

MOT GOD STATUS I NORRVIKEN

En metodbeskrivning för åtgärdsinriktat arbete inom vattenförvaltningen med Norrviken som modell



SOLLENTUNA
KOMMUN



Upplands Väsby
kommun

 **Regionplanekontoret**
STOCKHOLMS LÄNS LANDSTING

Beställning

Oxunda vattensamverkan

Framställt av:

Ekologigruppen AB & Naturvatten i Roslagen AB

www.ekologigruppen.se

Telefon: 08 – 556 026 80

Mars 2011

Huvudförfattare: Anna Gustafsson, Naturvatten i Roslagen AB och Henrik Schreiber, Ekologigruppen AB

Medarbetare: Ulf Lindqvist och Emil Rydin, Naturvatten i Roslagen AB

Kvalitetsgranskning: Maria Svanholm, Upplands Väsby kommun samt Katarina Forslöw, Sollentuna kommun

Förord

Vattenmyndigheterna beslutade i december 2009 om miljökvalitetsnormer för yt- och grundvatten. Olika aktörer inom vattenförvaltningen har därmed fått juridiskt bindande kvalitetskrav att arbeta mot. En rad påverkansfaktorer avgör en vattens nuvarande och kommande status och det är ett komplext arbete att ta fram åtgärdsförslag för att på lång sikt uppnå och bibehålla god status.

Oxunda Vattensamverkan har i mer än tio års tid aktivt arbetat för en bättre vattenmiljö inom Oxundaåns avrinningsområde. Denna rapport syftar till att ta fram en metod för hur kommunerna inom samverkan kan styra mot god status i en vattenförekomst, i detta fall sjön Norrviken som delas mellan Sollentuna och Upplands Väsby kommuner. Studien är ett pilotprojekt som presenterar en konkret metod som sedan kan användas av andra kommuner och aktörer inom vattenförvaltningen.

Arbetet har utförts av Ekologigruppen AB och Naturvatten i Roslagen AB i nära samarbete med Upplands Väsby och Sollentuna kommuner. Studien har finansierats av Oxunda Vattensamverkan och Stockholms läns landstings miljö- och skärgårdsanslag.

Maria Svanholm, Upplands Väsby kommun
Katarina Forslöw, Sollentuna kommun

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	8
Bakgrund	10
Syfte	10
Läsanvisning	10
Metod för utredning av norrviken	10
Avgränsningar	11
Varför en åtgärdsplan?	12
Vattendirektivet	13
Direktivets syfte och bakgrund	13
Vattenförvaltningscykeln	13
Vilka vatten omfattar vattenförvaltningen?	14
Var finns resultatet av första cykeln?	14
Status och kvalitetskrav	15
Hur klassas ekologisk och kemisk status?	16
Övervakning av miljö kvalitet	20
Organisation, roller och ansvar	20
Vattenförvaltning och miljömål – hur hänger de ihop?	25
Att tänka på vid planering av åtgärder	26
Kunskapsläge	30
Allmänt om Norrviken	31
Avrinningsområdet	31
Sjöns karaktär	34
Naturvärden	38
Historiska verksamheter	40
Genomförda miljöförbättrande åtgärder	40
Statusbedömning	44
Ekologisk status	45
Kemisk status	53
Vattenmyndighetens statusbedömning	55
Statusbedömning - slutsatser	56
Miljö kvalitetsnormer	57
Gällande miljö kvalitetsnormer	57
Vad innebär miljö kvalitetsnormerna?	57
Identifiering av miljöproblem	59
Vattenmyndighetens bedömning av miljöproblem	59
Begränsande näringsämne	60
Riskbedömning	61
Källor till övergödningspåverkan	62
Identifiering av källor	62
Kvantifiering av källor	64
Totalfosforhalt i Norrvikens vattenmassa	74
Vilken belastning tål Norrviken?	77
Acceptabel belastning beräknad från empiriska data	77
Acceptabel belastning enligt Vollenweider och OECD	77

Åtgärder för att nå god status	79
Analys av åtgärdsbehov	79
Är det möjligt att nå miljökvalitetsnormen?	79
Osäkerheter i analysen	80
Åtgärdsförslag	81
Restaurering av livsmiljöer	87
Mål	87
Återmeandring	87
Restaurering av lekmiljöer för asp	88
Aktuella åtgärder	88
Sammanfattande diskussion	89
Ovanligt gynnsamt kunskapsläge	89
Status i nuläget	89
Trender och tendenser	90
Miljökvalitetsnormer och deras innebörd	90
Fosfor är det huvudsakliga miljöproblemet	90
Dagvatten och sediment är betydande fosforkällor	91
Miljögifter - ett potentiellt problem	91
Är det möjligt att nå god status?	92
Fokusera på åtgärder	92
Kontrollprogrammets betydelse	93
Metod och metodutvärdering	93
Naturvårdsverkets bedömningsgrunder	95
Ringar på vattnet	96
Referenser	97
Bilaga 1.	99
Prioriterade Ämnen	99
Andra Förörenande Ämnen	100
Nya Prioriterade Ämnen 2011	100
Bilaga 2	101

Sammanfattning

Upplands Väsby kommun avser att uppdatera den vattenplan som tidigare tagits fram för kommunen, och tydliggöra och precisera det arbete som krävs för att möta de krav som ställs genom den EU-gemensamma vattenförvaltningen. I inledningsskedet har den övergödningsdrabbade sjön Norrviken i Sollentuna kommun valts ut för ett pilotprojekt som syftar till att ta fram en modell för hur detta åtgärdsinriktade vattenvårdsarbete kan utföras på detaljnivå. Arbetsmodellen som redovisas i denna rapport innebär ett stegvis arbetssätt som omfattar granskning vattenmyndighetens statusbedömning, konkretisering av beslutade miljö kvalitetsnormer, beskrivning miljöproblem, identifiering och kvantifiering av källor till miljöproblem och slutligen en analys av åtgärdsbehov med förslag till konkreta åtgärder.

Projektet finansierades av Oxunda Vattensamverkan och Regionplanekontoret, Stockholms läns landsting och utfördes av Ekologigruppen och Naturvatten på uppdrag av Sollentuna kommun.

Enligt myndighetens beslut 2009 bedöms Norrviken till måttlig ekologisk status och god kemisk status. Med beaktande av tillgängligt underlagsmaterial finns dock fog för att bedöma sjön till den sämre klassen, otillfredsställande ekologisk status.

Vattenmyndighetens beslut om miljö kvalitetsnormer innebär att Norrviken ska uppnå god status 2021, samt att kemisk status inte får försämras och/eller halterna av kvicksilver öka jämfört med dagens halter. Med nu gällande bedömningsgrunder innebär god ekologisk status bland annat att totalfosforhalten i ytvattnet måste reduceras från cirka 50 till maximalt 23 µg/l.

För att nå god status är det nödvändigt att minska den totala fosforbelastningen till sjön. I nuläget uppskattas belastningen till totalt cirka 1,8 ton årligen. Till skillnad från en tidigare utredning som pekar ut det största tillflödet Hagbyån som den helt dominerande fosforkällan, indikerar de beräkningar som nu utförts att fosforbelastningen till Norrviken fördelar sig med cirka 30 procent vardera på dagvatten, läckage från sediment (s.k. internbelastning) samt Hagbyån. Med denna nya kunskap är det möjligt att formulera effektiva åtgärdsförslag för att komma tillrätta med Norrvikens övergödningsproblematik.

Acceptabel extern belastning för att nå god status till 730-830 kg totalfosfor. Beräkningarna förutsätter att den i dagsläget omfattande internbelastningen åtgärdas; något som bedöms vara fullt möjligt genom aluminiumbehandling av sedimenten. Vidare bedöms det vara möjligt att, med tillämpning av bästa tillgänglig vedertagen teknik, minska fosforbelastningen via dagvatten med 50 procent motsvarande cirka 300 kg/år. Utöver detta krävs ytterligare reduktioner av den externa fosforbelastningen motsvarande 240-340 kg/år. Det innebär exempelvis en minskning av fosfortransporten

från tillflödena Hagbyån och Fjätursbäcken med 40-55 procent.

Sammantaget tyder utredningen på att det med mycket omfattande åtgärder mot intern och extern fosforbelastning finns möjligheter för Norrviken att nå god status avseende gällande gränsvärde för näringsämnen. Observera dock att det förutsätter att även de biologiska kvalitetsfaktorerna – vattenväxter, växtplankton, fisk och bottenfauna – indikerar god status.

De beräkningar som redovisas är förknippade med stora osäkerheter, framförallt vad gäller fosforbelastning i nuläget och medelhalten av fosfor i Norrvikens vattenmassa. Det är därför fullt möjligt att omfattande åtgärder mot internbelastning och dagvatten är tillräckliga för att nå god status, oavsett vad beräkningen av acceptabel belastning indikerar. För att medge säkrare bedömningar av möjligheten av nå god status är det nödvändigt med ett utökat underlag för beräkning av belastning från Hagbyån och Norrvikens sediment samt för att beräkna medelhalten av totalfosfor i sjöns vattenmassa. Dessa uppgifter är i viss mån även nödvändiga som underlag inför den aluminiumbehandling som rekommenderas som åtgärd.

Bakgrund

Syfte

Pilotprojektet syftar till att på ett pedagogiskt sätt förklara de överordnade kraven på att åtgärdsprogram för vattenmiljöer tas fram, analysera vilka åtgärder som behövs i Norrviken samt att genom denna rapport ge ett exempel på arbetssätt. Förhoppningen är att beskrivningen av tillvägagångssättet kan tjäna som modell vid åtgärdsplanering på andra håll och att rapporten kommer att användas som underlag för åtgärdsarbete i Norrviken för att uppnå miljökvalitetsmål och miljökvalitetsnormer inom vattenförvaltningen. Målgrupperna för denna produkt är dels tjänstemän och politiker på Sollentuna och Upplands Väsby kommuner, dels andra kommuner länsstyrelser och vattenmyndigheter som förhoppningsvis kan ha nytta av metodbeskrivningen.

Ett mål med planen är att nå kraven inom vattenförvaltningen om god ekologisk status 2021 samt god kemisk ytvattenstatus 2015¹.

Läsanvisning

Metodbeskrivningen i denna rapport utgår från Norrviken, en sprickdalssjö med övergödningsproblem. Det beskrivna arbetssättet är tänkt att kunna tjäna som modell vid andra planeringsarbeten. Det är emellertid inte möjligt att beskriva ett arbetssätt som i detalj fungerar i alla sammanhang, utan dessa behöver alltid anpassas efter den sjötyp och de specifika problem som råder vid det vatten som planen avser.

I rapporten beskriver vi inledningsvis kraven på planering och hur vattenförvaltningen fungerar. Därefter beskrivs kommunens ansvar och exempel ges på ett generellt arbetssätt för att nå framgång inom vattenarbetet. Senare delen av rapporten handlar specifikt om Norrviken. Här beskrivs omgivningarna och naturvärden, befintliga miljöproblem, vidtagna åtgärder och vad som ytterligare krävs för att nå uppsatta miljökvalitetsnormer. Analyser av åtgärdsbehov grundar sig å ena sidan på avvägningar utifrån tidigare utredningar, å andra sidan på beräkningar som gjorts inom detta projekt. Hur dessa gjorts beskrivs i under stycket 'Kvantifiering av källor'

Metod för utredning av norrviken

Utredningen av möjligheterna att nå god status för Norrviken utfördes genom en stegvis arbetsprocess där ett antal frågor och ämnen penetrerades (figur 1).

¹exklusive kvicksilver



Figur 1. Analys av miljöproblem och åtgärdsbehov i Norrviken lades upp utifrån följande frågor:

1. Vilken är Norrvikens ekologiska och kemiska status? En bedömning gjordes utifrån befintliga data och utredningar och jämfördes med den status och de miljökvalitetsnormer som Vattenmyndigheten beslutat.
2. Vilka miljökvalitetsnormer gäller och vad innebär de? Vilka mätvärden för olika kvalitetsfaktorer ska uppnås?
3. Vilka är de huvudsakliga källorna till sjöns miljöproblem?
4. Hur stor är belastningen från de huvudsakliga källorna?
5. Vilka belastningsminskningar krävs för att nå miljökvalitetsnormerna?
6. Vilka åtgärder krävs och hur ska de prioriteras?

Avgränsningar

En utgångspunkt inför projektet är att övergödning och höga halter av miljögifter är de största problemen i området, vilket gör att kvalitetskraven inom vattenförvaltningen inte uppnås. Rapporten och analysen fokuseras därför till dessa områden. Behov av restaurering med avseende på den fysiska livsmiljön och biologisk mångfald är till stor del kända och behöver inte analyseras lika noga som övergödningens problematik, även om dessa denna typ av åtgärd tas upp i åtgärdsplanen.

Varför en åtgärdsplan?

God planering borgar för ökad möjlighet att infria kommunens åtaganden, minskade kostnader, ökat samarbete och bättre hushållning med vattenresurserna.

I expansiva områden med många intressen som i vissa fall står i kontrast till varandra är behovet stort av planering för en långsiktigt hållbar utveckling. Inom kommunen finns behov och målsättningar som inkluderar biologisk mångfald, dricksvattenfrågor, rekreation och kulturmiljö. Kommunen och andra myndigheter liksom näringsidkare har i ett större perspektiv även ett ansvar för att nå de av riksdagen beslutade 16 miljökvalitetsmålen. Därutöver finns bindande regler som det svenska medlemskapet i EU medfört. Hit hör miljökvalitetsnormer om att ekologisk och kemisk status ska vara god i svenska vatten år 2015. I vatten som Norrviken, där miljöproblemen är stora och det inte bedöms som realistiskt att nå kraven till 2015 har tidsfrister till 2021 eller 2027 meddelats. (Mer om undantag, tidsfrister, kraftigt modifierade vatten finner du på sidan 15). Eftersom kommunerna har ett stort ansvar för att normerna följs är det mycket viktigt att behoven av åtgärder och hänsyn så tidigt och tydligt som möjligt lyfts in i den kommunala planeringen. Planerna minskar risken för oavsiktligt ovarsam hantering av vattenresurserna och klargör behoven av och ansvaret inför miljöförbättrande åtgärder.

Den översiktliga vattenplaneringen som (i varierande utsträckning) påbörjats för kommunerna inom Oxunda vattensamverkan, där Sollentuna, Upplands Väsby, Sigtuna, Vallentuna och Täby kommuner ingår, ska på sikt omfatta detaljerade åtgärdsprogram för samtliga sjöar och vattendrag. I inledningsskedet har Norrviken valts ut för ett pilotprojekt som syftar till att ta fram en modell för hur det åtgärdsinriktade vattenvårdsarbetet behovsbedöms, prioriteras och planeras. Just Norrviken och dess vattensystem är ett område med många intressenter, många miljöproblem men trots detta höga natur- och fiskevärden. Norrviken tillsammans med vattensystemen nedströms är utpekad som nationellt särskilt värdefullt utifrån fisk- och fritidsfiskesynpunkt inom arbetet med miljökvalitetsmålet Levande sjöar och vattendrag, vilket betyder att området ska prioriteras vid naturvårdsåtgärder, restaurering och hänsyn.

Vattendirektivet

Det övergripande målet är att med en gemensam långsiktig förvaltning uppnå god status i alla vatten till 2015. I många vatten däribland Norrviken har en tidsfrist till 2021 beslutats. För att nå uppsatta miljökvalitetsnormer har kommunen i de av regeringen beslutade åtgärdsprogrammen angetts som ansvarig för en rad åtgärder inom ramen för sitt myndighetsansvar.

Direktivets syfte och bakgrund

Inom EU-samarbetet antog alla länder år 2000 Ramdirektivet för vatten. Riksdagen och regeringen beslutade om nationell lagstiftning, vilket innebar en komplettering av miljöbalken och en särskild vattenförvaltningsförordning (SFS 2004:660) samt organisation för den svenska vattenförvaltningen. Eftersom förordningen utgör Sveriges sätt att implementera Ramdirektivet för vatten i svensk lagstiftning så används generellt begreppet ”vattenförvaltningen” som hänvisning till arbetet med att uppfylla ramdirektivet. I vissa sammanhang används ”VFF” som förkortning av vattenförvaltningsförordningen.

Bakgrunden till vattendirektivet är en insikt om att våra vattenresurser måste förvaltas bättre för att kunna behålla en god levnadsstandard för framtida generationer. En förutsättning för detta är att vattnen förvaltas inom sina avrinningsområden, över de administrativa lands-, läns- eller kommungränserna och ses som en tillgång ur såväl naturvårdsperspektiv som socialt och ekonomiskt perspektiv. Vattenförvaltningen bygger på ett lokalt deltagande där olika intressen, mark- och vattenanvändning deltar i en samverkan som ligger till grund för åtgärdsplaner, miljöövervakning och som underlag för myndigheternas beslut.

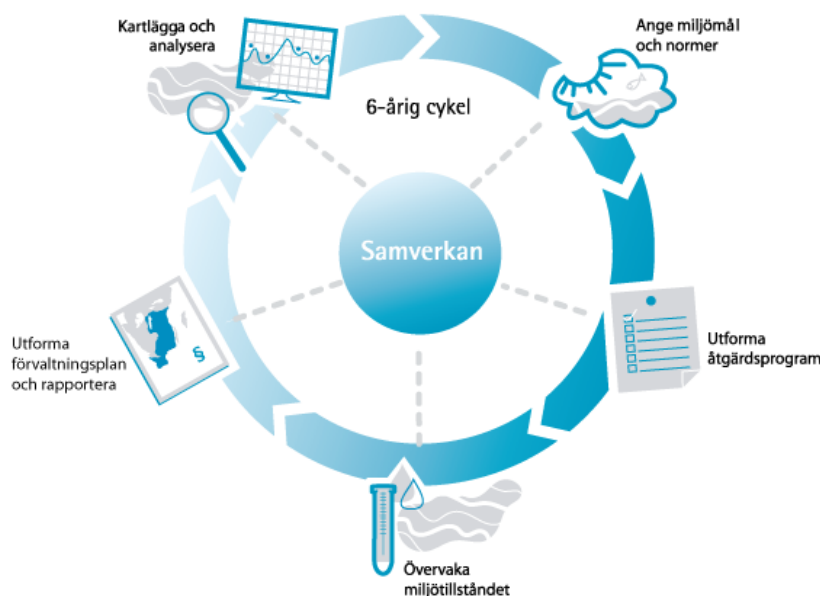
I korta drag är syftet med ramdirektivet för vatten och den svenska vattenförvaltningen att skapa *en helhetssyn på vattenvård samt en gemensam och långsiktig förvaltning av vattenresursen.*

Vattenförvaltningscykeln

Arbetet med vattenförvaltningen följer sexårscykler. En första cykel är nyligen avklarad genom att förvaltningsplan, miljökonsekvensnormer och åtgärdsprogram antogs av regeringen i december 2009. En cykel innehåller flera moment och ska i alla delar genomföras av samverkan mellan myndigheter och andra intressenter.

Under hela periodens gång krävs att miljön övervakas för att få information om tillståndet i vattenförekomsterna. Övervakningen kan vara olika utformad och intensiv beroende på behov och resurser. Man följer särskilt upp de vattenförekomster som inte når eller som riskerar att inte nå de beslutade miljökvalitetsnormerna.

Förvaltningsplanen ska ge bakgrundsinformation som rör vattenförekomsterna i distriktet. Den ska innehålla en beskrivning av hur god vattenstatus ska nås i vattendistriktet.



Figur 2. Huvudmoment i den 6-åriga vattenförvaltningscykeln. Första cykeln pågick under 2004-2009, andra har just påbörjats och sträcker sig till 2015. Tredje cykeln pågår 2016-2021 och så vidare. (Figuren är hämtad från förvaltningsplan över Norra bottenhavet, daterad 2009-12-16).

Vilka vatten omfattar vattenförvaltningen?

Inom vattenförvaltningen ingår allt ytvatten och grundvatten. Sverige är dock ett vattenrikt land med nästan 100 000 sjöar och tusentals vattendrag. Av praktiska skäl har därför statusbedömning och uppföljning fokuserats till ca 27 000 så kallade vattenförekomster, varav ca 7300 avser sjöar, 16 000 vattendrag och 3000 grundvattenförekomster. För att kunna följa statusen i vattenförekomsterna har de delats in i homogena sammanhängande vattenkroppar. Normalt ingår inte de minsta vattendragen eller sjöar mindre än en kvadratkilometer som vattenförekomster. Indelningen av vattenförekomster kan vid behov revideras. De vatten som inte utgör vattenförekomster följs inte upp med samma noggrannhet, men ska ses som en del i helheten där exempelvis ökad hänsyn eller restaureringsåtgärder i syfte att höja statusen i vattenförekomsten kan vara nödvändiga.

Var finns resultatet av första cykeln?

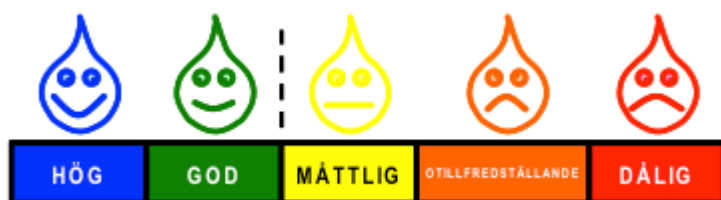
Den 22 december 2009 fastställdes första omgången av *förvaltningsplaner, miljö kvalitetsnormer, åtgärdsprogram och miljökonsekvensbeskrivningar*. På vattenmyndigheternas respektive hemsida kan dokumenten laddas ned som pdf. Förvaltningsplanen sammanfattar såväl arbetssättet som resultatet av kartläggning och analys av vattendistriktet, statusklassificering, och deltagande i vattenförvaltningen. I förvaltningsplanen redovisas även en

översikt över de viktigaste insatserna för vattenförvaltningen 2009-2015. Åtgärdsprogrammet redogör för de ansvar som berörda myndigheter har för att med hjälp av sina egna styrmedel verka för att få till stånd behövliga åtgärder. I konsekvensanalyserna bedöms hur olika aktörer kommer att påverkas av angivna åtgärder. I dokumentet 'Miljökonsekvensbeskrivning av åtgärdsprogram' analyseras såväl positiva som negativa effekter av de i åtgärdsprogrammet angivna åtgärder. I rapporten 'Miljökvalitetsnormer' redovisas fastställda miljökvalitetsnormer och statusklassificeringar för samtliga vattenförekomster i vattendistriktet. Denna information finns även att tillgå via internet och databasen VISS (VattenInformationsSystem Sverige).

I enlighet med vattenförvaltningscykeln ska nämnda dokument och statusbedömningar revideras vart sjätte år, dvs nästa gång år 2015.

Status och kvalitetskrav

Enligt vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) ska ekologisk och kemisk status bedömas och miljökvalitetsnormer (MKN) beslutats för varje vattenförekomst, såväl yt- som grundvatten. (Eftersom Norrviiken är en ytvattenförekomst beskrivs tillvägagångssättet för ytvatten men inte grundvatten). Ekologisk status bedöms av vattenmyndigheterna som "hög", "god", "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig". Kemisk status klassas som "god" eller "uppnår ej god" (metoder för bedömningen beskrivs nedan).



Figur 3. De fem möjliga ekologiska statusklasserna enligt ramdirektivet för vatten. Gränsen mellan god och måttlig är viktig då alla vattenförekomster som befinner sig under den gränsen kräver åtgärder. (Figuren är från Naturvårdsverkets rapport 2008:4)

Beslutade MKN kan påverka möjligheterna att utöva näringsverksamhet eftersom en verksamhet enligt miljöbalken inte får medföra att MKN överskrids. Men att avgöra om detta är fallet och var gränsen går är ofta knepigt.

Med tanke på att MKN är juridiskt bindande är det viktigt att föreslagna MKN förankras väl bland berörda myndigheter, vattenråd och lokala intressenter innan beslut tas.

Miljökvalitetsnormen anger den ekologiska och kemiska miljökvalitet som vattenförekomsten normalt ska uppnå senast 2015. Undantag med mindre skarpa krav eller tidsfrist till 2021 eller 2027 kan meddelas (se s. 15). Om inget undantag görs ska god kemisk status samt god eller hög ekologisk status sättas som norm.

Miljökvalitetsnormerna sätts utifrån den ekologiska och kemiska statusen som vattenförekomsten bedömts ha. Bedöms den ekologiska statusen som hög i ett vatten och god i ett annat sätts normerna för dessa vattenförekomster till hög respektive god, dvs statusen ska inte försämrats. För kemisk status gäller att 'god status' sätts som norm. För de vatten som inte uppnår god status utan som bedöms ha otillfredsställande dålig, eller måttlig status sätts miljökvalitetsnormen till 'god status'. Miljön behöver alltså förbättras i dessa.

Både miljö kvalitetsnormer och status fastställs av vattendelegationen som finns fungerar som beslutsorgan för varje vattenmyndighet.

Undantag, modifierade vatten och tidsfrister

Om vattenförekomsten bedöms vara konstgjord eller kraftigt modifierad kan det vara orealistiskt att anta mål om god ekologisk status för vattenförekomsten. MKN för dessa vatten sätts då istället till ”god” eller ”maximal ekologisk potential”. Undantag genom mindre stränga krav kan även medges för vattenförekomster som inte är kraftigt modifierade eller konstgjorda, men trots det så påverkade av mänskliga aktiviteter att det av tekniska, ekonomiska eller andra skäl är orimligt att nå god status nås. I dessa fall kan en norm om ”måttlig status” eller ännu lägre krav ställas. Undantaget kan även gälla tidsfrist, det vill säga att samma krav om god status gäller men till 2021 eller allra senast 22 december 2027.

Tabell 1. I normalfallet är miljö kvalitetsnormen (MKN) god eller hög ekologisk status samt god kemisk status. I undantagsfall kan MKN fastställas till en kategori som är sämre än god status. För konstgjorda eller kraftigt modifierade vatten vilka det inte bedöms vara möjligt att nå god status sätts mindre stränga kvalitetskrav. I dessa ska god eller maximal potential uppnås.

Ekologisk status	MKN 2015	Ekologisk potential	MKN 2015	Kemisk status	MKN 2015
Hög	Hög	Maximal	Maximal	God	God
God		God		Ej God	
Måttlig		Måttlig			
Otillfredsställande	God	Otillfredsställande	God		
Dålig		Dålig			

Vad gäller kvicksilver är vattenmyndigheternas bedömning att samtliga vattenförekomster i Sverige överskrider direktivets gränsvärde om 20 µg/kg i djurvävnad. Det har därför beslutats om ett generellt undantag för samtliga vattenförekomster i hela landet i form av ett mindre strängt kvalitetskrav för kvicksilver och kvicksilverföreningar. Den kemiska statusen särredovisas därför som kemisk status exklusive kvicksilver i VISS och vattenmyndigheternas rapporter om miljö kvalitetsnormer.

Hur klassas ekologisk och kemisk status?

Ekologisk status

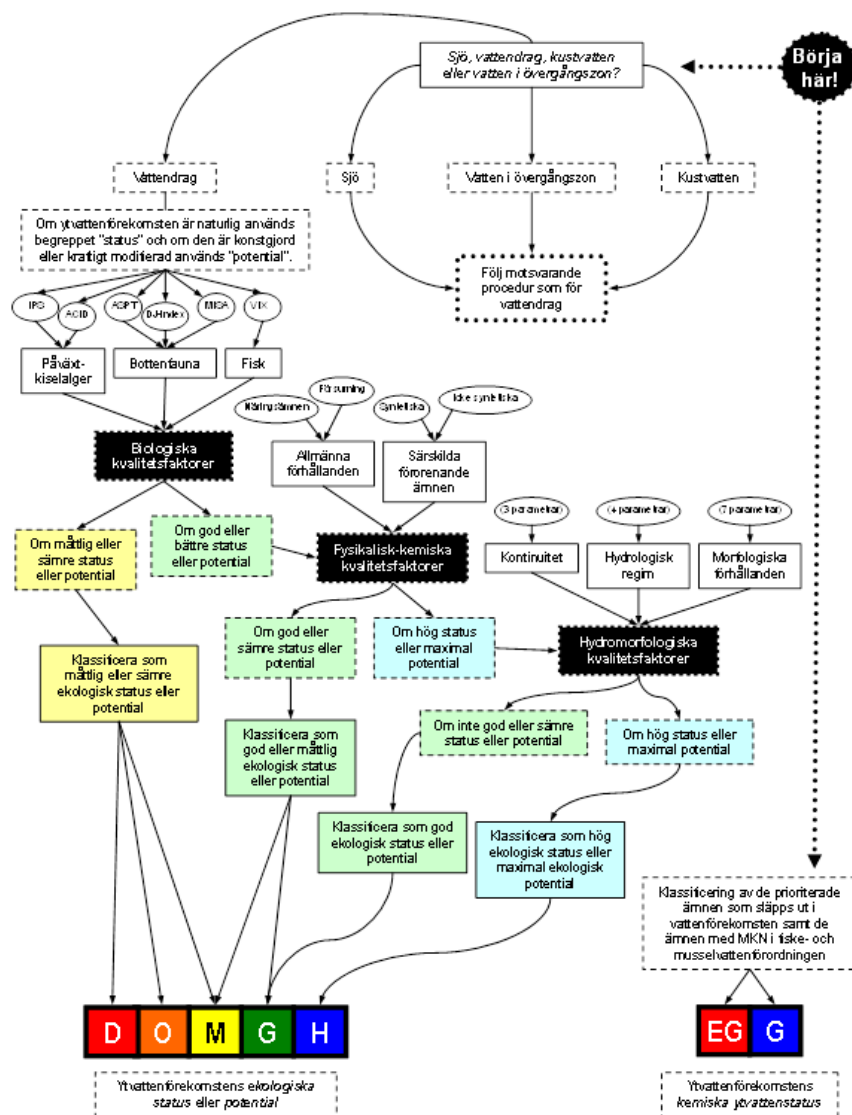
Bedömning av ekologisk status utförs genom undersökning av biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. (Metoderna för undersökningarna ska följa de av Naturvårdsverket fastställda undersökningstyperna och resultaten ska analyseras enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder rapport 4913). De biologiska kvalitetsfaktorer som undersöks i sjöar utgörs av växtplankton, makrofyter (undervattensvegetation), bottenfauna och fisk. Vid bedömning av ekologisk status med avseende på biologiska kvalitetsfaktorer gäller alltid den strängaste bedömningen. Om

exempelvis provfisket visar på god status och växtplankton på måttlig så bedöms den ekologiska statusen till måttlig. ”Sämst gäller” enligt principen ”one out- all out”.

Bland de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna som statusklassas ingår normalt: näringsämnen, siktdjup, syrgas och försurning. En av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna utgörs av de så kallade *särskilda förorenande ämnena* (bilaga 1). Vilka av dessa ämnen som ska följas upp bestäms av vattenmyndigheten utifrån en påverkansanalys och kan alltså variera mellan vattenförekomster beroende på aktuellt miljöproblem. Även avseende särskilt förorenande ämnen gäller principen att ”sämst styr”.

Vid klassificering av ekologisk status ska man följa ett visst mönster (figur 4). Enligt ramdirektivet för vatten väger biologiska kvalitetsfaktorer tyngst följt av fysikalisk-kemiska faktorer och slutligen hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Inledningsvis ska de biologiska kvalitetsfaktorerna klassificeras. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna behöver endast klassificeras när status för de biologiska kvalitetsfaktorerna har klassificerats som god eller hög status. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna behöver endast klassificeras när status för såväl de biologiska som de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna har klassificerats som hög status.

Den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn kan normalt endast sänka ekologiska statusen till måttlig status, även om en parameter visar på dålig status. Likaså kan normalt den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn endast sänka den ekologiska statusen från hög till god status. Men när en statusklassificering ger resultatet god ekologisk status trots betydande hydromorfologisk påverkan kan det vara nödvändigt att göra en utökad granskning. Vid en så kallad expertbedömning kan en vattenförekomst klassificeras till sämre än måttlig status med stöd av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Det ska dock motiveras och dokumenteras.



Figur 4. Ett övergripande flödesschema över vad som ingår i proceduren kring klassificering av ytvattenförekomstens ekologiska status eller potential och kemiska ytvattenstatus. I vissa fall kan det visa sig vara praktiskt att arbeta parallellt med flera steg samtidigt. H, G, M, O och D står för hög, god, måttlig, otillfredsställande respektive dålig ekologisk status. G och EG står för god respektive uppnår ej god kemisk ytvattenstatus. (Figuren och figurtexten har hämtats från Naturvårdsverkets rapport 2007:4)

Kemisk status

Klassificering för kemisk ytvattenstatus görs för de ämnen som har EG-gemensamma miljökvalitetsnormer och som släpps ut i vattenförekomsten. Dessa ämnen utgörs av 33 så kallade prioriterade ämnen samt 8 andra förorenande ämnen (se bilaga 1). I de fiskvatten som ska skyddas enligt förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten (t ex Mälaren) finns ytterligare ett antal ämnen och gränsvärden som ingår som miljökvalitetsnormer om de släpps ut i vattenförekomsten. Kemisk ytvattenstatus klassificeras antingen som god eller uppnår ej god status utifrån de gränsvärden som ges i Europeiska unionens officiella tidning 24.12.2008. Statusklassificering av kemisk status för vattenförekomster i ytvatten beskrivs mer ingående i handboken 2007:4.

Expertbedömning

För många av vattenförekomsterna finns inte tillräckligt med data för att en fullständig bedömning enligt bedömningsgrunderna ska kunna göras. I dessa fall kan vattenmyndigheterna som komplement till bedömningsgrunderna göra expertbedömningar av statusen. I en expertbedömning ska all tillgänglig kunskap med relevans för bedömningen användas.

