte kunna uppnå god status genom de åtgärder som föreslås. Lite data finns för ämnena angående halter i dagvatten och reningseffekter i åtgärdsanläggningar vilket skulle behöva utredas för att få bukt med problemet. Judarn bedöms därför inte kunna uppnå God kemisk status till mål-året 2021 och troligen inte heller till 2027 om inte undantag tillkommer.

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.
- Eklund, L. (09 2016). Stockholm.
- Ekologgruppen. (2016). *Fördröjning av dagvatten inom befintlig bebyggelse i östra lund*. Landskrona: Ekologgruppen.
- 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., & Djodjic, 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 miljöförhållandena 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 miljö kvalitetsnormer 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/official-statistik/official-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>

- JP Sedimentkonsult HB. (2016). *Metaller och organiska miljöföroreningar i sediment i Råcksta träsk*. Stockholm: JP Sedimentkonsult HB.
- Karlsson, M., & Tomas, V. (2014). *Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- 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.
- 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 Gävleborg. (2009). *Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län, Rapport 2009:1*. Gävle: Länsstyrelsen Gävleborg.
- Länsstyrelsen i Stockholms län. (2007). *Judarskogen SE110172*. Stockholm: Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län.
- 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.
- Miljöbarometern. (den 18 03 2016). *Spridning av bly*. Hämtat från Miljöbarometern, Stockholm stad: <http://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/bly/spridning-av-bly/>
- Naturvårdsverket. (2003). *Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar, Rapport 5288*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (den 16 10 2009). [www.naturvardsverket.se](http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Antracen/). Hämtat från <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Antracen/>
- Nitzelius, T. (1996). *Judarn, Kyrksjön och Råcksta träsk inventering av bottenfauna, sjöfågel och vatenväxter 1996*. Stockholm: Miljöförvaltningen, Stockholm stad.

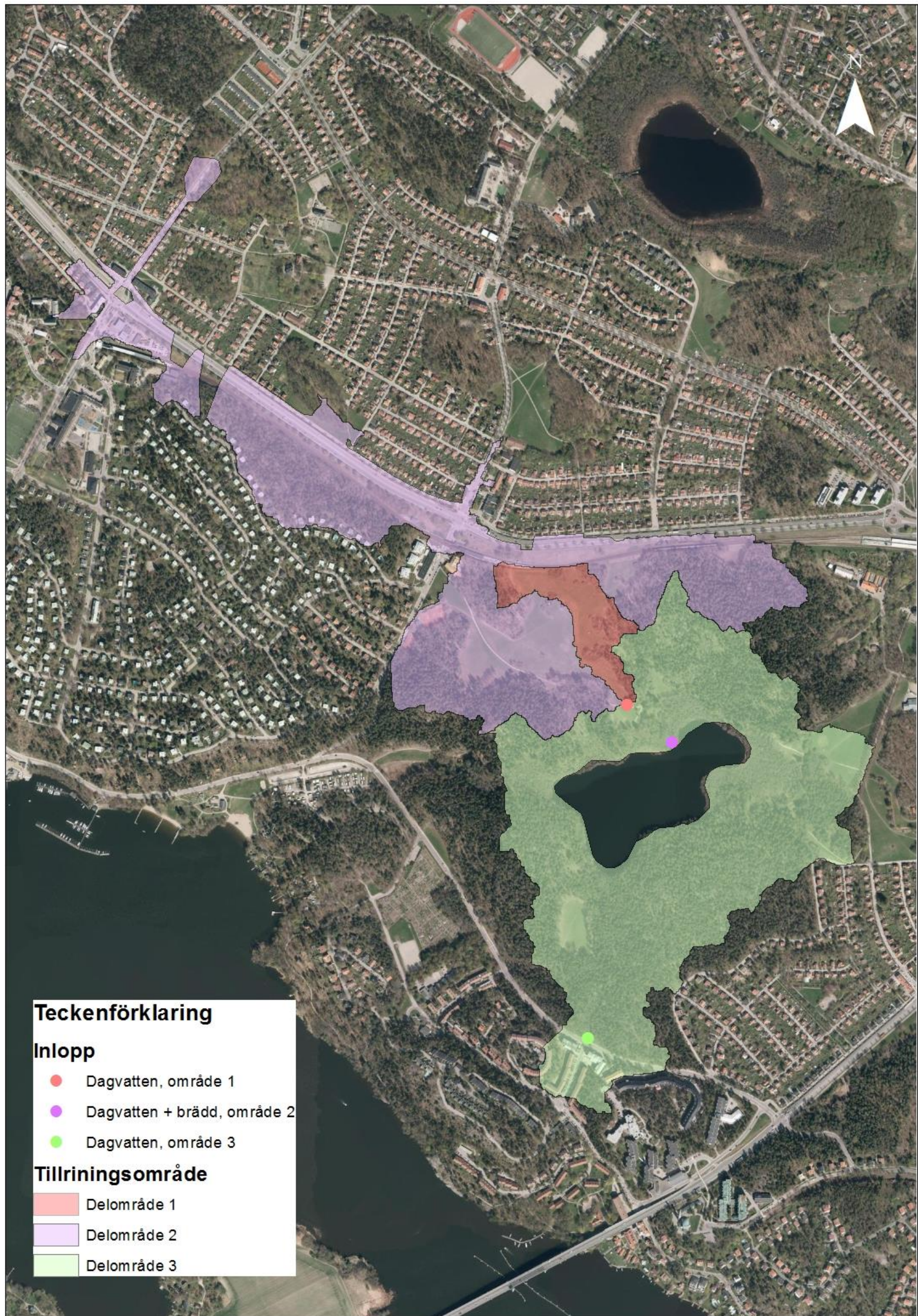
- Norconsult. (2011). *Angereds torg, Dagvattenutredning till detaljplan*. Göteborg: Norconsult AB.
- Olsson, A., & Al-Shididi, S. (2014). *Bräddutredning Stockholm Vatten - Bräddmängder, halter, och flöden vid regn för nuläget och framtiden med och utan brommatunneln*. Stockholm: Sweco.
- Persson, I., Sjöberg, C., Karlsson, P., & Håkansson, E. (2015). *Järlasjön - Källfördelningsanalys och översiktlig åtgärdsplan*. Stockholm: Sweco.
- Pettersson, M. (2001). *Restaurering av sjöar och vatendrag - genom lokalt engagemang*. Norrtälje: Norrtälje kommun.
- Ramböll. (2014). *PM Dagvattenutredning; Detaljplan för Önnared 54:1*. Halmstad: Ramböll Sverige AB.
- SGU. (2016). *Jorrdjupskarta 1:50000*. Uppsala: Svergies Geologiska Undersökning.
- SGU. (den 01 11 2016). *SGUs Kartvisare, Jordarter 1:25 0001:100 000*. Hämtat från Sveriges geologiska undersökning.
- SLB-analys. (2002). *PAH i sediment i Stockholmsområdet*. Stockholm.
- 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 2000; Faktaunderlag Judarn*. Stockholm: Stockholm stad.
- Stockholm stad. (den 12 05 2009). *Upprustning av gångväg runt Judarn*. Hämtat från Miljöbarometern: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/upprustning-av-gangvag-runt-judarn/>

