



2014-01-30

RISKBEDÖMNING

Munksjön, Jönköping

Framställd för:
Jönköpings kommun
Munksjö Sweden AB
Länsstyrelsen i Jönköpings län

RAPPORT



Uppdragsnummer: 09512440123

Distributionslista:

Jönköpings kommun
Munksjö Sweden AB
Länsstyrelsen i Jönköpings län
Golder Associates AB





Sammanfattning

Jönköpings kommun har tillsammans med Munksjö Sweden AB frivilligt åtagit sig att genomföra undersökningar samt en fördjupad riskbedömning avseende Munksjön. För genomförandet har en styrgrupp bildats med representanter från Jönköpings kommun, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Vätternvårdsförbundet och Munksjö Sweden AB. Golder Associates AB har på uppdrag av styrgruppen upprättat en fördjupad riskbedömning för Munksjön. Som utgångspunkt för riskbedömningen har styrgruppen fastställt miljö- och nyttjandemål. Riskbedömning har gjorts för tre scenarier: Nuläget, Stadsbyggnadsvisionen och Klimatperspektivet. Slutsatserna från riskbedömningen sammanfattas i avsnitten nedan.

NULÄGE

Föroreningsspridning. Kvantifiering av spridning visar att Munksjön generellt fungerar som en fälla för föroreningar.

Undantaget är kväve, för vilket sjön fungerar som en källa. De största tillskotten av föroreningar sker från Tabergsåån följt av det kommunala avloppsreningsverket. Dagens och den historiska belastningen, tillsammans med frisättning av partikelbundna föroreningar (resuspension av sedimenten), bidrar till att föroreningshalterna är höga i ytliga sediment. Sedimenten förefaller dock inte utgöra en källa vad gäller lösta föroreningar eftersom diffusionen är nedåtriktad. Sedimentföroreningen har en likartad sammansättning över hela sjön och därmed kan ingen specifik källa (tillflöde eller verksamhet) pekas ut som den primära orsaken.

Utfödet av föroreningar till Vättern varierar över året. För vissa ämnen är uttransporten som störst i samband med att Munksjön blandas om. Sjön uppvisar årligen sammanhängande perioder av syrebrist. Ett skäl till syrebristen är att syretärande ämnen förekommer i sedimenten över hela sjön. Syretärande ämnen har både antropogent och naturligt ursprung. En annan orsak till syrebristen är språngskiktets läge, vilket historiskt (fram till 2010) har legat onormalt högt i vattenpelaren, dvs nära sjöytan, vilket förhindrar en god omblandning av yt- och djupare vatten. Efter 2010 har utsläppspunkten för det delade utsläppet från avloppsreningsverket, Munksjö och Jönköpings Energi flyttats till ovan språngskiktet, vilket gör att situationen kan komma att ändras med tiden. Det går dock ännu inte att dra någon entydig slutsats kring språngskiktets framtida läge då det finns för få mätår tillgängliga för utvärdering. Syrebristen är dock positiv då den bidrar till en minskad frisättning av lösta metaller (sulfider vittrar inte) och därmed minskad föroreningsspridning inom sjön. Å andra sidan kan syrebristen innebära en ökad frisättning av lösta metaller genom upplösning av järn- och manganhydroxider. Syrebristen innebär också att djur och växter inte exponeras för föroreningar.

Risker för människors hälsa. Påvisade föroreningar i sediment, vatten och organismer bedöms idag inte utgöra en risk för människors hälsa vid vistelse på och i Munksjön eller vid normal konsumtion av fisk eller kräfta från sjön. Bedömningen baseras på kvantifieringar av exponeringen vid olika kontaktvägar. Vidare har jämförelser gjorts med tillgängliga gränsvärden vad gäller föroreningshalter i fisk.

Risker för djur och växter i Munksjön. . Avsaknad av syre leder till direkt utslagning av sediment- och bottenlevande djur som normalt ska finnas i sjön. De årligen sammanhängande perioderna av syrebrist (halter av syre under 3 mg/l) leder till att arter som skulle kunna förväntas i Munksjön inte kan överleva då de har en reproduktionstid på över ett år. I Munksjön har det under de fem senaste åren noterats åtta tillfällen med total syrebrist. Tillväxten av mört och abborrar i Munksjön är relativt långsam, vilket kan vara orsakat av de dåliga syreförhållandena som leder till stor konkurrens i den relativt lilla vattenvolym med goda syreförhållanden som råder. Det är Golders slutsats att syrebristen är den primära orsaken till negativa effekter på sediment och bottenlevande organismer i djupbottendelen av sjön och denna slutsats stöds av det faktum att samma effekter av syrebrist som i Munksjön har påvisats i andra sjöar som inte är förorenade i Götaland. Det ska poängteras att Munksjön skiljer sig från



opåverkade sjöar i andra avseenden, då exempelvis syrebristen inte enbart har naturliga orsaker utan också är orsakad av antropogena utsläpp av syretärande ämnen till sjön.

En annan orsak till negativ påverkan på sediment- och bottenlevande organismer är den höga näringsbelastningen som råder vilken medför att ammoniumhalterna i sedimentens porvatten kan vara akutttoxiska i vissa delar av sjön.

Det är Golder's bedömning att den strandnära bottenfaunan primärt bedöms vara negativt påverkad till följd av föroreningar i form av metaller (dock ej kvicksilver) och organiska ämnen. Detta gäller i den västra delen av sjön (söder om fiberbanken) samt östra delen, norr om avloppsreningsverket. Förekomst av föroreningar (olja i fri fas, PCB, metaller, etc.) på och i Munksjöns botten medför också att botten utgör en olämplig livsmiljö för bottenlevande organismer. För sedimentlevande organismer bedöms en risk för negativ påverkan föreligga kopplat till metaller (zink, koppar och krom), organiska ämnen, fria faser av oljeliknande ämnen samt möjligen ammonium.

Risker för högre stående djur. Kvantifiering av risker har gjorts för tre typorganismer (gräsand, skäggdopping och mink). Inga risker med föroreningen bedöms föreligga idag. Framräknade riskkvoter ligger med marginal under den nivå när en teoretisk risk kan föreligga. Golder bedömer således att inga risker föreligger för högre stående djur som söker sin föda i Munksjön.

Nedan görs en avstämning mot de miljö- och nyttjandemål som styrgruppen har fastställt.

- 1) *En tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön ska säkras så att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer förbättras. Munksjön ska kunna nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö där strandnära rekreation (i enlighet med Stadsbyggnadsvisionen 2.0, ej bad), båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur ska kunna ske utan hälsorisk.*

Ekologisk livsmiljö

Genomförda undersökningarna visar att nuvarande sediment- och vattenförhållanden i Munksjön inte ger förutsättningar för förbättring av ekologiska livsmiljöer. För det första visar undersökningen att återkommande perioder av syrebrist leder till en utslagning av de arter som normalt kan förväntas i Munksjöns djupbotten. En jämförelse med andra sjöar, ej förorenade, visar att samma effekter av syrebrist förekommer även i dessa. Således drar Golder slutsatsen att syrebristen är den mest avgörande faktorn vad gäller risker för djupbottenfaunan. Vad gäller den strandnära delen av Munksjön visar undersökningarna på att det finns områden söder om fiberbanken samt norr om avloppsreningsverket med lågt artantal och höga föroreningshalter och där den primära orsaken snarare då är innehållet av metaller (ej kvicksilver), organiska ämnen (fria faser primärt) och näringsämnen. Inom en annan del av sjön har ett högt individantal påvisats, särskilt näringstålga organismer. Förekomst av föroreningar (olja i fri fas, PCB, metaller, etc.) på och i Munksjöns botten medför också att botten utgör en olämplig livsmiljö för bottenlevande organismer. För sedimentlevande organismer bedöms en risk föreligga kopplat till metaller (zink, koppar och krom), fria faser av oljeliknande ämnen samt möjligen ammonium. Vad gäller föroreningar visar den sammanvägda bedömningen att det inte entydigt kan sägas vilken eller vilka föroreningar som skulle kunna vara orsaken till situationen i den strandnära delen av Munksjön. Inga risker bedöms föreligga för högre stående djur som söker sin föda i Munksjön.

Rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur

Det föreligger idag inte någon risk vid för människors hälsa vid vistelse på och invid Munksjön samt utifrån konsumtion av fisk eller kräftor som fångats i Munksjön. Riskbedömningen är genomförd med konservativa antaganden för att risken inte ska underskattas. Sammantaget bedöms att den sista delen av miljö- och nyttjandemålet är uppfyllt idag och i framtiden. Ingen riskreduktion är således motiverad.



Sammanfattningsvis kan det mot bakgrund av ovanstående konstateras att målet att säkra en tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön inte är uppfyllt och för att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer i Munksjön skall förbättras måste riskreducerande åtgärder vidtagas. I inledningen av en eventuell åtgärdsutredning ska betydelsen utredas av antropogen påverkan, syrets betydelse vad gäller risker för sediment- och bottenlevande djur, föroreningsutbredning i horisontal och vertikallad samt effekter av fria faser vad gäller risken för sediment- och bottenlevande djur. Munksjön kan däremot nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö med strandnära rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur kan ske utan risk för negativa hälsoeffekter.

- 2) *Tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns avrinningsområde ska begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern.*

Munksjön fungerar idag för flertalet av aktuella ämnen som en fälla vad gäller föroreningar, dvs. mer föroreningar tillförs sjön jämfört med vad som går ut. Detta är normalt för sjöar. Undantag från detta är kväve där Munksjön fungerar som en källa. Den årliga belastningen av kväve från Munksjön utgör knappt 10 % av den totala belastningen på Vättern. Tidigare utredningar i samband med diskussioner om överledning av avloppsvatten direkt till Vättern har visat att detta inte är en avgörande fråga för Vätterns status. Sett till den totala belastningen av metaller på Vättern utgör bidraget från Munksjön 1-4 % (5-10 % om jämförelsen görs enbart med tillskott från vattendragen). En reduktion (begränsning) av detta tillskott bedöms inte ge en märkbart positiv effekt på Vättern. Det kan diskuteras huruvida Munksjön är en effektiv fälla eller inte. I relation till andra förorenade sjöar i regionen där motsvarande beräkningsunderlag finns tillgängligt verkar det som att Munksjön är en effektiv fälla.

Sammanfattningsvis går det inte att dra en entydig slutsats huruvida tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns tillrinningsområde kan begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern då det genom de pågående och planerade verksamheterna runt Munksjön sker en kontinuerlig belastning av föroreningar. Det är dock Golders bedömning att en reduktion av den belastning som sker idag från Munksjön inte skulle ge en märkbar effekt i Vättern eftersom Munksjöns bidrag utgör en väldigt liten andel av den totala belastningen på Vättern. Ovisshet om hur olika faktorer i framtiden påverkar belastningen från Munksjön på Vättern gör att det inte är möjligt att uttala sig om måloppfyllelse på lång sikt.

Framtidsscenario – Stadsbyggnadsvisionen

Nedan beskrivs förorenings- och riskbild vid stadsbyggnadsvisionen. En jämförelse med nuläget och därmed en indirekt avstämning mot styrgruppens miljö- och nyttjandemål ingår i beskrivningen.

Föroreningsspridning. Genom antagande om en ökad belastning från Simsholmens avloppsreningsverk (15 %) vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen har en kvantifiering av föroreningstillskottet till sjön skett. Ökningen uppgår från något gram per år (för kvicksilver) upp till 30 kg/år (för zink). Belastningen av kväve förväntas öka som en effekt av att fler pe ansluts. Halten kväve i utgående vatten förväntas dock, enligt uppgift från kommunen, att minska som en följd av ökade krav på kväverening. Avloppsreningsverkets utlopp är beläget ovan språngskiktet vilket torde innebära att, under de månader det finns ett språngskikt i sjön, transporteras huvuddelen av tillskottet ut ur Munksjön till Vättern. Generellt är sjön stratifierad under sommarmånaderna, omkring maj till september och vissa år även under vintern, som mest från december till mars. Övriga månader kan hela sjöns vattenvolym röras om, vilket innebär att tillskottet från avloppsreningsverket kan sedimentera till botten. Hur stor andel av tillskottet som sedimenterar dessa månader och hur stor andel som lämnar sjön genom utloppet till Vättern är dock inte möjligt att beräkna. Sedimentation kan också ske under månader med stratifiering, genom att ämnena diffunderar genom språngskiktet till bottenvattnet och sedan sedimenterar. Under ett antagande om att hela den ökade



belastningen från Simsholmen skulle sedimentera över sjön erhålls en ökad sedimentation mellan 0,1- 7 % för aktuella ämnen (se Bilaga A). Som påpekats bedöms detta inte hända då Munksjön även under den kommande 25-årsperioden rimligen kommer vara skiktad.

Risker för människors hälsa. Påvisade föroreningar i sediment, vatten och organismer bedöms i ett framtida scenario motsvarande Stadsbyggnadsvisionen, inte utgöra en risk för människors hälsa vid vistelse på och invid Munksjön samt vid normal konsumtion av fisk eller kräfta. Eftersom tillgången på fisk och kräfter sannolikt kommer att vara fortsatt begränsad bedöms riskbilden inte förändras jämfört med nuläget.

Risker för djur och växter i Munksjön. En ökad belastning av föroreningar (exklusive kväve) från Simsholmens avloppsreningsverk kommer främst att påverka den strandnära faunan, då utsläppen sker ovan språngskiktet. Det bedöms dock som mindre troligt att ökningen får en tydlig effekt på dessa djur och växter. En viss del av föroreningarna kan komma att sedimentera och därmed påverka den djupbottenfaunan. Som tidigare nämnts styrs dock situationen för djupbottenfaunan främst av syrebristen. Då det inom scenariot Stadsbyggnadsvisionen antas att språngskiktets läge och syreförhållandena är oförändrade mot idag så är det rimligt att anta att dagens situation för djupbottenfaunan kommer att kvarstå.

Risker för högre stående djur. Kvantifiering av risker har gjorts för tre typorganismer (gräsand, skäggdopping och mink) idag. Möjligen kan upptaget i djur som lever ovan språngskiktet öka i framtiden pga ökad belastning från Simsholmens avloppsreningsverk. Med tanke på marginalerna i beräkningen av riskkvoter gör Golder bedömningen att riskerna inte förändras på 25 års sikt. Inga risker med föroreningen bedöms således föreligga i ett framtida scenario motsvarande Stadsbyggnadsvisionen.

Framtidsscenario – klimatperspektivet

Nedan beskrivs förorenings- och riskbild vid klimatperspektivet. En jämförelse med nuläget och därmed en indirekt avstämning mot styrgruppens miljö- och nyttjandemål ingår i beskrivningen.

Föroreningsspridning. Vad gäller risker på lång sikt med föroreningar har genomförd utredning visat att situationen både kan förbättras och försämrats. Faktorer så som ökad belastning från Tabergsån eller högre vattentemperaturer i kombinationen med förändrad hydrologi kan leda till ökad belastning till Munksjöns ytvatten. Om syresituationen förbättras kan metyleringen av kvicksilver minska vilket är gynnsamt för sediment- och bottenlevande djur. Viktigt att poängtera är att utredningen visat att antropogena faktorer så som rundpumpningen, Munksjö kanalens utformning och utfyllnader också påverkar situationen i Munksjön i framtiden. Sammantaget är det en kedja av flera händelser som påverkar föroreningssituationen i Munksjön och i förlängningen belastningen på Vättern.