Hittills har en stor andel av bedömningarna av ekologisk status gjorts utifrån expertbedömningar. Dessa grundar sig oftast på en analys av mänsklig påverkan i området i kombination med andra tillgängliga data. Här kan ingå data för parametrar som det inte finns bedömningsgrunder för exempelvis stormusslor och flodkräfta. I vissa fall där klassning utifrån underlagsdata enligt bedömningsgrunderna uppenbarligen gett en felaktig statusklassning har en expertbedömning gjorts för att korrigera detta.

När en expertbedömning resulterar i att en vattenförekomst troligen har måttlig status leder detta samtidigt till att vattenförekomsten ska övervakas operativt för att förstärka underlagsmaterialet. För en mer detaljerad beskrivning av genomförandet av expertbedömningar se Naturvårdsverkets handbok 2007:4 om status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.

Vad gäller expertbedömning av kemisk status finns det några utarbetade metoder. Metoderna bygger på att en påverkansanalys pekar ut de vattenförekomster som kan vara förorenade och de förorenande ämnena. Sedan genomförs mätningar som bekräftar, eller förkastar, resultatet från påverkansanalysen. Mätresultaten ligger till grund för statusklassningen. En kort beskrivning av en metod finns i "Metodbeskrivning påverkansanalys miljögifter ytvatten inom Södra Östersjöns och Norra Östersjöns distrikt".

Det finns en liten risk för att felaktiga expertbedömningar leder till onödiga krav på åtgärder. Risken minimeras emellertid av att mer ingående uppföljningsprogram initieras i de fall god status inte uppnås vilka torde indikera om felaktig expertbedömning gjorts. Vidare diskuteras förslag till klassificeringen av ekologisk och kemisk status i samrådsmöten mellan beredningssekreteriatet och lokala aktörer som vattenråd. Utkast av MKN, åtgärdsprogram och förvaltningsplaner skickas även ut på remiss ett år innan beslut fattas. Det ger möjlighet för berörda myndigheter och andra aktörer att lämna synpunkter på handlingarna.

Riskbedömning

Vid klassificeringen och analys av påverkan på en vattenförekomst görs också en bedömning av risken för att statusen kommer att försämrans inom en 6-årsperiod.

Riskbedömningen grundar sig både i påverkanssituationen och eventuella förändringar hos de näringsverksamheter som kan påverka statusen i vattenförekomsten. I Sverige har åtta miljöproblem valts ut som viktiga vid påverkansanalysen, vilka redovisas i VISS. De utvalda miljöproblemen är

försurning, övergödning, miljögifter, främmande arter, vattenuttag, flödesförändringar, kontinuitetsförändringar, morfologiska förändringar. I handboken 2007:3 kapitel 5 beskrivs ett sätt att göra påverkansbedömning av ytvattenförekomster.

Riskbedömningen ger en fingervisning om var myndigheter och näringsidkare behöver vara extra uppmärksamma och kan motivera åtgärder samt ökade miljöövervakningsinsatser.

Övervakning av miljökvalitet

Vattenmyndigheterna har ett övergripande ansvar för den övervakning som sker inom respektive distrikt. För att övervaka tillståndet i vattenmiljöerna behöver en rad källor med tillräckligt hög kvalitet användas. I korthet sker övervakning/insamling av information om miljötillstånd genom följande aktiviteter:

- nationell miljöövervakning som Naturvårdsverket ansvarar för.
- regional miljöövervakning som Länsstyrelsen ansvarar för (finansierat via Naturvårdsverket).
- vattenvårdsförbund och kommuner står för viss övervakning.
- undersökningar i samband med naturinventeringar inför skydd eller restaureringsåtgärder eller inom övervakning av hotade arter som omfattas av åtgärdsprogram.
- uppföljning av effekter av kalkning av sjöar och vattendrag (IKEU).
- undersökningar i samband med exploateringsplaner.
- verksamhetsutövers egenkontroll, t ex recipientprovtagning.

I många fall kan individuella provtagningsprogram behöva upprättas för vattenförekomster utifrån ekologisk och kemisk status i vattnet samt riskerna för att inte uppsatta miljökvalitetsnormer nås. Naturvårdsverkets handbok om övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen tar upp de olika slagen av kontroll som behöver förekomma liksom innehållet i kontrollerna. Vattenmyndigheten beslutar om övervakningsprogrammen.

Organisation, roller och ansvar

Ramdirektivet är implementerat i svensk lagstiftning via bland annat införandet av vattenförvaltningsförordningen. Generellt gäller att miljökvalitetsnormerna och åtgärdsprogrammen inom vattenförvaltningen är juridiskt bindande för berörda myndigheter. För den enskilde innebär inte direktivet någon direkt förändring. Däremot indirekt genom att de myndigheter som förfogar över de befintliga juridiska verktygen som kan användas för att få till miljöförbättrande åtgärder har fått ett mer uttalat ansvar att tillämpa dessa i syfte att nå uppsatta miljökvalitetsnormer. Liksom inom övriga miljörättsliga frågor kommer kommun och andra myndigheter tillämpa de allmänna hänsynsreglerna och miljöbalkens försiktighets-principer (MB kap 2) samtidigt som principen om att

förorenaren betalar gällar.

Vattenförvaltningen bygger på ett samspel mellan lokala aktörer och en rad myndigheter, vardera med olika ansvar. Hit hör vattenmyndigheterna, läns-styrelserna, kommunerna, Skogsstyrelsen och Jordbruksverket. Naturvårdsverket och Fiskeriverket har haft ett ansvar för att ta fram bedömningsgrunder och styrande dokument samt att se över direktivets inlemmande i svensk lagstiftning. Nedan redogörs i korthet organisationen och ansvararen för de närmast berörda myndigheterna.

Fem vattendistrikt och vattenmyndigheter

Sedan 2004 är Sverige uppdelat i fem vattendistrikt med vardera en vattenmyndighet. Vattenmyndigheterna som utgörs av en länsstyrelse inom respektive vattendistrikt har det övergripande ansvaret för att EU:s ramdirektiv för vatten genomförs i Sverige. Till varje vattenmyndighet hör en vattendelegation som fattar de större besluten inom vattenmyndighetens ansvarsområde. Delegationen leds av landshövdingen vid den länsstyrelse som utgör vattenmyndighet. Övriga ledamöter utses av regeringen och består av representanter från myndigheter och näringsliv.

Vattenförekomsten Norrviken tillhör Norra Östersjöns vattendistrikt med en vattenmyndighet med säte på Länsstyrelsen i Västmanland, Västerås.

Länsstyrelsen och dess beredningssekretariat

Eftersom vattenmyndigheterna utgörs av drygt en handfull personer har de inte möjlighet att arbeta på lokal nivå inom hela distriktet. Till sin hjälp i arbetet med att ta fram information om vattenförekomsterna har därför vattenmyndigheten på varje länsstyrelse ett beredningssekretariat bestående av minst en person. Beredningssekretariatet tar i samverkan med lokala aktörer, t ex kommuner, vattenråd och andra intressenter, fram fakta om tillstånd, påverkan i vattenförekomsterna referensförhållanden. Utifrån insamlade uppgifter och vad som framkommit inom lokala samråd framför beredningssekretariatet förslag till kvalitetskrav, åtgärder och övervakningsprogram för vattenmyndigheten.

Beredningssekretariatet har sin tur hjälp av kommuner och lokala vattenråd (se s. 23) vid insamling av data om vattenförekomsterna.

Länsstyrelsen har i övrigt inom sin myndighetsroll ett ansvar att för tillsyn och tillämpning av miljöbalken så att MKN inom vattenförvaltningen kan nås. Till länsstyrelsens ansvar hör:

- att se över tillståndspliktiga verksamheter och initiera omprövningar av tillstånd där det behövs för att uppnå miljökvalitetsnormer.
- att se till att verksamhetsutövare genomför nödvändig egenkontroll och har de kontrollprogram som behövs för att en bedömning av verksamheternas inverkan på möjligheterna att nå miljökvalitetsnormer.

- att upprätta plan för åtgärdsarbete där sådana vattenförekomster som på grund av hydromorfologisk påverkan eller föroreningar riskerar att inte uppnå miljökvalitetsnormerna prioriteras.

Därutöver behöver länsstyrelsen erbjuda rådgivning till bl.a. annat vattenråd och företagare vars verksamhet ökar risken för att inte MKN nås.

Kommunen

Miljökvalitetsnormerna och åtgärdsprogrammen inom vattenförvaltningen är juridiskt bindande för berörda myndigheter. Åtgärderna i åtgärdsprogrammen innebär i korthet att kommunen tillämpar befintlig lagstiftning såsom miljöbalken, plan- och bygglagen och genom planering, tillsyn, prövning och förelägganden ser till att verksamhetsutövare och enskilda minimerar sin påverkan på miljön eller genomför åtgärder i syfte att förbättra vattnets status.

Kommunen har i många avseenden ett huvudansvar och anges som ansvarig på sju punkter i det av regeringen fastställda åtgärdsprogrammet för Norra Östersjöns vattendistrikt:

1. Samtliga **myndigheter** och **kommuner** som omfattas av detta åtgärdsprogram behöver den 28 februari varje år rapportera till Vattenmyndigheten vilka åtgärder som genomförts under föregående kalenderår i syfte att säkerställa att miljökvalitetsnormerna som har föreskrivits för vattenförekomster inom myndighetens eller kommunens verksamhetsområde uppnås. Rapporteringen ska påbörjas år 2011.

32. Kommunerna behöver, inom sin tillsyn av verksamheter och föroreningsskadade områden som kan ha negativ inverkan på vattenmiljön, prioritera de områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status.

33. Kommunerna behöver ställa krav på hög skyddsnivå för enskilda avlopp som bidrar till att en vattenförekomst inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status.

34. Kommunerna behöver inrätta vattenskyddsområden med föreskrifter för kommunala dricksvattentäkter som behövs för dricksvattenförsörjningen, så att dricksvattentäkterna långsiktigt bibehåller en god kemisk status och god kvantitativ status.

35. Kommunerna behöver tillse att vattentäkter som inte är kommunala, men som försörjer fler än 50 personer eller där vattenuttaget är mer än 10 m³/dag, har god kemisk status och god kvantitativ status och ett långsiktigt skydd.

36. Kommunerna behöver utveckla sin planläggning och prövning så att miljökvalitetsnormerna för vatten uppnås och inte överträds.

37. Kommunerna behöver, i samverkan med **länsstyrelserna**, utveckla vatten- och avloppsvattenplaner, särskilt i områden med vattenförekomster

som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status, god kemisk status eller god kvantitativ status.

Vilka är kommunens redskap?

”Mjuka” styrmedel

Med mjuka styrmedel avses här verktyg som inte inkluderar tillämpning av lagen utan snarare ett förebyggande arbetssätt. Ofta är dessa nog så viktiga och effektiva som att via tillämpning av olika regelverk tvinga fram miljöförbättrande åtgärder efter att skadan inträffat. Med hjälp av mjuka styrmedel kan kommunen minska risken för framtida lagöverträdelser och minska behovet av att på juridisk väg avhjälpa dessa. Till de ”mjukare” redskapen som kommunen kan tillämpa hör ökad rådgivning till jordbruksföretag vars verksamhet utgör en risk att inte MKN nås. Genom rådgivningsinsatser som t ex ”Greppa näringen” kan verksamhetsutövarnas kunskap om miljöfrågor öka liksom intresset för miljöförbättrande åtgärder. Rådgivningen kan även inkludera information om möjligheterna till finansiering för åtgärder, exempelvis jordbruksstöd. I vissa fall kan kommunen själva ha egna ekonomiska styrmedel genom olika typer av miljöanslag som kan komma verksamhetsutövarna till del.

Vid alla kontakter med lokala näringar, privatpersoner och andra aktörer är det mycket positivt om kommunens representanter har en ett ”pedagogiskt tänk” för att lyckas informera och öka förståelsen och engagemanget för vattenvård och bildande av vattenråd. I vissa prioriterade områden kan kommunen bidra i arbetet med att initiera och åtminstone inledningsvis leda vattenråd om det lokala engagemanget inte är tillräckligt. På längre sikt är det dock en fördel om vattenråd eller andra lokala samverkansformer drivs av lokala intressenter.

Som nämnts ovan är en effektiv planering där vattenfrågorna tydligt lyfts i kommunala översikts- och detaljplaner viktig. Vattenfrågorna är emellertid komplexa och i många fall kan det vara nödvändigt att ta fram separata vattenplaner/program som täcker in både naturvård, restaurering, rekreation, övergödning, dag- och avloppsvatten. Oavsett vilka planer som används är det angeläget att förankra dessa via möten och remissförfaranden samt att vara lyhörd och så anpassningsbar som möjligt.

Juridiska styrmedel

I många fall är de ”mjuka” styrmedlen otillräckliga och tillämpning av lagstiftningen krävs. I flera avseenden är det emellertid oklart på vilket sätt kommunen liksom och andra myndigheter kan tillämpa lagstiftningen för att nå uppsatta miljökvalitetsnormer. Naturvårdsverket och övriga berörda myndigheter arbetar för närvarande med en vägledning för tillsynen och tillämpningen av miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram.

De miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram som vattenmyndigheten genom dess vattendelegation fastslår pekar inte ut ansvar för den enskilde. Däremot kan den enskilde komma att omfattas av arbetet genom att kom-

mun eller annan myndighet utövar tillsyn, prövar tillstånd eller meddelar föreskrifter i syfte att minska påverkan på miljön. I nuläget finns hos miljödomstolarna ingen praxis för vilka krav som ska ställas på tillståndsansökningar som kan påverka miljökvalitetsnormer i en vattenförekomst negativt.

När en miljöfarlig verksamhet eller en vattenverksamhet utövas yrkesmässigt och dessutom är tillstånds- eller anmälningspliktig, ska utövaren systematiskt undersöka och bedöma riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt samt dokumentera detta. Inom begreppet miljöfarlig verksamhet ingår även verksamheter som orsakar diffusa utsläpp, exempelvis skogs- eller jordbruk. Kommunens ansvar i sammanhanget är att genom tillsyn och föreläggande om egenkontroll se till att verksamhetsutövaren sköter sina ålägganden. Risker för överträdelse av MKN kan därigenom minimeras. I 26 kap. 19 § miljöbalken anges verksamhetsutövarens skyldigheter att genomföra egenkontroll. I Naturvårdsverkets allmänna råd och handbok om egenkontroll finns vägledning om verksamhetsutövarnas skyldighet enligt miljöbalken att löpande planera och kontrollera verksamheten och om att undersöka och hålla sig underrättad om verksamhetens påverkan på miljön.

Vilka krav på miljöförbättrande åtgärder som kan ställas i det enskilda fallet påverkas av analyser av påverkan, ursprunget till påverkan, kostnads- och nyttoavvägningar. För att minska risken för skador på miljö från pågående verksamheter är det önskvärt att kommunen med jämna mellanrum går igenom tillstånd och villkor för att se om de följs och om de behöver uppdateras.

Vattenråd

För att få till en lyckad vattenförvaltning är det avgörande att få till engagemang och samverkan lokalt. En form av lokal samverkan är att upprätta och driva vattenråd. Ett vattenråd är ingen myndighet utan en sammanlutning av aktörer som kan se ut på många sätt. Men gemensamt för dessa är att de har intresse av vattenfrågor i ett avrinningsområde och strävar efter att nå ett helhetsperspektiv på områdets vattentillgångar. Med hjälp av vattenrådet kan lokalbefolkningen föra interna diskussioner om behov av åtgärder och olika frågor, men också skapa bidra med synpunkter på MKN inom vattenförvaltningen, bidra med relevant information vid stautsklassning och uppföljning, svara på remisser och frågor från vattenmyndigheten, kommunen och beredningssekretariatet. Ett vattenråd åtar sig på detta sätt en roll som samverkansorgan inom avrinningsområdet och kanal mellan berörda aktörer, allmänhet och ansvariga myndigheter. På så sätt ökar det lokala inflytandet och kvaliteten och i myndigheternas beslut. I de flesta fall leder detta till en diskussion mellan olika intressen som kan förebygga konflikter. Ett vattenråd är en frivillig organisationsform som i vissa fall bildas utifrån vattenvårdsförbund eller fiskevårdsförening eller annan förning, i andra fall har vattenråden bildats från grunden.

Många vattenorganisationer och andra aktiva grupper har redan påbörjat

bildandet av vattenråd. För att bilda ett vattenråd finns bidrag att söka hos länsstyrelsen. I ansökan ska dock den planerade verksamheten kunna beskrivas och namn på kommande deltagare anges. Om länsstyrelsen tillstyrkt ansökan och godkänt upplägget finns möjlighet att söka pengar (30 000 – 75 000 kr/år) från vattenmyndigheten för att bedriva verksamheten.

Vattenförvaltning och miljömål – hur hänger de ihop?

De 16 nationella miljö kvalitetsmålen utgör de överordnade målen för miljöarbetet på alla nivåer i samhället. Inom arbetet för att nå miljö kvalitetsmålen kommer vattendirektivet och andra direktiv, t ex art- och habitatdirektivet, in som effektiva redskap till miljömålsuppfyllelse. Det är framför allt de vattenanknutna miljö kvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans samt en levande kust och skärgård, Grundvatten av god kvalitet, Ingen övergödning som berörs men även Bara naturlig försurning, Giftfri miljö Myllrande våtmarker och Ett rikt växt- och djurliv som gynnas av arbetet inom vattenförvaltningen. Kopplingen är extra tydlig inom vissa mål som t.ex. Levande sjöar och vattendrag där ett delmål har gått ut på att 25% av de värdefullaste vattnen ska restaureras till 2010. Ibland har frågor rests huruvida restaureringsinsatserna ska prioriteras till värdefulla miljöer enligt Levande sjöar och vattendrag eller till vattenförekomster som inte uppnår god status enligt vattenförvaltningen på grund av hydromorfologiska problem. Det har dock visats att behoven i de flesta fall är gemensamma för de båda inriktningarna och att överlappet kan ses som en av flera prioriteringsgrunder under kommande period. I vissa fall kommer emellertid vattenförvaltningen att behöva åtgärda områden som inte ingår bland de prioriterade enligt miljömålets delmål, vilket innebär att vattenmiljöerna i "vardagslandskapet" gynnas och ger en ökad uppfyllelse av de delar av målet som avser biologisk mångfald och produktionsförmåga på ett generellt plan. En skillnad mellan arbetet inom vattenförvaltningen och miljö kvalitetsmålet är att det endast är kraven inom vattenförvaltningen som är juridiskt bindande. Det kan i vissa fall leda till att dessa åtgärdsbehov prioriteras högre än de inom Levande sjöar och vattendrag.

I vissa detaljer kan målen och synsätten skilja mellan vattenförvaltningen och miljömålsarbetet. Ett exempel är att betespåverkade stränder sänker statusen inom vattenförvaltningen medan det generella synsättet inom Levande sjöar och vattendrag är att en måttlig betespåverkan som inte innebär försämring av vattenkvaliteten är positiv för måluppfyllelsen genom att biologisk mångfald och kulturmiljövården gynnas. En annan skillnad är att olika parametrar bedöms. Ett vatten kan hysa många eller hotade arter och värderas högt ur ett bevarandeperspektiv men på samma gång ha låg status enligt bedömningarna inom vattenförvaltningen. Det kan bero på att förekommande arter indikerar någon form av miljöpåverkan. Även ett område med höga naturvärden kan alltså ha låg ekologisks status.

Att tänka på vid planering av åtgärder

Samordning och samverkan inom kommunen.

Samordning och samverkan är nyckelbegrepp för ett lyckat arbete med vattenfrågorna. Detta gäller såväl på lokal nivå som på myndigheterna. Inom kommunen pågår och planeras ett flertal projekt som rör vattenprovtagning, anläggning av dagvattendammar, dagvattenkulvertar närsaltfällor, restaurering av utträtade åfårar med mera. För att utnyttja resurserna på ett effektivt sätt och få ett resultat som gagnar flera verksamhetsområden, t.ex. både biologiska, tekniska och rekreativa aspekter så krävs transparent arbetssätt med bra planering och samarbete. Inom kommunen är det viktigt att respektive verksamhetsområden får kännedom om planerna och möjlighet att påverka. Exempel på ett område som ofta gett positiva synergieffekter är hantering av dagvattenfrågor. I de fall dagvattnet inte kan infiltreras för att bibehålla en naturlig hydrologi har en lösning ofta varit att bilda dammar som minskar belastningen av näring och miljögifter samtidigt som de gynnar biologisk mångfald och ger positiva trivselfaktorer i närmiljön.

Motstridiga intressen

Restaurering av sjöar och vattendrag innefattar ofta hantering av en mängd olika intressen. I många fall kan åtgärder som gynnar natur- och fiskeintresset stå i konflikt med kulturmiljöintresset. Erfarenheten visar dock att motsättningar kan förebyggas med en dialog mellan olika intressen och aktörer så tidigt som möjligt i processen. En förutsättning är naturligtvis att det finns en vilja att diskutera och lyssna på varandra. Från naturvårdssidan bör man helst inte komma med färdiga lösningar utan snarare vara beredd att kompromissa och i vissa fall ”släppa” delar av sina intressen. Förutsättningarna för att lyckas ökar om det redan från början finns en fungerande samverkan och om det finns bra kunskapsunderlag till grund för att väga intressen mot varandra och finna anpassade lösningar.

För att öka förutsättningen för ett bra möte och minska risken för konflikt finns ett antal saker att tänka på. Hit hör att förebereda mötet noga, att inbjudan med dagordning når alla i tid, att mötet äger rum på en plats och i sådan form att det främjar kommunikationen samt att se till att den mest lämpade personen från myndigheten deltar. Kommer man med gamla konflikter i bagaget minskar möjligheten att få till en lösning som alla är nöjda med. Slutligen är det också viktigt att informera om utkomsten av mötet.

Ett redskap att förbättra samverkans och planeringsprocessen är att man dokumenterar genom kartor och skisser vad som ska göras samt vilka konsekvenser som kan förväntas. Detta förfaringssätt kan vara bra även i mindre projekt som inte omfattas av miljöbalkens krav på miljökonsekvensbeskrivning. En bra plan med karta, åtgärder konsekvenser kan fungera som ett samrådsdokument som godkänns skriftligen av berörda intressen. På så sätt kan man minska risken för konflikter eller oklarheter efter att åtgärderna utförts. Förslag på frågor som kan utredas i ett sådant samråds-

förfarande kan vara:

- Påverkas kulturmiljövärden menligt, och hur kan detta undvikas?
- Kan kulturmiljövärdena utvecklas?
- Kan åtgärden, eventuellt efter enkla justeringar, gynna andra intressen?
- Bör det vidtas enkla åtgärder som röjning av vegetation eller annat för att göra området mer estetiskt tilltalande eller åtkomligt för besökande?
- Behövs informationsinsatser, t.ex. i form av skyltar eller reportage i lokalpressen för att uppmärksamma arbetet?
- Vad blir de framtida konsekvenserna av åtgärden?
- Hur ska den framtida skötseln organiseras?

Det är alltid värdefullt om initiativet till åtgärder kommer från markägare, näringsidkare eller andra lokala aktörer, varför dessa bör så långt möjligt stödjas och tillvaratas. Vid mötena med lokala aktörer är det viktigt att myndighetspersonalen är lyhörd samtidigt som man är tillräckligt påläst i miljöfrågorna för att kunna öka kunskapen om behoven av åtgärder. Det är också viktigt att inte presentera en på förhand uppgjord åtgärdsplan. Det är ont om patenterade råd, men enligt Agneta Setterwall som forskat på miljökommunikation på SLU i Uppsala finns två: lyssna så mycket som möjligt, och formulera fler frågor än påståenden! Kan de lokala aktörerna vara aktivt delaktiga i planeringsprocessen och ha möjligheter att påverka minskar riskerna för problem och konflikter. Som myndighetsrepresentant bör man vara inställd på att släppa ifrån sig initiativet och redo att kompromissa. Finns det sidointressen som tas upp i diskussionerna kan det från myndighetens eller projektägarens sida i vissa fall vara värt att även tillgodose dessa. Ett exempel är att förbättra möjligheterna till rekreation genom att anlägga spänger eller broar i samband med restaureringsåtgärder.

Planering och utförande av åtgärder

Planering och utförande av åtgärder kan variera mycket och det finns inget sätt som fungerar i alla sammanhang. Ett exempel på arbetsgång (som delvis hämtats från Ekologisk restaurering av vattendrag, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008) inom restaureringsprojekt kan dock vara:

1. Kartläggning av natur- och kulturmiljövärden samt påverkan från mänskliga aktiviteter.
2. Analys av behov av åtgärder.
3. Lokal förankring.
4. Detaljerad plan för åtgärder.
5. Fastställande av huvudmannaskap och finansiering.
6. Samråd med länsstyrelsen och berörda myndigheter.
7. Ansökan om tillstånd (om det behövs).

8. Genomförande.
9. Dokumentation.
10. Uppföljning.

Punkterna 1-7 är ofta det mest tidskrävande momenten.

Uppföljningsbara mål för åtgärder

För att ett projekt ska vara genomförbart och uppföljningsbart måste tydliga mål sättas för verksamheten. Inom vattenförvaltningen är ju målsättningen tydlig då man har preciserade mål via MKN samt de åtgärdsprogram som tas fram. Det kan dock dröja många år efter åtgärderna slutförande innan de positiva effekterna på miljön kan observeras. För att i ett kortare perspektiv avgöra måluppfyllelse, det vill säga när ett vattendrag kan anses vara restaurerat är det bra om uppföljningsbara mål åtgärds mål sätts. Med åtgärds mål mäts om projektet genomförts inom budgetramen, i avsedd tid och med förväntad funktion och varaktighet. Då definieras området som restaurerat. På längre sikt behövs miljö kvalitetsnormer eller så kallade tillståndsmål sättas och följas upp med hjälp av de metoder som anges i 'Bedömningsgrunder för miljö kvalitet' samt 'Undersökningstyper, programområde Sörvatten' eller manualer för uppföljning av skyddade områden. Därigenom kontrolleras om restaureringen haft avsedd hydromorfologisk och biologisk effekt. Visar det sig att åtgärderna inte gav den effekt man hoppats på bör detta analyseras och nya åtgärder övervägas.

Vad säger lagen?

Bestämmelserna om vattenverksamhet upplevs ofta som krångliga. Vattenverksamhet är ett juridiskt begrepp och avser åtgärder som antingen syftar till att förändra vattnets djup eller läge, avvattnar mark, leder bort grundvatten eller ökar grundvattenmängden genom tillförsel av vatten. Även åtgärder som härrör till uppförande, ändring, lagning eller utrivning av dammar eller andra anläggningar, samt fyllning och pålning i vattenområden klassas som vattenverksamhet. Bestämmelserna om vattenverksamhet tas upp i miljöbalkens 11 kapitel. Följande avsnitt om kraven inom miljöbalken utgör en påminnelse om vad man bör tänka på inför åtgärder. Mer information finns att hämta i Naturvårdsverkets handbok för vattenverksamhet från 2007.

Rådighet

Många av de restaureringsåtgärder som behövs för att förbättra miljön innebär vattenverksamhet enligt miljöbalken. En förutsättning för vattenverksamhet är att man har rådighet över vattnet eller ges rådighet för en åtgärd av miljödomstolen. Normalt har är det fastighetsägaren, dvs ägaren till vattnet, som har rådighet sin egendom. Men rådigheten kan också överlåtas genom att ett nyttjanderättsavtal träffas med fastighetsägaren. Enbart en muntlig överenskommelse är inte tillräckligt. Inför en ansökan eller anmälan om vattenverksamhet bör man således ha avtal med fastighetsägarna

om att få utföra åtgärden på deras mark.

Strandskydd

Strandskydd innebär i stora drag att man på land och i vatten inom 100 meter från strandlinjen, såväl vid vattendrag, sjöar och hav, inte får bygga eller vidta andra åtgärder som kan hindra friluftslivet eller påverka växt- och djurlivet negativt. Det strandskyddade området kan utvidgas till högst 300 meter.

Dispens från strandskyddet kan enligt 7 kap. 18 § miljöbalken meddelas om det finns särskilda skäl. Förbudet att utföra en åtgärd inom ett strandskyddat område gäller inte om tillstånd till åtgärden har lämnats enligt t.ex. 11 kap. miljöbalken. Strandskyddsintressena ska då beaktas i samband med prövningen av tillståndsansökan. Detta undantag gäller dock inte om åtgärden prövats inom ramen för ett anmälningsärende.

Behövs tillstånd?

Enligt huvudregeln är vattenverksamheter tillståndspliktiga enligt 11 kap. 9 § miljöbalken, och ska tillståndsprövas av miljödomstol, om det inte är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas. Mindre vattenverksamheter kan sedan 2007 anmälas till länsstyrelsen istället för att tillståndsprövas, se listan över sådana verksamheter i 19 §, förordning (1998:1388) om vattenverksamhet.

Vid tillståndspliktig vattenverksamhet ska en miljökonsekvensbeskrivning bifogas ansökan. Den som söker tillstånd bekostar miljökonsekvensbeskrivningen och eventuella utredningar, t ex påverkan på förekommande kulturmiljövärden. Eftersom naturvårdsintresset i får ses som ”den exploaterande sidan” vid restaurering kan man i de fall det rör sig om fasta fornlämningar eller andra kulturmiljövärden som skyddas enligt KML vara nödvändigt att bekosta en akreologisk utredning inför åtgärder.

För vissa åtgärder som kan vara aktuella vid restaurering av vattendrag räcker det om man istället för att söka tillstånd eller anmäla (enligt bestämmelserna i 11 kap. miljöbalken) samråda med länsstyrelsen enligt bestämmelsen i 12 kap. 6 §, miljöbalken. För mer utförlig information om samråd, se Naturvårdsverkets handbok 2001:6, Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken.

Omprövning av tillstånd

I samband med restaurering behövs ofta villkor i vattendomar omprövas. Alla vattenrättsliga tillstånd kan omprövas oavsett om de grundas på äldre eller modern lagstiftning. En förutsättning är emellertid att eventuella tidsfrister löpt ut. Mer information om vad som gäller för omprövning av vattenverksamhet och tidsfrister ges i Naturvårdsverkets faktablad 8287 ”Omprövning av vattenverksamhet”.

Kunskapsläge

För att klargöra utgångsläget inför utredningen av Norrvikens möjligheter att nå god status gjordes en inventering av befintlig kunskap. Att det finns ett så gediget underlagsmaterial som för Norrviken får betraktas som ovanligt, och bidrog till att sjön utsågs till modell för den aktuella utredningen.

Kunskap om sjön och dess avrinningsområde har framförallt tillkommit genom den verksamhet som bedrivs inom Oxunda samverkan. Problem med återkommande kraftiga algbloomningar initierade på 1940-talet en rad limnologiska undersökningar om Norrvikens näringsstatus och växtplanktonsamhälle (exempelvis Rodhe 1946, Ahlgren 1967a, b, Hillerdal 1975, Dietrichson 1976, Ahlgren 1978). Undersökningar från senare tid omfattar morfometri (Svahnberg 2008), vatten- och/eller sedimentkvalitet (Söderström & Ahlgren 1991, Carlsson 2003, Lindqvist 2005 och 2008), fisk (Länsstyrelsen i Stockholms län 1997, Lindberg & Nöbelin 2006), bottenfauna (Lindqvist 2005) och vattenväxter (Gustafsson 2008). Vidare redovisas utredningar om belastning av näringsämnen och metaller (Larm m.fl. 2003) samt påverkan och åtgärdsförslag för dagvatten (Andersson & Stråe 2002, Ridderstolpe & Stråe 2010).

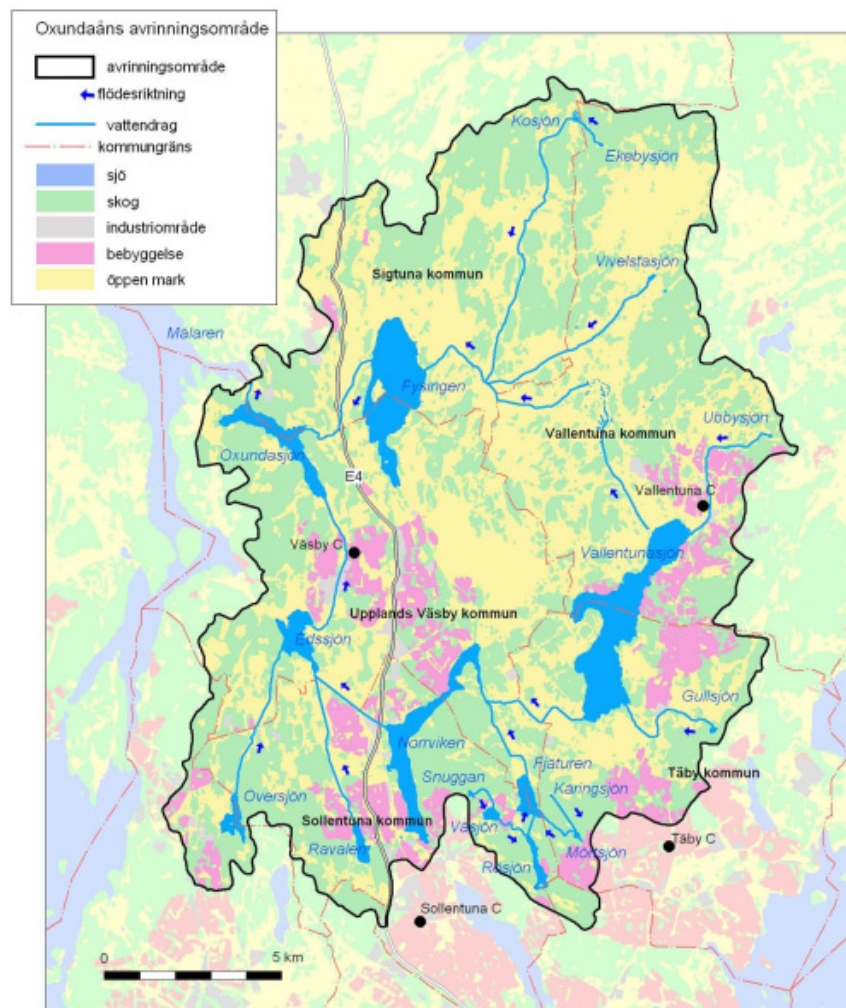
Uppgifter om Norrviken och dess avrinningsområde har också hämtats från vattenmyndigheternas informationssystem VISS (VattenInformationssystem Sverige, www.viss.lst.se) och datavärddar för miljöinformation så som SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, www.smhi.se, <http://homer.smhi.se/>), SMED (Svenska MiljöEmissionsData, www.smed.se), SGU (Sveriges Geologiska Undersökning, www.sgu.se), SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet, www.slu.se) och Fiskeriverket (www.fiskeriverket.se).