- Stockholm stad. (2010). *Slutrapport för projekt Inom Miljömiljarden, Stockholm stad:Nr B 138, Kyrksjön - fungerande dike*. Stockholm: Stockholm stad.
- Stockholm stad. (den 03 04 2014). *Judarn, utreda tillförsel av brädd- och trafikdagvatten*. Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/judarn-utreda-tillforsel-av-bradd-och-trafikdagvatten/>
- Stockholm stad. (den 22 01 2015). *Makrofytinventering i sjöar* . Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/makrofytinventering-i-sjoar-2014/>
- Stockholm Stad. (den 25 05 2016). *Bly i sediment*. Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/bly-i-sediment/judarn>
- Stockholm stad. (2016). *Judarn*. Hämtat från Miljöbarometern Stockholm stad:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/>
- Stockholm Stad. (den 31 05 2016). *Judarskogen - återintroduktion av större vattensalamander*. Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/aterintroduktion-av-storre-vattensalamander-vid-judarn/>
- 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 25 05 2016). *PFOS i fisk*. Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/pfos-i-fisk/judarn/>
- Stockholm stad. (den 03 02 2016). *Skötselplaner för Stockholms sjöar och vattendrag*. Hämtat från Miljöbarometern:
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/judarn/skotselplaner-for-stockholms-sjoar-och-vattendrag/>
- Stockholm stad. (u.d.). *Bygg- och plantjänsten; pågående planarbete*. Hämtat från Stockholm Stad: <http://insynsbk.stockholm.se/Byggochplantjansten/Pagaende-planarbete/PagaendePlanarbete/Planarende/?JournalNumber=2014-00063&rid=108277&flg=0&subtyper=Start%20PM,&plantype=Start%20PM>
- Stockholm Stad Miljöförvaltningen. (2003). *Dagvatten från miljöfarlig verksamhet*. Stockholm: Stockholm stad.
- Stockholm Vatten & Stockholm stad. (2006). *Program för Stockholms vattenarbete 2006-2015*. Stockholm.