Risker för människors hälsa. Som nämns ovan vad gäller föroreningsspridningen finns framtida processer kopplat till en klimatförändring som både kan öka och minska belastningen av föroreningar på Munksjön. Således kan en säker slutsats inte dras huruvida dagens situation kan förbättras eller försämrats.

Risker för djur och växter i Munksjön. I klimatperspektivet kan flera olika aspekter påverka situationen både i positiv och i negativ riktning. Samverkan av dessa klimateffekter och antropogena effekter samt hur dessa i sin tur påverkar geokemiska processer är okänt, vilket leder till att en slutsats inte kan dras om hur botten- och ytvattenlevande organismer i förlängningen kommer att påverkas. Det har inte kunnat klarläggas om syrebristen fortsatt kommer vara den primära orsaken till en eventuell framtida risk för djur eller inte.

Risker för högre stående djur. På grund av att genomförd utredning visar att situationen både kan förbättras och försämrats kan ingen slutsats dras.



Sammanfattning

Baserat på ovanstående dras följande slutsatser:

- Den första delen av det första miljö- och nyttjandemålet (*En tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön ska säkras så att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer förbättras*) är inte uppfyllt. Riskbedömningen visar att syrebristen för den profundala delen av sjön samt föroreningar i den litorala delen av sjön innebär en negativ påverkan. Bedömningen att första delen av målet inte är uppfyllt gäller både idag och i framtiden. Det har dock inte kunnat klarläggas att syreförhållandena i Munksjön kommer att vara den primära orsaken till negativ påverkan på sediment- och bottenlevande organismer i ett framtida klimatperspektiv.
- Den sista delen av det första miljö- och nyttjandemålet (*Munksjön ska kunna nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö där strandnära rekreation (i enlighet med Stadsbyggnadsvisionen 2.0, ej bad), båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur ska kunna ske utan hälsorisk.*) är uppfyllt. En konservativ genomförd riskbedömning visar att risken för negativ påverkan på människors hälsa är liten. Detta gäller både idag och i framtiden (Stadsbyggnadsvisionen och klimatperspektivet).
- För det andra miljö- och nyttjandemålet (*Tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns avrinningsområde ska begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern.*) kan inte en entydig slutsats om måluppfyllelse dras. I dagsläget belastas Vättern av föroreningar från Munksjön. Belastningen av metaller utgör endast en liten del. Vad gäller kväve utgör Munksjön ca 10 % av den totala belastningen på Vättern. Uppskattningarna indikerar att bidraget rimligen inte är så stort att en reduktion enbart av detta skulle innebära en märkbart positiv effekt för Vättern. I en nära framtid (Stadsbyggnadsvisionen) bedöms belastningen komma att öka (föroreningar exklusive kväve). I ett längre perspektiv (klimatperspektivet) kan spridningen komma att öka och/eller minska.
- Sammanfattningsvis kan det således konstateras att de övergripande miljö- och nyttjandemålen i alla delar inte är uppfyllda. Mot bakgrund av ovanstående föreligger inte några risker för människors hälsa vid rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk. Förutsättningar för ekologiska livsmiljöer bör dock om möjligt förbättras. I inledningen av en eventuell åtgärdsutredning ska betydelsen utredas av antropogen påverkan, syrets betydelse vad gäller risker för sediment- och bottenlevande djur, föroreningsutbredning i horisontal och vertikalled samt effekter av fria faser vad gäller risken för sediment- och bottenlevande djur. Den komplexa bilden av upprepade perioder av syrefria förhållanden, förekomst av föroreningar i sediment, antropogen påverkan (exempelvis rundpumpningen) och tillskott av föroreningar från externa källor, samt komplexa geokemiska samband mellan olika processer av betydelse för Munksjöns kemiska status (t.ex. syreförhållanden, diffusion, sedimentation, resuspension), leder till att det troligtvis skulle krävas en omfattande åtgärd avseende sedimenten i Munksjön samt begränsningar i tillflöden för att kunna säkerställa att miljömålet uppnås.

Golders rekommendation

Golder rekommenderar att ett fortsatt arbete inriktas mot att klargöra om och vilka möjligheter som finns att på ett för Munksjön avgörande sätt minska belastningen av föroreningar och syretärande ämnen från externa källor. Detta kan även vara positivt vad gäller belastningen på Vättern. Dessutom bör aktuella och kommande myndighetsbeslut som rör den antropogena påverkan ta hänsyn till det faktum att förorenings- och syresituationen kan komma att påverkas. Att vidta åtgärder för enstaka delar av sjön eller en isolerad identifierad risk såsom syrebrist eller föroreningar i sediment bedöms inte leda till att målet om en tillfredsställande sediment- eller vattenkvalitet och därmed förutsättningar för förbättrad ekologisk livsmiljö kan uppnås.



Innehållsförteckning

1.0	INLEDNING	1
2.0	SYFTE.....	1
3.0	MILJÖ- OCH NYTTJANDEMÅL	1
4.0	RISKBEDÖMNINGENS UPPLÄGG	2
4.1	Metodik	2
4.2	Scenarior	3
4.2.1	Nuläget.....	3
4.2.2	Stadsbyggnadsvisionen	3
4.2.3	Framtid - klimatperspektivet	4
4.3	Rapportens upplägg	4
5.0	OMRÅDESBESKRIVNING	5
5.1	Allmän beskrivning av Munksjön.....	5
5.2	Historik avseende potentiella föroreningskällor	8
6.0	SAMMANFATTNING AV UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	11
6.1	Undersökningar före 2009	11
6.2	Undersökningar efter 2009 – inom ramen för projektet.....	12
6.3	Undersökningar efter 2009 – externt finansierade	12
7.0	PROBLEMBESKRIVNING	14
7.1	Föroreningssituationen	14
7.1.1	Sediment - halter	14
7.1.2	Sediment – föroreningsmängder	21
7.1.3	Sedimenterande material	22
7.1.4	Yt- och bottenvatten	22
7.2	Föroreningarnas kemiska och toxiska egenskaper	25
7.3	Spridning av föroreningar	26
7.3.1	Spridningsvägar till Munksjön	26
7.3.2	Spridningsvägar inom Munksjön	27
7.3.3	Spridningsvägar från Munksjön.....	28



7.4	Skyddsobjekt och exponeringsvägar	28
7.5	Konceptuell modell	29
8.0	EXPONERINGSANALYS	31
8.1	Representativa halter.....	31
8.2	Biotillgänglighet	31
8.3	Kvantifiering av exponering	33
8.3.1	Människor	33
8.3.2	Djur och växter i Munksjön.....	36
8.3.3	Högre stående djur	37
8.4	Massbalans	37
8.4.1	Massbalans idag	37
8.4.2	Frisättning av ämnen via släpp av fiberkockor	47
8.4.3	Syresituationen i Munksjön – koppling till processförståelse och massbalans avseende föroreningar.....	48
8.4.4	Massbalans i framtiden - Stadsbyggnadsvisionen	50
8.4.5	Massbalans i framtiden – klimatperspektivet.....	51
9.0	EFFEKTANALYS	57
9.1	Människor	57
9.2	Djur och växter i Munksjön	57
9.3	Högre stående djur	59
10.0	RISKKARAKTERISERING.....	60
10.1	Föroreningsspridning	60
10.2	Risker för människors hälsa	62
10.3	Risker för miljön.....	66
10.3.1	Djur och växter i Munksjön.....	66
10.3.2	Högre stående djur	71
10.4	Samlad riskbedömning – uppföljning av miljö- och nyttjandemål.....	74
10.5	Sammanfattning.....	76
10.5.1	Bedömning och slutsatser	76
10.5.2	Golders rekommendation till fortsatt arbete	77