Allmänt om Norrviken

Arbete enligt vattendirektivets principer utgår från vattnets naturliga gränser i landskapet och låter sig inte begränsas till att omfatta enbart vattenobjektet i sig. För att tydliggöra detta helhetsperspektiv och ge en bakgrund till den fortsatta utredningen presenteras i detta avsnitt allmänna uppgifter om Norrviken, dess avrinningsområde, historiska verksamheter som påverkat sjön samt genomförda miljöförbättrande åtgärder.

Avrinningsområdet

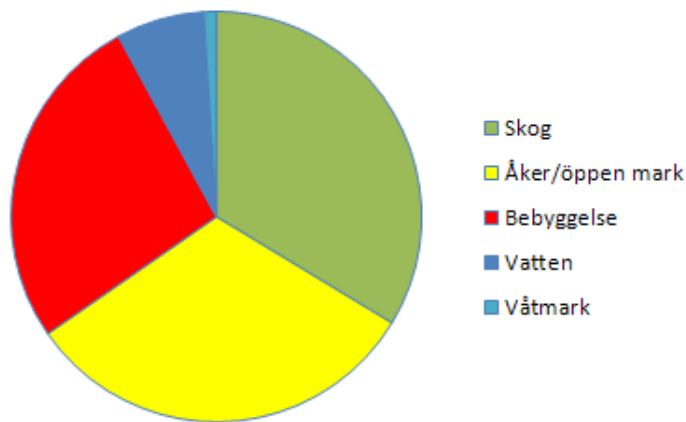
Norrviken är en del av Oxundaåns avrinningsområde som ligger norr om Stockholm i Mälardalens sprickdalslandskap, se figur 5. Avrinningsområdet sträcker sig genom de sex kommunerna Vallentuna, Täby, Sollentuna, Upplands Väsby, Järfälla och Sigtuna. Vattensystemet utgörs av två delgrenar som sammanstrålar i Oxundasjön innan mynningen i mälarviken Skarven. Den nordliga grenen utgör drygt 40 procent av det totalt 271,5 km² stora avrinningsområdet. Sjön Fysingen är den enda större sjön i detta delområde vars markanvändning karakteriseras av skogs- och jordbruk (40 respektive 37,5%). Det södra delområdet upptar 52 procent av det totala avrinningsområdet och är till skillnad från det norra starkt exploaterat. Tätort utgör drygt 30 procent av markanvändningen och har nästan lika stor utbredning som skogsmark som står för 33 procent. Jordbruk tar knappt 18 procent av ytan i anspråk. I denna delgren återfinns Norrviken, Vallentunasjön och Edssjön samt flera mindre sjöar. Området efter sammanflödet i Oxundasjön står för fem procent av avrinningsområdet och domineras av skogsmark.



Figur 5. Oxundaåns vattensystem omfattar två delgrenar som sammanstrålar i Oxundasjön innan mynningen i Mälaren. Norrvikens delavrinningsområde tillhör den södra delgrenen i vilken skogsmark och tätort står för cirka 30 procent vardera av markanvändningen.

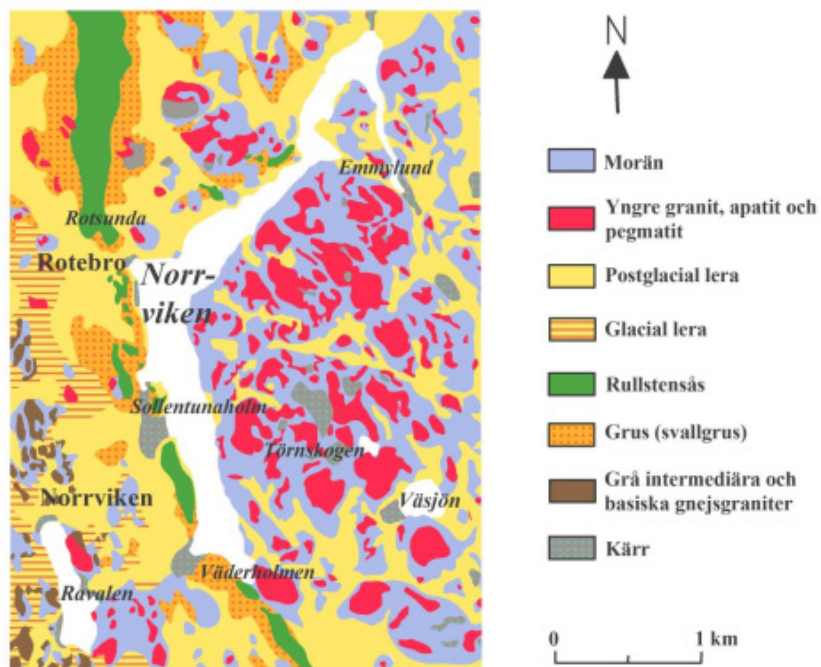
Norrvikens delavrinningsområde är 51 km² stort och utgör 19 procent av hela Oxundaåns avrinningsområde. Delområdet omfattar utöver Norrviken även de mindre sjöarna Mörtsjön, Fjäturen, Gullsjön, Snuggan, Väsjön och Rösjön. Värt att notera är att den avgränsning som SMHI redovisar för avrinningsområdet och som återges i VattenInformationSystem Sverige (VISS) är felaktig så till vida att det exkluderar de sistnämnda tre sjöarna med tillrinningsområde.

Markanvändningen i Norrvikens delavrinningsområde utgörs till cirka 30 procent vardera av skog, åker/öppen mark samt bebyggelse (Ekström 2000), se figur 6. Vattenyta och våtmark står för sju respektive en procent av ytan.



Figur 6. Norrvikens delavrinningsområde utgörs till cirka 30 procent vardera av skog, åker/öppen mark samt bebyggelse.

Geologiska kartan visar att Norrvikens västra stränder domineras av bördiga jordarter i form av leror (figur 7). Stockholmsåsen som löper längs den sydvästra delen av stranden ger också sammanhängande områden av magrare marker i form av rullsten och grus. Längs Norrvikens östra strand reser sig en förkastningsbrant som till stor del överlagrats av morän, och i mindre utsträckning postglaciala leror.



Figur 7. Norrvikens västra närområde karakteriseras av bördiga leror samt av Stockholmsåsens magrare jordarter. Öster om sjön reser sig en förkastningsbrant som till stor del överlagrats av morän (Geologiska kartbladet Stockholm NV, serie Ae Nr 2, 1965).

Sjöns karaktär

Norrviken är en näringsrik, långsmal och relativt djup sprickdalssjö. Som flertalet sjöar i vattensystemet har sjön sedan lång tid påverkats av en förhöjd belastning av näringsämnen, vilket i Norrviken har stört balansen i ekosystemet och gett upphov till övergödningsrelaterad problematik i form av framförallt kraftiga algbloomingar och syrebrist.

Hydrologi och morfometri

Uppgifter om Norrvikens hydrologi och morfometri redovisas på den djupkarta som togs fram 2008 (Svahnberg 2008) samt i en av Oxunda vattensamverkans rapporter (Anonymous 2003). Norrviken utgör med en yta av 2,6 km² den tredje största sjön i Oxundaåns avrinningsområde. Sjöns största djup uppgår till 12,2 meter och medeldjupet till 5,2 meter. Volymen uppgår enligt djupkartan från 2008 till 13,8 Mm³. Kartan redovisar vidare vattnets omsättningstid till i medeltal 1,4 år. Äldre uppgifter anger volymen till 14,3 Mm³, omsättningstiden till 10 månader samt medel- och maxdjup till 5,4 respektive 12,3 meter (Anonymous 2003). Uppgifterna får anses vara samstämmiga, undantaget omsättningstiden som skiljer sig kraftigt åt. Vattenföringen till Norrviken uppgår enligt SMHI:s modellberäkningar med S-HYPE till cirka 16,7 Mm³ per år. Räknat på den senast redovisade volymen 13,8 Mm³ per år ger det en omsättningstid av 10 månader. Denna kortare omsättningstid har betraktats som den mest riktiga i det fortsatta arbetet.

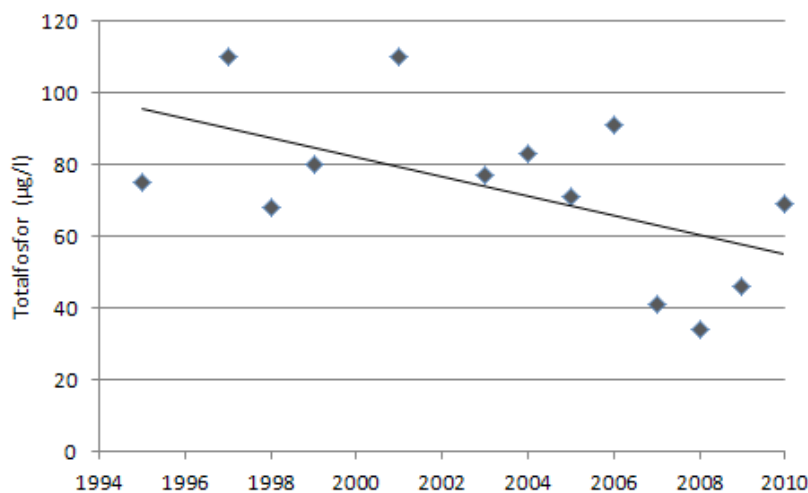
Norrviken avvattnas åt väster av Edsån som mynnar i Edssjön (figur 5). Sjöns huvudsakliga tillflöde Hagbyån kommer från Vallentunasjön och mynnar i en långsmal vegetationsrik vik i Norrvikens norra del. Här har även Fjätursbäcken som avvattnar Fjäturen sitt utlopp. Till sjön mynnar ytterligare elva mindre tillflöden, varav fem diken och sex av mer naturlig karaktär (Anonymous 2007). Övrig tillrinning sker diffust från kringliggande marker samt via dagvatten. Uppgifter om karakteristisk vattenföring i Norrvikens största tillflöden samt utflödet Edsån saknas. Norrviken utsattes 1800-talet för en sjösänkning men vattenståndet är opåverkat av reglering. Uppgifter om karakteristisk vattenföring i Norrvikens största tillflöden samt utflödet Edsån saknas, liksom uppgifter om karakteristiska vattenstånd.

Vattenkvalitet

Till följd av en hög näringsbelastning under lång tid är Norrviken idag drabbad av kraftigt förhöjda halter av fosfor och kväve och tydliga övergödningssymptom i form av kraftiga algbloomingar och syrebrist. Sedan Norrviken 1969 avlastats från avloppsvatten från bostäder och jästfabriken minskade halten av fosfor och kväve från drygt 400 respektive 4000 µg/l (volymsvägs medelkoncentrationer) till mindre än hälften så mycket vid mitten av 70-talet (Söderström & Ahlgren 1991). Under samma period minskade klorofyllhalten och siktdjupet ökade. Därefter avtog de positiva

förändringarna. Mätdata saknas för perioden 1982-1986, men undersökningar 1987 visade att näringshalterna låg kvar på samma nivåer som tidigare.

Vattenkemiska undersökningar utförda 2003-2010 visar inga statistiskt säkerställda trender (Pearsson's korrelationskoefficient) i vattenkvalitetens utveckling de senaste 13 åren, varken vad gäller näringsämnen, siktdjup eller klorofyll. Det samma gäller absorbans – en variabel som ger ett mått på vattenfärgen och kan indikera förändringar i belastning från skogs- och våtmarksområden, orsakad av förändrad markanvändning och/eller ändrade avrinningsförhållanden. För en av mätpunkterna i Norrviken finns användbara data även för perioden 1995-2001. Då dessa inkluderas i analysen framträder en statistiskt säkerställd trend (Pearsson's korrelationskoefficient, $p < 0,05$) av minskande totalfosforhalter (se figur 8). Sett till de senaste 15 åren finns alltså indikationer på att Norrvikens vattenkvalitet förbättras. Det höga totalfosforvärdet som uppmättes sommaren 2010 visar dock på stora osäkerheter i utvecklingen.



Figur 8. Sett till den senaste 15-årsperioden (1995-2010) finns indikationer på att Norrvikens totalfosforhalter minskar (Pearsson's korrelationskoefficient, $p < 0,05$). Det höga totalfosforvärdet som uppmättes sommaren 2010 visar dock att osäkerheten i vattenkvalitetens utveckling är stor.

Ett karakteristiskt och oönskat fenomen i Norrviken är sommarens kraftiga algbloomingar. Sjöns primärproduktion domineras av cyanobakterier, men det är i dagsläget inte undersökt vilka släkten som förekommer. Tidigare dominerades sommarens planktonsamhälle vanligen av den kvävefixerande cyanobakterien *Oscillatoria agardhii* (Bell et al. 1983), men tidvis har arter som *Microcystis* sp. och *Aphanizomenon flos-aquae* dominerat (Ahlgren 1967b, Ulén 1978).

Norrviken ligger tämligen vindskyddat och en stabil temperaturskiktning inträder normalt i slutet av sommaren och vintern (Ahlgren 1978, Lindqvist 2005). Efter en längre tids skiktning utan tillförsel av nytt syre leder nedbrytningsaktiviteter i sedimenten till syrgasbrist vid de djupare bottarna. Med undantag för 2004 uppmättes sommartid syrgashalter lägre än 2 mg/l i sjöns bottenvatten och vid flera tillfällen förekom svavelväte.

Syrgasförhållandena är normalt mycket ansträngda även i slutet av vinterns stagnationsperiod. Under sådana förhållanden frisätts näringsämnen från bottenarna vilket bidrar till sjöns eutrofiering.

Växt- och djurliv

Trots att Norrviken är kraftigt övergödd uppvisar sjön ett förhållandevis rikt växt- och djurliv. Sammantaget 12 arter av vattenväxter, undantaget övervattensvegetation, noterades i sjön vid inventeringar 2007 och 2010 (Gustafsson 2007, Arvidsson 2010.). Bland dessa arter märks den rödlistade uddnaten som förekommer vid Väderholmen i Norrvikens sydvästra del, se bild A. Uddnate trivs i naturligt näringsrika miljöer men hotas av övergödning som leder till ökad algpåväxt och konkurrens av snabbväxande arter. Exempel på en sådan är hornsärv som i nuläget är den vanligast förekommande arten i Norrviken, se bild B och C. Hornsärv kan växa både rotat och friflytande och är därför mindre känslig för försämrade ljusförhållanden än många andra arter.

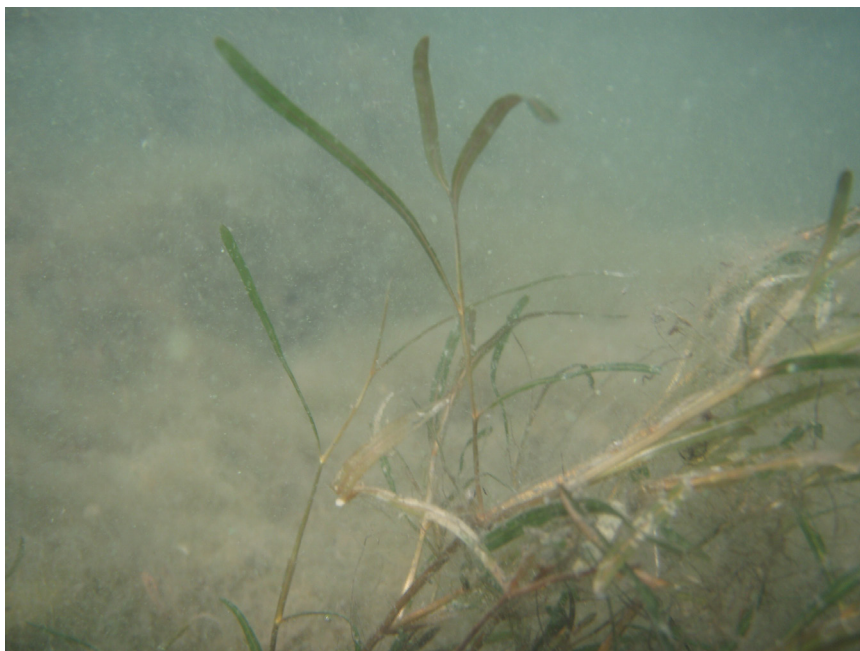


Bild A. Den rödlistade vattenväxten uddnate förekommer på de grunda leriga bottenarna vid Norrvikens sydvästra strand. Foto: Naturvatten 2010.

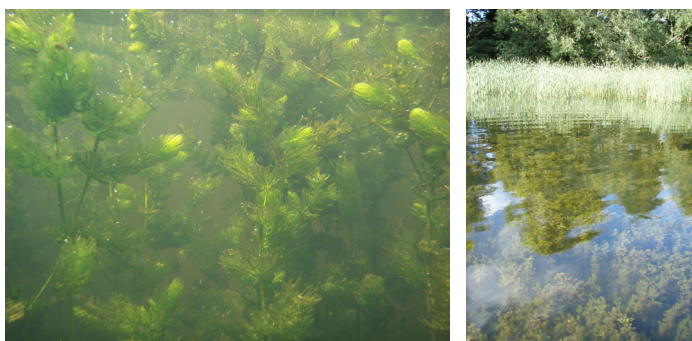


Bild B och C. Hornsärv gynnas av näringsrika förhållanden och är den vanligast förekommande vattenväxten i Norrviken, övervattensvegetation undantagen. Foto: Naturvatten 2007 och 2010.

Norrvikens fisksamhälle är relativt produktivt och har en hög artdiversitet. Vid provfiske 2006 fångades elva arter, däribland den rödlistade rovlevande karpfisken asp (Lindberg & Nöbelin 2006). Övriga rödlistade arter med förekomst i sjön är lake och ål. Vid provfisket dominerade rovfisk i form av abborre antalsmässigt, medan karpfisk (främst mört, björkna, braxen) stod för en något större andel sett till vikt. Jämfört med 1997 års provfiske hade fångsten av rovfisk och fiskätande arter minskat och mängden karpfisk ökat. Sammantaget kan det tyda på att balansen i fisksamhället är på väg att rubbas. Följden av detta kan bli en minskad diversitet och ökad mängd växtplankton i takt med att betestrycket på djurplanktonsamhället ökar. I den uppströms liggande Vallentunasjön pågår för närvarande intensiv trålning efter karpfisk i syfte att driva utvecklingen åt motsatt håll genom så kallad biomanipulering.



Bild D. Den rödlistade rovlevande karpfisken asp förekommer i Norrviken. Foto: Naturvatten 2007.

Bottenfaunan i Norrviken strandzon (litoral) och på de djupa bottarna (profundalen) undersöktes 2007. I litoralen noterades sammantaget 36 taxa i en ungefärlig täthet av 5 000 individer per kvadratmeter (Lindqvist 2007). Faunan får betraktas som både art- och individrik, och i jämförelse med resultat från en undersökning 1996 (Datavärd för bottenfauna, Institutionen för vatten och miljö, SLU) rikare till både antal taxa och täthet. Vid båda tillfällena var de relativt föroreningskänsliga slamdagsländorna (*Caenis* spp.) den dominerande gruppen. Inga rödlistade arter noterades. Ribbskivsnäckan *Gyraulus crista* som påträffades 2007 är nationellt sett ovanlig men förekommer tämligen frekvent i den kalkrika mälarenregionen, och utgör inte heller något anmärkningsvärt fynd. Proundalbottenfaunan utgjordes 2007 av nio taxa och dominerades av fåborstmaskar (Oligochaeta) och/eller tofsmyggan *Chaoborus flavicans*. Ett drygt decennium tidigare noterades enbart mygglarver. Detta tolkas som att faunasamhället nyligen slagits ut och att mer stationära arter som fåborstmaskar ännu inte hunnit återkolonisera bottarna.

Naturvärden

Sjön Norrviken

Norrviken har trots omfattande påverkan från mänskliga aktiviteter höga naturvärden. Värdena utgörs av en divers fiskfauna med 11 arter, naturliga vattenståndsfuktuationer, fria vandringsvägar, trädbevuxna stränder samt rödlistade fiskarterna ål (akut hotad), asp, (nära hotad) och lake (nära hotad). I systemet har även uttern (sårbar) påträffats. Både uttern och aspen är upptagna i bilaga 2 i Art och habitatdirektivet, vilket innebär ett särskilt ansvar att bevara arterna.

Inte mindre än 128 fågelarter hade till år 2007 observerats i anslutning till sjön. Mot bakgrund av sjöns tätortsnära läge bör bevarandevärdena ses som särskilt höga.

Prioriterat inom Levande sjöar och vattendrag

Norrviken ingår i ett område som av Fiskeriverket och Länsstyrelsen pekats ut som nationellt särskilt värdefullt ur fisk- och fritidsfiskesynpunkt inom arbetet med Levande sjöar och vattendrag. Detta innebär att området är prioriterat för restaurerings- och bevarandeåtgärder. Motiveringarna till utpekandet är förekomsten av asp, ål, nissöga, stormusslor samt att ån sannolikt utgör den viktigaste reproduktionslokalen för asp i länet med flera leklokaler.

Värden inom avrinningsområdet

Området Oxundaån – Verkaån – Väsbyån strax nedströms Norrviken har av Länsstyrelsen och Naturvårdsverket identifierats som nationellt värdefullt ur naturvårdssynpunkt. Motiveringen till detta är förekomst av flera stormusselarter (däribland den rödlistade flata dammusslan), lek- och uppväxtområden för asp samt Oxundasjöns betydelse för fågel. Utpekandet innebär att området prioriteras för naturvårdsåtgärder.

Edsån

Norrviken avvattnas av Edsån. Edsån rätades ut för ca 150 år sedan men hyser ändå höga naturvärden. Här återfinns sex av Sveriges åtta stormusselarter, bland annat den rödlistade flata dammusslan (nära hotad). Rödlistade fiskarter som asp och sannolikt lake leker i ån.

Edsjön

Edsjön hör till en av Stockholmsområdets främsta fågelsjöar med runt 180 observerade arter. Sjön är belägen i den så kallade Järvakilen i västra delen av Upplands Väsby kommun och utgör ett viktigt friluftsområde för ortsbefolkningen. De artskyddade fiskarna asp och nissöga finns i Edssjön.

Frestabäcken

Frestabäcken löper som ett öppet dike från Vallentunavägen genom ett

större grönstråk i en öppen dalgång till mynningen i Norrviken i söder. Sista biten rinner bäcken genom en naturlig våtmark med rikt fågelliv, bland annat nattsångare.

Hagbyån

Hagbyån avvattnar Vallentunasjön och mynnar ut i Kvarnviken i Norrviken. Hagbyån är påtagligt utträtad men har trots det vissa naturvärden. De betade ängarna hyser en rik blomflora med flera typiska hagmarks- och strandängsarter. Beskuggningen av ån är medelgod och vattendragets strukturella variation bedöms vara ganska stor. Bottenfaunan har undersökts och bedöms som måttligt artrik med en biologisk mångformighet, jämförbart med den som förekommer i ostörda miljöer i regionen. Utmed ån har ett flertal rödlistade fågelarter såsom kornknarr, flodsångare, ortolansparv, gulärta, mindre strandpipare och skogsduva iakttagits.

Norr om Stora Alby gård utvidgar sig ån till en våtmark, före detta Kvarnsjön. Våtmarken utgör en viktig fågellokal.

Fjäturen

Denna sjö är belägen ett par kilometer uppströms Norrviken. Fjäturen har en variationsrik strandzon och är häckplats för fiskgjuse och storlom.

Rösjön

Rösjön, ca en halv kilometer söder om Fjäturen är en viktig fågellokal med tidvis häckande drillsnäppa och fiskande storlom. I vassbältet i norr finns sävsångare, rörsångare och näktergal. På de artrika flytvassarna i sjön växer ovanliga växter som sjöranunkel och kärrbräken. Rösjö mosse inom sjöns avrinningsområde är skyddad som naturreservat.

Mörtsjön

Mörtsjön, ca en kilometer sydost om Fjäturen, utgör tillsammans med Käringsjön ett unikt område med brunvattensjöar, kärr, mossar och lövsumpskog. Regeringen har därför föreslagit att området ska ingå i Natura 2000, EU:s nätverk av värdefulla naturområden. Ett bälte av gungfly omger sjön på de flesta håll. Den sällsynta och rödlistade sumpviolen växer i sankmarkerna runt sjön.

Vallentunasjön

Sjön hyser ett rikt fågelliv med arter som sothöna, gräsand, skäggdopping, fiskgjuse, säv- och rörsångare samt en mängd småfåglar. Fiskfaunan är rik med ett dussin arter. Speciellt starkt är sjöns gösbestånd. Norra änden av sjön är naturreservat.

Historiska verksamheter

Sjösänkning och uträtning av vattendrag

Under mitten av 1800-talet sänktes Norrviken och Edssjön i syfte att öka jordbruksarealen. I samband med detta kanaliserades Edsån mellan Norrviken och Edssjön och omkringliggande våtmarker dränerades. Norrvikens vattenstånd sänktes på detta sätt med 1,2 meter. Även merparten av övriga vattendrag i avrinningsområdet har rätats ut, och det råder en brist på våtmarker i jämförelse med ett ursprungligt tillstånd.

Avloppsvatten från Jästbolaget och kringliggande tätort

Fram till avlastningen till Käppala avloppsreningsverk 1969 mottog Norrviken otillräckligt renat industriutsläpp från en jästfabrik vid sjöns strand. Utsläppet motsvarade avloppsvatten från cirka 30 000 pe (personekvivalenter) vad gäller kväve och 5 000 pe vad gäller fosfor (Ahlgren 1988) och orsakade en så kraftig syretäring att vattenmassan vintertid var syrgasfri. Fram till 1969 belastades Norrviken även av avloppsvatten från kringliggande tätort, motsvarande 1200 pe. Efter avlastningen avklingade halterna av näringsämnen och syrgassituationen förbättrades.

Kopparsulfatbehandling

För att komma till rätta med de algblomningar som förekommit i Norrviken under lång tid gjordes 1947-1962 försök att minska dessa genom att sommartid behandla sjön med kopparsulfat. Inledningsvis gav åtgärden positiva resultat, men effekten avtog snabbt (Ahlgren 1967b) och behandlingen avslutades. En allvarlig negativ konsekvens av åtgärden är att den bidrog till höga halter av den giftiga koppar i både vattenmassa och sediment.

Brunnby-Nibbletippen

Nibbletippen och Brunnbytippen är två äldre avfallstippar belägna på en mosse i den norra delen av Norrvikens avrinningsområde. Tidigare användes tipparna för industriavfall, oljegrus, latrin m.m., men sedan 1973 dumpas endast schaktmassor. Lakvatten från tipparna avvattnas till Norrviken via Frestabäcken. Som del av Brunnby-Nibbletippens kontrollprogram mäts halterna av bland annat näringsämnen vid vattendragets mynning till Norrviken.

Genomförda miljöförbättrande åtgärder

Belastningsminskningar

Under senare tid har flera åtgärder vidtagits för att minska näringsbelastningen i Norrvikens avrinningsområde. Åtgärder har huvudsakligen varit inriktade mot att minska belastningen via dagvatten. Nedan lämnas en kortfattad beskrivning av utförda åtgärder med förväntade effekter för totalfosfortransporter. För utförligare beskrivning hänvisas till refererade

underlagsrapporter.

- En anläggning för rening av dagvatten byggdes vid Norrvikens Idrottsplats hösten 2003. Upptagningsområdets transporterade fosformängder innan åtgärd beräknades till 40 kg/år och efter åtgärd till 20 kg/år motsvarande en minskning med 50 procent (Andersson & Stråe 2002).
- År 2003 leddes dagvatten från Torparängens omkringliggande bebyggelse om så att det passerar en våtmark innan det når Norrviken. Innan omledningen beräknades fosfortransporten till Norrviken till 15 kg/år och efter åtgärd till 8 kg/år motsvarande en minskning med 50 procent (Andersson & Stråe 2002).
- En anläggning vid COOP stormarknad har anlagts för att rena det hårt belastade dagvattnet från E4 och omkringliggande hårdgjorda ytor. Upptagningsområdets transporterade fosformängder innan åtgärd beräknades till 13 kg/år och efter åtgärd till 7 kg/år motsvarande en minskning med 50 procent (Andersson & Stråe 2002).
- Två dammar för rening av dagvatten Rotsundas dagvatten anlades 2004. Totalfosfortransporten innan åtgärd beräknades till sammanlagt 30 kg/år innan och 16 kg/år efter åtgärd.
- Frestabäcken som mynnar i Norrvikens norra del beräknas transportera cirka 80 kg totalfosfor per år (Stråe & Andersson 2005). Bäcken belastas bland annat av dagvatten från Frestadalens bebyggelse samt av lakvatten från Brunnby-Nibbletippen. Genom anläggning av Sanda våtmark - en serie dammar och dämningvallar – beräknas en avskiljning av 30-50 procent av fosfortransporten, motsvarande 25-40 kg årligen.
- Restaureringen av den lilla utdikade Kvarnsjön längs Hagbyån stod klar 2009 och väntades ge en reduktion av åns totalfosfortransport med 60 kg/år (Andersson & Stråe 2002). En utvärdering av restaureringens effekt visar att medelhalterna av fosfor ökat något i Hagbyån samt att kvävehalterna minskat något, jämfört med 2003-2004 innan sjön anlades (Holmström 2010). Räknat på data för 2009 (vattenföringsuppgifter för 2010 saknades då denna rapport författades) uppvisade fosfortransporten en minskning från inkommande cirka 605 till utgående 480 kg/år, motsvarande en avskiljning av 20 procent eller 125 kg. Det finns dock anledning att ifrågasätta resultatet eftersom skillnaden i transporterad mängd in och ut ur Kvarnsjön huvudsakligen beror av en stor haltskillnad i december.
- Vägverket har till Upplands Väsby kommun anmält anläggning av två sedimenteringsdammar för rening av dagvatten från Norrortsleden (diariefört 2008-10-03). Damarna ligger väster om trafikplats Hagbylund och utflödande vatten leds via diken till Fjätursbäcken som i sin tur mynnar i Norrviken. Anmälan anger att damarnas syfte är att avskilja bland annat tungmetaller och kolväten, men förväntad reningseffekt kvantifieras ej.

Dessa åtgärder beräknas ha minskat fosforbelastningen till Norrviken via dagvatten med sammanlagt 70-90 kg årligen. Tillsvidare medräknas ingen

effekt för Kvarnsjön samt dagvattenanläggningar vid Borgbydiket och Fjätursbäcken eftersom uppgifter om anläggningarnas funktion är osäkra eller saknas. Åtgärder inom Norrvikens avrinningsområde omfattar också planering och anläggning av flera dagvattenanläggningar i Vallentunasjöns delavrinningsområde, anläggning av utjämningsmagasin för dagvatten i Rösjön och samarbete med lantbrukare uppströms Norrviken för en minskade näringsläckage från djurhållning och gödselhantering.

Restaurering av livsmiljöer

Kvarnsjön

Våtmarken, Kvarnsjön, i Hagbyån uppströms Norrviken har under 2009 återskapats (se vidare under Hagbyån).

Sanda våtmark

I Frestabäcken har Sanda våtmark restaurerats med syfte att få till dagvattenrening kombinerat med ökad biologisk mångfald i form av fågelliv och smådjur som grodor och salamandrar. Det stora våtmarksområdet har utformats för att kunna ta emot fluktuerande vattenflöden. Området fungerar som ett utjämnande magasin där även föroreningar kan fastläggas.

Edsån

Edsåns två lekplatser för asp restaurerades 2003. Detta innebar bland annat röjning av vegetation och material som stoppar upp flödet liksom utläggning av grus och sten på botten. En vegetationsröjning gjordes även 2002.

En våtmark i anslutning till ån har anlagts och en plan för återmeandring är beslutad. Underhållsansvaret för markavvattningsföretaget "Norrvikens, Eds- och Oxunda sjöars sänkningsbolag", från 1852 har enligt avtal från år 1988 övertagits av Sollentuna och Upplands Väsby kommuner. En ansökan till miljödomstolen om upphävande av markavvattningsföretaget samt ny dom avseende den planerade åsträckningen kommer att behandlas i början av 2011. Åtgärderna planeras genomföras under 2011 och 2012.

Fjätursbäcken

Södra delen av Fjätursbäcken (utloppet från Fjäturen) flyttades och rätades ut i början av 1900-talet. I samband med byggnationen av Norrortsleden 2005 flyttade Vägverket tillbaka utloppet till ett mer ursprungligt läge med meandrande sträckning samtidigt som två dammar anlades i Kolstadalen som kompensation för att en rad mindre våtmarker försvann i samband med vägbygget.

Vallentunasjön

Sedan 2009 pågår ett projekt för att nå förbättrad vattenkvalitet i Vallentunasjön. Målet är siktdjup på 1 meter år 2015. Metoden som används är så kallad biomanipulering i form av utfiskning av karpfisk. Avsikten är att åstadkomma ett minskat predationstryck på sjöns djurplanktonsamhälle

och på så vis öka dessa organisms konsumtion av växtplankton. Minskad växtplanktonförekomst ger ett klarare vatten samtidigt som det ökade betetrycket medför att fosfor och kväve i högre grad omsätts högre upp i näringskedjan i stället för att återcirkuleras till vattenmassan.