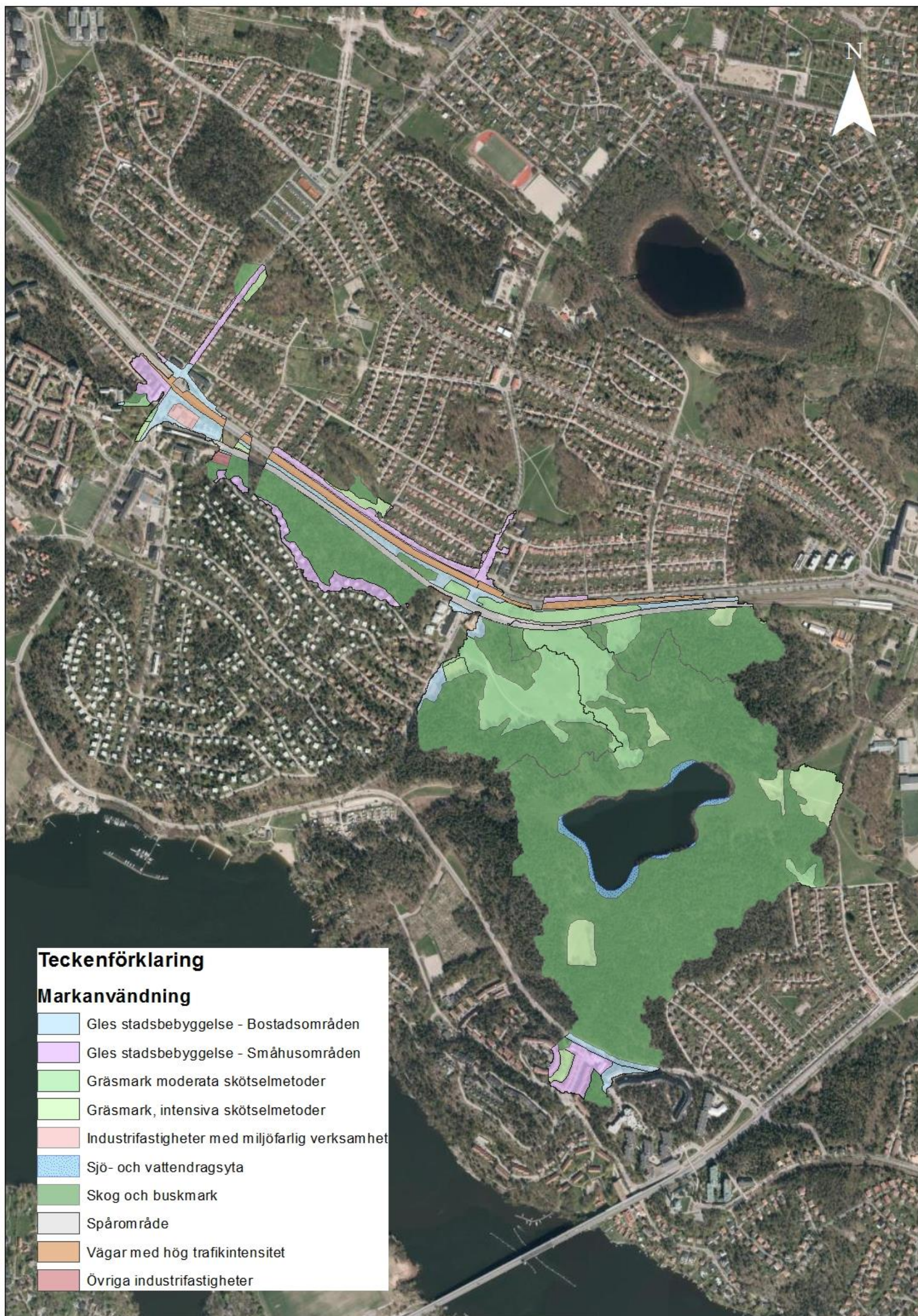
- Stockholm Vatten. (2010-2016). *Miljörapport för Stockholms vatten 2015*. Stockholm: Stockholm Vatten.
- Stockholm Vatten AB. (2001). *Dagvatten, Norra Länkens avsättningsmagasin*. Stockholm: Stockholm vatten.
- Stockholm Vatten VA AB. (2010). *B 139. Råcksta träsk - reningsanläggning för dagvatten. Slutrapport för projekt inom miljömiljarden, Stockholm stad*. Stockholm: Stockholm Vatten.
- Stockholms kommun. (u.d.). *Skötselplan för Naturreseptent Judarskogen*. Stockholm: Stockholms kommun.
- 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.
- Vartia, K., & Frödin Nyman, S. (2013). *Förklarings- och morfologiska förhållanden*. Vattenmyndigheterna, Länsstyrelserna.
- Vattenmyndigheterna. (den 01 12 2016). *Miljö kvalitetsnormer*. Hämtat från Vattenmyndigheterna: <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/vattenforvaltningens-arbetscykel/miljokvalitetsnormer/Pages/default.aspx>
- VISS. (2015). *Judarn*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658151-162000>
- VISS. (den 17 augusti 2015). *Vallodling i slättlandskapet*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: <http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000900>
- VISS. (den 29 maj 2015). *Åtgärdande av EA till normal skyddsnivå*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: <http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000923>
- VISS. (den 29 09 2016). Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige: <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658313-161772>

- VISS. (den 22 september 2016). *Utsläppsreduktion miljögifter*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige:
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000735>
- VISS. (u.d.). *Miljöersättning ekologisk odling*. Hämtat från Vatteninformationssystem Sverige:
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasure.aspx?measureEUID=VISSMEASURE0053444&timelineDateID=0>
- WRS. (2016). *Kostnadsberäkningar av exempellösningar för dagvatten*. Stockholm: Water revival systems, WRS.
- WWF. (u.d.). *Vattendrag och svämplan - helhetssyn på hydromorfologi och biologi*. Solna: WWF.