10.6 Osäkerheter och hur dessa hanterats.....	77
11.0 AVSTÄMNING MOT PROJEKTPLANEN.....	81
12.0 REFERENSER.....	82

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Föroreningsmängder i Munksjöns sediment [kg]	22
Tabell 2: Sammanställning av skyddsobjekt och exponeringsvägar.	29
Tabell 3: Biotillgänglighet för växt och människa i prov från J31 (ackumulationsbotten), N25 (ackumulationsbotten) och O11 (fibersediment). Data i kolumn "Män" avser den biotillgängliga halten uttryckt som mg/kg TS.	32
Tabell 4: Exponering för förorening vid oralt intag av sediment (mg/kg kroppsvikt och dag).....	34
Tabell 5: Exponering för förorening via intag av fisk och kräfta (mg/kg kroppsvikt och år).....	36
Tabell 6: Massbalans för metaller i Munksjön. "+" innebär tillskott till den fria vattenmassan, "-" innebär subtraktion från den fria vattenmassan.	39
¹ Summeringen är gjord innan avrundning, varför siffrorna inte alltid stämmer helt överens.....	39
Tabell 8: Massbalans för näringsämnen, organisk kol och suspenderad substans i Munksjön. "+" innebär tillskott till den fria vattenmassan, "-" innebär subtraktion från den fria vattenmassan.	45
¹ Summeringen är gjord innan avrundning, varför siffrorna inte alltid stämmer helt överens ² Positiv resuspension innebär att ämnet rör sig från sedimenten upp i den fria vattenmassan	45
Tabell 9: Månadsvis belastning (kg) från Munksjön till Vättern. S/= anger skiktade (S) eller oskiktade (O) förhållanden.	46
Tabell 10: Månadsvisa halter i utgående vatten från Munksjön till Vättern. S/O anger skiktade (S) eller oskiktade (O) förhållanden.	47
Tabell 11: Mängden förorening (kg) som frigörs vid släpp av fiberkockor. Mängden redovisas även som andel (%) av den totala transporten till Vättern.....	48
Tabell 12: Tillskott till Munksjön från Simsholmens avloppsreningsverk, idag och vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen.	51
Tabell 13: Riskkvoter för exponering via intag av förorenade sediment med avseende på kroniska effekter.	62
Tabell 14: Halter i sjövattnet samt dricksvattenkriterier (µg/l).....	63
Tabell 15: Riskkvoter med avseende på exponering via intag av fisk och skaldjur.	64
Tabell 16: Summering av riskkvoter	65
Tabell 17: Bedömning av resp. kategori sediment-, botten- och ytvattenlevande organismer samt en samlad bedömning. Förklaring till bedömning redovisas i Bilaga B. Kortfattat kan sägas att röd cirkel innebär att negativa effekter är sannolika, hög halt/toxicitet eller dålig status. Gul cirkel indikerar att negativa kan förekomma, måttlig halt/toxicitet eller potentiellt dålig status. Grön cirkel innebär att negativa effekter är osannolika, negligerbar toxicitet och god status.	68
Tabell 18: Beräknade riskkvoter för <u>metaller</u> . EDI = beräknat dagligt intag och TRV = toxikologiskt referensvärde.	71
Tabell 19: Beräknade riskkvoter för <u>organiska ämnen</u>	72

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Illustration riskbedömning	2
---	---



Figur 2: Översiktskarta över Jönköping med Munksjön.....	6
Figur 3: Bottentyper (till vänster) och djupkarta (till höger).....	7
Figur 4: Karta som Munksjöns dominerande tillflöden och utloppet till Vättern.	10
Figur 5: Kartor som redovisar föroreningsutbredningen i sediment i Munksjön för kvicksilver, metylkvicksilver, PCB7 och dioxiner/furaner.	18
Figur 6: Redovisning av andel för respektive fraktion av oljeindex. Varje linje avser analysresultat från ett prov. Provpunkternas namn framgår av beteckningen i legenden.	19
Figur 7: Munksjötypisk kongensammansättning av PCB. S2 är den dominerande kongensammansättningen i sediment. I övriga matriser (F=fisk, PV= vatten, SF= sedimentfälla) förekommer en nästan identisk sammansättning.	20
Figur 8: Redovisning av typer av kongensammansättning i ytliga sediment. S2 är den typ som benämns Munksjötypisk. CCME PEL = Probable Effect Level. Lågriskvärde för skydd av vattenlevande djur som tagits fram av kanadensiska naturvårdsverket.	21
Figur 9: Syreprofiler i Munksjön, mätning utförd augusti 2010.	23
Figur 10: Syrgashalter i Munksjöns tillflöden samt dess utlopp.	23
Figur 11: Syrgashalt i Munksjöns mitt, år 2000-2012.	24
Figur 12: Metylkvicksilver i Tabergså (inlopp), Munksjöns mitt samt Munksjöns utlopp.	25
Figur 13: Karta som visar dominerande tillflöden till Munksjön.....	27
Figur 14: Konceptuell modell för riskbedömning avseende Munksjön.....	30
Figur 15: Figur som redovisar indikativ biotillgänglighet för kvicksilver.	32
Figur 16: Transport av kvicksilver, koppar, zink, PCB7 och kväve in till och ut från Munksjön.....	44
Figur 17: Innehåll av organiskt kol i Munksjöns ytsediment.....	49
Figur 18: PCB7-halter i gäddmuskel, från analyser 1990, 1992, 1999, 2003, 2007 och 2011, redovisat som mg/kg våtvikt samt mg/kg fettvikt.	59
Figur 19: Kvicksilverhalt i gäddmuskel, från 1970-talet fram till 2011.....	59
Figur 20: Sammanställning över syrgashalter vid olika djup och över tid i Munksjön de senaste fem åren.	66

BILAGOR

BILAGA A

Massbalans och processförståelse

BILAGA B

Miljöriskbedömning

BILAGA C

Utredningsrapporter

BILAGA D

Statistik vatten

BILAGA E

Munksjöns känslighet för klimatförändringar



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN



1.0 INLEDNING

Munksjön är en centralt belägen sjö i Jönköping. Sjön ingår i Tabergsåns vattensystem och står i direkt förbindelse med Vättern (via den cirka 250 m långa Munksjökanalen). I centrala Jönköping har industrier och verksamheter förekommit under lång tid och i stor omfattning. Detta har inneburit att Munksjön belastats med metaller, näringsämnen och organiska ämnen från Jönköpings stad och dess industrier under lång tid och gör så än idag.

Jönköpings kommun har tillsammans med Munksjö Sweden AB frivilligt åtagit sig att genomföra undersökningar samt en fördjupad riskbedömning avseende Munksjön. För genomförandet har en styrgrupp bildats med representanter från Jönköpings kommun, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Vätternvårdsförbundet och Munksjö Sweden AB.

Golder Associates AB ("Golder") har av styrgruppen fått i uppdrag att fungera som riskbedömningskonsult med ansvar för att ta fram tekniskt underlag för fortsatta undersökningar, upprätta en fördjupad riskbedömning för Munksjön samt medverka i styrgruppen.

Föreliggande rapport utgör den fördjupade riskbedömningen avseende Munksjön.

2.0 SYFTE

Syftet med föreliggande utredning är att:

- Kortfattat sammanfatta tidigare och nu genomförda undersökningar (redovisas i Bilaga A).
- Redovisa en fördjupad riskbedömning för Munksjön baserat på genomförda undersökningar och fastlagda miljö- och nyttjandemål (redovisas i föreliggande huvudrapport)

3.0 MILJÖ- OCH NYTTJANDEMÅL

Styrgruppen har fastställt övergripande miljö- och nyttjandemål för Munksjön, vilka redovisas nedan. Målen utgör utgångspunkten för arbetet med riskbedömningen. Stor vikt har lagts vid att målen inte ska styra riskbedömningen eller eventuella efterföljande skeden. Syftet med detta är att riskbedömningen skall utgöra ett av flera underlag för eventuella efterföljande skeden och enbart vara baserad på naturvetenskapliga grunder.