Statusbedömning

I detta moment sammanställs befintlig kunskap för bedömning av Norrvikens ekologiska och kemiska status. Statusbedömningen utförs enligt vattendirektivets principer och Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Den bedömning som utförts inom projektet visar att vattenmyndighetens statusbedömning är rimlig, men att fog finns för att bedöma ekologisk status till den lägre klassen otillfredsställande status istället för måttlig. Norrviken klassificeras till god kemisk status, men på grund av bristande dataunderlag bör bedömningen betraktas som osäker.

Det är således tydligt att åtgärder krävs för att Norrviken ska uppfylla miljökvalitetsnormen god ekologisk status till 2021. I det fall alternativa beräkningssätt i framtiden tillämpas för att uppskatta referensvärden för totalfosfor kommer klassgränserna för god status samt övriga klasser bli mindre strikta. Baserat på uppmätta totalfosforhalter 2008-2010 placerar sig dock Norrviken även fortsatt i otillfredsställande status. Bedömningen grundar sig på underlagsmaterial av tillfredsställande mängd och kvalitet och kan betraktas som säker.

Med det generella kvalitetsundantag som gäller för kvicksilver placerar sig Norrviken i klassen god kemisk status. Brist på underlagsmaterial gör dock att bedömningen måste betraktas som osäker.

En schematisk beskrivning av hur statusbedömningen går till redovisas i det inledande kapitlet 'Vattendirektivet'. I nedanstående avsnitt beskrivs kortfattat den metodik som används för bedömning av de enskilda kvalitetsfaktorerna.

Klassificering enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder baserar sig generellt på jämförelser av uppmätta/observerade värden med så kallade referensvärden. Dessa referensvärden ska så långt som möjligt spegla de naturliga förhållandena, och kan vara objektspecifika eller generella. Objektspecifika referensvärden, det vill säga referensvärden som kan anses gälla den aktuella vattenförekomsten, i detta fall Norrviken, beräknas som regel från allmänna variabler som beskriver vattenobjektets karaktär, exempelvis absorbans, medeldjup, höjd över havet etc. Generella referensvärden avser ofta vattenförekomster i en viss naturgeografisk region. I nedanstående avsnitt beskrivs vilken typ av referensvärde som använts och hur det definieras enligt bedömningsgrunderna. I vissa fall diskuteras dessutom referensvärdernas tillförlitlighet och möjligheter att använda alternativa referensvärden.

Om det finns indikationer på att en viss kvalitetsfaktor ger en oriktig bedömning - exempelvis med hänsyn till tillgängligt underlagsmaterial, referensvärden och/eller eventuella osäkerheter i gällande bedömningsgrunder - kommenteras och beskrivs detta. Slutligen sammanställs och granskas vattenmyndighetens statusbedömning av Norrviken. Eventuella skillnader mellan myndighetens bedömning och de bedömningar som görs inom ramen för detta uppdrag beskrivs och beaktas i det fortsatta arbetet.

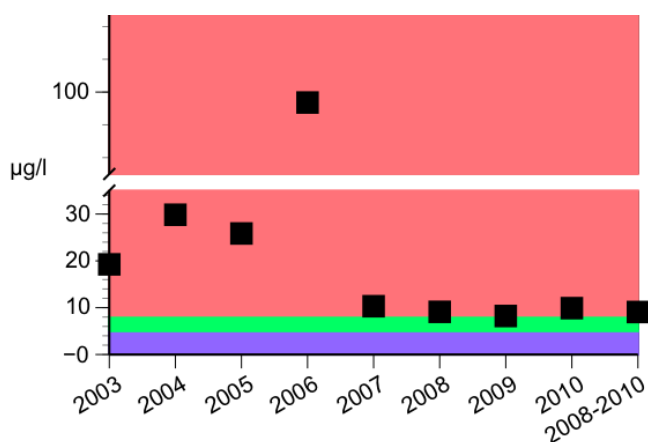
Ekologisk status

Biologiska kvalitetsfaktorer

Växtplankton

Status för växtplankton kan med tillgänglig data enbart bedömas med ledning av klorofyll *a* som är ett indirekt mått på växtplanktonbiomassa. I figur 9 visas klorofyllhalter för perioden 2003-2010 mot bakgrund av intervall för aktuella statusklasser. Dessutom visas medelvärde av 2008-2010 års data som ligger till grund för aktuell statusklassificering. För beräkning av ekologisk kvalitetskvot jämförs uppmätta värden med ett generellt referensvärde som gäller klarvattensjöar i södra Sverige och alltså inte är specifikt för Norrviken. Genom detta förfarande bedömdes Norrviken preliminärt till sämre än god status. Halten ligger dock nära gränsen mot god status. För en säker bedömning krävs uppgifter om växtplanktonsamhällets biomassa och artsammansättning. En sådan undersökning omfattas av Oxunda samverkans kontrollprogram för 2010 och redovisas våren 2011.

Som framgår av figuren har klorofyllhalten uppvisat stora svängningar den senaste åttaårsperioden. De senaste fyra åren tycks dock halterna ha blivit lägre; något som dock inte kan beläggas statistiskt.



Figur 9. Klorofyllhalt i Norrviken augusti 2003-2010 visas mot bakgrund av intervall för aktuella statusklasser. Dessutom visas medelvärde av 2008-2010 års data som ligger till grund för Norrvikens statusklassificering.

Vattenväxter

Inventering av vattenväxter utfördes 2008 och 2010 och visar på otillfredsställande/dålig status (Gustafsson 2009, Arvidsson opublicerad). Vid den senaste inventeringen låg den beräknade ekologiska kvalitetskvoten (EK) nära klassgränsen mot måttlig status. Ingen av de arter som noterades vid inventeringen och som redovisas i bedömningsgrunderna motiverade dock någon ändring av klassificeringen.

Naturvårdsverkets bedömningssystem för vattenväxter är, som det är utformat idag, behäftat med en del tveksamheter. Bland annat används ett och samma referensvärde för samtliga sjötyper i en ekoregion, i det här fallet

motsvarande hela södra Sverige. Det medför att bedömningen knappast förmår särskilja en naturligt näringsrik sjö från en som är övergödningspåverkad. Bedömningen sker med hjälp av ett så kallat trofiskt makrofytindex som beräknas utifrån förekommande arter och deras preferenser för olika totalfosforhalter. Här finns ett behov av att se över de indikatorvärden som arterna tilldelats. Bedömningsgrunden kan sannolikt också förbättras genom att inkludera arternas förekomstfrekvens och djuputbredning samt genom att se över de klassgränser som tillämpas. Tills vidare anser vi att bedömningen av vattenväxter inte bör ges någon utslagsgivande roll i den sammanvägda statusbedömningen.

Bottenfauna

Bottenfaunan i Norrvikens strandzon (litoral) och djupa bottnar (profundalen) undersöktes 2007 (Lindqvist 2007). Motsvarande inventering omfattas även av 2010 års kontrollprogram vars resultat redovisas våren 2011. Litoralbottenfaunan indikerade god status vad gäller allmän miljöpåverkan (ASPT-index) och hög status för surhet (MILA-index). Med tanke på att Norrviken är tydligt övergödningspåverkad är det skäligt att misstänka att bedömningen av allmän miljöpåverkan är missvisande. ASPT-index beräknas utifrån en skala där olika faunafamiljer ges poäng beroende av sin tålig-
het mot eutrofiering och annan påverkan. Ett fåtal fynd av känsliga arter kan därför få ett vatten att framstå som mindre påverkat än det i själva verket är. Att Norrvikens litoralfauna dominerades av det relativt känsliga slamdagsländesläktet kan troligen förklaras av att dessa framförallt är känsliga mot låga syrgashalter vilket sällan är ett problem vid en vindexponerad sjöstrand. Ytterligare en tveksamhet med bedömningen av ASPT-index är att de klassgränser som tillämpas innebär att både näringsfattiga och kraftigt eutrofierade vatten normalt bedöms till god status. Klassificeringen ger alltså mycket begränsade möjligheter att särskilja sjöar med väsentligt olika påverkansgrad. Mot bakgrund av detta anser vi att bedömning av ASPT inte bör ges någon utslagsgivande roll i den sammanvägda statusbedömningen.

De djupa bottnarnas bottendjur – profundalbottenfaunan – indikerade sammantaget otillfredsställande status vad gäller näringspåverkan (BQI-index). En av fyra provpunkter indikerade dock måttlig status tack vare fynd av en fjädermygga som bedöms vara mer känslig mot låga syrgashalter. En samlad bedömning av Norrvikens bottenfaunasamhälle indikerar otillfredsställande status.

Det bör även påpekas att bedömningsgrundernas referensvärden för bottenfauna inte är objektspecifika, utan värden som tillämpas för samtliga vattendrag och/eller sjötyper i större ekoregion.

Fisk

Standardiserade provfisken utfördes i Norrviken 1997 och 2006 (Länsstyrelsen i Stockholms län 1999, Lindberg & Nöbelin 2006). Bedömning av resultaten utfördes enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder genom beräkning, sammanvägning och klassificering av åtta index (EQR8). Ob-

jektspecifika referensvärden beräknas med hjälp av linjära regressionsmodeller enligt bedömningsgrunderna.

Baserat på resultat av 1997 års provfiske bedömdes Norrviken till god status. Det fiske som utfördes nära ett decennium senare ger en mindre positiv bild av fisksamhället som nu bedömdes till måttlig status. Förändringen förklaras huvudsakligen av en mindre andel abborre, större andel karpfisk och högre antal arter 2006. Skillnaden i artantal beskriver med största sannolikhet inte någon verklig förändring i fisksamhället utan bör ses som ett utslag av slumpen.

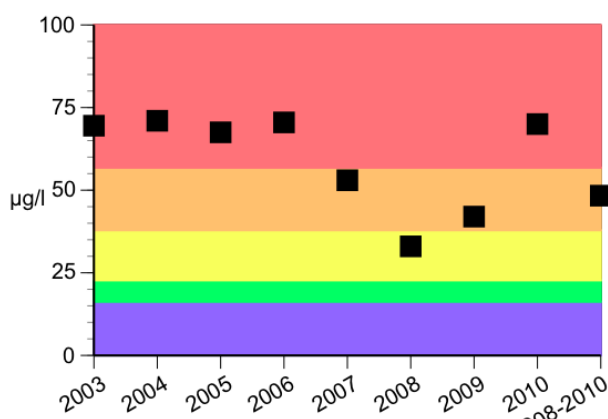
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer

Näringsämnen

Bedömning av näringsämnen utgår från totalfosforhalter i ytvatten under augusti. Halterna representerar ett medelvärde av kontrollprogrammets punkt 2 och 3 som kan anses representativa för sjön. Norrvikens totalfosforhalter har under fem av åtta år motsvarat dålig status, så även 2010 (figur 10).

Statusbedömningen baserar sig på ett medelvärde från de senaste tre årens undersökningar. Tack vare att halterna var ovanligt låga 2008 och 2009 bedömdes Norrvikens till otillfredsställande status med avseende på näringsämnen, trots att flertalet mätningar indikerar dålig status. Bedömning av näringsämnen får enligt Naturvårdsverket även grundas på totalfosforhalter från enstaka år, men givet de stora mellanårsvariationerna i Norrviken är detta tillvägagångssätt olämpligt.

Vid bedömningen jämförs uppmätta halter mot en referenshalt som beräk-



Figur 10. Totalfosforhalt (ytvatten augusti) i Norrviken 2003-2010 visas mot bakgrund av intervall för aktuella statusklasser. Dessutom visas medelvärde av 2008-2010 års data som ligger till grund för Norrvikens statusklassificering.

nas utifrån vattnets absorbans (färg) samt sjöns medeldjup och höjd över havet. Referensvärdet gäller alltså specifikt för den aktuella vattenförekomsten. För Norrviken beräknades referenshalt för totalfosfor av cirka 12 µg/l. För att kontrollera om denna referenshalt kan anses vara rimlig gjordes en jämförelse med den lågpåverkade sprickdalssjön Tärnan i Vallentuna och Österåker kommuner. Tärnan har ett medel- och maxdjup av 4,2 respektive

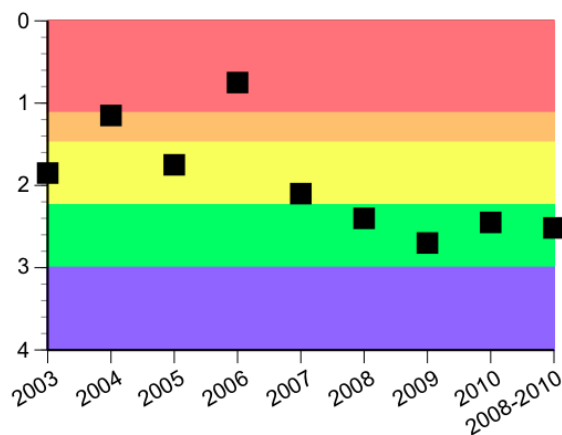
11,5 meter och liknar på så vis Norrviken; dock är Tärnan mindre än hälften så stor som Norrviken och ligger betydligt högre över havet (41 m jämfört med 4,2 m). Uppmätta totalfosforhalter i Tärnan visade sig motsvara den beräknade referenshalten i Norrviken, vilket sågs som ett stöd för att det använda referensvärdet ger en åtminstone någorlunda rättvisande bild av Norrviken totalfosforhalt vid naturliga förhållanden. Eftersom Norrviken till skillnad från Tärnan ligger nära havsnivån och dessutom i ett avrinningsområde med näringsrika leror är det fullt tänkbart att referensvärdet kan vara något högre än angivna 12 µg/l.

Referensvärden vid framtida bedömningar kan möjligen komma att beräknas med en alternativ metod (personlig kommunikation, Joakim Pansar, Länsstyrelsen i Stockholms län). Beräkningar enligt denna metod (Cardoso m.fl. 2007) ger för Norrviken ett referensvärde för totalfosfor av 16-20 µg/l. Det innebär vidare att gränsen mellan måttlig och god status kommer att ligga vid 33-40 µg/l, istället för som idag vid 23 µg/l. Att så skulle bli fallet får idag betraktas som spekulation.

Siktdjup

Bedömning av siktdjup ska enligt Naturvårdsverket basera sig på medelvärden av mätvärden från fyra tillfällen under ett år alternativt tre års mätningar i augusti. För Norrviken har den senare metoden tillämpats. Från att tidigare ha uppvisat stora variationer och ett litet siktdjup tycks värdena nu ha stabiliserat sig på en bättre nivå motsvarande ett större siktdjup (figur 11). Trenden av ökande siktdjup låg nära statistisk signifikans (Pearson's korrelationskoefficient). Baserat på ett medelvärde av 2008-2010 års data bedömdes Norrviken till god status vad gäller siktdjup.

Vid bedömningen jämförs uppmätt siktdjup mot ett referensvärde som beräknas utifrån vattnets absorptions (färg) och referensvärde för klorofyllhalt. Liksom för totalfosfor är referensvärdet alltså objektspecifikt. För Norrviken beräknas siktdjupet uppgå till 4,4 meter vid naturliga förhållanden. Som jämförelse är uppmätt siktdjup i den lågpåverkade sprickdalssjön Tärnan, Vallentuna och Österåker kommun, i medeltal cirka 3 meter. Detta kan möjligen indikera att referensvärdet för Norrviken är alltför strikt.



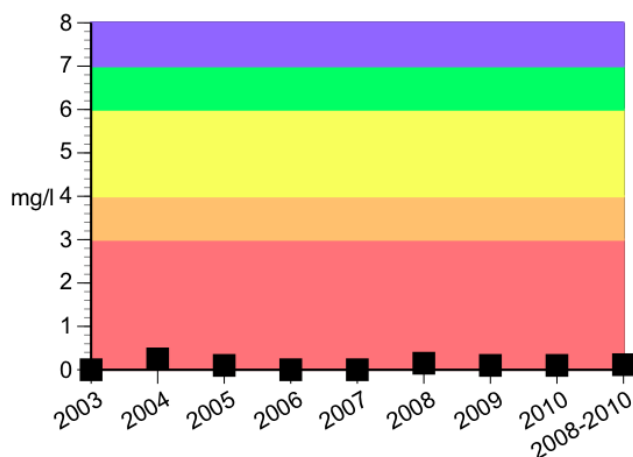
Figur 11. Siktdjup (augusti) i Norrviken 2003-2010 visas mot bakgrund av intervall för aktuella statusklasser. Dessutom visas medelvärde av 2008-2010 års data som ligger till grund för Norrvikens statusklassificering.

Syrgas

Syrgashalter i Norrviken (bottenvatten i augusti) visas för perioden 2003-2010 i figur 12. Halten låg vid samtliga tillfällen under 0,6 mg/l och klassificerades som dålig.

De klassgränser som framgår av figuren är de som anges i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, och gäller för sjöar där fiskfaunan utgörs av varmvattenarter. I de fall bedömning enligt dessa gränser indikerar sämre än god status, beräknas objektspecifika klassgränser utifrån uppskattade syrgasmättnadskoncentrationer vid vårcirkulationens slut, bottenvattenskiktets medeltemperatur och tjocklek samt tid mellan skiktningens början och provtagning. För Norrviken beräknades ett referensvärde för syrgas av 1,9 mg/l. Det indikerar att syrgashalterna vid skiktning kan väntas vara mycket låga även vid naturliga förhållanden. Beräkning av klassgränser för bedömning av status utgår från denna halt som alltså, enligt beräkningen, motsvarar Norrvikens referensvärde för syrgas i bottenvattnet.

Det bör påpekas att det finns problem med den senare klassificeringsmetoden. För det första kräver beräkning av referensvärdet underlagsmaterial från undersökningar som långt ifrån alltid omfattas av standardiserade kontrollprogram. För det andra har det ovan beskrivna beräkningsförfarandet av klassgränser visat sig resultera i orimligt låga värden för grunda sjöar som saknar stabil skiktning. För referensvärden lika med eller lägre än 2,7 mg/l visar det sig dessutom att de bakomliggande ekvationerna ger en klassgräns för måttlig status som är högre än gränsen för god status. Grunda sjöar och sjöar med mycket låga beräknade referensvärden klassificeras därför tillsvidare lämpligen enbart utifrån de fasta klassgränserna i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (personlig kommunikation, Lars Sonesten, medförfattare till bakgrundsrapport för bedömningsgrunder för syrgas).



Figur 12. Syrgashalt (bottenvatten i augusti) i Norrviken 2003-2010 visas mot bakgrund av beräknade intervall för aktuella statusklasser.

Försurning

Försurningspåverkan klassificeras enligt bedömningsgrunderna med hjälp av det så kallade MAGIC-biblioteket, vilket kräver underlagsdata i form av

bl.a. halter av sulfat, klorid, kalcium och magnesium. Eftersom denna typ av underlag saknas kan ingen regelrätt bedömning av försurning utföras. Både alkalinitet och pH-värden visar dock att Norrviken har en mycket god buffertkapacitet och förmåga att motstå försurning.

Särskilda förorenande ämnen

I denna bedömning ingår ämnen som inte behandlas under kemisk status och som belastar en vattenförekomst med så betydande mängder att det finns risk att ekologisk status inte uppfylls. Vattenmyndigheten i Norra Östersjöns distrikt har ännu inte pekat ut vilka ämnen som kan vara aktuella, vare sig generellt i distriktet eller specifikt för Norrviken. Inte heller finns fastställda klassgränser för bedömning. Naturvårdsverket har dock tagit fram ett förslag på 31 ämnen eller ämnesgrupper som kan vara aktuella som särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i Sverige. Kemikalieinspektionen har därefter på uppdrag av Naturvårdsverket arbetat fram ett förslag till gränsvärden för dessa ämnen (Naturvårdsverket 2008). Gränsvärdena omfattar vatten och sediment och i några fall biota (levande organismer), och baserar sig på ekotoxikologiska effektstudier och biotillgängliga koncentrationer.

I väntan på underlag för att möjliggöra en bedömning till någon av de fem statusklasserna, redovisas här en preliminär bedömning av situationen i Norrviken. Bedömningen utgår huvudsakligen från de gränsvärden som föreslås av Kemikalieinspektionen samt från uppmätta halter av föroreningar i Norrvikens vatten och sediment (Tollstedt 2001, Lindqvist 2005). Jämförelser görs också mot uppmätta halter i dagvatten (Alm m.fl. 2010) samt mot förslag till riktvärden för aktuella föroreningar i dagvatten (Regionplane- och trafikkontoret 2009). Den senare jämförelsen riskerar att bli missvisande eftersom dagvatten generellt har väsentligt högre halter än recipienterna. Jämförelsen görs enbart för att ge en uppfattning om dagvattenpåverkan kan anses innebära en betydande påverkan och risk för att normerna inte nås.

Tabell 2. Halter av tre ämnen som föreslås som särskilt förorenande (SFÄ) redovisas för Norrvikens vatten och sediment tillsammans med förslag till gränsvärden i recipienter (Naturvårdsverket 2008). För dagvatten redovisas riktvärden för direktutsläpp till recipient (Regionplane- och trafikkontoret 2009) samt högsta uppmätta årsmedelhalter vid två anläggningar som ingår i det så kallade NOS-projektet (Alm m.fl. 2010). Observera att gränsvärden för vatten samt uppmätta halter i dagvatten avser lösta fraktioner, och inte totalhalter.

Ämne	Norrviken		Förslag till gränsvärde		Dagvatten	
	Vatten 2001	Sediment 2004	Vatten	Sediment	Riktvärden	Uppmätta årsmedelhalter
	µg/l	mg/kg TS	µg/l	mg/kg TS	µg/l	µg/l
Krom	0,8	42	3	0,7-7	10	6
Zink	0,7	203	8	860	75	58
Koppar	1,5	79	4	-	18	10

En jämförelse av värden i tabellen ovan visar att uppmätta halter av de potentiella SFÄ krom, zink och koppar i Norrvikens vatten ligger under fö-

reslagna gränsvärden. Dock framgår att kromhalten i sjöns sediment ligger väsentligt över den nivå som föreslås som gränsvärde. Enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder (1999) motsvarar denna halt en tydlig avvikelse från det naturliga tillståndet (klass 3 av 5). Gränsvärdet gäller den sexvärda formen av krom (VI) vilken i stor utsträckning reduceras till trevärt krom (III) i sedimentet. Denna reducerade form har betydligt lägre toxicitet och tilldelas preliminärt ett gränsvärde av 140-1430 mg/kg beroende på om miljön är sur eller alkalisk. Eftersom den uppmätta kromhalten i sedimentet ligger väsentligt under denna nivå är vår slutsats att inte heller krom kan misstänkas påverka möjligheten att nå miljökvalitetsnormen god status. Situationen för koppar är osäker då förslag till gränsvärde för denna metall än så länge saknas vad gäller sediment. Precis som för krom motsvarar den uppmätta halten en tydlig avvikelse från det naturliga tillståndet enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder.

För dagvatten ligger både riktvärden och uppmätta halter av metallerna högre än de gränsvärden som föreslås. Zink som ligger högst över föreslaget gränsvärde kräver en utspädning av dagvattnet med cirka 100 gånger för att gränsvärdet inte ska riskera att överskridas i sjön. Enligt Larm m.fl. (2003) står dagvattenflöden för cirka 20 procent av det totala tillflödet till Norrviken. Det innebär alltså att utspädningen av dagvattnet i recipienten är uppskattningsvis en faktor fem. Räknat på detta sätt syns det alltså föreligga en risk för att gränsvärdena överskrids för samtliga tre metaller. Uppmätta halter 2001 visar ändå att så inte är fallet. Det kan bero på att dagvattenhalterna och utspädningen är en annan än vad underlaget indikerar, men förklaras mer sannolikt av processer som sedimentation och möjligen också upptag i biota.

Värt att notera är att PCB:er visat sig förekomma i mätbara halter i dagvatten i regionen (Alm m.fl. 2010). Förslag till gränsvärden för PCB:er omfattar enbart biota, och det har inte varit möjligt att utifrån tillgängligt underlagsmaterial uppskatta risken för att denna ämnesgrupp skulle utgöra ett hinder för att nå biologisk status. För övrigt föreslås PCB och zink till 2012 inkluderas bland de prioriterade ämnena. Övervakning av dessa ämnen/ämnesgrupper kan därför bedömas vara särskilt angelägna att övervaka i Norrviken.

Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Kontinuitet

Bedömning av kontinuitet görs utifrån förekomsten av artificiella vandringshinder som begränsar fiskvandring. Eftersom vandringshinder saknas från Mälaren via Norrviken upp till Vallentunasjön bedöms hydromorfologiska statusen för med avseende på kontinuitet som klass 1, eller hög.

Hydrologisk regim

Kvalitetsfaktorn ”hydrologisk regim” klassificeras endast om vattensystemet uppströms är flödesreglerat. För Norrviken behöver därför inte denna klassificering göras.

Morfologiska förhållanden

Klassificeringen av morfologisk status utgår från påverkan i form av vägbyggen, gamla flottsleder, skogs- och jordbruk samt bebyggelse och anläggningar av olika former. Exempelvis beräknas beroende på miljöproblem rätnings-/kanaliseringsgrad, andel rensad sträcka, antal vägövergångar per km, markanvändning i närmiljön, markanvändning i delavrinningsområdet, antal diken per km, död ved (antal vedbitar).

Vattenförekomsten Norrviken präglas av en urban miljö med stor andel hårdgjorda ytor. Av bilaga 2 framgår att 27% av Norrvikens närmiljö och 59% av delavrinningsområdet bedöms som artificiell. De förutbestämda klassindelningarna i bedömningsgrunderna för klassificering av ekologisk status anger att en artificiell markanvändningen i 20 och 40 % av närmiljön (50 meter från strandlinjen) ger måttlig status och att en artificiell andel mellan 40 och 60% av delavrinningsområdet betyder att statusen avseende denna parameter är ”otillfredsställande”.

Eftersom hydromorfologisk status inte behöver tas in i bedömningen av ekologisk status och heller inte kan påverka klassificeringen av ekologisk status² påverkar detta inte vilken miljökvalitetsnorm som sätts. Det ställs därför inga krav fortsättningsvis på att de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska uppnå god status.

Sammanvägd bedömning av ekologisk status

En sammanfattande bedömning av ekologisk status och samtliga enskilda kvalitetsfaktorer i Norrviken redovisas i tabell 3 nedan. Enligt principen ”sämst styr” indikerar de biologiska faktorerna sammantaget otillfredsställande status. Stöd för bedömning till denna klass ges av både vattenväxter och bottenfauna. Säkerheten i klassificeringen kan, med gällande bedömningsgrunder, betraktas som hög eftersom den omfattar fler än två biologiska kvalitetsfaktorer.

Eftersom de biologiska kvalitetsfaktorerna bedöms till sämre status än god, är inte den slutliga bedömningen överhuvudtaget avhängig vad de fysikalisk-kemiska faktorerna indikerar. För att Norrviken ska uppnå miljökvalitetsnormen god ekologisk status krävs dock att även näringsämnen, siktdjup, syrgas, förorening och särskilt förorenande ämnen sammantaget indikerar denna klass. Det är därför av intresse att visa status även för dessa kvalitetsfaktorer.

² Endast då övriga parametrar pekar på hög status kan hydromorfologiska kvalitetsfaktorn innebära en sänkt klassificering till god status).

Tabell 3. Sammanfattande bedömning av ekologisk status och samtliga underliggande bedömda kvalitetsfaktorer för Norrviden. Underlag saknas för bedömning av särskilda förorenande ämnen.

Ekologisk status		
Biologiska faktorer	Växtplankton	Klorofyll 2008-2010
	Vattenväxter	Makrofytindex 2010
	Bottenfauna	ASPT 2007
		MILA 2007
		BQI 2007
	Fisk	EQR8 2006
Fysikalisk-kemiska faktorer	Näringsämnen 2008-2010	
	Siktdjup 2008-2010	
	Syrgas 2010	
	Försurning 2010	
	Särskilda förorenande ämnen	

Bedömningen av de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna påverkar inte den sammanvägda bedömningen av ekologisk status om denna bedöms vara god eller lägre, se kapitlet "Vattendirektivet". Norrvidens hydromorfologiska status redovisas därför separat (tabell 4).

Tabell 4. Kvalitetsfaktorer till grund för bedömning av hydromorfologisk status

Hydromorfologiska faktorer	Hydromorfologi
	Kontinuitet
	Förekomst av artificiella vandringshinder
	Hydrologisk regim
	Påverkan på vattenståndsförändringar i sjöar
	Föreskriven regleringsamplitud för sjöar
	Morfologiska förhållanden
	Markanvändning i närmiljön
	Markanvändning i delavrinningsområdet
	Död ved/Antal vedbitar
	Antal diken per km
	Förändrad litoral zon

KEMISK STATUS

Klassificering för kemisk ytvattenstatus görs för EG-gemensamma prioriterade ämnen. Hit hör de 33 prioriterade ämnena samt 8 andra förorenande ämnen (se bilaga 1). I de fall ett vatten omfattas av fiskvatten- (exempelvis Mälaren) och skaldjursdirektiven (endast västkusten) finns ytterligare ett antal normer för miljöförhållanden, däribland vattenkemiska parametrar som ska tas in i bedömningen av kemisk status. Kemisk status klassificeras antingen som god eller uppnår ej god status utifrån de miljökvalitetsnormer som anges i direktiv 2008/105/EG vilket trädde i kraft i december 2008.

För aktuella ämnen anges två olika typer av miljökvalitetsnormer (MKN). Den ena är ett årsmedelvärde (AA-MKN) som syftar till att säkra en långsiktig kvalitet hos den akvatiska miljön. Angiven nivå innebär att ett prioriterat ämne tillfälligt får förekomma i koncentrationer som överskrider detta värde så länge den genomsnittliga halten över året inte överträds. Den andra normen anger den maximalt tillåtna koncentrationen (MAC-MKN) och reglerar tillåten korttidsexponering.

MKN avser normalt halter i vatten. För att trygga skydd mot indirekta verkningar och sekundär förgiftning tillämpas för några ämnen, däribland kvicksilver och dess föreningar, miljökvalitetsnormer för djurvävnad. För kvicksilver gäller 20 µg/kg våtvikt. Till följd av naturligt höga bakgrundshalter och effekter av historisk påverkan bedöms detta gränsvärde dock överskridas i samtliga ytvattenförekomster i Sverige. Enligt Vattenmyndighetens bedömning medför framförallt de naturliga förutsättningarna att det inte under överskådlig tid bedöms vara möjligt att motverka de nuvarande kvicksilverhalterna i svenska ytvattenförekomster. Det har därför beslutats om ett generellt undantag för samtliga vattenförekomster i hela landet, i form av ett mindre strängt kvalitetskrav för kvicksilver och kvicksilverföreningar. I syfte att motverka en ökning av de nuvarande kvicksilverhalterna har myndigheten formulerat en särskild miljökvalitetsnorm med innebörden att de nuvarande kvicksilverhalterna inte bör öka till 2015.

Klassificering av kemisk status i ytvatten försvåras av att det i de flesta fall saknas mätvärden för aktuella ämnen. Så är fallet även för Norrviken. Med tillgängligt underlagsmaterial görs därför enbart en översiktlig analys av vilka ämnen som kan vara särskilt intressanta att övervaka. Liksom för SFÄ baserar sig analysen på uppmätta halter i Norrviken samt uppmätta halter i dagvatten (Alm m.fl. 2010) och i viss mån också förslag till riktvärden för aktuella föroreningar i dagvatten (Regionplane- och trafikkontoret 2009).

Kvicksilver i gädda i Norrviken beräknas till 140 µg/kg, se tabell 7, vilket alltså innebär att MKN överskrids och att kemisk status därmed normalt ska bedömas till uppnår ej god status. Det generella kvalitetsundantag som gäller Sverige medför dock att de relativt sett höga kvicksilverhalterna inte påverkar bedömningen av kemisk status, så länge de inte ökar.

Resultat från undersökning av två dagvattendammar i regionen visar att flera prioriterade ämnen förekommer i dagvatten, även flera ämnen som numera är förbjudna (Alm m.fl. 2010). Tennorganiska föreningar och beta-endosulfan förekom i halter över MAC-MKN, se tabell 7, och kan därför bedömas vara särskilt angelägna att övervaka i den av dagvatten hårt belastade Norrviken. Uppmätta halter av kadmium, bly och nickel i Norrvikens vatten låg väl under AA-MKN vilket indikerar att dessa ämnen inte medför någon risk för att kemisk status inte ska bedömas vara god.

Med tillgängligt dataunderlag bedöms Norrviken dock till god kemisk status. Bedömningen får dock anses vara tämligen osäker.

Tabell 5. Halter av sex prioriterade ämnen i Norrvikens vatten och biota (fisk) visas tillsammans med miljökvalitetsnormer för inlandsvatten. För dagvatten redovisas riktvärden för direktutsläpp till recipient (Regionplane- och trafikkontoret 2009) samt högsta uppmätta medelhalter vid två anläggningar som ingår i det så kallade NOS-projektet (Alm m.fl. 2010).

Ämne	Norrviken		MKN			Dagvatten	
	Vatten 2001	Biota	AA	MAC	Biota	Riktvärden	Uppmätta medelhalter
	µg/l	µg/kg VV	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Kadmium	0,04	-	0,08-0,25	0,45-1,5	-	0,4	0,16
Bly	0,2	-	7,2	-	-	8	8,7
Kvikksilver	-	140	0,05	0,07	20	0,03	0,014
Nickel	3,3	-	20	-	-	15	4,6
Tributylföreningar	-	-	0,000	0,000	-	-	17,2
Beta-endosulfan	-	-	0,005	0,01	-	-	0,02

Vattenmyndighetens statusbedömning

I detta moment granskas vattenmyndighetens statusbedömning av Norrviken för att utröna om den kan anses vara rimlig med hänsyn till underlagsmaterial, bedömda parametrar och referensvärden. Om det finns indikationer på att statusbedömningen är missvisande, beaktas detta i det fortsatta arbetet.

Enligt vattenmyndighetens beslut 2009-12-16 klassificeras Norrviken till måttlig ekologisk status och god kemisk status. Bedömningen av kemisk status gäller, precis som för huvuddelen av de svenska vattenförekomsterna, med undantag för kvikksilver.