Bilaga 1a – Karta delavrinningsområde, Judarn



Bilaga 1b – Karta Markanvändning, Judarn



Bilaga 2 – Förslag till statusklassning, Judarn

Ekologisk status Judarn – Måttlig status						
Biologiska kvalitetsfaktorer		Egen bedömning	Underlag	Gränsvärde för God status	Beting	Kommentar
Växtplankton		Hög status	Mätning av Klorofyll a, se status			Klorofyll a räcker för att bedöma växtplankton om statusen klassas till God eller Hög.
	Näringsämnespåverkan växtplankton; <i>TPI</i>	Mätdata saknas				Saknas data om arter och över tillräckligt många år.
	- Totalbiovolym	Mätdata saknas				
	- TPI Trofiskt planktonindex,	Mätdata saknas				
	- Andel blågröna alger	Mätdata saknas				
	Artantal Växtplankton	Saknas data				
	Klorofyll a	Hög EK= 0,83 (medelvärde; 6,43 µg/l)	Juli- och augustivärden från mätningar år 2010-2016, 11 mätvärden	EK>0,3 motsvarar gräns för god status på 17,8 µg/l		
Makrofyter 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)
	Trofiindex (TMI)	Måttlig EK= 0,83	Inventering 2014. Baserat på 6 arter, TMI= 7,02. Nära gräns till god status, ingen art motiverar ändring av statusklass.	EK ≥ 0,84		
Bottenfauna i sjöar		Måttlig status				
	ASPT	God status EK= 0,92	Inventering 2013 (Ljungman,2013)	0,70≤EK<0,95		
	BQI	Mätdata saknas				Finns inga profundala prover då sjön inte har en profundal zon.
	MILA	Nära neutral EK= 0,92	Inventering 2013 (Ljungman,2013)			
Fisk i sjöar		Måttlig status EQR8= 0,41	Baserat på provfiske i juli 2016.	0,46≤EQR8		
Fysikaliska Kemiska parametrar		Egen bedömning	Underlag	Gränsvärde för God status	Beting	Åtgärd
Allmänna Förhållanden Fys-Kem		Måttlig status	Syrgasförhållande är utslagsgivande			
	Näringsämnen, Tot P	Hög EK= 0,65 (Medelvärde 6 år 17,21 µg/l)	Augustivärden för år 2010-2015 och två värden från juli månad 2016. Sammanlagt 14 mätvärden.	EK> 0,5		
	Siktdjup	God EK= 0,56	Baserat på 6 augustimätvärden,	EK> 0,5		

			år 2010-2015. Medelvärde siktdjup 2,5 m och beräknat referensvärde 4,48m.			
	Syrgasförhållanden	Måttlig eller sämre Medelvärde: 3,25 mg/l Lägsta värden varierar mellan 0,9-5,8 mg/l.	Lägsta syrgashalt från år 2010-2016, totalt 7 mätvärden av sammanlagt 52 mätvärden. Alla minimumvärden uppmättes i februari. Data saknas för exakt beting och klassning för status sämre än god.	Vid temp (°C) 0-5, 7≤C<8 mg/l syrgas	Ca 115 % förbättring av syrgashalt vintertid behövs för att nå gränsvärde t.	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		God Status				Kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen ska klassificeras som god status om övervakningsresultat visar att värdet angivet i tabell 1 eller 2 för det aktuella ämnet inte överskrids vid någon övervakningsstation och med måttlig status om värdet överskrids.

Ammoniak	God status Maxvärde 0,52 µg/l NH3-N.	Från VISS bedömning 2007-2010, 21 mätningar. Judarn har inte höga kvävehalter vilket indikerar att ammoniak inte bör vara ett problem idag heller.	Årsmedelvärde 1,0 µg/l. Max koncentration 6,8 µg/l.		
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	Baserat på 3 mätvärden år 2015.	Årsmedelvärde 0,5 µg/l biotillgänglig fraktion.		Biotillgänglig fraktion beräknad med hjälp av verktyget Bio-met.

		0,02 µg/l biotillgänglig fraktion	Högsta uppmätta halt i vatten: 0,54 µg/l			
Zink		God status 0,19 µg/l biotillgänglig fraktion	Baserat på 3 mätvärden år 2015. Högsta uppmätta halt i vatten: 1 µg/l (vid tillgänglig halt pH, DOC, Ca)	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 < 0,2 µg/l i vatten	Baserat på 6 mätvärden; 2 mätvärden 2014, 4 mätvärden 2015.	Årsmedelvärde 3,4 µg/l		
Summan av icke-dioxinlika PCB:er		God status < 2,8 µg/kg våtvikt	2 Mätningar i fisk 2015. Summa för PCB-6 vilket är en summering av kongener; 28, 52, 101, 138, 153, 180.	Gränsvärde 125 µg/kg vv (EG förordning 1259/2011 enligt (Karlsson & Viktor, Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013, 2013))		
Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer		Egen bedömning	Underlag	Gränsvärde	Beting	Kommentar
Konnektivitet i sjöar		Hög status	Sämst klassning styr			
	Längsgående konnektivitet i sjöar	Hög	Inga vandringshinder bedöms finnas uppströms eller nedströms från sjön.	i mer än 5 % men högst 15 % av ytvatten- förekomstens grunda		