Nedan anges de fastställda målen:

- 1) En tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön ska säkras så att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer förbättras. Munksjön ska kunna nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö där strandnära rekreation (i enlighet med Stadsbyggnadsvisionen 2.0, ej bad), båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur ska kunna ske utan hälsorisk.
- 2) Tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns avrinningsområde ska begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern.

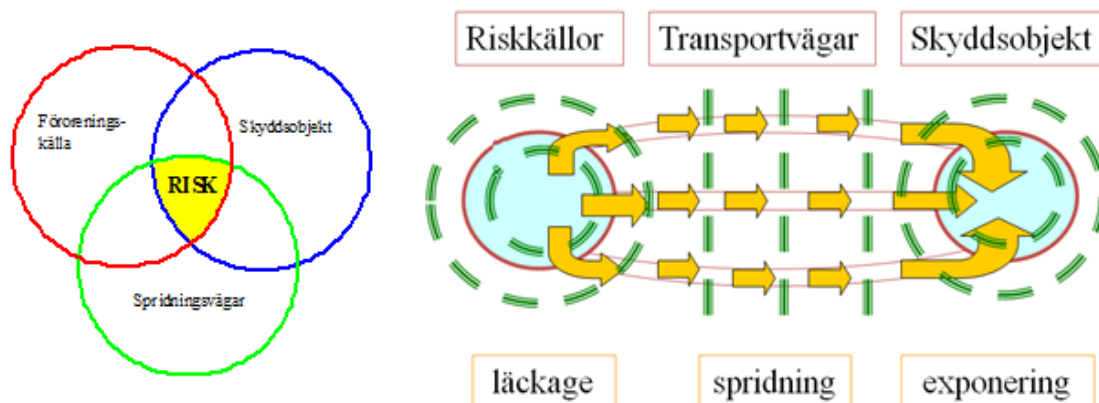


4.0 RISKBEDÖMNINGENS UPPLÄGG

4.1 Metodik

Risk uttrycks vanligen som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på skyddsobjekt, exempelvis människors hälsa eller miljön, enligt Naturvårdsverkets vägledning (rapport 5976). För att ett förorenat område skall utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där människa och miljö kan exponeras. För att en faktisk risk skall föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till en negativ effekt på ett skyddsobjekt. Enbart förekomsten av en förorening innebär således inte automatiskt en risk för negativ påverkan. En riskbedömning utförs om avstämning mot bakgrundshalter eller andra tillämpliga jämförvärden indikerar att ett område är förorenat.

Föreliggande riskbedömning har genomförts enligt den modell som sammanfattas i Figur 1 nedan:



Figur 1: Illustration riskbedömning

Utifrån ovanstående är det således viktigt att utreda vilka föroreningar som förekommer, i vilken omfattning de förekommer samt i vilken form de förekommer. Vidare behöver skyddsobjekt identifieras, samt på vilket sätt och i vilken omfattning skyddsobjekten kan komma i kontakt med föroreningarna.

Riskbedömningsmetodiken baseras på NV5976 och utgörs av fyra huvudmoment.

- I **problembeskrivningen** identifieras och karaktäriseras de föroreningar som bedöms vara relevanta för riskbedömningen, liksom potentiella spridnings- och exponeringsvägar samt relevanta skyddsobjekt (människor och miljö). Problembeskrivningen sammanfattas i en konceptuell modell som illustrerar hur potentiellt miljö- och hälsoskadliga ämnen från det förorenade området kan nå och exponera skyddsobjekten.
- I **exponeringsanalysen** beräknas eller uppskattas den dos alternativt koncentration som skyddsobjekten kan komma att exponeras för, baserat på representativa halter i olika medier, spridnings- och exponeringsvägar samt exponeringens omfattning. Den representativa halten är den halt som bäst beskriver föroreningssituationen i ett område utan att risken underskattas och utarbetas exempelvis med hjälp av statistisk bearbetning av undersökningsresultat. Även faktorer såsom biologisk tillgänglighet, nedbrytbarhet och bioackumulation kan utredas.



- I **effektanalysen** bestäms den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter bedöms som acceptabel. Denna nivå utgörs vanligen av riskbaserade jämförelsekriterier såsom generella eller platsspecifika riktvärden för jord, dricksvattenkriterier, riskbaserade jämförvärden för skydd av akvatiskt liv eller beräknade toxikologiska referensvärden.
- **Riskkaraktäriseringen** innefattar en utvärdering av om negativa miljö- och hälsoeffekter orsakas av exponering från ett förorenat område och baseras vanligen på en jämförelse mellan representativa halter i olika medier och riskbaserade haltkriterier. Vidare beskrivs eventuella osäkerheter.

4.2 Scenarior

Riskbedömningen omfattar tre olika scenarior, vilka presenteras närmare nedan.

4.2.1 Nuläget

Detta scenario belyses mest ingående i riskbedömningen och riskerna har så långt det är möjligt kvantifierats. Massbalansen baseras på nuläget och de mätningar som genomförts 2010-2012.

4.2.2 Stadsbyggnadsvisionen

Jönköpings kommun har tagit fram två Stadsbyggnadsvisioner. Inom ramen för Stadsvision 2.0 "Staden och sjöarna" omfattas hela området kring Munksjön. Visionen tar upp frågor rörande fysisk miljö, bostäder, tillgänglighet och skötsel för att kunna stärka områdena kring Munksjön. I riskbedömningen betraktas detta som ett scenario i en nära framtid (25 år).

Enligt SBV 2.0 görs bedömningen att området kommer att rymma 12 000- 14 000 boende personer samt 11 500 arbetsplatser. Jönköpings kommun bedömer inte att det är möjligt att ansluta så många personekvivalenter utan att pröva om verksamheten. Vid en ev. omprövning av Simsholmens ARV kommer kommunen förmodligen att ansöka om en dimensionerande omfattning som omfattar både Stadsbyggnadsvision 2.0. För närvarande bedöms att det finns stora osäkerheter kring vad detta kommer att innebära. En utredning kring en möjlig processändring med kapacitetsökning har genomförts, men vilka villkor som kommer att föreskrivas kan inte förutsägas.

Som utgångspunkt för att belysa hur förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen påverkar föroreningssituationen i Munksjön är utgångspunkten den PM:a som kommunen upprättat (daterad 2013-05-08). Kommunen anför att utgångspunkten för scenariot ska vara hur de tre mest betydande källorna (Tabergsån, Simsholmens ARV och resuspensionen) förändras i framtiden. Avseende Tabergsån har länsstyrelsen i en PM:a daterad 2013-05-31 visat att framtida saneringar av markområden invid ån inte kommer att reducera belastningen via Tabergsån. I den fördjupade analysen antar Golder således att utgångspunkten är att dagens belastning från Tabergsån kvarstår.

För Simsholmens ARV har kommunen föreslagit ett scenario där ett tillskott från 25 000 pe tillkommer som en effekt av ökad bostadsbebyggelse. Ingen överledning av Huskvarna ARV kommer ske inom aktuellt tidsperspektiv (25 år). För olika ämnesgrupper har kommunen föreslagit ett antal antaganden, vilka Golder inarbetat i beräkningarna. Det är idag okänt vilka krav en tillståndsgivande myndighet kommer ställa på framtida rening. Av den anledningen har Golder i scenariot antagit att effektiviteten på reningen är motsvarande som idag för samtliga ämnen utom kväve. I detta fall har kommunen antagit att reningskraven ökar från dagens 15 mg/l i utgående vatten till 10 mg/l.



Det som man med lite större säkerhet kan förutse beträffande scenariot Stadsbyggnadsvisionen är att fler människor förmodligen kommer att uppehålla sig i området och att de mest förorenade områdena runt sjön kommer att saneras innan nya byggnader uppförs.

4.2.3 Framtid - klimatperspektivet

I en framtid är det tänkbart att klimatförändringar kan komma att påverka förhållandena i Munksjön. Då inga mätningar eller liknande utförts med syfte att kvantifiera risker har endast en kvalitativ och översiktlig riskbedömning att upprättats. Tidsperspektivet för detta scenario är storleksordningen 100 år.