Länsstyrelsens beredningssekretariat och vattenmyndigheten väntas uppdatera statusbedömningen i februari-mars 2011. Det beslut som fattades 2009-12-16 gäller dock till nästa förvaltningscykel inleds och nytt beslut tas.

Ekologisk status

Biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer

Styrande för myndighetens bedömning av ekologisk status är växtplankton (klorofyll a, perioden 2004-2006) som alltså klassificerades till måttlig status. För en säker bedömning av denna kvalitetsfaktor krävs uppgifter om växtplanktonsamhällets biomassa och artsammansättning. En sådan undersökning omfattas av 2010 års Oxunda samverkans övervakningsprogram som redovisas våren 2011. Övriga biologiska kvalitetsfaktorer som redovisas i VISS är litoralbottenfauna (Lindqvist 2007) och fisk (Länsstyrelsen i Stockholms län 1999).

Resultat för profundalbottenfauna (Lindqvist 2007), vattenväxter (Gustafsson 2007) och det senast utförda provfisket (Lindberg & Nöbelin 2006) har inte beaktats vid vattenmyndighetens bedömning. Anledningen till detta är att underlaget förbisets (profundalbottenfauna), att det saknats bedömningar av aktuella kvalitetsfaktorer (fisk) eller att underlagsmaterial inte hunnit inarbetas i bedömningen innan vattenmyndigheten fattade beslut om status. Det senare gäller av naturliga skäl de undersökningar som

utförts senare än detta datum.

Vattenmyndighetens sammanvägda bedömning av Norrvikens fysikalisk-kemiska faktorer visar på dålig status, och Norrviken placerar sig alltså här i den lägsta statusklassen. Myndighetens bedömning baserar sig för näringsämnen på data från perioden 2004-2006 (augusti), för surhet på data från 2004-2007 samt för siktdjup på säsongsmedelvärde för 2006.

Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Vattenmyndigheten har bedömt statusen hos den hydromorfologiska kvalitetsfaktorn som måttlig. Bedömningen är enligt Vattenmyndigheten (VISS) gjord utifrån automatklassning av parametrarna kontinuitet, hydrologisk regim och morfologiska förhållanden. I Norrvikens fall klassades kontinuiteten som hög, och morfologiska förhållanden som måttliga. Den hydrologiska regimen klassades ej. Orsaken till att de morfologiska förhållandena bedömdes ha måttlig status var den markanvändningen i närområdet och delavrinningsområdet som bedömdes ha måttlig respektive otillfredsställande status. Om markanvändningen i närmiljön (50 meter från strandlinjen) är artificiell till mellan 20 och 40 % är bedömningen måttlig. I Norrvikens fall är 27 % av närmiljön artificiell. Vad gäller delavrinningsområdet så innebär en artificiell andel mellan 40 och 60 % att kvalitetsfaktorn bedöms som "otillfredsställande". För Norrviken är denna andel 59 % (se bilaga 2).

Kemisk status

Med det generella kvalitetsundantag för kvicksilver som gäller Sverige bedömde vattenmyndigheten Norrvikens kemiska status som god. Som redan beskrivits ovan överskrider dock kvicksilverhalterna i fisk det gränsvärde som normalt gäller för god status.

Statusbedömning - slutsatser

Granskningen tyder på att vattenmyndighetens bedömning av Norrvikens ekologiska och kemiska status är rimlig. Fog finns dock för att bedöma ekologisk status till den lägre klassen otillfredsställande status istället för måttlig, eftersom både profundalbottenfauna och vattenväxter indikerar denna statusklass.

Det är således tydligt att åtgärder krävs för att Norrviken ska uppfylla miljökvalitetsnormen god ekologisk status till 2021. I det fall alternativa beräkningssätt i framtiden tillämpas för att uppskatta referensvärden för totalfosfor kommer klassgränserna för god status samt övriga klasser bli mindre strikta. Baserat på uppmätta totalfosforhalter 2008-2010 placerar sig dock Norrviken även fortsatt i otillfredsställande status. Bedömningen grundar sig på underlagsmaterial av tillfredsställande mängd och kvalitet och kan betraktas som säker.

Med det generella kvalitetsundantag som gäller för kvicksilver placerar sig Norrviken i klassen god kemisk status. Brist på underlagsmaterial gör dock att bedömningen måste betraktas som osäker.

Miljökvalitetsnormer

Enligt vattenmyndighetens beslut 2009 är miljökvalitetsnormen för Norrviken god ekologisk status med tidsfrist till 2021 samt god kemisk status 2015. Uttryckt på ett mer konkret sätt innebär detta bland annat att klorofyllhalten får uppgå till maximalt cirka 8 µg/l, att totalfosforhalten ska understiga 23 µg/l samt att siktdjupet är större än 2,2 meter.

Gällande miljökvalitetsnormer

Vattenmyndigheten beslutade den 16 december 2009 om miljökvalitetsnormer för Norrviken och andra vattenförekomster i distriktet. Miljökvalitetsnorm avseende ekologisk status för Norrviken beslutades av vattenmyndigheten till god ekologisk status med tidsfrist till 2021. Tidsfrist ges då myndigheten bedömde det vara ekonomiskt orimligt och/eller tekniskt omöjligt att vidta de åtgärder som skulle behövas för att uppnå god ekologisk status 2015. För att komma tillrätta med Norrvikens övergödningssituation och uppnå god status krävs flera åtgärdsinsatser under en längre tid. Om alla rimliga åtgärder vidtas kan god ekologisk status förväntas uppnås 2021.

Miljökvalitetsnorm för kemisk status i Norrviken fastställdes till god status 2015. Normen gäller undantaget kvicksilver och kvicksilverföreningar för vilka kvalitetskravet är ”Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus”. Det innebär att Norrvikens halter av dessa ämnen inte bör öka till den 22 december 2015, i förhållande till de halter som har legat till grund för vattenmyndighetens statusklassificering av kemisk ytvattenstatus 2009.

Vad innebär miljökvalitetsnormerna?

För att Norrviken ska bedömas till god ekologisk status krävs att den sammanvägda bedömningen av såväl biologiska som fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar god, eller högre, status. Bedömning till hög status förutsätter att samtliga biologiska och fysikalisk-kemiska, liksom hydromorfologiska kvalitetsfaktorer indikerar hög status, det vill säga förhållanden som inte avviker annat än obetydligt från referensförhållanden. Eftersom de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna inte behöver tas med i bedömningen av ekologisk status (då sjön inte uppnår hög ekologisk status) ingår de dessa inte i miljökvalitetsnormerna.

God status innebär för växtplankton en klorofyllhalt av maximalt cirka 8 µg/l. Kraven för vattenväxter, bottenfauna och fisk är svårare att ange eftersom de framförallt baserar sig på vilka arter som förekommer. För att illustrera detta används kvalitetsfaktorn vattenväxter som exempel. För att Norrvikens vattenväxtsamhälle ska bedömas till god status krävs ett trofiskt makrofytindex (TMI) av minst 7,3. Huvuddelen av de 12 arter som förekom i Norrviken 2008 och 2010 har låga indikatorvärden vilket innebär att de bidrar till ett lågt TMI och följaktligen låg ekologisk status. Med antagandet att de två i nuläget vanligast förekommande arterna hornsärv

och gul näckros även fortsättningsvis kommer finnas kvar i sjön, krävs för god status att flera arter med mycket låga indikatorvärden – stor andmat, uddnate, borstnate och vattenaloe – försvinner och arter med höga värden – exempelvis slinken (*Nitella* sp.), braxengräs, hårslinga och klolånke - tillkommer.

God ekologisk status förutsätter också att de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna uppnår motsvarande kvalitet. För Norrviken innebär det att totalfosforhalten ska understiga 23 µg/l samt att siktdjupet är större än 2,2 meter. Möjligen kan referensvärden vid framtida bedömningar komma att beräknas med en alternativ metod (personlig kommunikation, Joakim Pansar, Länsstyrelsen i Stockholms län). Beräkningar enligt denna metod (Cardoso m.fl. 2007) ger för Norrviken ett referensvärde för totalfosfor av 16-20 µg/l. Det innebär vidare att gränsen mellan måttlig och god status kommer att ligga vid 33-40 µg/l istället för som idag vid 23 µg/l. I det fortsatta arbetet används dock den senare gränsen som framtagits i enlighet med i nuläget gällande metoder.

Identifiering av miljöproblem

En genomgång av ekologisk status och de krav som miljökvalitetsnormerna innebär visar inte oväntat att de huvudsakliga miljöproblemen i Norrviken är relaterade till övergödning. För att miljökvalitetsnormen ska uppnås är det således nödvändigt att identifiera de huvudsakliga källorna till denna påverkan samt att åtgärda dessa. Utredningen visar att åtgärder mot Norrvikens eutrofiering bör inriktas primärt mot fosfor, och särskilt den växttillgängliga formen fosfat.

Med tillgängligt underlagsmaterial är det inte möjligt att bedöma kemisk status annat än för kvicksilver. Tennorganiska föreningar och beta-endosulfan kan i dagvatten förekomma i halter över maximalt tillåtna halt (MAC-MKN). Dessa ämnen kan möjligen utgöra ett miljöproblem i den av dagvatten hårt belastade Norrviken. För att bedöma situationen krävs kunskap om halterna av dessa ämnen i Norrvikens vattenmassa.

Nämnvärt är att Norrvikens näringsrikedom delvis kan maskera påverkan av metaller och organiska miljögifter. I en övergödd miljö kan dessa ämnen ”spädas ut” i en större biomassa och även begravas snabbare i bottenmaterial genom den förhöjda sedimentationstakt som blir följd av en hög biologisk produktion. Även om miljögiftsundersökningar i dagsläget, hypotetiskt sett, inte skulle visa på några alarmerande halter finns risken för att effekten av miljögiftspåverkan visar sig i takt med att övergödningproblematiken åtgärdas.

Vattenmyndighetens bedömning av miljöproblem

Kriteriet för att vattenmyndigheten ska bedöma övergödning som ett miljöproblem är att minst en av kvalitetsfaktorerna näringsämnen, siktdjup och/eller växtplankton klassats till måttlig eller sämre status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I VISS klassas näringsämnen och siktdjup till dålig status och växtplankton (klorofyll) till måttlig status (bilaga 2). Enligt vattenmyndighetens bedömning (2009-12-22) utgör övergödning således ett miljöproblem i Norrviken.

Gränsvärdet för kvicksilver i biota överskrids i Norrviken liksom i merparten av alla Sveriges ytvattenförekomster, se kapitel ’Status och kvalitetskrav’. Undantaget kvicksilver bedömer vattenmyndigheten att det inte föreligger några miljöproblem vad gäller miljögifter. Bedömningen baseras, enligt VISS, på att det inom avrinningsområdet inte finns några kartlagda källor med sådant utsläpp att de bedöms påverka vattenförekomsten negativt avseende miljögifter. Det bör påpekas att detta är en så kallad expertbedömning som behöver utredas vidare i nästa förvaltningscykel.

Begränsande näringsämne

Primärproduktionen bestäms av mängden tillgängliga näringssalter, särskilt fosfat och löst oorganiskt kväve; nitrat och ammonium. Vid hög planktonproduktion förbrukas närsalterna snabbt och när halten av ett visst näringsämne nått en undre kritisk nivå begränsas fotosyntesen och kan helt avstanna. Det näringsämne som först förbrukas, och där nytillskott åter stimulerar produktionen, sägs vara begränsande. I allmänhet anses fosfor, eller snarare den växttillgängliga jonformen fosfat, utgöra det begränsande näringsämnet i sjöar (ex. Blomqvist m.fl. 2004). Nämnvärt är Norrvikens växtplanktonproduktion normalt är så kraftig sommartid att ljustillgången, och inte närsalter, sannolikt är begränsande en bit ner i ytvattenskiktet.

Baserat på provtagningar i september 2009 bedömdes att Norrvikens primärproduktion är kvävebegränsad (Kursrapport Akvatisk ekologi, Stockholms universitet 2009). Bedömningen baserades på fördelningen mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och fosfor (DIP). Förhållandet mellan dessa båda näringsämnen hos nyproducerade växtplanktonceller har visat sig vara relativt konstant och beskrivs av den så kallade Redfield-kvoten som ett N:P förhållande om 7:1 på viktbasis (16:1 på molbasis). Vid kvoter över 7 anses fosfor vara begränsande ämne, och understiger kvoten detta värde betraktas kväve som begränsande. Kvoten i Norrviken låg kring cirka 2, det vill säga väsentligt under gränsvärdet 7, och planktonproduktionen i september bedömdes vara tydligt kvävebegränsad.

En situation med brist på oorganiskt kväve men god tillgång till biotillgänglig fosfor gynnar kvävefixerande cyanobakterier som kan utnyttja fosforöverskottet och fixera luftkväve efter behov. Dessa organismer kan då bilda kraftiga blomningar som medför minskat siktdjup, otjänligt badvatten och risk för förgiftning av främst hundar och andra djur. Det kväve som cyanobakterierna fixerat mineraliseras i slutet av sommaren och blir därigenom tillgängligt i form av nitrat och ammonium för andra primärproducenter. Cyanobakterier är mindre lämpliga som föda för djurplankton och kommer i stor utsträckning att existera vid sidan av sjösystemets näringsväv.

Vår- och höstblomningen i sjöar domineras normalt av kiselalger som saknar förmåga till kvävefixering. Brist på biotillgängligt kväve under slutet på vårblomningen skulle således begränsa primärproduktionen och kvarlämna ett överskott av fosfor. Denna fosfor utgör basen för kvävefixerande cyanobakterieblomningar sommartid.

För att bryta detta högproduktiva mönster behöver framförallt fosfattillgången minskas radikalt. Då kan ett relativt lågproduktivt tillstånd uppnås där vårblomningen blir fosfatbegränsad. Sommarproduktionen kommer då också att begränsas av fosfattillgången och förutsättningen för omfattande kvävefixering uteblir.

Slutsatsen av detta är att åtgärder mot Norrvikens eutrofiering och för att nå miljökvalitetsnormen god ekologisk status 2021 bör inriktas primärt mot fosfor, och särskilt den växttillgängliga formen fosfat.

Riskbedömning

Vattenmyndigheten bedömer att det föreligger risk för att Norrviken inte ska uppnå god ekologisk status till 2015. Risken har uppskattats utifrån aktuella bedömningar av ekologisk status och förekomst av miljöproblem, där statusklasser sämre än god och miljöproblem identifierade genom påverkansanalys har bedömts som risk. Ingen hänsyn har tagits till ekonomisk analys eller framtida samhällsutveckling, och inte heller har någon bedömning av trender gjorts.

Med det nationella kvalitetsundantaget för kvicksilver bedömer myndigheten att det inte föreligger någon risk för att kemisk status inte nås till 2015. Bedömningen är en så kallad expertbedömning och behöver utredas i nästa förvaltningscykel.

Källor till övergödningspåverkan

Nästa steg i arbetet är att först identifiera och därefter kvantifiera källor till det miljöproblem som definierats - i detta fall alltså källor till belastning av näringsämnen och primärt källor till fosfor. Kvantifieringen syftar till att ge en bild av Norrvikens totala näringsbelastning för att senare kunna relatera den till sjöns ekologiska status, samt för att ge underlag för åtgärdsinriktat arbete mot de mest betydande näringskällorna.

Identifiering av källor

En beskrivning av sjöns tillrinningsområde utgör ett nödvändigt underlag för att identifiera och uppskatta den potentiella betydelsen av möjliga näringskällor. Belastningskällor kan delas upp och beskrivas i olika påverkanstyper, exempelvis i interna och externa källor. En annan utgångspunkt är om källan utgör ett punktsläpp eller står för en mer diffus belastning. Källfördelningen kan också beskrivas i naturlig bakgrundsbelastning och antropogen påverkan.

Utöver nuvarande belastning påverkas miljö kvalitet och naturvärden även av historiska företeelser som sjösänkningar och tidigare näringspåverkan. För att kunna föreslå åtgärder som är effektiva för att nå de miljömål och miljö kvalitetsnormer som definierats, är det nödvändigt att analysera och ta hänsyn även till hur tidigare ingrepp påverkat sjön och vilket genomslag de har i dagsläget.

Externa näringskällor

Externa näringskällor är alla källor som har sitt ursprung utanför själva sjön, alltså i tillrinningsområdet eller atmosfären. Dessa källor identifieras med ledning av tillrinningsområdets markanvändning, register över små och stora punktkällor samt genom kännedom om företeelsen atmosfärisk deposition. Eftersom Norrvikens tillrinningsområde till stor del utgörs av bebyggelse, se kapitlet "Allmänt om Norrviken", är det rimligt att anta att den står för en stor del av näringsbelastningen. Andra källor som bör kvantifieras är skogs- och jordbruksmark som står för 30 respektive 17 procent av markanvändningen. Belastning från markanvändning och atmosfär räknas normalt till gruppen diffusa källor.

Små och stora punktkällor kan förekomma i form av utsläpp från industrier och reningsverk samt som dagvatten och enskilda avlopp. De båda senare redovisas ibland som diffusa källor, och ibland som punktkällor. Uppgifter om punktkällor kan hämtas från Svenska MiljöEmissionsData (SMED) och VISS. Enligt dessa databaser förekommer punktkällor främst i form av enskilda avlopp. Verksamheter i länsstyrelsens CEMIR-databas omfattar bland annat Jästbolaget AB, Brunnby-Nibbetippen och Hagby avfallsanläggning. Ytterligare en möjlig källa till näringspåverkan kan vara bräddningar från avloppsnätet. Efter kontakt med Sollentuna kommun framkom att det finns möjlighet till bräddning till Norrviken från totalt fem pump-

stationer, via direkt bräddledning eller via dagvattenledning (personlig kommunikation, Katarina Forslöw). Sollentuna Energi som är ansvariga för kommunens VA-drift känner dock inte till att det skulle skett någon bräddning under senare år, och meddelar att någon sådan incident inte heller finns redovisad i de årliga miljörapporterna till kommunen (personlig kommunikation, Frida Jidetorp, Sollentuna Energi).

Intern belastning

Normalt sett sker en nettofastläggning (retention) av näringsämnen i sjö-sedimenten. Efter en lång tids omfattande näringsbelastning, historiskt sett genom påverkan från bland annat avloppsvatten från jästfabriken och kringliggande bebyggelse, finns skäl att misstänka att det har lagrats så stora mängder näringsämnen i Norrvikens sediment att de inte längre förmår upprätthålla denna naturligt självrenande funktion. Mycket riktigt visar också vattenkemiska undersökningar att en frisättning av näringsämnen, särskilt fosfor, sker från bottenarna då sjöns vattenmassa är skiktad under sensommar och vinter (Ahlgren 1988, Lindqvist 2005). Dessa näringsämnen ackumuleras i det bottenära vattenskiktet (hypolimnion) så länge skiktningen består. Då vattenmassan cirkulerar vid höst och vår blandas det näringshaltiga bottenvattnet med ytskiktet vilket påverkar näringsförhållandena under nästa sommar. Denna typ av läckage från bottensedimenten innebär att sjön i sig utgör en källa till näringsbelastning. Utöver den externa belastning som sjön utsätts för, föreligger alltså även en intern belastning av näringsämnen.

I kapitlet 'Statusbedömning' beskrivs hur klorofyllhalten inledningsvis minskade kraftigt sedan Norrviken 1969 avlastats från avloppsvatten. Att minskningen av primärproduktionen därefter avtog för att ligga kvar på en hög nivå tillskrivs en bland annat fosforfrisättning från sedimentet (Ahlgren 1988, 1994).

Naturlig bakgrund och antropogen påverkan

Näringskällor, och även källor till naturligt förekommande miljögifter som metaller, kan vidare delas upp i en del som motsvarar en naturlig bakgrundsbelastning och ett påslag på detta som representerar effekten av mänsklig påverkan. Näringsläckage från jordbruksmark är alltså inte alltigenom en effekt av mänsklig verksamhet, utan inkluderar också en viss bakgrundsbelastning i form av vittring och läckage från naturligt näringsrika jordarter. För ökad förståelse för vad som är möjligt och rimligt att åstadkomma genom åtgärder mot näringsbelastning kan det vara viktigt att få ett grepp om hur belastningen fördelar sig. För vissa källor, exempelvis punktutsläpp från industri och reningsverk, råder ingen tvekan om ursprunget till belastningen. Belastning från andra källor, exempelvis skogs- och jordbruksmark, kan vara svårare att härleda. Uppgifter om näringsbelastningens fördelning på naturlig bakgrund och antropogen påverkan har framförallt hämtats från Svenska MiljöEmissionsData (SMED).

Kvantifiering av källor

I detta avsnitt redovisas och jämförs belastningsberäkningar enligt fyra alternativa metoder. Utredningen visar att Oxunda samverkans vattenkemiska kontrollprogram bidrar med mycket värdefulla uppgifter, samt att underlagsdata för nationell statistik förefaller ge en förvånansvärt bra bild av den externa belastningen till Norrviken. Enligt de beräkningar som utförts står dagvatten, huvudtillflödet Hagbyån och läckage från bottnarna för en tredjedel vardera av fosforbelastningen till sjön.

Kvantifiering av den totala belastningen till Norrviken och de olika källornas delbidrag kan utföras antingen genom modellering eller baserat på uppmätta halter och flöden, eller genom en kombination av dessa båda metoder. Belastningsdata redovisas också av SMED och SMHIs S-HYPE-modelleringar. I nedanstående avsnitt redovisas och jämförs belastningsberäkningar enligt fyra alternativa metoder;

- Belastningsberäkning med dagvattenmodellen StormTac (Larm m.fl. 2003)
- Komplettering av StormTac med data från Oxunda samverkans kontrollprogram
- Belastning enligt SMED
- Belastning enligt S-HYPE

Belastningsberäkning med dagvattenmodellen StormTac

Belastningsberäkningar för fosfor, kväve och metaller till Norrviken redovisas av Larm m.fl. (2003). Beräkningen utfördes med dagvattenmodellen StormTac och baserade sig på indata i form av uppgifter om bland annat sjöns hydrologi och morfologi, markanvändning i avrinningsområdet, årsnederbörd och schablonvärden för föroreningshalter. För Norrviken och det största tillflödet Hagbyån ansattes en totalfosforhalt av 100 respektive 90 µg/l. Halterna motsvarar enligt utredningen uppmätta värden, men ingen närmare referens lämnas till vilken tidsperiod och/eller vattenskiikt de representerar. I rapporten anges att modellen ger en uppskattning av belastningsstorleken men att redovisade värden inte får ses som absoluta.

Modellberäkningen redovisar en årlig totalfosforbelastning till Norrviken om 2 ton och för kväve 41 ton, se tabell 8. Utöver totalbelastning anges hur de beräknade årliga mängderna fördelar sig på olika källor. Hagbyån framstår som Norrvikens största näringskälla och beräknas stå för drygt 50 procent av fosforflödet, motsvarande 1060 kg/år, och 60 procent av kväveflödet. Vidare utgör diffusa källor en mycket betydande källa till både fosfor (36 %) och kväve (24 %). Den diffusa belastningen redovisas för fosfor med fördelning på dagvatten och övriga källor, medan diffus kvävebelastning redovisas som summa. Det är dock rimligt att anta att dagvatten inte bara är den huvudsakliga diffusa fosforkällan, utan också står för huvuddelen av kvävebelastningen.

Ett läckage av cirka 100 kg fosfor per år beräknas ske från Norrvikens sediment. Den interna fosforbelastningen motsvarade således fem procent av den totala belastningen. För kväve beräknades en fastläggning i sedimenten motsvarande 17 ton per år. Enligt StormTac-modelleringen utgör Norrvikens bottenar alltså en källa till fosfor och en fälla för kväve.

Tabell 6. Beräknad årlig belastning (kg/år) av totalfosfor och –kväve till Norrviken (Larm m.fl. 2003). Den diffusa belastningen redovisas för fosfor med fördelning på dagvatten och övriga källor, medan diffus kvävebelastning redovisas som totalsumma. Norrvikens sediment beräknas utgöra en källa till fosfor men en fälla för kväve.

	Hagbyån	Fjätersbäcken	Dagvatten	Övriga diffusa	Diffusa totalt	Atmosfärisk deposition	Internt	Totalt
Totalfosfor (kg/år)	1057	79	624	101	725	35	106	2002
Totalfosfor (%)	53	4	31	5	36	2	5	100
Totalkväve (kg/år)	25834	1579	-	-	9772	4137	-17303	24019

Komplettering av StormTac med data från kontrollprogram m.m.

De beräkningar som utförts enligt dagvattenmodellen StormTac ger enligt utredarna en uppskattning av belastningens storlek och fördelning men inga absoluta värden. För att om möjligt komma ett steg närmare sanningen kan det därför finnas anledning att utifrån uppmätta halter och med alternativa metoder beräkna belastningen för de källor där så är möjligt. I denna beräkning eftersträvas också att uppskattningar av hur stor andel av den totala fosforbelastningen som utgörs av direkt växttillgänglig fosfat.

Hagbyån

Belastningen från Hagbyån anges till cirka 1050 kg fosfor per år baserat på en medelhalt av 90 µg/l (Larm m.fl. 2003). Som jämförelse beräknades transporterad mängd baserad på uppmätta halter 2003-2004 (Lindqvist 2004). Dygnsflöden erhöles via SMHIs pulsberäkningar. Flödesviktade transporter beräknades genom linjär interpolering av uppmätta halter och multiplicering med dygnsflöde. För att få ett grepp om hur den årliga transporten varierar med flödet utfördes beräkningar även för perioden 1995-2009. Eftersom halter enbart finns för perioden 2003-2004 utfördes beräkningen genom en proportionerlig jämförelse med den årliga transporten 2003-2004 och genomsnittliga flöden för respektive år. Resultatet tyder på att transporten av totalfosfor via Hagbyån till Norrviken i medeltal ligger kring 560 kg per år. En knapp tiondel av denna fosfor, motsvarande cirka 50 kg, föreligger som direkt växttillgänglig fosfatfosfor. Transporten kan väntas variera med flödet och beräknades som minst till cirka 200 kg totalfosfor ett lågflödesår och som mest cirka 900 kg ett högflödesår.

En osäkerhetsfaktor i beräkningen av Hagbyåns fosfortransport är att 2003 utgjorde ett extremt lågflödesår, vilket medför att de fosforhalter som uppmättes inte representerar en genomsnittlig flödessituation. Fosforhalten uppvisar normalt inte något tydligt samband till vattenföring. I områden som påverkas av punktkällor tenderar fosforhalterna dock att vara starkt negativt korrelerade med avrinningen på grund av flödets utspädningseffekt.

fekt (Helsel & Hirsch 1992). Studier av vattendrag i området Ekskogen, Vallentuna kommun, som har en hög täthet av enskilda avlopp visar också att fosforhalten var tydligt högre vid låga flöden (Olshammar m.fl. 2009). Inget enkelt samband mellan flödet och halter kunde dock identifieras. Vid låg specifik avrinning ($< 5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$) var fosforhalten negativt korrelerad till avrinningen, och vid högre avrinning ($> 5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$) kunde ingen korrelation fastställas. Undersökningar av tolv vattendrag med minst 30 procent jordbruksmark i avrinningsområdet indikerar att vattenflödet endast kan förklara en mindre del av variationerna i näringshalter (Ulén & Fölster 2005). Även denna studie visade dock att fosforhalterna var omvänt flödesberoende åtminstone vid lägre flöden. En försiktig slutsats av detta är att de transporter som beräknats med utgångspunkt från lågflödesåret 2003 riskerar att överskatta Hagbyåns fosforbidrag till Norrviken, åtminstone vid medel- och högflödesår.

Tabell 7. Beräknade transporter av totalfosfor och fosfatfosfor via Hagbyån till Norrviken. Beräkningen baserar sig på uppmätta halter 2003-2004 och överskattar sannolikt transporten under medel- och högflödesår

Transport (kg/år)	Totalfosfor	Fosfatfosfor
Medel 1995-2009	556	48
Min (1995)	193	17
Max (2003)	885	76

Restaureringen av den lilla utdikade Kvarnsjön väntades ge en reduktion av Hagbyåns totalfosfortransport med 60 kg/år (Andersson & Stråe 2002). En utvärdering av restaureringens effekt, räknat på transporterade mängder 2009, indikerar en avskiljning av 20 procent motsvarande hela 125 kg, se tabell 10. Det finns dock anledning att ifrågasätta resultatet eftersom skillnaden i transporterad mängd in och ut ur Kvarnsjön huvudsakligen beror av en stor haltskillnad i december. Tillsvidare medräknas ingen effekt för Kvarnsjön, eftersom resultaten får anses vara alltför osäkra.

Som framgår av tabell 10 beräknades uttransporten från Kvarnsjön 2009 till cirka 480 kilo fosfor. Det motsvarar Hagbyåns bidrag till fosforbelastningen på Norrviken för det aktuella året. Beräkningen utfördes med modellerade vattenföringsdata och interpolerade fosforhalter från Kvarnsjöns kontrollprogram, enligt beskrivningen i första stycket i detta kapitel. Hagbyåns fosfortransporter 2009 beräknades till 580 kg baserat på extrapolerade halter från 2003/2004, vilket alltså var 100 kg mer än den transport som beräknades utifrån uppmätta data. Jämförelsen styrker misstanken om att beräkningar från extrapolerade data överskattar fosfortransporten vid medel- och högflödesår.

Tabell 8. Beräknade transporter av totalfosfor in och ut ur den restaurerade Kvarnsjön i Hagbyån 2009. Uttransporten ur sjön motsvarar ungefär intransporten till Norrviken från Hagbyån.

	Totalfosfor kg/mån		Avskiljning	
	in	ut	kg	%
jan	71	70	1	1
feb	48	49	-1	-2
mar	53	58	-4	-8
apr	33	37	-4	-11
maj	22	23	-1	-4
jun	30	30	-0	-0
jul	31	46	-15	-49
aug	25	32	-6	-24
sep	17	25	-8	-46
okt	29	37	-8	-28
nov	86	41	45	52
dec	158	32	127	80
summa	604	479	125	21
exkl dec	446	447	-1	-0

Slutsats: Den StormTac-modellerade belastningen av 1050 kg totalfosfor per år överskattar med stor sannolikhet Hagbyåns bidrag till Norrviken. Beräkningar som utgår från uppmätta halter tyder på att en nivå motsvarande knappt hälften av denna mängd – cirka 500 kg – är en mer rimlig uppskattning av fosfortransporten ett medelflödesår.

Fjätursbäcken

Belastningen från Fjätursbäcken anges till cirka 80 kg fosfor per år (Larm m.fl. 2003). Uppgifter om vattenkvaliteten i bäckens nedre del finns för 2005-2007 då provtagning utfördes sex gånger per år (Holmström & Hilding 2008). Månadsmedelvärden för Fjätursbäcken beräknades genom arealsproportionerliga omräkningar av de flöden som SMHI:s S-HYPE-modelleringar anger för Hagbyån. Storleken av Fjätursbäckens avrinningsområde beräknades via vattenkartan. Fosfortransporten beräknades därefter genom att multiplicera halt och flöde för varje månad. För de månader då ingen provtagning utfördes beräknades en halt som medelvärde av närliggande halter.

Beräkningarna tyder på att fosfortransporten 2005-2007 uppgick till mellan 20 och 50 kg/år. Ett medelflödesår (baserat på perioden 1995-2009) beräknades transporten uppgå till cirka 40 kg/år.

Slutsats: Den modellerade belastningen av 80 kg totalfosfor per år från Fjätursbäcken till Norrviken är troligen en överskattning. Beräkningar baserat på uppmätta halter 2005-2007 tyder på att den årliga transporten är hälften så stor, cirka 40 kg/år. Cirka 8 kg uppskattas föreligga som fosfatfosfor.

Diffus belastning

Beräknade fosformängder till Norrviken från diffusa källor domineras av

dagvatten, det vill säga just den källa som modellverktyget StormTac utvecklats för att kvantifiera. Vår bedömning är att det inte finns möjlighet att på ett bättre sätt beräkna denna belastning. Sedan beräkningarna utfördes 2003 har det skett en del förändringar i de schablonvärden som används i modellen (Thomas Larm, personlig kommunikation). En jämförelse mellan schablonhalter som användes 2003 och uppdaterade halter som infördes i oktober 2010 visar att skillnaderna för bebyggda områden är störst vad gäller radhus och flerfamiljshus där schablonhalten ökat med 20-25 procent, samt för industri där den minskat med motsvarande andel, se tabell 11. Eftersom andelen villor och radhus står för 45 procent av den bebyggda marken i kring Norrviken och industrimark enbart utgör tio procent (Larm m.fl. 2003) är det rimligt att anta att dagvattnets totalfosforbidrag underskattats något i beräkningarna 2003. Baserat på reviderade schablonvärden och givet den markanvändning som anges i tabellen kan de totala mängderna tänkas hamna i storleksordningen 5-10 procent högre, det vill säga kring 680 kg.

Tabell 9. Schablonvärden för olika typer av bebyggelse 2003 och 2010. Dessutom visas andelen av olika bebyggelse kring Norrviken, baserat på data i Larm m.fl. 2003.

Markanvändning	Schablonhalt (mg/l)			Bebyggd mark	
	2003	2010	Skillnad (%)	Yta (ha)	Andel (%)
Väg 1	0,22	0,21	-5	1	0
Villor	0,2	0,2	0	390	35
Radhus	0,2	0,25	25	279	25
Flerfamiljshus	0,25	0,3	20	223	20
Industri	0,4	0,3	-25	112	10
Park	0,12	0,12	0	112	10

För att få en uppfattning om hur stor andel av dagvattenbelastningen som utgörs av fosfatfosfor skulle data från det så kallade NOS-projektet kunna nyttjas. Projektet omfattar undersökning av in- och utgående halter och flöden till fem dagvattenanläggningar i regionen och kommer att avrapporteras i slutet av 2010. Vid tiden för denna utredning fanns enbart medelhalter t.o.m. 2009 att tillgå i diagramform. Dessa indikerar att fosfatfosfor utgör i medeltal 30 procent av totalfosforhalten med en högsta andel av 45 procent (Vibydammen) och en lägsta av 13 procent (Tibbledammen). Räknet på en andel av 30 procent kan fosfatfosformängderna som transporteras via dagvatten till Norrviken uppskattas till 200 kg/år.