				vattenområden förekommer bristande konnektivitet.		
	Konnektivitet i sidled till närområde och svämplan i vattendrag	God	Baserat på kartunderlag i GIS, höjddata och okulär bedömning.	i mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomsten s strandlinje förekommer bristande konnektivitet till närområde och svämplan.		Gångbanor runt sjön följer topografin och finns längs med brantare partier dit sjön ändå inte skulle svämma. Låglänta områden har inga konnektivitetshinder.
Hydrologisk regim i sjöar		Oklar status				God status borde uppnås då Judarn inte är reglerad.
	Vattenståndsvariation i sjöar	Mätdata saknas				Saknas mätdata på variation av vattennivå.
	Avvikelse i vinter- och sommarvattenstånd	Mätdata saknas				
	Vattenstånd förändringstakt i sjöar	Mätdata saknas				
Morfologiskt tillstånd i sjöar		Alla parametrar kan ej bedömas	Genomsnitt av samtliga parametrar ger status för morfologiskt tillstånd			
	Förändring av sjöars planform	Underlag saknas				Troligtvis god men undersökning för att ta fram

						referenstillstånd behövs.
	Bottensubstrat i sjöar	Underlag saknas				Saknas info om kornstorlek, sammanställning, organiskt material i botten mm.
	Strukturer på det grunda vattenområdet i sjöar	Underlag saknas				Troligtvis god då naturliga strukturer inte förändrats.
	Närområdet runt sjöar	God Status, Gångbanor utgör 8% av närområdet (30 m runt sjön)	Baserat på kartunderlag i GIS, höjddata och okulär bedömning.	mer än 5 % men högst 15 % av ytvattenförekomsten s närområde utgörs av aktivt brukad mark eller anlagda ytor.		
	Svämplanets strukturer och funktion runt sjöar	Uppskattad 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.		Gångbanorna följer topografin och på lägre områden som kan svämmas finns inga anlagda ytor. Vid branter som antas vara naturliga skulle svämning inte ske.

Kemisk status – Uppnår ej god					
<i>Kemisk kvalitetsfaktor</i>	<i>Egen bedömning</i>	<i>Underlag</i>	<i>Gränsvärde</i>	<i>Beting</i>	<i>Kommentar</i>
Alaklor	Mätdata saknas				
Antracen	Uppnår ej god 58 µg/kg TS	1 mätvärde 2002	24 µg/kg TS	Sänka halten i sediment 0,034 mg/kg TS i sediment. Minskning med 59%.	
Atracin	Mätdata saknas				
Benzen	Mätdata saknas				
PBDE (bromerade diefnyletrar)	Uppnår ej god 0,146 µg/kg vv i fisk (summa PBDE-6)	Mätningar vid ett tillfälle 2015	0,14 µg/l maximal tillåten halt 0,0085 µg/kg vv i biota	Sammanvägda kongener i fisk skulle behöva minska med 0,1375 µg/kg vv till <0,0085 µg/kg vv. Detta innebär en minskning med 94 %.	Nationellt undantag. Finare mätningar skulle behövas då flera värden var presenterade som t.ex. <0,023.
Kadmium- och kadmiumföreningar	God status för vattenhalt och i sediment <0,02 µg/l i vatten 2000 µg/kg TS i sediment	6 Mätningar i vatten; 2 mätningar år 2014, 4 år 2015. Sedimentmätning vid ett tillfälle från 2002.	0,15 µg/l årsmedelvärde i vatten, 2300 µg/kg TS 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	God status <0,1 µg/kg våtvikt	2 mätningar i fisk 2015	55 µg/kg våtvikt Biotillgängligt.		
Hexaklorcyklohexan	Mätdata saknas				
Isoproturon,	Mätdata saknas				
Bly- och blyföreningar	Uppnår ej god (i sediment) 160 mg/kg TS (Max halt uppmätt i vatten: 0,21 µg/l god status)	Data på biotillgänglig fraktion saknas. Sediment; 1 mätning 2002 Vatten: 2 värden 2014, 4 värden 2015.	1,2 µg/kg våtvikt Biotillgängligt, 14 µg/l maxkoncentration i vatten, 130 mg/kg TS i sediment	Minska halten i sediment med 29 mg/kg TS. Nya mätningar i sed för att konfirmera trend. 18% minskning i sediment.	Sjunkande trend i sediment enligt Miljöbarometern.
Kvicksilver- och kvicksilverföreningar	Uppnår ej god 45 µg/kg våtvikt I vatten: <0,010 µg/l	Uppnår gränsvärde för löst halt i vatten (2014) men inte i fisk. Fisk: 2 mätning 2015.	20 µg/kg våtvikt, 0,07 µg/l maxkoncentration i vatten	Behöver minska med halt 25 µg/Kg vv i fisk. Minskning med 55%.	Nationellt överskridande undantag.