Utgångspunkten för bedömningen är den PM:a som länsstyrelsen (daterad 2013-05-23) upprättat med förslag till antaganden som kan vara en utgångspunkt för arbetet. Antaganden har efter förslag från Golder (PM daterad 2013-06-27) överenskommit i styrgruppen enligt nedan.

Den första övergripande förändringen som antas är en förändrad vattenföring. Den förändrade vattenföringen kan tänkas påverka ett antal processer enligt följande:

- Ökad föroreningsbelastning från Tabergsån
- Ökat flöde från Tabergsån
- Förändrade strömningsmönster i Munksjön till följd av ändrad vattenföring
- Ökad genomströmning och minskad uppehållstid
- Minskad period med is
- Minskat vattenstånd i Vättern
- Språngskiktets läge och perioder av syrefria förhållanden

Den andra övergripande förändringen är en ökad årsmedeltemperatur, vilken kan medföra följande:

- Ökad vattentemperatur
- Ökad metabolism
- Djupare beläget språngskikt under längre tid
- Ökad längd för vegetationsperioden

Ovanstående kommer vara utgångspunkten för en diskussion kring hur klimatberoende faktorer i sin tur påverkar de faktorer som är av betydelse för riskbedömningens slutsatser med koppling till de av styrgruppen fastlagda miljö- och nyttjandemål. Detta omfattar uttransporten till Vättern, resuspensionen, syresituationen, geokemiska processer, risker för biota och risker för människors hälsa. Faktorerna har givetvis ett beroende av varandra vilket i möjligaste mån kommer att vägas in i skrivelsen.

4.3 Rapportens upplägg

Föreliggande rapport utgör huvudrapporten för riskbedömningen. Då projektet varit omfattande redovisas massbalans, processförståelse samt miljöriskbedömningen som separata bilagor (Bilaga A respektive B till denna rapport). Som bilagor redovisas även samtliga utredningsrapporter (resultat- och metodbeskrivningar) som upprättats inom ramen för projektet. Alla slutsatser avseende risker redovisas i föreliggande riskbedömning.



5.0 OMRÅDESBESKRIVNING

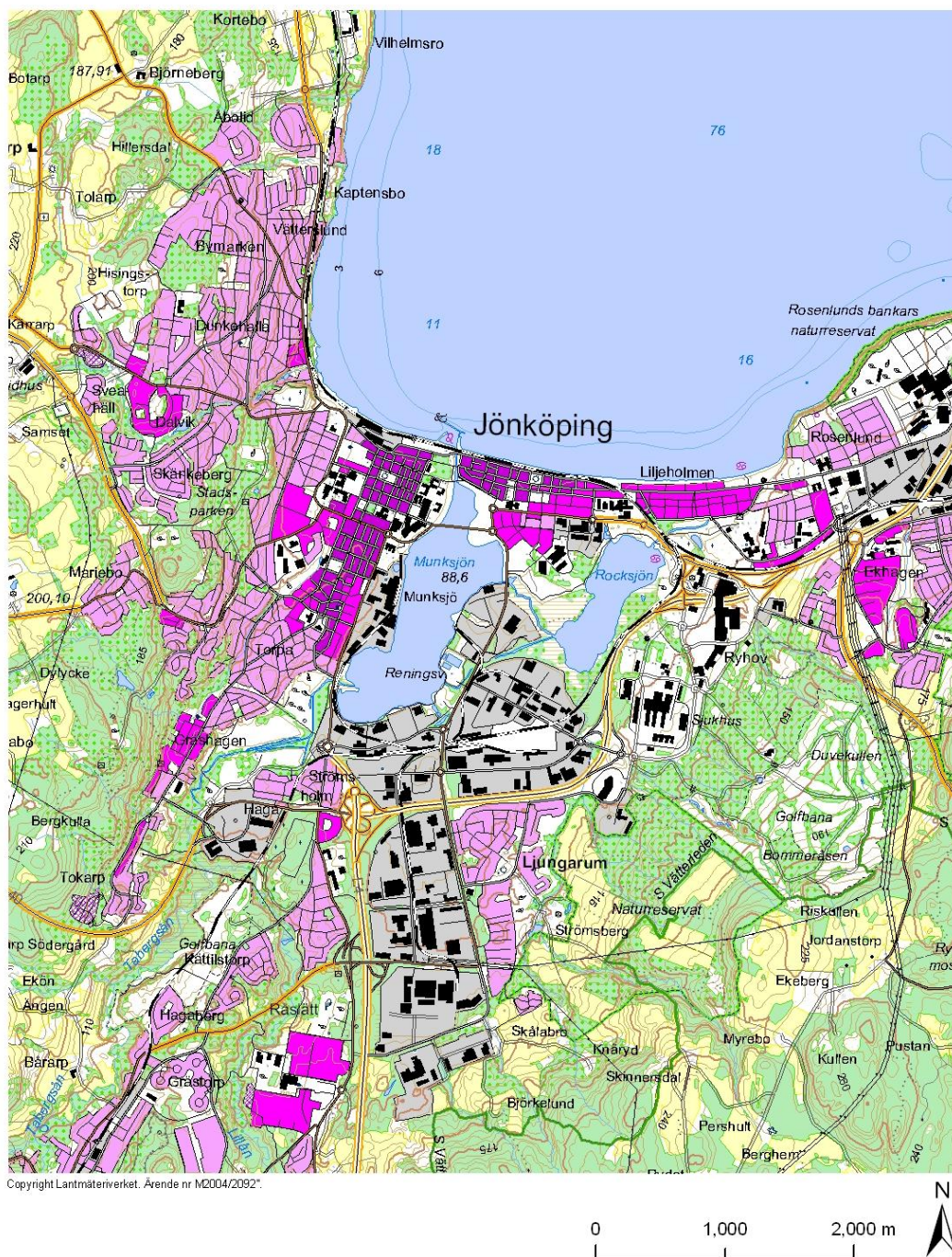
I följande avsnitt redovisas en översiktlig beskrivning av Munksjöns lokalisering, omgivning, historik, hydrologi, status mm.

5.1 Allmän beskrivning av Munksjön

Munksjön är en centralt belägen sjö i Jönköping (Figur 2). Sjön ingår i Tabergsåns vattensystem och står i direkt förbindelse med Vättern (via den cirka 250 m långa Munksjökanalen). Badplatser saknas kring sjön idag. Däremot nyttjas landområdet kring sjön för friluftaktiviteter så som promenader och cykling. Munksjön har även använts för tävlingar inom vattenskidåkning, rodd och mete.