De åtgärder som genomförts runt Norrviken för att minska närings- och föroreningsbelastningen från dagvatten väntas ha medfört en reduktion av 70-90 kg fosfor per år, se kapitlet "Åtgärder för att nå god status".

Slutsats: Den modellerade belastningen av 620 kg totalfosfor per år från dagvatten till Norrviken kan innebära en viss underskattning. Med reviderade schablonvärden uppskattas belastningen till 680 kg per år, och ligger alltså i samma storleksordning som tidigare mängder. Med justering för förväntad avskiljning i LOD-anläggningar som tillkommit sedan modelleringen kan belastningen väntas ligga kring 600 kg per år. Fosfatfosfor utgör uppskattningsvis

180 kg av denna mängd.

Internbelastning

Fosforläckaget från Norrvikens sediment har med StormTac beräknats till cirka 100 kg per år (Larm m.fl. 2003), medan en tidigare utredning uppskattar internbelastningen till cirka 300 kg/år (Tollstedt 2001). Eftersom den förra uppgiften baserar sig på modelleringar och den senare beskriver situationen för mer ett än decennium sedan, finns anledning att försöka kvantifiera belastningen utifrån uppmätta halter som beskriver dagens läge. Beräkningen baserades på uppmätta fosfatfosforhalter i djupvattnet (hypolimnion) vid två stationer i augusti 2003-2010. Tillvägagångssättet vid beräkningen beskrivs nedan.

Inledningsvis bestämdes hypolimnions tjocklek utifrån temperaturprofiler 2003-2010. I medeltal låg sprängskiktet vid sju meters djup. Fosforhalter har uppmätts i prov som tagits cirka en halvmeter ovanför sedimentytan. För att beräkna halterna vid övriga djup i hypolimnion användes haltförhållanden från Lejondalssjön, Upplands-Bro kommun. För denna sjö som har djup- och skikttningsförhållanden som liknar de i Norrviken finns uppgifter om fosforhalter i en profil i hypolimnion. Med hjälp av dessa beräknades hur halten minskade från botten och uppåt (djupen 8, 9 och 10 m) och samma förhållanden antogs gälla även i Norrviken. Vid beräkning av Norrvikens hypolimnionvolym delades sjöns bottenarea upp i två delar, där område 2 fick representera uppmätta halter vid provpunkt 2 och område 3 fick representera uppmätta halter vid provpunkt 3. Område 2 delades upp i två djupintervall som ytmässigt begränsades av djupkartans åttameterskurva, medan område 3 delades upp i fyra djupintervall och begränsades av tiometerskurvan. Totalfosforinnehållet inom varje djupintervall beräknades genom att multiplicera den uppmätta/beräknade halten med volymen i aktuellt intervall. Internbelastningen beräknades därefter som summan av mängderna i de båda områdenas djupintervall.

Beräkningen tyder på den årliga belastningen av fosfatfosfor från Norrvikens sediment uppgår till drygt 500 kg. En minsta mängd av 320 kg beräknades för 2005, och en högsta av 620 kg för 2003.

Det bör nämnas att beräkningen inte kvantifierar de fosformängder som frisätts vid vinterstagnationen (vinterns skikttningsperiod). Anledningen till detta är att sjön då inte är lika tydligt temperaturskiktad, vilket medför att det bara med mycket stor osäkerhet går att uppskatta hypolimniontjockleken och halterna i detta vattenskikt. Data från kontrollprogrammet tyder på att det föreligger ett visst fosforläckage även vintertid, men att detta är av betydligt mindre omfattning än sommarperiodens internbelastning. Kontentan av det hela är att internbelastningen i Norrviken sannolikt har underskattats något.

Slutsats: Den modellerade internbelastningen av 100 kg totalfosfor per år underskattar med stor sannolikhet omfattningen av sedimentens fosforläckage till Norrvikens vattenmassa. En nivå motsvarande cirka fem gånger denna mängd,

de t vill säga cirka 500 kg, är enligt ovanstående beräkningar en mer rimlig uppskattning av internbelastningen ett medelår. Beräkningen underskattar möjligen internbelastningen eftersom den inte tar hänsyn till den frisättning som sannolikt sker vintertid.

Belastning från större punktkällor

Brunnby-Nibbletippen avvattnas till Frestabäcken som mynnar i Norrvikens norra del och beräknas transportera cirka 80 kg totalfosfor per år (Stråe & Andersson 2005). Denna belastning ingår i ovanstående redovisningar som bidrag från diffusa källor. Jästbolaget har idag ingen avloppspåverkan till Norrviken. Lakvatten från Hagby avfallsanläggning samlas upp och renas lokalt för att därefter ledas till Stora Värtan, vilket innebär att inga läckage sker till Hagbyån (personlig kommunikation, Emma Breitholtz, Sörab). Sollentuna Energi som är ansvariga för kommunens VA-drift känner inte till att det skulle skett någon bräddning från avloppsnätet under senare år, och meddelar att någon sådan incident inte heller finns redovisad i de årliga miljörapporterna till kommunen (personlig kommunikation, Frida Jidetorp, Sollentuna Energi). I dagsläget har inte identifierats några större punktkällor till näringspåverkan på Norrviken.

Kvantifiering av källor – slutsats

Efter kompletteringar enligt ovan beräknades den externa och interna fosforbelastningen till Norrviken uppgå till cirka 1800 kg/år, se tabell 12. Dagvatten, Norrvikens sediment och Hagbyån framstår nu som de största källorna till totalfosfor, se tabell 12. Dessa tre källor står vardera för cirka 30 procent av totalfosforbelastningen motsvarande 500-600 kg fosfor per år och källa. Sett till fosfatfosfor är situationen väsentligt annorlunda. Internbelastningen står här i en klass för sig med en andel om nära 70 procent, motsvarande 520 kg/år. Dagvattnets andel av den totala fosfatfosforbelastningen uppskattas till knappt 25 procent, och Hagbyåns till blygsamma fem procent.

Tabell 10. Beräknad årlig belastning (kg/år) av totalfosfor och fosfatfosfor till Norrviken. Angivna mängder baseras på modelleringar (Larm m.fl. 2003) med justeringar för LOD-anläggningar samt på beräkningar från uppmätta halter från Oxunda samverkans kontrollprogram.

	Hagbyån	Fjätursbäcken	Dagvatten	Övriga diffusa	Atmosfäriskt deposition	Internt	Totalt
Totalfosfor (kg/år)	500	40	600	101	35	520	1796
Fosfatfosfor (kg/år)	40	4	180	10	0	520	754
Totalfosfor (%)	28	2	33	6	2	29	100
Fosfatfosfor (%)	5	1	24	1	0	69	100

Belastning enligt SMED

Svenska MiljöEmissionsData (www.smed.se) redovisar nationellt täckande belastningsberäkningar med fördelning på delavrinningsområde. Beräkningarna utgör underlag för den statistik som beskriver föroreningsbelastningen till Östersjön och som är en del av HELCOMs återkommande re-

dovisning. Data som presenteras i detta avsnitt är underlag för den femte upplagan av HELCOM-rapporteringen, PLC5 (Pollution Load Compilation 5). SMED-data avser 2005 för de diffusa källorna och om möjligt 2006 års punktutsläpp.

SMED redovisar uppgifter om belastning från punktkällor och diffusa källor; de senare delvis med fördelning på antropogen andel och naturlig bakgrund. För varje delområde anges brutto- och nettobelastning där det senare motsvarar områdets bidrag till belastningen på slutrecipienten Östersjön. Vidare hittar man i SMED-data uppgifter om markanvändning, medelavrinning, typhalter, retention med mera. Observera dock att beräkningarna syftar till att utgöra underlag för nationell statistik, och att osäkerheten på en så fin skala som delavrinningsområdesnivå kan vara mycket stor.

Data söks lättast fram på SMEDs hemsida via avrinningsområdets SMHI-id. Observera dock att det ibland är de äldre id-beteckningarna som används. För Norrviden användes och redovisas bruttobelastning för avrinningsområdena id 659725-162040 (Utloppet av Norrviden) samt id 659813-162347 (Vid mätstation Skällnora). Observera att SMED-data inte inkluderar internbelastning och alltså enbart anger belastningen från externa källor.

Den externa fosforbelastningen till Norrviden är enligt SMED 983 kg/år, se tabell 13. Av detta står dagvatten för 514 kg, motsvarande drygt 50 procent. Med korrigering för beräknad bakgrundsbelastning uppskattas det antropogena bidraget till 589 kg/år, motsvarande 60 procent av den totala belastningen.

Tabell 11 Beräknad årlig belastning (kg/år) av totalfosfor till Norrviden enligt SMED. Observera att uppgifterna enbart omfattar externa källor och alltså inte inkluderar fosforläckage från bottenarna. SMED anger den antropogena delen av belastningen till 60 procent.

	Jordbruk	Skog	Öppen	Atmosfärisk deposition	Dagvatten	Enskilda avlopp	Summa
Total (kg/år)	318	22	46	12	514	71	983
Antropogen (kg/år)	146				372	71	589
Total (%)	32	2	5	1	52	7	100
Antropogen (%)	46				72	100	60

Belastning enligt S-HYPE

Till stöd för genomförandet av den nya vattenförvaltningen har SMHI utvecklat en beräkningsmodell, S-HYPE, som inkluderar alla vattenförekomster. Modellsystemet baseras på HYPE-modellen och ska vara nära länkat till utökade mätprogram. Belastningsuppgifter som beräknats genom S-HYPE för kväve och fosfor för enskilda delavrinningsområden kan hämtas via <http://homer.smhi.se/>. För Norrvidens delavrinningsområde omfattar S-HYPE enbart Hagbyån.

För perioden 1995-2009 anger S-HYPE Hagbyåns fosfortransport till i medeltal 270 kg/år. En jämförelse som baseras på transportberäkningar ge-

nom modellerad vattenföring och uppmätta halter ger dock ett medelvärde av cirka 500 kg/år, se kapitlet ”Kvantifiering av källor”, det vill säga nästan dubbelt så mycket. Motsvarande avvikelse har noterats för vattendrag i Norrtälje kommun (Naturvatten, opublicerat). SMHI anger det typiska felet för beräknade långtidsmedelvärden till cirka ± 10 procent för vattenföring och cirka ± 30 procent för fosforhalter. Att döma av beräkningar baserade på uppmätta näringshalter i Hagbyån förefaller modelleringen dock ge en än större underskattning av den verkliga transporten. Till dess orsaken till avvikelsen är klarlagd rekommenderar vi att transportuppgifter som tagits fram via S-HYPE används med stor försiktighet.

Belastningsberäkningar – slutsatser

Årlig totalfosforbelastning (kg/år) till Norrviken enligt de fyra beräkningsalternativen framgår av tabell 14. Observera att enbart de båda första beräkningssätten inkluderar internbelastning, och att posten total därför inte kan anses komplett vad gäller SMED. För SMED-data redovisas belastningen från Hagbyån och Fjätursbäcken under posten Övriga diffusa. S-HYPE omfattar enbart belastning via Hagbyån och jämförelser kan enbart göras för denna post.

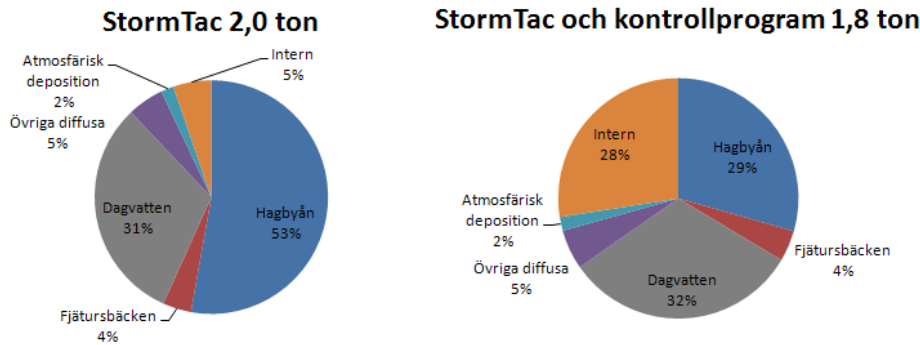
Tabell 12. Årlig totalfosforbelastning (kg/år) till Norrviken enligt beräkningar med dagvattenmodellen StormTac, StormTac-beräkningar kompletterade med data från kontrollprogram samt enligt SMED och S-HYPE. Observera att de två senare inte ger någon fullständig bild av belastningen.

Beräkningssätt	Hagbyån	Fjätursbäcken	Dagvatten	Övriga diffusa	Atmosfärisk deposition	Intern	Total
StormTac	1057	79	624	101	35	106	2002
StormTac + kontrollprogram	500	40	600	101	35	520	1796
SMED			514	457	12		983
S-HYPE	270						

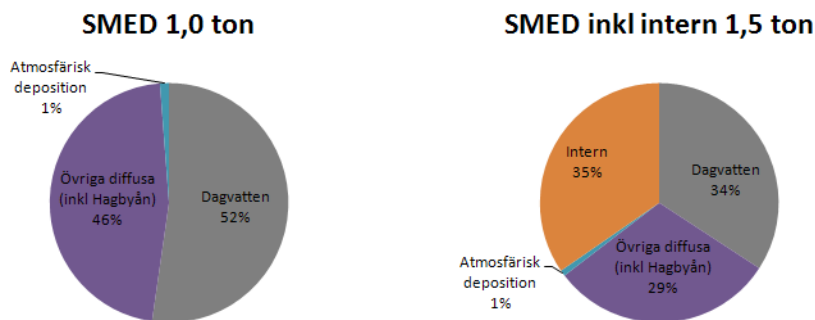
De båda första beräkningssätten resulterar i en årlig totalfosforbelastning till Norrviken av cirka 2 respektive 1,8 ton, se tabell 14 och figurer 13-16. Med tillägg för internbelastning, sådan den beräknats baserat på uppmätta halter, ger SMED-data en totalbelastning som är något lägre, cirka 1,5 ton.

Även om de båda första beräkningsmetoderna ger närapå samma slutsumma för fosforbelastning, skiljer sig resultatet åt väsentligt. Medan StormTac-modelleringen pekar ut Hagbyån som den helt dominerande fosforkällan tyder kompletterande uppgifter från framförallt vattenkemiska kontrollprogram på att Hagbyån, dagvatten och Norrvikens sediment står för cirka 30 procent vardera av belastningen.

Intressant att notera är att det på delavrinningsområdesnivå förväntat grovhuggna SMED-data anger en dagvattenbelastning som ligger på ungefär samma nivå som den som beräknats med dagvattenmodellen StormTac.



Figur 13 och 14. Total fosforbelastning till Norrviken samt belastningens fördelning på olika källor enligt StormTac (Larm m.fl. 2003) samt efter revideringar baserade på data från vattenkemiska kontrollprogram.



Figur 15 och 16. Total fosforbelastning till Norrviken samt belastningens fördelning på olika källor enligt SMED samt efter tillägg för internbelastning beräknad baserat på data från vattenkemiska kontrollprogram.

Slutsatser av källfördelningsanalysen och jämförelsen mellan de olika beräkningsmetoderna är:

- att data från Oxunda samverkans vattenkemiska kontrollprogram gett mycket värdefulla uppgifter om transporten från Hagbyån och fosforläckaget från Norrvikens botten. Utan dessa data skulle belastningen från framförallt sedimenten riskera att kraftigt underskattas.
- att SMED-data som utgör underlag för nationell statistik och kan förväntas ha begränsad användning på delavrinningsområdesnivå, ändå förefaller ge en bra bild av den externa belastningen till Norrviken.
- att osäkerheter kring belastningen till Norrviken framförallt kan väntas vara kopplade till beräkning av belastningen från Hagbyån och sjöns sediment. För en säkrare kvantifiering av bidraget från dessa källor krävs underlagsdata från riktade undersökningar.

Beräkningar som så långt som möjligt baseras på uppmätta halter bedöms vara mer tillförlitliga än de som utgår från schablonvärden. I det fortsatta arbetet används därför data som beräknats genom korrigering av StormTac med uppgifter från Oxunda samverkans vattenkemiska kontrollprogram. Enligt dessa beräkningar uppgår den totala fosforbelastningen till 1,8 ton.

Biotillgänglig fosfor

Enligt ovan antas den årliga fosforbelastningen till Norrviken uppgå till 1,8 ton. Denna mängd avser den totala fosformängd som tillförs sjön via externa och interna källor. En ansats gjordes för att uppskatta hur stor mängd av denna fosfor som är eller kan väntas bli biotillgänglig. Dessa uppgifter kan vara värdefulla vid bedömning av olika åtgärders effekter på det övergödningsdrabbade ekosystemet. Av två källor med lika stor total fosforbelastning kan den källa som bidrar med den största andelen biotillgänglig fosfor väntas bidra kraftigast till övergödning.

Utöver fosfat som ju är direkt tillgängligt för upptag av fotosyntetiserande organismer, kommer även delar av den bundna fosfor med tiden bli tillgänglig genom mineralisering. En mycket grov uppskattning av hur stor denna del är ges av hur totalfosforhalterna i sjösediment normalt avklingar med ökande sedimentdjup. Baserat på detta kan man uppskatta att cirka hälften av den partikelbundna fosfor med tiden mineraliseras och frigörs i form av fosfat. Återigen måste poängteras att detta måste betraktas som mycket ungefärliga och enbart indikativa uppgifter. Utifrån detta antagande beräknades den biotillgängliga fosforbelastningen till Norrviken till 1280 kg/år.

Totalfosforhalt i Norrvikens vattenmassa

För att i senare arbetsmoment möjliggöra beräkning av acceptabel fosforbelastning till Norrviken måste nuvarande beräknad belastning relateras till sjöns nuvarande fosforhalter. Beräkningen utfördes baserat på data från det vattenkemiska kontrollprogrammet, samt enligt de båda enkla men vedertagna Vol-lenweider- och OECD-modellerna. Skillnaden mellan empiriska och modellerade data mycket stor, vilket kan bero osäkerheter i empiriska data samt på att Norrviken inte befinner sig i ett jämviktsläge avseende belastning.

Fosforhalt beräknad från empiriska data

StormTac-modelleringen beskriver belastningen till Norrviken vid en totalfosforhalt av 100 µg/l (Larm m.fl. 2003). Uppgifter saknas om hur denna halt tagits fram och vad den representerar. För att kontrollera hur väl denna halt överensstämmer dagens fosforhalt beräknades en medelhalt för Norrvikens vattenmassa för de tre senaste åren (2008-2010). Beräkningen baserades på totalfosforhalter i augusti och tog hänsyn till de båda provtagningspunkterna 2 och 3 (se ex. Lindqvist 2005) samt genom volymsviktade beräkningar även till fosfors fördelning på yt- och djupvattenskikt (epi- och hypolimnion). Resultatet var en medelhalt för vattenmassan av 84 µg/l. Detta stämmer relativt väl överens med den halt som användes vid tidigare modelleringar. För en så riktig beskrivning som möjligt av nuläget relateras dock beräknade belastningar till denna något lägre halt.

Slutsats: Aktuell fosforbelastning till Norrviken beräknas motsvara en totalfosforhalt av 84 µg/l i sjöns vattenmassa, sett till medelvärden för 2008-2010.

Fosforhalt beräknad enligt Vollenweider och OECD

Det finns en mängd olika modeller utvecklade för att beräkna närsaltkoncentrationen i sjöar; från enkla modeller baserade på statistiska samband mellan olika variabler till komplicerade dynamiska modeller (ex. Ahlgren m.fl. 1988, Malmaeus 2004, Håkansson & Bryhn 2007). Både enkla och komplicerade modeller har sina fördelar, men när målet är att förutsäga långtidseffekter av en viss närsaltsbelastning ger de enkla modellerna ofta lika bra, eller bättre, resultat än de mer komplicerade. En i Sverige ofta använd modell är Vollenweider-modellen (Vollenweider 1968) och kalibreringar av denna, den så kallade OECD-modellen (OECD, 1982). Båda är enkla massbalansmodeller som uppskattar långtidsmedelvärden av totalfosforhalten i en sjö när den är i jämvikt, det vill säga efter en längre tid med samma fosforbelastning. Modellerna beskriver hur stor andel av inflödande fosfor som på årsbasis fastläggs i sedimenten som en funktion av vattnets uppehållstid i sjön. Längre uppehållstid innebär att en större andel av utsläppt fosfor hinner sedimentera i sjön. Förhållandet mellan totalfosforhalt i sjön och inflödeshalten visas nedan för de båda modellerna.

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

$$TP(\text{OECD}) = 1,55 \times (TP_{in}/(1+\sqrt{T}))^{0,82}$$

$$TP_{in} = \text{Totalfosforhalt i inflöde till sjön } (\mu\text{g/l})$$

$$TP = \text{Totalfosforhalt i sjön vid jämvikt } (\mu\text{g/l})$$

$$T = \text{Vattnets omsättningstid (år)}$$

Fosforhalten i Norrvikens vattenmassa beräknades enligt dessa båda modeller med utgångspunkt från en omsättningstid av 10 månader. Totalfosforhalten i inflödet beräknades genom att dividera den totala externa belastningen med den årliga avrinningen, cirka 16,7 Mm³/år enligt SMHI:s modellerade S-HYPE-data. Resultatet av beräkningen visas tillsammans med beräkningen från empiriska data i tabell 13 nedan.

Tabell 13. Totalfosforhalt (µg/l) i Norrvikens vattenmassa beräknat från empiriska data samt enligt Vollenweider- respektive OECD-modellen.

	Empiriskt	Vollenweider	OECD
Totalfosfor (µg/l)	84	40	32

Som framgår av tabellen är skillnaden mellan empiriska och modellerade data mycket stor. Både Vollenweider- och OECD-modellen ligger långt under den halt som beräknats från uppmätta data. Förklaringen till detta kan vara osäkerheter i både den empiriskt beräknade fosforhalten och halten i inflödet. Huvudsakligen förklaras de stora skillnaderna sannolikt av att modellerna utvecklats för sjöar som befinner sig i ett jämviktsläge, vilket sannolikt inte är fallet med Norrviken där effekten av tidigare utsläpp fortfarande har stort genomslag. Oaktat detta kan modellberäkningen i sig innebära stora osäkerheter, även med korrekta indata och sjöar i jämvikt.

Båda modellerna har utvecklats baserat på data från ett stort antal sjöar. Även om dessa sjöar har varierande typer av utsläpp utgör jordbruk och avloppsvatten sannolikt de dominerande belastningskällorna. Modellerna kan därför ge systematiska fel för andra typer av utsläpp, exempelvis dagvatten, som har annorlunda sedimentationsegenskaper och/eller biotillgänglighet.

Med en omsättningstid av 10 månader motsvarar den empiriskt beräknade fosforhalten 84 µg/l en årlig extern fosforbelastning av 2,7 ton enligt Volenweider och hela 4,2 ton enligt OECD.

Vilken belastning tål Norrviken?

Beräkningar av acceptabel belastning baserar sig på den högsta belastning en recipient, i detta fall Norrviken, tål utan att överskrida vissa bestämda gränsvärden. För Norrviken motsvarar detta gränsvärde en totalfosforhalt av 23 µg/l, det vill säga klassgränsen mot god status. Nedan redovisas beräkningar av acceptabel belastning baserat på empiriska data, samt enligt Vollenweider- och OECD-modellen som kortfattat beskrivs i kapitlet "Källor till övergödningspåverkan". Beräkningarna tyder på att den acceptabla fosforbelastningen ligger kring 700 till 850 kilo per år.

Acceptabel belastning beräknad från empiriska data

Totala fosformängder

Acceptabel belastning uppskattades utifrån tidigare beräkningar av aktuell totalfosforbelastning från såväl externa som interna källor, samt beräknad medelhalt av totalfosfor i Norrvikens vattenmassa enligt uppmätta data. Beräkningen baserar sig på ett enkelt uttryck för utspädning enligt samma princip som dagvattenmodellen StormTac. Den uppskattning av acceptabel belastning som görs på detta sätt är förknippat med stor osäkerhet, då den inte tar hänsyn till de komplicerade biologiska, biokemiska och kemiska processer som styr fosforhalterna i sjöns vattenmassa.

Enligt denna förenklade beräkning uppgår belastningen i nuläget till cirka 1800 kg/år totalfosfor per år vilket resulterar i en totalfosforhalt av 84 µg/l i sjöns vattenmassa. Det gränsvärde som är aktuellt för att nå god status, det vill säga 23 µg totalfosfor per liter, innebär en acceptabel belastning av 490 kg fosfor per år. Det medför att totalfosforbelastningen måste reduceras till att motsvara cirka 25 procent av dagens nivå. Alternativa beräkningsätt för referenshalter av fosfor ger ett gränsvärde för god status av 33-40 µg/l, se kapitlet "Källor till övergödningspåverkan". Det innebär en acceptabel belastning av 700-850 kg fosfor per år motsvarande 40-50 procent av dagens nivå.

Biotillgänglig fosfor

På motsvarande sätt kan den grovt uppskattade biotillgängliga fosformängden 1300 kg/år relateras till den beräknade totalfosforhalten av 84 µg/l i Norrvikens vattenmassa. För att nå gränsvärdet för god status, det vill säga 23 µg totalfosfor per liter, kan en belastning av 350 kg biotillgänglig fosfor per år accepteras. I det hypotetiska fall alternativa referensvärden för totalfosfor kommer att användas ligger enligt ovan gränsvärdet på 33-40 µg/l. Det innebär en acceptabel belastning av 500-600 kg biotillgänglig fosfor per år.

Acceptabel belastning enligt Vollenweider och OECD

Genom att anta en situation där Norrviken befinner sig i jämvikt efter en längre period med likartad extern fosforbelastning kan acceptabel fosforbelastning beräknas enligt Vollenweider- och OECD-modellerna. Detta förutsätter alltså att internbelastning inte förekommer annat än i obetydlig utsträckning. Givet dessa förutsättningar beräknades den acceptabla externa fosforbelastningen till cirka 730 kg/år enligt Vollenweider, och cirka 830 kg/år enligt OECD.

Åtgärder för att nå god status

Utredningen tyder på att det med mycket omfattande åtgärder mot intern och extern fosforbelastning är möjligt att nå god status i Norrviken. Analysen är förknippad med stora osäkerheter, framförallt vad gäller fosforbelastning i nuläget och medelhalten i Norrvikens vattenmassa. Föreslagna åtgärder är aluminiumbehandling av sediment i syfte att binda fosfor, utökat lokalt omhändertagande av dagvatten samt kunskapshöjande insatser i form av riktade vattenkemiska undersökningar.

Analys av åtgärdsbehov

Baserat på de beräkningar av aktuell och acceptabel belastning som redovisas i kapitlen "Källor till övergödningspåverkan" och "Vilken belastning tål Norrviken?" och krävs en belastningsreduktion motsvarande 1300 kg fosfor per år för att Norrviken ska nå god status. I de fall alternativa beräkningsätt för referenshalter av fosfor tillämpas i framtiden, se kapitlet "Statusbedömning", krävs en reduktion av fosforbelastningen med 950-1100 kg. Beräknat utifrån uppskattningar av belastning av biotillgänglig fosfor krävs en årlig reduktion motsvarande 930 kg för att nå god status enligt nu gällande klassgräns.

Förutsatt att åtgärder vidtas för att minimera den i dagsläget omfattande fosforbelastningen från Norrvikens sediment indikerar beräkningar enligt Vollenweider- och OECD-modellen att den externa fosforbelastningen måste reduceras med 650 respektive 550 kg/år.

Är det möjligt att nå miljö kvalitetsnormen?

Effekt av åtgärder mot dagvatten och internbelastning

En överslagsmässig beräkning av möjligheten att reducera Norrvikens fosforbelastning utfördes för att ge en fingervisning om chanserna att nå god status. Med tillämpning av bästa tillgänglig vedertagen teknik bedömdes att dagvattenbelastningen bör kunna minskas med 50 procent och att den interna belastningen av fosfor från sedimenten helt kan strypas.

Tillsammans ger detta en reduktion om 820 kg totalfosfor per år (300 kg från dagvatten, 520 kg från sediment). Med åtgärder riktade mot dessa båda källor, dagvatten och sedimentläckage, bör det alltså vara möjligt att nå en total belastningsnivå av cirka 980 kg totalfosfor. Enligt de antaganden som gjordes i kapitlet "Vilken belastning tål Norrviken?" om biotillgänglig andel motsvarar det en reduktion av 715 kg biotillgänglig fosfor (195 kg från dagvatten, 520 kg från sediment), vilket ger en belastningsnivå av uppskattningsvis 560 kg biotillgänglig fosfor.

Enligt en enkel utspädningsprincip ger detta en totalfosforhalt i hela vat-

tenmassan av cirka 45 µg/l räknat på den totala fosforbelastningen. Om man istället använder den grova uppskattningen av biotillgänglig fosfor för beräkningen tyder det på att det är möjligt att nå en totalfosforhalt av 37 µg/l. Dessa båda halter representerar ett medelvärde för Norrvikens hela vattenmassa. Gränsvärdet för god status på 23 µg/l gäller dock ytvatten i augusti. I det fall internbelastningen från sedimenten elimineras bör man teoretiskt sett vänta sig att totalfosforhalten är likartad i hela vattenpelaren, och inte att halterna som idag ökar kraftigt mot bottenarna. Den halt som beräknats för vattenmassan antas därför vara den som med efter eventuella åtgärder mot internbelastning gäller även för Norrvikens ytvatten.

De totalfosforhalter av 45 respektive 37 µg/l (baserat på belastning av totalfosfor respektive biotillgänglig fosfor) som beräknas bli resultatet av åtgärder mot dagvatten och internbelastning ligger väsentligt högre än dagens gränsvärde för god status på 23 µg/l. Detta indikerar alltså att det kan vara svårt att nå den nivå som krävs för att nå miljökvalitetsnormen. Den halt som beräknats utifrån biotillgänglig fosforbelastning, 37 µg/l, ligger dock under den klassgräns som är aktuell för god status i det fall ett mindre strikta referensvärde för totalfosfor skulle komma att tillämpas i framtiden.

Omfattande åtgärder krävs sannolikt

Med antagandet att det utöver ovanstående åtgärder även är möjligt att reducera totalfosforbelastningen från Hagbyån och Fjätursbäcken till hälften av dagens nivå, det vill säga till sammanlagt cirka 270 kg/år, nås en sumabelastning av 710 kg totalfosfor per år. Med beräkningar enligt ovan resulterar detta i en totalfosforhalt av 33 µg/l i Norrviken. Även denna ligger alltså över dagens gränsvärde för god status. Med samma resonemang som ovan motsvarar detta grovt sett en belastning av cirka 420 kg biotillgänglig fosfor, vilket ger en totalfosforhalt av 27 µg/l. Även denna halt ligger något över gränsvärdet för god status.

Givet att internbelastningen reduceras till nära noll och dagvattenbelastningen minskar till hälften, krävs enligt Vollenweider och OECD minskningar om ytterligare 240 respektive 140 kg fosfor per år. Det motsvarar en minskning av fosfortransporten i Hagbyån och Fjätursbäcken med 45 procent enligt Vollenweider respektive 25 procent enligt OECD.

Sammantaget tyder utredningen på att det med mycket omfattande åtgärder mot intern och extern fosforbelastning finns möjligheter för Norrviken att nå god status avseende gällande gränsvärde för näringsämnen. Observera dock att det förutsätter att även de biologiska kvalitetsfaktorerna – vattenväxter, växtplankton, fisk och bottenfauna – indikerar god status.

Osäkerheter i analysen

De beräkningar som redovisas ovan är förknippade med stora osäkerheter, framförallt vad gäller fosforbelastning i nuläget och medelhalten i Norrvikens vattenmassa. Det är därför fullt möjligt att omfattande åtgärder mot internbelastning och dagvatten är tillräckliga för att nå god status, oavsett vad beräkningen av acceptabel belastning indikerar.

Källfördelningsanalysen visar att osäkerheter kring belastningen till Norrviken framförallt kan väntas vara kopplade till beräkning av belastning via Hagbyån och Norrvikens sediment. För att medge säkrare kvantifiering av belastning via dessa båda källor krävs underlagsdata från riktade undersökningar. Vidare är det nödvändigt med ett utökat underlag för att bättre kunna beräkna medelhalten av totalfosfor i Norrvikens vattenmassa.

De principer som användes för beräkning av acceptabel belastning är förenklade och tar endast begränsad hänsyn till de komplicerade biologiska, biokemiska och kemiska processer som tillsammans med extern och intern näringsbelastning styr Norrvikens ekologiska status. Mer komplexa modeller, exempelvis de dynamiska massbalansmodellerna LakeMab (Håkansson & Bryhn 2008) eller LEEDS (Malmaeus 2004), kan möjligen ge säkrare bedömningar av acceptabel belastning, och vilken effekt som kan väntas till följd av olika åtgärder för att reducera fosforbelastningen. Även dessa modeller är dock helt beroende av tillförlitliga indata. Vår bedömning är att de enklare beräkningsmodellerna uppfyller det aktuella syftet.

Åtgärdsförslag

Kunskapshöjande åtgärder

Totalfosforhalt i Norrvikens vattenmassa

För en att möjliggöra en säkrare beräkning av medelhalten av totalfosfor i Norrvikens vattenmassa krävs en utökad vattenkemisk provtagning. Med det material som finns tillgängligt idag baseras medelhalten enbart på halter 0,5 meter under ytan samt 0,5 meter över botten vid skiktade förhållanden.