		Vatten: 2 mätningar, 2014.			
Naftalen	Mätdata saknas				
Nickel- och nickelföreningar	God status 0,11 µg/l biotillgänglig fraktion	Baserat på 3 mätvärden år 2015. Högsta uppmätta halt i vatten: 0,39 µg/l.	4 µg/l Biotillgänglig fraktion, 34 µg/l maxkoncentration i vatten		Biotillgänglig fraktion beräknad med hjälp av verktyget Bio-met.
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				
Triklöretylen	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 i vatten eller biota.	2 mätningar i fisk 2015.	0,00065 µg/l årsmedelvärde,	Minska halten PFOS i fisk med	

	66 µg/kg våtvikt Årsmedelvärde 1,4 µg/l	4 mätningar 2015, årsmedelvärde i vatten sep-dec.	36 µg/l max tillåtna halt, 9,1 µg/kg våtvikt i biota	56,1 µg /kg vv enligt ett mätvärde. Detta är en minskning med 86 %. Minska halten i vatten med 99%.	
Kinoxifen	Mätdata saknas				
Dioxiner och dioxinlika föreningar, PCB	Mätdata saknas		Summa PCDD + PCDF + PCB-DL 0,0065 TEQ (avser fisk, kräftdjur och blötdjur)		
Aklonifen	Mätdata saknas				
Bifenox	Mätdata saknas				
Cybutryn	Mätdata saknas				
Cypermtrin	Mätdata saknas				
Diklorvos	Mätdata saknas				
Hexabrom-cyklododekan (HBCDD)	Mätdata saknas				
Heptaklor och heptakloreoxid	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 .

Kornstorlek	Anläggningar									
>5 mm	Sandfång i brunnar									
5 mm – 125 µm		Underjordiska sedimentationsmagasin	Dammar Skärm-bassänger	Svackdiken		Våtmarker				
125 µm – 10 µm							Infiltrationsanläggningar	Biofilter Raingarden Växtbäddar	Brunnsfilter	
10 µm – 0,45 µm										
<0,45 µm (lösta föroreningar)										Membranfilter Lamellfilter
Underhållsbehov	högt	medel	medel	lågt	lågt	medel	medel	mycket högt	mycket högt	

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. Reningemetoden 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 grässlånt vid diken. Reningseffekt och antal källor i StormTac 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
<ul style="list-style-type: none"> • Estetiska värden • Klimatanpassa staden • Förbättrad luftkvalité • Bullerreduktion • Pedagogiska värden • Biologisk mångfald • Avlasta nedströms ledningsnät 	<ul style="list-style-type: none"> • Markanspråk
Curb Extensions	
Mervärde	Konflikter
<ul style="list-style-type: none"> • Hastighetsdämmande • Attraktiv miljö • Klimatanpassa staden • Pedagogiska värden • Biologisk mångfald • Avlasta nedströms ledningsnät 	<ul style="list-style-type: none"> • Framkomlighet

Våtmark

Konstruerade våtmarker bygger i högre grad på användande av vegetation och zoner med olika djup vilket medför möjlighet att behålla högre flöden och ger en bredare behandling av dagvattnet jämfört med en vanlig damm. (Blecken, 2016)

Tungmetaller avskiljs genom sedimentation, upptag i vegetation och mikroorganismer och i olika kemiska processer. Reningseffekter kan variera mycket beroende av årstid, temperatur, växtlighet, regnintensitet och utformning. Avskiljningen av metaller är generellt högre än av näringsämnen. (Blecken, 2016)

De biologiska processer som utnyttjas för rening och som hänger samman med vegetationen i en våtmark behöver dock tid på sig för att utvecklas. (Blecken, 2016)

Reningseffekt och antal källor i StormTac redovisas i Tabell 2 nedan.

Tabell 2 Reningseffekter och antal källor i StormTac för våtmark (webversion 16.4.1).

Ämne	Reningseffekt %	Antal källor i Stormtac
P	50	7
N	25	7
Pb	65	3
Cu	50	5
Zn	60	5
Cd	45	3
Cr	70	1
Ni	55	1
Hg	45	0
SS	65	9
Olja	85	0
PAH16	70	0
BaP	70	0
Antracen	75	0
PBDE	50	0

Damm	
Mervärde	Konflikter
<ul style="list-style-type: none"> • Estetiska värden • Klimatanpassa staden • Rekreation • Pedagogiska värden • Biologisk mångfald • Avlasta nedströms ledningsnät 	<ul style="list-style-type: none"> • Markanspråk • Olycksfall

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 skiktningförhållanden. 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 fosfor 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 alg tillväxten. Syresatta bottenar leder till att fosfor binder i sediment men risken är att ifall detta avslutas kommer fosfor återgå till vattenlöslig fas. Genom att syresätta botten 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 metylerad 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 bottenvattnet 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.