Önskvärt vore att provtagning utförs både vid omblandande och skiktade förhållanden. Under sommarens skiktning rekommenderas att provtagning i ytvattenskiktet (epilimnion) utförs genom ett volymsviktat förfarande. Samma princip rekommenderas för djupvattenskiktet (hypolimnion). Hypolimniondata utgör också ett viktigt underlag för säkrare kvantifiering av internbelastningen.

Internbelastning

För att möjliggöra en säkrare kvantifiering av internbelastningen i Norrviken, samt i syfte att bedöma sedimentens totala förråd av läckagebenägen fosfor föreslås riktade undersökningar av fosforhalter i hypolimnion (bottenvattenskiktet) och sediment.

För att ge säkrare beräkningar av den årliga internbelastningen rekommenderas tätare mätningar, i både tid och rum, av fosfat i hypolimnion samt av skiktningförhållanden sensommar och senvinter.

En tidigare undersökning uppskattar den totala mängden lätt tillgänglig fosfor i Norrvikens sediment till 2 ton (Carlsson 2003). Beräkningen baseras på blandprov av de översta 5 cm sediment. För en säkrare bedömning av krävs en analys av mellan fem och tio sedimentskikt i varje sedimentkärna. Med dessa resultat kan fördelningen av de olika fosforformerna i sedimentkärnan beräknas. Denna kunskap utgör underlag för att dosera en aluminiumtillsats i syfte att binda all den fosfor som med tiden mobiliseras i sedimenten. Data kan också användas för att beräkna den totala mängden läckagebenägen fosfor. Med kunskap om detta är det möjligt att uppskatta läckagets varaktighet utan åtgärd, och även beräkna hur mycket en aluminiumbehandling kostar per kilo fastlagd/imobiliserad fosfor.

Näringsbelastning via Hagbyån

För att få mer tillförlitliga data avseende Hagbyåns näringstransporter samt för bedömning av Kvarnsjöns effekt vad gäller fosfor- och kväveavskiljning rekommenderar vi ett kontrollprogram med tätare provtagning, särskilt under högflödesperioder, alternativt automatisk flödesproportionell provtagning. Vattenanalysprogrammet bör åtminstone omfatta totalhalter samt lösta oorganiska fraktioner av kväve och fosfor (DIP, DIN).

Nämnvärt är att vattenkemiska analyser av Hagbyån 2003-2004 visade att kvävehalten, och särskilt halten av växttillgängligt kväve (DIN) ökade kraftigt längs Hagbyån (Lindqvist 2004). Den kraftigaste ökningen (från cirka 300 till 850 µg DIN/l) skedde från det markområde där ån passerar Hagby avfallsanläggning. Även 2009 uppvisade kvävehalten en drastisk ökning mellan Vallentunasjön och Norrviken (Kursrapport Akvatisk Ekologi 2009). Även om arbetet med att nå god status i Norrviken bör inriktas primärt mot fosfor, bör det vara av intresse att följa upp dessa resultat i syfte att spåra och åtgärda källan till det kraftiga kväveläckaget.

Aluminiumbehandling

Av olika sjörestaureringstilltags möjlighet att varaktigt minska internbelastningen av fosfor (Rydin 2008) bör aluminiumbehandling vara ett effektivt sätt för Norrviken. Det som talar för metoden är bland annat sjöns morfometri som ger en stabil skiktning under sommar och vinter.

För att radikalt minska fosfattillgången i vattenmassan behöver sedimenten binda den fosfor som nu av allt att döma frigörs från de syrgasfria bottenarna. Målsättningen med en aluminiumbehandling är att öka sedimentens fosforbindande förmåga. En viktig egenskap hos aluminium är att den fosforbindande förmågan inte försämras av att bottenvattnet eller sedimenten blir syrgasfria, vilket gör att fosfor förblir inaktiverad och kan begravas i sedimenten. Aluminiumflocken fungerar som ett kemiskt lock, inte som en fysisk barriär.

Traditionellt har löst aluminium (aluminiumsulfat eller aluminiumklorid) tillsatts vattnet och en flockbildning bildas som faller ut partiklar och binder löst fosfat i vattnet enligt samma princip som används för att rena dricks- och avloppsvatten. Flocken sedimenterar ut och fortsätter binda fosfor i sedimenten. Då det primärt är fosforbindningen i sedimenten som ska uppnås har Vattenresurs AB (www.vattenresurs.se) utvecklat en metod där aluminiumlösningen injiceras direkt i sedimenten.

Aluminiumbehandlingar har av naturvårdsverket i USA bedömts vara en kostnadseffektiv metod att åtgärda övergödda sjöar. I de fall effekten har varit kortvarig beror det antingen på att externbelastningen har varit för stor och/eller att tillsatt mängd aluminium har varit för liten för att binda förrådet av rörlig fosfor i sedimenten. Ett exempel på detta är Lejondalssjön i Upplands-Bro kommun (Rydin 2009). Nu finns metoder för att beräkna dosen aluminium som behövs för att binda den fosfor i sedimenten som kommer att frigöras (Rydin 2008). För att göra det krävs en detaljerad undersökning av hur fosfor är fördelad i sedimentprofilen.

Kostnaden för aluminiumbehandling av Norrviken överstiger förmodligen 10 Mkr, beroende på vilken dos som behövs för att binda all läckagebenägen sedimentfosfor och vilka bottenareor som bör behandlas. För att kunna ange en kostnad per kilo fosfor krävs uppgifter om sedimentets förråd av läckagebenägen fosfor, se avsnittet "Internbelastning", sid 84.

Dagvattenåtgärder

Den beräknade fosforbelastningen till Norrviken via dagvatten beräknas i kapitel "Källor till övergödningspåverkan" till cirka 600 kg. Denna mängd tar hänsyn till att genomförda dagvattenåtgärder bedöms ha minskat fosforbelastningen till Norrviken med 70-90 kg/år. För att nå god status krävs enligt beräkning att den nuvarande fosforbelastningen via dagvatten om 600 kg/år halveras – något som preliminärt bedöms vara möjligt med tillämpning av bästa tillgänglig vedertagen teknik. Bedömningen baseras enbart på uppgifter om förväntade avskiljningseffekter vid dagvattenanläggningar kring Norrviken (Andersson & Stråe 2002, Stråe 2009) och tar inte hänsyn till övriga förutsättningar.

Planerade dagvattenåtgärder i Norrvikens tillrinningsområde omfattar LOD-anläggning för Breddenområdet. Totalt sett beräknas området generera en fosfortransport av 107 kg/år till Norrviken (Ridderstolpe & Stråe 2010). Planerad åtgärd innebär att 80 procent av dagvattnet pumpas till anläggningen som beräknas ge en fosforavskiljning av cirka 40 kg/år. Nämnvärt är att en utbyggnad av Älvsundadalen utan LOD beräknas ge en fosformängd från Breddenområdet av 170 kg/år (Stråe 2009). En sådan utveckling kan knappast tillåtas om Norrviken ska nå god status.

För att nå målen för dagvatten, så som de definierats i denna utredning, krävs utöver planerade åtgärder vid Bredden en reduktion av ytterligare cirka 260 kg fosfor per år. Det är därför av största vikt att utreda möjligheterna till åtgärder även i andra dagvattenupptagningsområden, alternativt

möjligheterna till mer effektiv avskiljning i befintliga och/eller planerade anläggningar.

Kostnaden för att genom dagvattenrenande åtgärder avskilja fosfor i Oxundaåns avrinningsområde beräknades 2002 av WRS (Andersson & Stråe 2002) till 1100-2600 kr/kg beroende på inkommande föroreningshalter, anläggningens utformning, naturgivna förutsättningar etc. Beräknad kostnad för åtgärder i Breddenområdet ligger betydligt högre, kring 5600-7700 kr/kg (Stråe 2009).

Kalkfilter

Filter med olika, ofta kalkbaserade material, har visat sig ha mycket god avskiljningsförmåga vad gäller fosfor från enskilda avlopp. IVL arbetar nu med försök där denna reningsprincip tillämpas för vatten från åkermark. Även om fosforhalterna från åkermark är lägre bedöms åtgärderna ha potential att reducera fosforläckaget med 30-40 procent (www.balticsea2020.org). Möjligen kan denna teknik även tillämpas för att uppnå högre avskiljningsgrad i befintliga och planerade dagvattenanläggningar.

Hagbyån

Förväntad effekt av redan vidtagna åtgärder

Förhoppningsvis kan biomanipuleringen i Vallentunasjön och restaureringen av Kvansjön på sikt bidra till att minska näringstransporterna i Hagbyån och i förlängningen till Norrviken.

I Finjasjön, Hässleholms kommun, har den typ av reduceringsfiske som nu utförs i Vallentunasjön lett till att totalfosforhalterna i sjöns ytvatten minskat med cirka 75 procent, från cirka 200 till cirka 50 µg/, perioden juni till september (Annadotter & Forssblad 2010). Under förutsättning att den pågående biomanipuleringen av Vallentunasjön lyckas, kan man förvänta sig en liknande effekt avseende sommarperiodens totalfosforhalt. Det innebär i så fall att fosfortransporten i Vallentunasjöns utlopp Hagbyån kan väntas minska sommartid. Även om totalfosforhalterna ofta är höga under denna period (data från 2003/2004 och 2009/2010) är vattenföringen normalt låg, vilket innebär att effekten på den årliga transporterade fosformängden blir relativt liten. Av en medelårstransport om cirka 560 kg/år, se kapitlet "Källor till övergödningspåverkan", kan transporten juni-september uppskattas stå för 10-20 procent, motsvarande 60-120 kg, räknat på data för 2004 och 2009. Efter en lyckad biomanipulering kan minskningen av sommarperiodens fosfortransport grovt uppskattas till 45-90 kg.

Restaureringen av den lilla utdikade Kvarnsjön väntades ge en reduktion av Hagbyåns totalfosfortransport med 60 kg/år (Andersson & Stråe 2002). En första utvärdering av restaureringens effekt indikerar en avskiljning av 125 kg fosfor 2009, men resultatet måste betraktas som mycket osäkert, se kapitlet "Källor till övergödningspåverkan".

Sammantaget kan biomanipuleringen av Vallentunasjön och restaureringen

av Kvarnsjön på sikt väntas reducera Hagbyåns fosfortransport med uppskattningsvis 100-150 kg/år, från i genomsnitt cirka 500 kg/år till cirka 350-400 kg/år. Observera att detta förutsätter att de båda åtgärderna lyckas. I dagsläget och med tillgängligt underlag är det inte möjligt att göra någon tillförlitlig bedömning av åtgärdernas effekt.

Vollenweider- och OECD-modellen tyder på att den externa belastningen till Norrviken måste minska med ytterligare 240 respektive 140 kg/år efter åtgärder mot dagvatten, samt efter åtgärdad internbelastning. Under förutsättning att biomanipulering av Vallentunasjön samt restaurering av Kvarnsjön lyckas kan dessa redan utförda åtgärder enligt ovan väntas reducera Hagbyåns fosfortransporter med i genomsnitt 100-150 kg/år. Enligt OECD-modellen innebär det att belastningen då ligger på en nivå som ger en totalfosforhalten i Norrviken som motsvarar god status.

Möjlighet till ytterligare belastningsminskningar

Vattenkemiska analyser av Hagbyån 2003-2004 visade att fosforhalterna sett till årsmedelvärden ökade från Vallentunasjöns utlopp till Norrvikens inlopp (Lindqvist 2004). Det gällde både totalhalter och fosfatfosfor (DIP). Hältökningen motsvarar cirka 170 kg totalfosfor och 60 kg fosfatfosfor per år, räknat på medelvattenföring. Fosfathalterna ökade gradvis längs ån, och det var inte möjligt att identifiera någon punktkälla längs den aktuella sträckan. Därmed är det sannolikt också svårt att på ett kostnadseffektivt sätt reducera belastningen, annat än genom de åtgärder som redan vidtagits.

Kommentar till tidigare föreslagna åtgärder

Kvävetillsats

En åtgärd som tidigare föreslagits för Norrviken är kvävetillsats i syfte att minska sommarens algblooming. Tanken med åtgärden är att konkurrensen från andra alger ska öka och därmed missgynna kvävefixerande cyanobakterier. I dagsläget är det dock inte känt vilka planktonarter som utgör sommarbloomingen, även om det får anses mycket troligt att det är kvävefixerare. Kunskap om detta tillförs dock genom de undersökningar som omfattas av Oxunda samverkans kontrollprogram 2010 och som redovisas våren 2011. Oavsett om kvävefixerare dominerar eller inte, är vår bedömning att kvävetillsats är en direkt olämplig åtgärd som riskerar att få oönskade effekter.

En kvävetillsats skulle förväntas medföra en ökad produktion av icke-kvävefixerande arter. Den ökade produktionen skulle i sin tur leda till ökad sedimentation av organiskt material och förstärka de redan ansträngda syrgasförhållandena vid bottenarna. Därmed ökar risken för en ännu kraftigare internbelastning, det vill säga frisättning av fosfat från sedimenten. En kvävetillsats riskerar alltså att medföra en ökad tillgång till fosfat, vilket sammantaget driver sjön mot försämrad ekologisk status. Det finns även en risk att kväve som släpps ut i Norrviken inte ackumuleras i sjön, utan transporteras vidare och belastar nedströms belägna åar och sjöar.

Biomanipulering av Norrviken

Biomanipulering anges som en möjlig åtgärd för att komma tillrätta med Norrvikens kraftiga algblomningar (Carlsson 2003). Denna åtgärd genomförs nu i Vallentunasjön. Principen är att genom selektivt fiska bort minst 80 procent av karpfiskbeståndet, vilket förväntas minska predationen på djurplankton och öka betet av växtplankton. I takt med att växtplanktonsamhället reduceras blir vattnet klarare och den biologiska balansen vrids över mot ett tillstånd där vattenväxter står för en större del av primärproduktionen. Biomanipulering har visat sig vara kortsiktigt effektiv, men kräver återkommande åtgärdsinsatser (Nilsson m.fl. 2008, Annadotter & Forsblad 2008). Norrvikens ofta brant sluttande botten gör att undervattensvegetationen även i en situation av klarare vatten kommer begränsas till relativt små ytor. Primärproduktionen på dessa botten kan inte väntas motsvara växtplanktonsamhällets näringsförbrukning, vilket medför att det även fortsatt kan väntas finnas ett överskott av näringsämnen för produktion av bland annat cyanobakterier. I den grunda Vallentunasjön är chanserna till en lyckad biomanipulering betydligt bättre.

Restaurering av livsmiljöer

Restaurering av den fysiska livsmiljön behövs inte för att uppnå god ekologisk status. Däremot finns andra incitament till sådana åtgärder inom Art- och Habitatdirektivet och arbetet med biologisk mångfald enligt nationella miljökvalitetsmålen.

Mål

Norrviken har goda förutsättningar att upprätthålla en hög biologisk mångfald. Det finns fria vandringsvägar från Mälaren via Norrviken till Vallentunasjön och det finns egentligen inte några behov av åtgärder i den akvatiska miljön för att uppnå de hydromorfologiska kvalitetskraven inom vattenförvaltningen. För att nå miljökvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Myllrande våtmarker och Ett rikt växt- och djurliv finns emellertid behov av restaurering av den fysiska miljön.

Mål för naturvårdsåtgärder i Norrviken och anslutande vattenmiljöer är att:

- Förstärka och förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald i vattenområdet (meandring, beskuggning, variationsrika bottenar etc).
- Öka mångfalden i fågelfaunan och lägre fauna genom etablering av våtmarker i det öppna jordbrukslandskapet.
- Förbättra landskapets estetiska och ekologiska kvaliteter.

Återmeandring

Edsån planeras under 2011 och 2012 att grävas om i ett meandrande lopp som efterliknar den ursprungliga fåran. Syftet är att öka biologisk mångfald, landskapets skönhetsvärde och geomorfologiska värde samt få till en ökad kväveretention i ett våtare landskap med rikare växt- och djurliv längs stränder och omkringliggande våtmarker.

Det finns en rad uträtade vattendrag i avrinningsområdet och även andra återmeandringsprojekt utöver Edsån har diskuterats. Det är sannolikt inte praktiskt möjligt eller önskvärt att återmeandra alla dessa. När det gäller återmeandring bör man betänka att det till stor del innebär att en helt ny åfåra anläggs och att det kan ta tid innan biologisk mångfald och erosions- och sedimentationsprocesser blir naturliga. I de fall de uträtade vattendragen redan har höga naturvärden med hotade arter av exempelvis stormusslor finns det anledning att överväga alternativa metoder. I stället för att gräva nya fåror kan man t ex förstärka vattnets befintliga sidorörelser genom att placera ut block och död ved i åfåran. På så sätt kan strömhastigheten och erosionen i vissa befintliga kurvor öka och på sikt ge upphov till en naturlig återmeandringsprocess som är skonsammare för förekommande fauna och flora.

Restaurering av lekmiljöer för asp

Ett flertal åtgärder för att förbättra aspens rekrytering är redan genomförda. Med beaktande av övriga behov och pågående åtgärder bedöms inte ytterligare åtgärder för aspen som prioriterade. Åtgärder som på sikt kan vara aktuella är att lägga lekgrus i järnvägstunneln vid lekplatsen bredvid tennisbanorna i Upplands Väsby samhälle.

Aktuella åtgärder

Norrviken

Inga biotopvårdande åtgärder i egentlig mening är aktuella i själva sjön. På båtklubbens begäran kommer emellertid en plan för vegetationsröjning tas fram. Det är i samband med detta viktigt att röjningen görs på ett skonsamt sätt.

Edsån

Under 2011 och 2012 iscensätta planerna för återmeandring. Ån har idag ett kraftigt utträtat lopp och beskuggningen är bitvis dålig. I planen ingår att återskapa ett naturligt slingrande vattendrag (meandring), anlägga en våtmark i anslutning till befintlig våtmark vid utloppet till Edssjön, anlägga vattenrening i dagvattentillflöden till ån samt öka tillgängligheten för boende och besökare. Med ett meandrande lopp och en ökad beskuggning av Edsån samt med en förbättrad vattenkvalitet förväntas förutsättningarna för biologisk mångfald öka.

I återmeandringsprojektet kommer ett planerade skötselåtgärder skrivas in i ett skötselavtal mellan kommunerna och markägaren för våtmarken och ån.

Oxundaån

Utreda åns funktion som rekryteringsmiljö för asp samt om mynningsområdet utgör ett partiellt vandringshinder för fisk.

Hagbyån

Verka för att träd- och gräsbevuxna kantzoner upprättas för att öka förutsättningarna för biologisk mångfald i ån samt för att minimera näringsämnesläckage från jordbruk och djurhållning.

Utreda effekterna av, och möjligheterna till eventuell återmeandring. I det fall återmeandring inte är ett alternativ bör en strategi för skonsam rensning tas fram.

Sammanfattande diskussion

Ovanligt gynnsamt kunskapsläge

En anledning till att Norrviken utsågs till modell för den aktuella utredningen var att det fanns ett ovanligt gediget underlagsmaterial att utgå ifrån. Materialet omfattar både äldre och nyare undersökningar som med få undantag initierats för att klargöra orsaken till och åtgärda de övergödningssrelaterade problem som sedan åtminstone 1940-talet sätter sin prägel på sjön. Data från Oxunda samverkans kontrollprogram har varit av särskilt stort värde för den aktuella utredningen kring Norrvikens nuvarande status och möjligheter att uppnå beslutade miljökvalitetsnormer.

Värdefull kunskap har också inhämtats från vattenmyndigheternas informationssystem VISS (VattenInformationSystem Sverige, www.viss.lst.se) och datavärddar för miljöinformation så som SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, www.smhi.se, <http://homer.smhi.se/>), SMED (Svenska MiljöEmissionsData, www.smed.se), SGU (Sveriges Geologiska Undersökning, www.sgu.se), SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet, www.slu.se) och Fiskeriverket (www.fiskeriverket.se).

Status i nuläget

Enligt vattenmyndighetens beslut 2009-12-16 klassificeras Norrviken till måttlig ekologisk status och god kemisk status. Bedömningen av kemisk status gäller, precis som för huvuddelen av de svenska vattenförekomsterna, med undantag för kvicksilver. Styrande för myndighetens bedömning av ekologisk status är växtplankton som klassificerades till måttlig status.

Den granskning som utfördes av vattenmyndighetens statusbedömning för att utröna om den kan anses vara rimlig med hänsyn till underlagsmaterial, bedömda parametrar och referensvärden visar att det finns skäl att bedöma ekologisk status till den lägre klassen otillfredsställande status istället för måttlig.

Granskningen indikerar vidare att Norrvikens kemiska status, med tillgängligt underlagsmaterial och det nationella kvalitetsundantaget för kvicksilver, är god. Det har nyligen visats att så kallade prioriterade ämnen, exempelvis tennorganiska föreningar och beta-endosulfan, kan förekomma i höga halter i dagvatten inom Oxundaåns avrinningsområde (Alm m.fl. 2010). Brist på underlagsmaterial vad gäller dessa ämnen i den av dagvatten hårt belastade Norrviken gör att bedömningen av kemisk status måste betraktas som osäker.

Trender och tendenser

Sedan Norrviken 1969 avlastades från avloppsvatten från bostäder och jästfabriken minskade fosforhalten från drygt 400 µg/l till mindre än hälften så mycket vid mitten av 70-talet (Söderström & Ahlgren 1991). Under samma period minskade klorofyllhalten och siktdjupet ökade. Därefter avtog de positiva förändringarna.

Vattenkemiska undersökningar utförda 2003-2010 visar inga statistiskt säkerställda trender i vattenkvalitetens utveckling. För en av mätpunkterna i Norrviken finns användbara data även för perioden 1995-2001. Då dessa inkluderas i analysen framträder en statistiskt säkerställd trend av minskande totalfosforhalter. Sett till de senaste 15 åren finns alltså indikationer på att Norrvikens vattenkvalitet förbättrats i detta avseende. Det bör dock påpekas att höga fosforhalter åter uppmättes 2010 och att utvecklingen i hög grad är osäker.

Standardiserade provfisken utfördes i Norrviken 1997 och 2006 (Länsstyrelsen i Stockholms län 1999, Lindberg & Nöbelin 2006). Jämförelser av resultaten indikerar en utveckling mot ett fisksamhälle med mindre andel abborre och större andel karpfisk. Denna typ av förändring observeras ofta i övergödningsdrabbade vatten (Elmgren 1984). Resultatet antyder att Norrvikens fisksamhälle, trots trenden av minskande totalfosforhalter, uppvisar en mer påtaglig övergödningspåverkan under senare år.

Miljökvalitetsnormer och deras innebörd

Miljökvalitetsnorm avseende ekologisk status för Norrviken beslutades av vattenmyndigheten till god ekologisk status med tidsfrist till 2021. Tidsfrist ges då myndigheten bedömde det vara ekonomiskt orimligt och/eller tekniskt omöjligt att vidta de åtgärder som skulle behövas för att uppnå god ekologisk status 2015.

Miljökvalitetsnorm för kemisk status i Norrviken fastställdes till god status 2015. Normen gäller undantaget kvicksilver och kvicksilverföreningar för vilka kvalitetskravet är ”Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus”. Det innebär att Norrvikens halter av dessa ämnen inte bör öka i förhållande till de halter som ligger till grund för vattenmyndighetens statusklassificering 2009.

Innebörden av beslutade miljökvalitetsnormer är att Norrvikens ekologiska status måste förbättras från otillfredsställande till god status senast 2021. Vad gäller kemisk status får halterna inte öka i förhållande till 2009. För att Norrviken ska bedömas till god ekologisk status krävs att den sammanvägda bedömningen av såväl biologiska som fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar god, eller högre, status. Detta innebär för Norrviken bland annat en klorofyllhalt av maximalt 8 µg/l, att totalfosforhalten ska understiga 23 µg/l samt ett siktdjupet större än 2,2 meter.

Fosfor är det huvudsakliga miljöproblemet

En genomgång av ekologisk status samt de krav som miljö kvalitetsnormerna innebär visar inte oväntat att de huvudsakliga miljöproblemen i Norrviken är relaterade till övergödning. För att miljö kvalitetsnormen ska uppnås är det således nödvändigt att identifiera de huvudsakliga källorna till denna påverkan samt att åtgärda dessa.

Denna och tidigare utredningar tyder på att kväve är det näringsämne som begränsar primärproduktionen i Norrviken, åtminstone under sommaren. En situation med brist på oorganiskt kväve men god tillgång till biotillgänglig fosfor gynnar så kallade kvävefixerande cyanobakterier eftersom dessa kan utnyttja fosforöverskottet och fixera luftkväve efter behov. Dessa organismer kan då bilda kraftiga blomningar av den typ som präglar Norrviken under sommarmånaderna. Det kväve som cyanobakterierna fixerat mineraliseras i slutet av sommaren och blir på så vis tillgängligt för andra primärproducenter. För att bryta den högproduktiva situation som kan uppstå behöver framförallt fosfattillgången minskas radikalt. Slutsatsen av detta är att åtgärder för att nå miljö kvalitetsnormen god ekologisk status 2021 bör inriktas primärt mot fosfor, och särskilt den växttillgängliga formen fosfat. För mer detaljerad information om begränsande näringsämnen hänvisas till kapitlet ”Källor till övergödningspåverkan”.

Dagvatten och sediment är betydande fosforkällor

Föreliggande utredning uppskattar den totala fosforbelastningen till Norrviken till 1,8 ton per år. Dagvatten, Norrvikens botten och sjöns största tillflöde Hagbyån beräknas vardera utgöra cirka 30 procent av belastningen och framstår som de huvudsakliga fosforkällorna. Sedimentläckage beräknas stå för nära 70 procent av tillförseln av jonformen fosfat som är direkt växttillgänglig och spelar en avgörande roll för sjöns ekologiska status.

Frisättningen av fosfor från sedimenten förklaras av att det till följd av en lång tids omfattande näringsbelastning har lagrats så stora mängder näringsämnen i Norrvikens sediment att de inte längre förmår upprätthålla den naturligt självrenande funktion som finns i balanserade sjöar. Utöver den externa belastning som Norrviken utsätts för, föreligger alltså även en intern belastning av näringsämnen.

Miljögifter - ett potentiellt problem

Som redan har nämnts är situationen vad gäller miljögifter osäker eftersom underlagsmaterial för bedömning i stor utsträckning saknas för Norrviken. Även om miljögiftsundersökningar i dagsläget, hypotetiskt sett, inte skulle visa på några alarmerande halter finns risken för att effekten av miljögiftspåverkan visar sig i takt med att övergödningsproblematiken åtgärdas. Förklaringen till detta ligger i att Norrvikens näringsrikedom delvis kan maskera påverkan av metaller och organiska miljögifter genom att dessa ämnen ”späds ut” i en större biomassa. Det är således möjligt att kvicksil-

verhalterna i biota kan komma att öka i framtiden, även om den externa belastningen skulle vara oförändrad eller minska.

Är det möjligt att nå god status?

Utredningen tyder på att på att det krävs mycket omfattande åtgärder mot intern och extern fosforbelastning om Norrviken ska nå god ekologisk status. De beräkningar som utförts enligt olika modeller indikerar att den nuvarande fosforbelastningen av 1,8 ton/år måste reduceras till mellan 500 och 800 kg/år för att totalfosforhalten ska minska till en nivå som motsvarar god status.

En bedömning till god ekologisk status förutsätter vidare att de biologiska kvalitetsfaktorerna – vattenväxter, växtplankton, fisk och bottenfauna – indikerar god status. En minskad fosforhalt kan väntas medföra positiva effekter för Norrvikens växt- och djurliv och är nödvändig för att även sjöns biologi ska indikera god status. Det är dock inte möjligt att i detalj bedöma hur sjöns art- och individsammansättning kan komma att utvecklas, och i vilken takt.

Fokusera på åtgärder

Även om de beräkningar som ovanstående bedömningar och slutsatser baserar sig på är förknippade med stora osäkerheter, anser vi att underlagsmaterialet är tillräckligt för att peka ut de huvudsakliga miljöproblemen och källor till dessa. Det fortsatta arbetet bör således fokusera på åtgärder för att komma tillrätta med Norrvikens övergödningsproblematik.

Det åtgärdsinriktade arbetet bör inledningsvis prioritera internbelastning och dagvatten. Med tillämpning av bästa tillgänglig vedertagen teknik bedöms att den interna belastningen av fosfor från sedimenten helt kan strypas och att dagvattenbelastningen bör kunna minskas med 50 procent.

För att varaktigt öka sedimentens fosforbindande förmåga och hindra fortsatt läckage till vattenmassan bör aluminiumbehandling vara en effektiv metod för Norrviken. Aluminiumbehandlingar har av naturvårdsverket i USA bedömts vara en kostnadseffektiv metod för att åtgärda övergödda sjöar. För att beräkna vilken aluminiumdos som behövs för att binda den fosfor som med tiden kommer att frigöras från sedimenten, krävs en detaljerad undersökning av hur fosfor är fördelad i sedimentprofilen.

Bedömningen av möjlig reduktion av fosforflödet via dagvatten baseras enbart på uppgifter om förväntade avskiljningseffekter vid dagvattenanläggningar kring Norrviken (Andersson & Stråe 2002, Stråe 2009) och tar inte hänsyn till övriga förutsättningar. Här krävs således ytterligare utredningar.

Norrviken har goda förutsättningar att upprätthålla en hög biologisk mångfald. Det finns fria vandringsvägar från Mälaren via Norrviken till Vallentunasjön och det finns egentligen inte några behov av åtgärder i den akvatiska miljön för att uppnå de hydromorfologiska kvalitetskraven inom vattenför-

valtningen. För att nå miljökvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Myllrande våtmarker och Ett rikt växt- och djurliv finns emellertid behov av restaurering av den fysiska miljön. Inom Oxunda vattensamverkan har mål uttryckts om att förstärka förutsättningarna för biologisk mångfald i vattnet, öka mångfalden av fågel och lägre fauna genom etablering av våtmarker i det öppna jordbrukslandskapet samt att förbättra landskapets estetiska och ekologiska kvaliteter. Den närmast förestående större åtgärden som planeras är återmeandering av Edsån under 2011-2012.

Kontrollprogrammets betydelse

Även om det fortsatta arbetet bör inriktas mot åtgärder för att uppnå god status, är det av mycket stor vikt att Oxunda samverkans kontrollprogram fortlöper. Kontrollprogrammet är nödvändigt för att följa upp effekten av utförda åtgärder och bedöma utvecklingen av ekologisk och kemisk status i Norrvikens. Ett utökat kontrollprogram möjliggör också säkrare bedömningar av fosforhalten i sjöns vattenmassa samt av internbelastningens storlek och den totala mängden läckagebenägen fosfor i sedimenten.

Metod och metodutvärdering

Metodens principer

Utredningen av Norrvikens möjlighet att nå god status utfördes genom en stegvis arbetsprocess där följande frågor så långt som möjligt besvarades:

1. Vilken är Norrvikens ekologiska och kemiska status i nuläget? Genomgång och granskning av vattenmyndighetens bedömning.
2. Vilka miljökvalitetsnormer gäller och vad innebär de? Definiering av miljökvalitetsnormernas innebörd för olika kvalitetsfaktorer.
3. Vad är det huvudsakliga miljöproblemet? Bedömning utifrån jämförelser mellan status i nuläget och gällande miljökvalitetsnorm.
4. Vad är den huvudsakliga källan till sjöns miljöproblem? Identifiering och kvantifiering av källor.
5. Vilken belastning tål sjön om miljökvalitetsnormerna ska nås? Beräkning av acceptabel belastning utifrån de gränsvärden som definierats i arbetsmoment 2.
6. Vilka åtgärder krävs och hur bör de prioriteras? Beskrivning av möjliga åtgärder och förväntad effekt.

Metoder för belastningsberäkning

Belastning i nuläget

I utredningen jämfördes följande fyra alternativa sätt att beräkna belastningen av fosfor till Norrviken:

- Belastningsberäkning med dagvattenmodellen StormTac (Larm m.fl. 2003)
- Komplettering av StormTac med data från Oxunda samverkans kontrollprogram m.m.
- Belastning enligt SMED (Svenska MiljöEmissionsData)
- Belastning enligt S-HYPE (SMHIs modellerade transporter)

Utredningen visar att data från Oxunda samverkans vattenkemiska kontrollprogram gett mycket värdefulla uppgifter om framförallt fosforläckaget från Norrvikens bottnar. Utan dessa data skulle internbelastningen riskera att förbises (SMED-data visar enbart extern belastning) eller kraftigt underskattas (enligt StormTac-beräkningar 2003).

En intressant iakttagelse är också att SMED-data som utgör underlag för nationell statistik och kan förväntas ha begränsad användning på delavrinningsområdesnivå, förefaller ge en bra bild av den externa belastningen till Norrviken.

SMHIs S-HYPE-modellerade transporter omfattar för Norrvikens delavrinningsområde enbart Hagbyån. Att döma av de transporter som beräknats från uppmätta halter förefaller S-HYPE kraftigt underskatta transporten. Motsvarande avvikelse har noterats för vattendrag i Norrtälje kommun (Naturvatten, opublicerat). Till dess orsaken till avvikelsen är klarlagd rekommenderar vi att transportuppgifter som tagits fram via S-HYPE används med stor försiktighet.

Acceptabel belastning

Uppskattningar av acceptabel belastning, det vill säga den maximala belastning Norrviken kan anses tåla om god status ska uppnås, beräknades genom ett enkelt utspädningssamband där beräknad halt i Norrvikens vattenmassa relaterades till nuvarande belastning. Beräkningar utfördes också enligt de vedertagna Vollenweider- och OECD-modellerna.

Med tanke på de osäkerheter som finns kring beräkningen av vattenmassans fosforhalt bedömdes de båda senare beräkningsätten bedömdes vara de mest tillförlitliga. Dessa modeller är förenklade och tar endast begränsad hänsyn till de komplicerade biologiska, biokemiska och kemiska processer som tillsammans med extern och intern näringsbelastning styr Norrvikens ekologiska status. Mer komplexa modeller, exempelvis de dynamiska massbalansmodellerna LakeMab (Håkansson & Bryhn 2008) eller LEEDS (Malmaeus 2004), kan möjligen ge säkrare bedömningar av acceptabel belastning, och vilken effekt som kan väntas till följd av olika åtgärder för att reducera fosforbelastningen. De enklare beräkningsmodellerna bedöms dock fungera tillräckligt väl för det aktuella syftet.