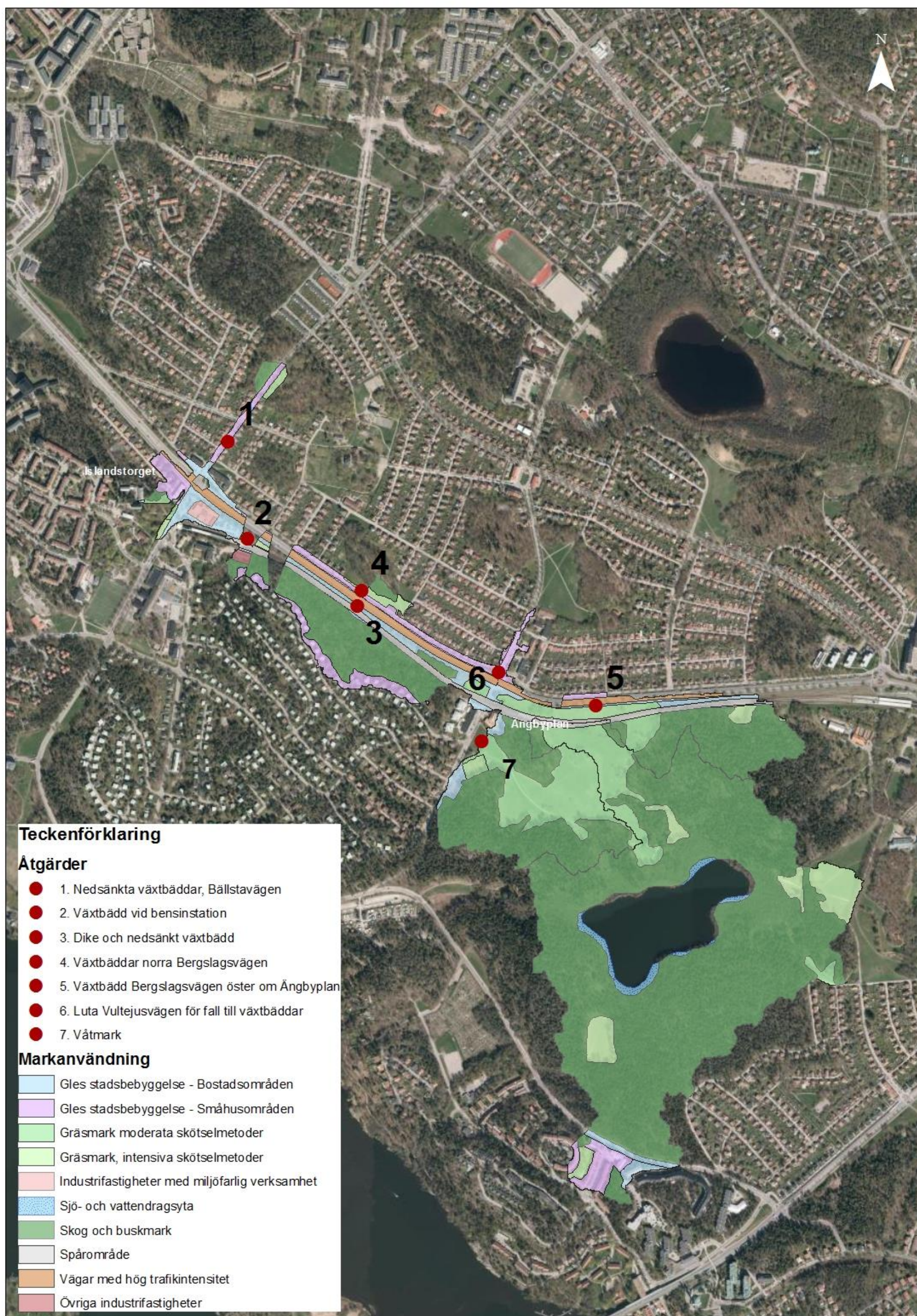
Ett luftningsaggregat av "Limnomodell" kostar 1,5-2 Mkr i inköp (1996). Driftskostnaden uppgår ca 100 000 kr/år och aggregatets livslängd är ganska begränsad (Naturvårdsverket, 2003). Luftningsaggregat i Magelungen 1987 kostade den 1,2 miljoner kronor vilket beräknas till 2 miljoner för år 2003 års penningvärde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

En utredning av botten sedimenten 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 miljöförhållandena i sjön Kyrkviken, Arvika kommun*. Arvika.
- Naturvårdsverket. (2003). *Miljö kvalitetsnormer 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, Judarn



Bilaga 6 – Fosformodellering av Judarn

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 Judarn_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 Sättra 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