Vilket underlag behövs?

För bedömning av ekologisk och kemisk status krävs uppgifter om biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, samt uppgifter om förekomst

av prioriterade ämnen. För beräkning av flera av de referensvärden som används i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder krävs uppgifter om medeldjup, höjd över havet och/eller vattnets absorptions.

Erfarenheter från Norrviken tyder enligt ovan på att SMED-data i kombination med uppgifter från ett standardiserat vattenkemiskt kontrollprogram är ett tillräckligt underlag för att analysera den externa och interna näringsbelastningen till en sjö. Det bör påpekas att denna slutsats är osäker eftersom metoden ännu bara testats för Norrviken.

Beräkning av acceptabel belastning enligt Vollenweider- och/eller OECD-modellen kräver uppgifter om vattnets omsättningstid och den årliga tillrinningen.

Metodens begränsningar

Bedömningar av möjligheten att nå god status baseras på beräkningar som utgår från dagens situation. Norrviken är dock belägen i en expansiv region där exempelvis belastningen av näringsämnen och miljögifter kan förväntas förändras i takt med förändrad markanvändning.

Bedömningar och slutsatser i utredningen gäller framförallt Norrviken, men bör i stor utsträckning vara giltiga åtminstone för sprickdalssjöar med liknande belastningssituation och historik. Andra sjötyper – exempelvis grunda slättsjöar och humösa skogssjöar – styrs i vissa avseenden av andra processer vilket innebär att en del av erfarenheterna från denna utredning inte kan tillämpas på dessa sjöar.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

Missvisande kvalitetsfaktorer

Bedömning av ekologisk och kemisk status utförs enligt vattendirektivets principer och Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. För flera av de så kallade kvalitetsfaktorer som ingår i klassificeringen är den nu gällande metodiken behäftad med en del tveksamheter. Dessa kvalitetsfaktorer bör enligt vår bedömning inte ges någon utslagsgivande roll i den sammanvägda statusbedömningen. Till dessa hör enligt vår bedömning vattenväxter, litoralbottenfauna och syrgas, se kapitlet "Statusbedömning". Det bör dock påpekas att undersökningar av dessa kvalitetsfaktorer kan ge värdefull information om exempelvis biologisk mångfald och rödlistade arter och/eller utgöra ett viktigt underlag för att förklara och förstå vilka processer som styr status.

Vikten av rimliga referensvärden

Klassificering enligt bedömningsgrunderna baserar sig generellt på jämförelser av uppmätta/observerade värden med så kallade referensvärden som så långt som möjligt speglar de naturliga förhållandena. I brist på uppmätta/observerade data från aktuella vattenförekomster beräknas objektspecifika

referensvärden från allmänna variabler som beskriver vattenobjektets karaktär, eller används generella referensvärden. Konsekvensen av att använda felaktiga referensvärden kan vara att en vattenförekomst bedöms till fel statusklass, eller att beslutade miljökvalitetsnormer blir orimliga att uppnå.

För Norrviken beräknades enligt bedömningsgrunderna ett referensvärde för totalfosfor av cirka 12 µg/l, se kapitlet ”Statusbedömning”. Beräkningar enligt en alternativ metod (Cardoso m.fl. 2007) ger för Norrviken ett referensvärde för totalfosfor av 16-20 µg/l. Om detta beräkningssätt skulle tillämpas i bedömningsgrunderna blir konsekvensen att gränsen mellan måttlig och god status för Norrviken kommer att ligga vid en fosforhalt av 33-40 µg/l, istället för som idag vid 23 µg/l. Det finns idag inget som tyder på att så skulle bli fallet, men det kan ändå vara intressant att känna till vikten av att rimliga referensvärden används.

Ringar på vattnet

Precis som en framgångsrik biomanipulering av Vallentunasjön förväntas leda till minskad näringsbelastning till Hagbyån och Norrviken, se kapitel x, kan åtgärder för att nå god status i Norrviken väntas medföra positiva effekter för sjöar och vattendrag längre ner i Oxundaåns vattensystem. De åtgärder som föreslås för Norrviken syftar till att åstadkomma lägre näringshalter i vattenmassan samt ge förutsättningar för en förbättrad biologisk status, och väntas därmed leda till minskad näringsexport via utlopps-bäcken Edsån. Åtgärder i Norrviken kommer alltså fler vattenförekomster tillgodo och förbättrar möjligheterna för att även dessa ska uppfylla miljö-kvalitetsnormerna avseende god ekologisk status. Detta är viktigt att hålla i minnet vid diskussioner om åtgärdernas betydelse och kostnadseffektivitet.

Referenser

Annadotter H. & J. Forssblad. 2008. Limnologisk undersökning av Finjasjön 2007. Rapport från Seawind Sweden HB/Regito AB.

Anonymous. 2003. Sjöar och vattendrag i Oxundaåns avrinningsområde. Oxundaåns vattenvårdsprojekt, rapport 2003:2.

Anonymous. 2007. Karakterisering av sjön Norrviken. Ekologisk klassificering enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Examensarbete, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet.

Blomqvist, S., A. Gunnars & R. Elmgren. 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnology and Oceanography* 49: 2236–2241.

Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapports et Procès-Verbeaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, vol 183, pp 152-169.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. Europeiska unionens officiella tidning, 24.12.2008.

Holmström, S. 2010. Kvarnsjön 2008-2010. Rapport från ALcontrol.

Lindberg, P. & Nöbelin, F. 2006. Norrviken och Edssjön, fiskeribiologisk undersökning 2006. Aquarekurs & Huskvarna Ekologi.

Länsstyrelsen i Stockholms län 2008. Värdefulla sjöar och vattendrag. Natur, kultur, fisk och fiske. Elektronisk rapport.

Naturvårdsverket 2001. Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken. Rapport 2001:6.

Naturvårdsverket 2007. Omprövning av vattenverksamhet. Naturvårdsverkets faktablad 8287.

Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4. Utgåva 1.

Naturvårdsverket 2008. Vattenverksamheter. Handbok för tillämpningen av 11 kapitlet i miljöbalken. Rapport 2008:5.

Naturvårdsverket 2008. Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverket rapport 5801.

Naturvårdsverket 2008. Övervakning av ytvatten. Handbok för tillämpningen av 7 kap. 1 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön samt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:11) om övervakning av ytvatten enligt nämnda föreskrift. Naturvårdsverket, rapport 2008:2.

Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Red E. Degerman.

Norrländer, C. 2008. Anmälan om dagvattenanläggningar. Vägverkets anmälan om vattenverksamhet, diariet av Uplands Väsby kommun 2008-10-03.

Rydin, E. 2008. Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Del 2. Kemiska och fysiska sjörestaureringsmetoder – något för Östersjön? Naturvårdsverket Rapport 5860.

Rydin, E. 2009. Aluminumbunden fosfor i Lejondalssjöns sediment. Naturvatten i Roslagen AB Rapport 2009:36.

Söderström, P. & I. Ahlgren. 1991. Oxundaåns avrinningsområde. Vattenkvalitet, kväve- och fosforbelastning. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet.

Stråe, D. & Andersson, J. "Sanda Våtmark" - Idéförslag till naturvårds-, rekreations- och vattenkvalitetsfrämjande åtgärder i Frestaån. WRS Uppsala AB.

Stockholms universitet 2007. Karakterisering av sjön norrviken – ekologisk klassificering enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi Miljö- och hälsoskydd Examensarbete 30hp, ht 07.

Tollstedt M. 2001. Vattenplan Upplands Väsby kommun – en del av Oxundaånsavrinningsområde.

Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2009. Förvaltningsplan, Norra Östersjöns vattendistrikt 2009.

Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2009. Miljökvalitetsnormer, Norra Östersjöns vattendistrikt 2009.

Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2009. Åtgärdsprogram, Norra Östersjöns vattendistrikt 2009.

VISS. VattenInformationSystem Sverige. www.viss.lst.se BILAGA 1.

Bilaga 1.

Prioriterade Ämnen

1. Alaklor
2. Antracen
3. Atrazin
4. Bensen
5. Bromerade difenyletrar
6. Kadmium och kadmiumföreningar
7. Kloroalkaner, C10-13
8. Klorfenvinfos
9. Klorpyrifos
10. 1,2-dikloretan
11. Diklorometan
12. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)
13. Diuron
14. Endosulfan
15. Fluoranten
16. Hexaklorbensen
17. Hexaklorbutadien
18. Hexaklorcyklohexan
19. Isoproturon
20. Bly och blyföreningar
21. Kvicksilver och kvicksilverföreningar
22. Naftalen
23. Nickel och nickelföreningar
24. Nonylfenol (4-nonylfenol)
25. Oktylfenol (para(tert)oktylfenol)
26. Pentaklorbensen
27. Pentaklorfenol

28. Polyaromatiska kolväten (PAH) Bens[a]pyren. Bens[b]fluoranten Bens[g,h,i]perylene Bens[k]fluoranten Inden[1,2,3-cd]pyren

29. Simazin

30. Tributyltennföreningar (tributyltenn-katjon)

31. Triklorbensener (1,2,4-triklorbensen)

32. Triklormetan (kloroform)

33. Trifluralin

Andra Förorenande Ämnen

28. DDT totalt och p,p'-DDT

29. Aldrin

30. Dieldrin

31. Endrin

32. Isodrin

33. Koltetraklorid

34. Tetrakloretylen

35. Trikloretylen

Nya Prioriterade Ämnen 2011

Listan över prioriterade ämnen ses över vart fjärde år. I januari 2011 beräknas EU-kommissionen föreslå att ytterligare ett antal ämnen tas upp på listan. Förslaget kommer även att innehålla miljökvalitetsnormer för dessa ämnen samt ändringar av vissa miljökvalitetsnormer för redan existerande prioriterade ämnen. Förslaget kommer sedan att förhandlas i Rådet och Europaparlamentet.

Bilaga 2

2011-03-16



Vattenförekomst Norrviken

EU_CD	→	SE659728-161988
Vattenkategori	→	Sjö
Distriktsindelning	→	3. Norra Östersjön
Huvudavrinningsområde	→	Norrström
Delavrinningsområde	→	Utloppet av Norrviken (SE659827-162159) Inloppet i Norrviken (SE659815-162300)
Kommuner	→	Sollentuna Upplands-Väsby
Provtagningsstationer	→	Norrviken 1 Norrviken 4 Norrviken 3 Norrviken 2 Norrviken

Miljökvalitetsnorm (MKN)

Ekologisk status

Status 2009 Måttlig ekologisk status

Kvalitetskrav God ekologisk status 2021

Den ekologiska statusen i ytvattenförekomsten har klassificerats till måttlig, otillfredsställande eller dålig och Vattenmyndigheten har bedömt att det finns skäl att fastställa miljökvalitetsnormen till god ekologisk status med tidsfrist till 2021 (4 kap 9 § vattenförvaltningsförordningen och 3 kap 1 § andra stycket NFS 2008:1). Det är ekonomiskt orimligt och/eller tekniskt omöjligt att vidta de åtgärder som skulle behövas för att uppnå god ekologisk status 2015. Om alla möjliga och rimliga åtgärder vidtas kan god ekologisk status förväntas uppnås 2021.

Undantag	Övergödning
Tidsfrist	2021
Skäl	Tekniskt omöjligt

2011-03-16

Parametrar

Parametergrupp

Allmänna uppgifter

Parameter

Tillkomst/härkomst

Värde Ej klassad

Klassificering Naturlig

Vattnet klassas som Naturligt då det idag inte bedöms vara kraftigt modifierat eller konstgjort. Denna klassning ingår i vattendelegationernas beslut 2009-12-22.

Typindelning

Vattentyp - Sjö

Värde S4DSNY

Klassificering -

Typindelning

Vattenkategori

Värde Sjö

Klassificering -

Typindelning

Limnisk ekoregion/Kustvattentyp

Värde Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h.

Klassificering -

Ekoregionen är framtagen med en GIS analys genom en overlayanalys på mittpunkten på vattenförekomsten/övrigt vatten förekomsten mot ekoregionerna.

Typindelning

Djupkategori

Värde Djup: Maxdjup >5m/ Medeldjup >4m

Klassificering -

Avser maxdjup

Typindelning

Yta

Värde Liten: ≤ 10km²

Klassificering -

.

Typindelning

Färg (Humus)

Värde Nej - ≤ 50 mgPt/l

Klassificering -

.

Typindelning

Bakgrundsalkalinitet

Värde Ja > 1,0 mekv Alk

Klassificering -

.

2011-03-16

Status

- Ekologisk status

Värde -

Klassificering Måttlig

Växtplankton (mikroskopiska alger och 'blågrönalger') är utslagsgivande kvalitetsfaktor för den sammanvägda bedömningen av ekologisk status. Det är endast klorofyllhalten som har undersökts, vilket är ett grovt mått på mängden alger i vattnet. Status för växtplankton har bedömts till måttlig, men det är en "expertbedömning" beroende på att status för klorofyllhalten inte kan fastställas exakt (blir måttlig, otillfredsställande eller dålig). Den ekologiska statusen KAN således vara sämre än måttlig. De allmänna förhållandena (sammanvägd status för halt av näringsämnen, siktdjup och surhetstillstånd) har dålig status. I detta fall blir det status för näringsämnen och siktdjup som avgör. Den sammantagna bilden utifrån status för ingående kvalitetsfaktorer är att sjön uppvisar tydliga övergödningssymptom. För höga halter av näringsämnen leder till för hög täthet av växtplankton i vattnet, vilket i sin tur avspeglar sig i ett siktdjup som är lägre än förväntat. Bedömningsgrunder i föreskrift har tillämpats i samtliga fall, bortsett från surhetstillståndet, som klassats med förenklad metod.

Status

- Kemisk status

Värde -

Klassificering Uppnår ej god

I EG:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG) anges gränsvärdet, det vill säga den tillåtna halten, för kvicksilver i biota till 20 mikrogram per kilogram (µg/kg). I Sverige idag överstiger kvicksilver gränsvärdet i alla ytvattenförekomster; sjöar, vattendrag och kustvatten. Under lång tid har utsläpp av kvicksilver skett i både Sverige och utomlands. Den främsta anledningen till att kvicksilverhalten i vattnet är för hög är internationella luftnedfall. Trots Sveriges insatser för att minska utsläppen av kvicksilver kan vi inte förvänta oss några förändringar inom en snar framtid. Det går oftast bra att äta fisk som kommer från ett vatten där kvicksilverhalten överskrider EG:s gränsvärde på 20 mikrogram per kilogram. Livsmedelsverket har tagit fram kostrekommendationer som gäller för fisk. Det finns riktade råd till gravida och ammande kvinnor. Fisk som livsmedel har ett allmänt EU-gemensamt gränsvärde (förordning 1886/2006) på 0,5 milligram per kilogram (mg/kg). Vissa fiskarter, såsom gädda, ål och hälleflundra, har ett högre gränsvärde på 1,0 milligram per kilogram (mg/kg).

Uppmätt halt av kvicksilver (Hg) i fisk överskrider EU-gränsvärdet på 20 µg/kg. Beräknad halt i 1kg-gädda: 140 µg Hg/kg färskvikt. Detta är dock relativt vanligt för svenska förhållanden.

Status

- Kemisk status (exklusive kvicksilver)

Värde -

Klassificering God

Den hittills utförda kartläggningen har inte kunnat påvisa att statusen i vattenförekomsten är försämrad till följd av påverkan från miljögifter. För ytterligare information beträffande bedömningen av miljögifter - se miljöproblem och risk. Observera att bedömningen är en expertbedömning och behöver utredas i nästa förvaltningscykel.

2011-03-16

Status -
Ekologisk status - biologiska
kvalitetsfaktorer

Växtplankton

Värde -

Klassificering Måttlig

Bedömningen avser i nuläget enbart status för parametern klorofyll. Bedömningsgrund använd enbart för klorofyll.

Status -
Ekologisk status - biologiska
kvalitetsfaktorer

Klorofyll a

Värde -

Klassificering Måttlig

Klorofylldata: 12 mätv. perioden 2004-2006 (juli-sep).

Referensvärde: 2,5 µg/l(Klar)

Mätvärde: 57,4 µg/l

EK: 0,044

Klassgräns G/M: 0,3

Status -
Ekologisk status - biologiska
kvalitetsfaktorer

ASPT

Värde -

Klassificering God

Bedömning baseras på en provtagning vid en station 2007

Status -
Ekologisk status - biologiska
kvalitetsfaktorer

MILA

Värde -

Klassificering Hög

Bedömning baseras på en provtagning vid en station 2007 (Naturvatten i Roslagen AB)

Status -
Ekologisk status - biologiska
kvalitetsfaktorer

Fisk

Värde -

Klassificering God

EK (0,572) avser perioden 1997-1997

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Allmänna förhållanden Fys-kem

Värde -

Klassificering Dålig

Sammanvägd bedömning av näringspåverkan och förorening

2011-03-16

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Näringsämnen

Värde -

Klassificering Dålig

Tot-P data från perioden 2004-2006 (aug)

Tot-P = 75,6

Ref-P = 11,6

EK = 0,153

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Ljushållanden

Värde -

Klassificering Dålig

Indata årssäsong(er): 4 mätv. perioden 2006-2006 (maj-okt)

Mätv: 0,94 m.

Refv: 4,44 m.

EK = 0,212

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Försurning

Värde -

Klassificering Hög

Säker bedömning. ANC (Acid neutralizing capacity) >>0,4 mekv/l. Bedömning baserad på vattenkemiskdata 2004-2007

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Övriga kemiska ämnen

Värde -

Klassificering Ej klassad

Mätdata saknas avseende berörda substanser.

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Icke syntetiska ämnen

Värde -

Klassificering Ej klassad

Mätdata saknas avseende berörda substanser.

Status -
Ekologisk status - fysikalisk
kemiska kvalitetsfaktorer

Syntetiska ämnen

Värde -

Klassificering Ej klassad

Mätdata saknas avseende berörda substanser.

2011-03-16

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Hydromorfologi

Värde -

Klassificering Måttlig

Automatklassad för rapporteringen från underliggande parameterarna Kontinuitet (samt Förekomst av artificiella vandringshinder i de fall inte kontinuitet var klassad), Hydrologisk regim och Morfologiska förhållanden. Om 2 eller 3 av dessa kvalitetsfaktorerna är klassade så används principen One-Out All-Out de för denna paramter. Om inte någon kvalitetsfaktor är klassad eller bara en kvalitetsfaktor klassas som så blir klassningen för denna paramter "Ej klassad". Denna klassning ingår i vattendelegationernas beslut 2009-12-22.

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Kontinuitet

Värde -

Klassificering Hög

Den sammanvägda bedömningen för kvalitetsfaktorn ""Kontinuitet"" motsvarar bedömningen under parametern ""Förekomst av artificiella vandringshinder"" eftersom denna är den enda parametern som ingår i kvalitetsfaktorn ""Kontinuitet"".

Bedömningsgrundversion: 10 oktober 2007 med ändringar från 9 november 2007.

Möjliga felkällor: Se under parameter ""Förekomst av artificiella vandringshinder""

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Förekomst av artificiella vandringshinder

Värde -

Klassificering Hög

Statusbedömning för vuxen öring:
Hög status = Inga vandringshinder i anslutning till eller nedströms vattenförekomsten.
Vandringshinderinventeringar tyder på att det finns 0 artificiella definitiva och 0 artificiella partiella vandringshinder i vattenförekomsten nedströms sjön.
Vattenförekomsten nedströms sjön är fullständig vandringshinderinventerad.
Bedömningsgrundversion: 10 oktober 2007 med ändringar från 9 november 2007
Dataunderlag: Vandringshinderdata från inventeringar i Stockholms län, Uppsala län, Södermanlands län, Västmanlands län, Örebro län, Östergötlands län och Dalarnas län samt dammar från SMHI:s Svenskt dammregister.

2011-03-16

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Föreskriven regleringsamplitud för sjöar

Värde -

Klassificering Hög

Det förekommer ingen känd regleringspåverkan

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Morfologiska förhållanden

Värde -

Klassificering Måttlig

Den sammanvägda bedömningen av de morfologiska förhållandena i Norrviken bedöms till måttlig status.

Bedömningen är en sammanvägning av parametrarna:

- Markanvändning i närmiljön
- Markanvändning i delavrinningsområdet

Bedömningsgrund: Bedömningsgrunder för hydromorfologi, Bilaga C till Handbok 2007:4 (ISBN 978-91-620-0150-6)

Möjliga felkällor: Se under varje parameter.

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

Markanvändning i närmiljön

Värde -

Klassificering Måttlig

Modellerad indikativ bedömning

Bedömning baseras på en GIS-analys som genomförts med hjälp av Lantmäteriets sjöar och vattendrag i skala 1:10 000 samt GSD-marktäckedata, hyggen från Skogsstyrelsen, byggnader i Lantmäteriets fastighetskarta.

Måttlig status = mellan 20 - 40% av närmiljön består av artificiell mark.

Andel artificiell mark = 27,8 %

Artificiell mark = Stadsstruktur, Industri, handelsenheter, offentlig service, militära förläggningar, vägar, hamnar, flygplatser, gruvor, deponier, byggplatser, åkermarker, betesmarker, hyggen
Närmiljö = 50 m från strandlinjen

Bedömningsgrundversion: 10 oktober 2007 med ändringar från 9 november 2007.

Möjliga felkällor:

- Felaktigheter i GSD-marktäckedata (t ex 25 m pixelstorlek, vektoriseringsfel, fel i marktäcketolkningen)
- Felaktigheter i attributöverföring mellan vattenförekomstskiktet och fastighetskartan
- Digitaliseringsfel i Lantmäteriets fastighetskarta

Status -
Ekologisk status -
hydromorfologiska
kvalitetsfaktorer

2011-03-16

Markanvändning i delavrinningsområdet

Värde -

Klassificering Otillfredsställande

Modellerad bedömning
Bedömning baseras på en GIS-analys som genomförts med hjälp av Lantmäteriets GSD-marktäckedata (1999), hyggen från Skogsstyrelsen (1999-2007), byggnader i Lantmäteriets fastighetskarta (2007) samt avrinningsområden från SMHI (2008).

Otillfredsställande status = mellan 40 - 60% av avrinningsområdet består av artificiell mark.

Andel artificiell mark = 58,9 %

Artificiell mark = Stadsstruktur, Industri, handelsenheter, offentlig service, militära förläggningar, vägar, hamnar, flygplatsar, gruvor, deponier, byggplatser, åkermarker, betesmarker, hyggen

Avrinningsområdes area (utan vattenytor): 86,57 km²

Markanvändning i avrinningsområdet:

Tät stadsstruktur: 12,86 km²

Gles stadsstruktur: 11,07 km²

Industri, handelsenheter, offentlig service: 1,52 km²

Väg- och järnvägsnät: 0,55 km²

Hamnområden: 0 km²

Flygplats: 0 km²

Mineralextraktionsplatser (grus- och sandtag mm.): 0,64 km²

Deponier: 0,65 km²

Bygplatser: 0,01 km²

Urbana grönområden: 5,96 km²

Idrotts- och rekreationsområden: 2,18 km²

Åkermark: 14,22 km²

Frukt- och bärödling: 0 km²

Betesmarker: 5,31 km²

Lövskog: 3,78 km²

Barrskog: 17,34 km²

Blandskog: 4,71 km²

Naturlig gräsbevuxen mark: 0 km²

Busknår: 0 km²

Hygge: 4,03 km²

Ungskog: 1 km²

Stränder, sanddynor, sandslätter: 0 km²

Berg-i-dagen, blockmark: 0 km²

Områden med sparsam vegetation: 0 km²

Brandfält: 0 km²

Limnogen vätmarker: 0,18 km²

Myrar: 0,32 km²

Saltpåverkade vätmarker: 0 km²

Bedömningsgrund: Bedömningsgrunder för hydromorfologi, Bilaga C till Handbok 2007:4 (ISBN 978-91-620-0150-6)

Möjliga felkällor:

- Felaktigheter i GSD-marktäckedata (t ex 25 m pixelstorlek, vektoriseringsfel, fel i marktäcketolkningen)

- Ändringar i markanvändningen sedan

GSD-marktäckedatainventeringen 1999

- Felaktigheter i uppdateringen av GSD-marktäckedata med nya

Status - Ekologisk status - hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	2011-03-16 hyggen från Skogsstyrelsen (hyggen mellan 1999 och 2007) och byggnader i Lantmäteriets fastighetskarta 1:10 000 - Digitaliseringsfel i Lantmäteriets fastighetskarta Antal diken per km
Status - Kemisk status	Värde - Klassificering Ej klassad Ej bedömd på grund av databrist. Prioriterade ämnen Värde - Klassificering Uppnår ej god Uppmätt halt av kvicksilver (Hg) i 1-årig abborre transformerad till halt i 1kg-gädda: 140 µg Hg/kg färskvikt. Detta överskrider EU-gränsvärdet på 20 µg/kg, men är relativt vanligt för svenska förhållanden.
Status - Kemisk status	Kvicksilver och kvicksilverföreningar Värde - Klassificering Uppnår ej god Uppmätt halt av kvicksilver (Hg) i 1-årig abborre transformerad till halt i 1kg-gädda: 140 µg Hg/kg färskvikt. Detta överskrider EU-gränsvärdet på 20 µg/kg, men är relativt vanligt för svenska förhållanden.
Status - Kemisk status	Tributyltenn föreningar Värde - Klassificering Ej klassad Mätdata saknas.
Miljöproblem	Försurning Värde - Klassificering Nej Baserad på bedömning för Allmänna förhållanden-försurning (God-Hög status).

Miljöproblem

2011-03-16

Övergödning

Värde -

Klassificering Ja

Bedömningen baseras på måttlig till dålig status för näringsämnen, siktdjup och klorofyll. Enbart statusklassning av relevanta kvalitetsfaktorer har varit utgångspunkt för att bedöma om övergödning är ett miljöproblem i vattenförekomsten. När övergödning anges som miljöproblem har minst en av följande kvalitetsfaktorer/parametrar klassats till måttlig eller sämre status enligt bedömningsgrunder:

1. Näringsämnen
2. Siktdjup
3. Växtplankton (inklusive klorofyllhalt)

Någon påverkansanalys har inte utförts (som föranleder annan bedömning om ovannämnda kvalitetsfaktorer har god eller hög status).

Miljöproblem

Miljögifter

Värde -

Klassificering Ja

I EG:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG) anges gränsvärdet, det vill säga den tillåtna halten, för kvicksilver i biota till 20 mikrogram per kilogram (ug/kg). I Sverige idag överstiger kvicksilver gränsvärdet i alla ytvattenförekomster; sjöar, vattendrag och kustvatten.

Under lång tid har utsläpp av kvicksilver skett i både Sverige och utomlands. Den främsta anledningen till att kvicksilverhalten i vattnet är för höga är internationella luftnedfall. Trots Sveriges insatser för att minska utsläppen av kvicksilver kan vi inte förvänta oss några förändringar inom en snar framtid.

Det går oftast bra att äta fisk som kommer från ett vatten där kvicksilverhalten överskrider EG:s gränsvärde på 20 mikrogram per kilogram. Livsmedelsverket har tagit fram kostrekommendationer som gäller för fisk. Det finns riktade råd till gravida och ammande kvinnor. Fisk som livsmedel har ett allmänt EU-gemensamt gränsvärde (förordning 1886/2006) på 0,5 milligram per kilogram (mg/kg). Vissa fiskarter, såsom gädda, ål och hälleflundra, har ett högre gränsvärde på 1,0 milligram per kilogram (mg/kg).

En GIS-baserad påverkansanalys har även utförts i vidare bemärkelse (se referensdokument för förklaring): Vattenförekomsten bedöms ligga i riskzonen att inte klara kravet på kemisk status till år 2015. Ingen hänsyn har tagits till ekonomisk analys eller framtida samhällsutveckling. Ingen bedömning av trender har gjorts. Preliminär bedömning av risk.

Riskpoäng för jordbruk inom delavrinningsområdet = 4
 Riskpoäng för hårdgjorda ytor inom delavrinningsområdet = 4
 Riskpoäng för EMIR-objekten inom delavrinningsområdet = 3
 Riskpoäng för MIFO-objekten inom delavrinningsområdet = 3
 Riskpoäng för transport inom delavrinningsområdet = 2
 Riskpoäng för Enskilda avlopp inom delavrinningsområdet = 1

Riskpoäng för den totala påverkan inom delavrinningsområdet = 14

2011-03-16

Miljöproblem	Tungmetaller Värde - Klassificering Ja Uppmätt kvicksilverhalt i fisk över EU-gränsvärdet. Se bedömning för kvicksilver under prioriterade ämnen.
Miljöproblem	Miljögifter (exklusive kvicksilver) Värde - Klassificering Nej Inom denna vattenförekomst avrinningsområde finns inga idag kartlagda källor med sådant utsläpp att de bedöms påverka vattenförekomsten negativt avseende miljögifter. Observera att bedömningen är en expertbedömning och behöver utredas i nästa förvaltningscykel.
Miljöproblem	Främmande arter Värde - Klassificering Nej "Främmande arter som har större eller mindre påverkan på våra ekosystem förekommer allmänt i Stockholms län. För närvarande saknas dock riktlinjer i föreskrift för att avgöra när en främmande art utgör ett ""miljöproblem"". "
Miljöproblem	Flödesförändringar Värde - Klassificering Nej Det förekommer ingen känd regleringspåverkan
Miljöproblem	Kontinuitetsförändringar Värde - Klassificering Nej Inga vandringshinder i anslutning till eller nedströms vattenförekomsten. Vandringshinderinventeringar tyder på att det finns 0 artificiella definitiva och 0 artificiella partiella vandringshinder i vattenförekomsten nedströms sjön. Vattenförekomsten nedströms sjön är fullständig vandringshinderinventerad. Dataunderlag: Vandringshinderdata från inventeringar i Stockholms län, Uppsala län, Södermanlands län, Västmanlands län, Örebro län, Östergötlands län och Dalarnas län samt dammar från SMHI:s Svenskt dammregister.
Miljöproblem	Morfologiska förändringar Värde - Klassificering Nej Underlag saknas

Miljöproblem -
Påverkanskällor

2011-03-16

Punktkällor - Påverkanskällor

Värde

-

Klassificering Osäker påverkan

Det misstänkt förorenade området F0163-0002 (MIFO, riskklass 1) har utifrån kartanalyser bedömts ligga i närheten av den aktuella vattenförekomsten, men p.g.a. bristfälligt dataunderlag har omfattningen av påverkan från F0163-0002 inte kunnat bestämmas eller kopplas till ett eller flera miljöproblem. Avstånd till närmaste ytvatten är 100-250 m. Bedöms medföra hög spridningsrisk till ytvatten. Hög risk m a p förekomst av Cr, Cu. Mycket hög risk m a p förekomst av As.

Riskbedömning

Risk att Ekologisk status/potential inte uppnås 2015

Värde

-

Klassificering Risk

Risk har uppskattats utifrån aktuella bedömningar av ekologisk status och förekomst av miljöproblem. Klasserna 'hög' och 'god' ekologisk status har bedömts som 'Ingen risk', medan klasserna 'måttlig', 'otillfredsställande' och 'dålig' ekologisk status har fått bedömningen 'Risk'. Även vid förekomst av miljöproblem som indikerats på annat sätt än utfallet 'måttlig' eller sämre status, exempelvis genom påverkansanalys, motiveras bedömningen 'Risk'. Ingen hänsyn har tagits till ekonomisk analys eller framtida samhällsutveckling. Ingen bedömning av trender har gjorts.

Riskbedömning

Risk att Kemisk status inte uppnås 2015

Värde

-

Klassificering Risk

I EG:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG) anges gränsvärdet, det vill säga den tillåtna halten, för kvicksilver i biota till 20 mikrogram per kilogram (ug/kg). I Sverige idag överstiger kvicksilver gränsvärdet i alla ytvattenförekomster; sjöar, vattendrag och kustvatten. Under lång tid har utsläpp av kvicksilver skett i både Sverige och utomlands. Den främsta anledningen till att kvicksilverhalten i vattnet är för höga är internationella luftnedfall. Trots Sveriges insatser för att minska utsläppen av kvicksilver kan vi inte förvänta oss några förändringar inom en snar framtid. Det går oftast bra att äta fisk som kommer från ett vatten där kvicksilverhalten överskrider EG:s gränsvärde på 20 mikrogram per kilogram. Livsmedelsverket har tagit fram kostrekommendationer som gäller för fisk. Det finns riktade råd till gravida och ammande kvinnor. Fisk som livsmedel har ett allmänt EU-gemensamt gränsvärde (förordning 1886/2006) på 0,5 milligram per kilogram (mg/kg). Vissa fiskarter, såsom gädda, ål och hälleflundra, har ett högre gränsvärde på 1,0 milligram per kilogram (mg/kg).

Påverkansanalys visar på allmän risk. Uppmätt kvicksilverhalt i fisk överskrider EU-gränsvärdet.

2011-03-16

Riskbedömning

Risk att Kemisk status (exklusive kvicksilver) inte nås till 2015

Värde -

Klassificering Ingen risk

Inom denna vattenförekomst avrinningsområde finns inga idag kartlagda källor med sådant utsläpp att de bedöms påverka vattenförekomsten negativt avseende miljögifter. Observera att bedömningen är en expertbedömning och behöver utredas i nästa förvaltningscykel.

2011-03-16

Skyddade områden

EUID	Typ	Område
SECM002	UWWT	Tillrinningsområde till avloppskänsligavatten kväve
SECM001	UWWT	Avloppskänsliga vatten fosfor - inland
SELK001	UWWT	Sensivite area, inland waters of Sweden