$$\text{Inflöde} = \text{Utflöde} + \text{magasinsändring}$$

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

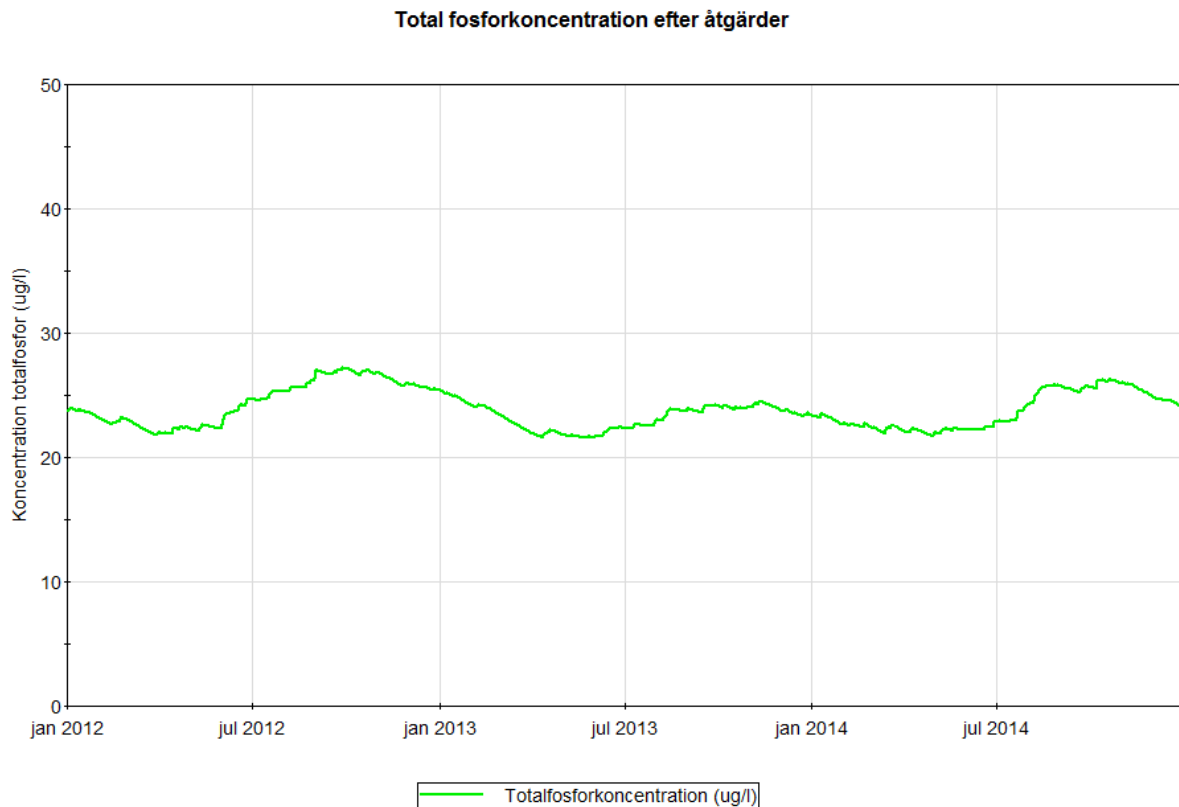
$$Q = a(h - h_0)^b$$

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.

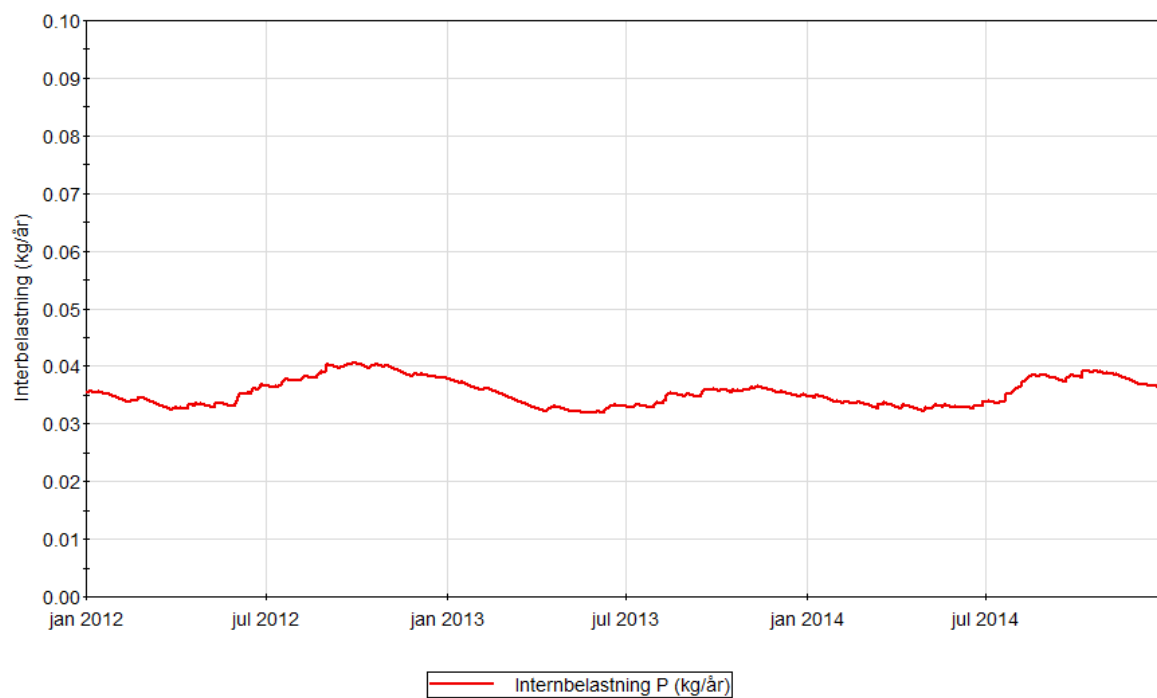
Resultat

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 två på varandra följande år presenteras i Figur 4 Figur 5 och visar att medelkoncentrationen under året sjunker till knappa 25 µg/l och att internbelastningen är i det närmaste obefintlig.



Figur 4 Den beräknade totalfosforkoncentrationen under perioden 2012-2014.

Internbelastning efter åtgärder



Figur 5 Den beräknade årliga interbelastningen efter åtgärder under perioden 2012-2014.