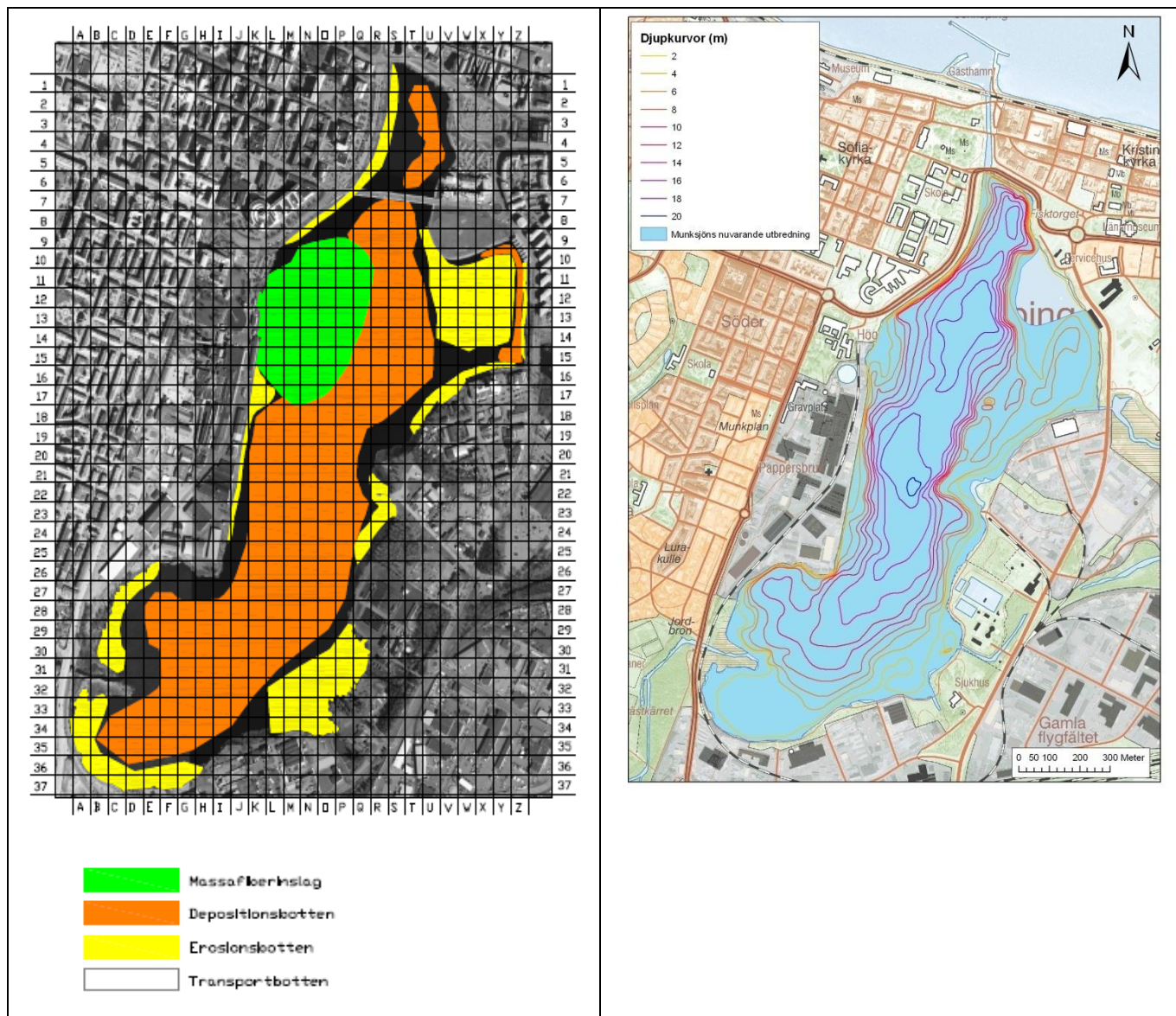


RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN



Figur 2: Översiktskarta över Jönköping med Munksjön.

Munksjön är knappt 1 km² med ett största djup på cirka 25 m. De djupaste delarna förekommer i sjöns centrala delar (Figur 3). Genomförd bottenkartering har visat att merparten av botten tolkas som en depositionsbottn (dvs. där sedimentation kan förväntas ske). Botten karaktäriseras till största del av något som kan liknas ett avloppsslam, ofta med inslag olja och tydliga och distinkta lukter. I sjöns västra del förekommer ett område med fibersediment (cirka 10 ha).



Figur 3: Bottentyper (till vänster) och djupkarta (till höger).

Munksjön tar emot vatten från tre större ytvattendrag:

- Tabergsåån (dominerande tillflöde),
- Simsholmskanalen och
- Rocksjöån.

Vidare fungerar sjön som recipient för avloppsvatten från Simsholmens reningsverk, beläget vid sjöns sydöstra kant, Munksjö Swedens utgående vatten samt orenat dagvatten från Jönköpings tätort. Munksjön har ett utflöde, i norra delen av sjön, mot Vättern.

En rundpumpning av vatten mellan Vättern, Rocksjön och Munksjön sker, i ett försök att syresätta Munksjöns vatten. Vatten pumpas från Vättern till Rocksjön och rinner därefter till Munksjön genom Rocksjöån. Under år 2011 pumpades i detta system 44 Mm³ vatten (Roland Thulin, verksamhetschef VA, Jkp kommun).



Enligt VattenInformationsSystem Sverige (VISS) är sjön näringsberikad med eutrof karaktär. Även om sjön uppvisar vissa raritetsvärden, så som häckande sjöfågel, bedöms inte den biologiska mångfalden som hög. Den ekologiska statusen bedöms som "otillfredsställande". Sjön uppnår inte god kemisk status bland annat på grund av att halterna av kvicksilver och kadmium i fisk överskrider EUs gränsvärde i vattendirektivet.

Vättern är närmsta recipient för Munksjön. Sjön utgör bland annat Natura 2000-område med hänsyn till ett antal fisk- och fågelarter, riksintresse för yrkesfiske, naturvård och friluftsliv, upptaget i EU:s fisk- och musselvattendirektiv samt dricksvattentäkt för åtta kommuner och ett kommunförbund (Skaraborgsvatten där Skara, Falköping och Skövde ingår).

5.2 Historik avseende potentiella föroreningskällor

I centrala Jönköping har industrier och verksamheter förekommit under lång tid och i stor omfattning. Detta har inneburit att Munksjön belastats med metaller, näringsämnen och organiska ämnen från Jönköpings stad och dess industrier under lång tid och gör så än idag. Länsstyrelsen i Jönköpings län har inom ramen för MIFO-programmet gjort en inventering av misstänkt förorenade områden. Jönköpings kommun har vidare inom ramen för arbetet med Stadsbyggnadsvisionen gjort en sammanställning av de markområden som kan misstänkas vara förorenade kring Munksjön. Verksamheter (i nära anslutning till Munksjön), som med ledning av föroreningssituationen i sjön, bedöms som troligen ha påverkat eller påverkar än idag är bland annat:

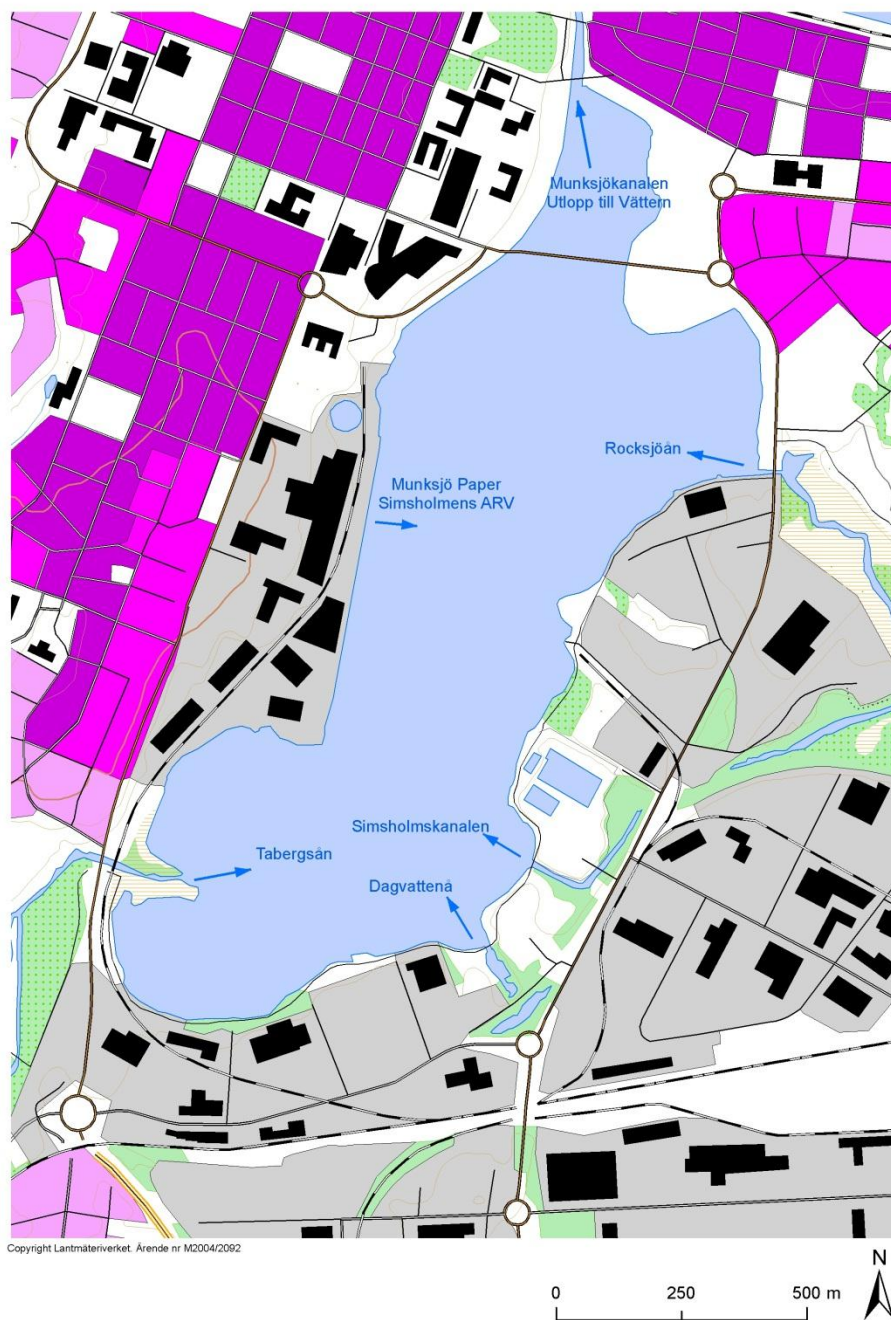
- Munksjö pappersbruk. I mitten av 1800-talet etablerades Munksjö pappersbruk i Jönköping. Pappersbruket släppte fram till 1962 ut sitt orenade processavloppsvatten (bland annat innehållande pappersfibrer) till Munksjön. 1962 installerades en intern reningsanläggning och 1975 togs en landbaserad sedimentationsbassäng i drift. Misstänkta föroreningar: kvicksilver, PCB, organiskt material.
- Avloppsvatten från Jönköping har historiskt belastat Munksjön. Reningsverk började anläggas i slutet av 1930-talet. Dagens kommunala avloppsreningsverk, Simsholmen, togs i drift 1968. Utsläppet sker idag via en ledning (gemensam med Munksjö AB) i sjöns västra del. Misstänkta föroreningar: metaller, fosfor, kväve (ammonium), organiska ämnen, läkemedelsrester.
- Dagvatten. Belastning via dagvatten har skett historiskt och sker än idag. Enligt Jönköpings kommuns kartunderlag finns 16 st utsläppspunkter för dagvatten mer eller mindre direkt ut i Munksjön. Misstänkta föroreningar: metaller, olja, PAH.
- Tillverkning av tjära skedde i norra delarna av samma område som pappersbruket. Misstänkta föroreningar: tjära, PAH, olja
- Mekanisk industri. Enligt uppgifter har ett flertal verksamheter kring Munksjön varit inriktade mot verkstadsarbeten. Misstänkta föroreningar: olja, klorerade lösningsmedel.
- Oljedepåer. Kring framförallt östra och södra delarna av Munksjön har flertalet oljedepåer funnits och finns kvar även än idag. Misstänkta föroreningar: olja.
- Termosfabrik. Hantering av kvicksilver skedde vid två termosfabriker i centrala Jönköping. Fabrikernas avlopp kan ha mynnat i Munksjön. Misstänkt förorening: kvicksilver.
- Kvicksilverbetning av utsäde. Uppgifter finns att betning av utsäde med kvicksilver skedde i en anläggning i direkt anslutning till Munksjöns östra strand. Misstänkt förorening: kvicksilver.



- Flygplats. Söder om Munksjön har ett flygfält med oljehantering legat. Misstänkta föroreningar: olja, avisningsmedel.
- Förutom de verksamheter som legat inne i Jönköping, i anslutning till Munksjön, har sjön belastas med ämnen från verksamheter som legat längre uppströms i anslutning till Munksjöns tillflöden.
- Tabergsåån är det största tillflödet och belastningen via ån utgörs av både naturligt förekommande ämnen och antropogent tillförda.

En sammanfattning av dominerande tillflöden redovisas i Figur 4.

Sammanställningen ovan har varit en av utgångspunkterna för genomförda undersökningar samt nu föreliggande riskbedömning.



Figur 4: Karta som Munksjöns dominerande tillflöden och utloppet till Vättern.



6.0 SAMMANFATTNING AV UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

I följande avsnitt redovisas kortfattat en sammanfattning av tidigare och nu genomförda undersökningar vilka använts vid upprättande av föreliggande riskbedömning.

6.1 Undersökningar före 2009

Antalet undersökningar som har utförts avseende föroreningsituationen i Munksjön är stort. I litteraturen finns den första omnämnd redan 1957. Under 1970-talet fram till mitten av 1980-talet intensifierades undersökningarna. En sammanfattning av befintlig kunskap togs fram 1994. Efter det har ett mindre antal studier gjorts. Den senaste som innefattade provtagning av sediment, vatten och biota utfördes i slutet av 1990-talet. Exempel på utredningar är:

- Undersökningar av föroreningar i sediment.
- Undersökningar av föroreningar i ytvatten (både vid enstaka tillfällen och inom ramen för samordnad recipientkontroll (Jönköpings kommun är huvudman), miljöövervakning i utflödet, egenkontroll och regional screening (Vätternvårdsförbundet)).
- Undersökningar av föroreningar i specifika matriser, till exempel slam från Munksjö AB.
- Undersökningar av föroreningar i biota (till exempel fisk).
- Toxicitetstester för sediment och vatten.

Generellt kan sägas att genomförda undersökningarna av sediment och vatten oftast fokuserat på att provta och analysera olika media med syfte att erhålla en tillståndsklassning eller övervaka situationen. Vissa undersökningar har utförts i samband med anläggningsarbeten i anslutning till Munksjön, till exempel byggande av bron i norra delarna under tidigt 2000-tal. Den typen av undersökningar har i stort gått ut på att provta sediment och analysera föroreningsinnehållet.

Vattnet i sjön och även inkommande och utgående vatten har undersökts mer eller mindre kontinuerligt under årens lopp, bland annat inom ramen för Vätternvårdsförbundets miljöövervakning i utflödet till Vättern och den samordnade recipientkontrollen som sköts med Jönköpings kommun som huvudman.

Undersökningarna är ofta fokuserade till fysikalisk- kemiska parametrar, så som pH, konduktivitet, syrgas, näringsämnen och metaller. Föroreningsinnehåll i avloppsvatten (process och kommunalt) och dagvatten har utretts i liten utsträckning. Framförallt har metaller undersökts. PCB i vatten undersöktes till exempel vid ett tillfälle i Munksjön 1987. Utgående vatten från Munksjö Paper analyserades avseende PCB vid ett tillfälle 1990.

Undersökningar av biota (framförallt fisk) har genomförts vid flera tillfällen och ett förhållandevis omfattande jämförelsematerial finns. Undersökningar har exempelvis omfattat halter av kvicksilver och organiska miljögifter i fisk, bottenfaunainventering och kvicksilverhalter i chironomider och plankton (endast en undersökning). Regelbunden kontroll av föroreningar (exempelvis PCB) görs inom ramen för Vätternvårdsförbundets kontrollprogram. Slutligen har ett mindre antal toxicitetstester utförts, på senare år framförallt inom ramen för studentarbeten på Högskolan i Jönköping. Resultat från tidigare utredningar har där så bedömts relevant och där data varit tillförlitliga inarbetats i föreliggande riskbedömning.

Det har även utförts studier vad gäller syresituationen i sjön och hur den påverkas vid förändringar av utsläppspunkter för industriellt och kommunalt avloppsvatten (exempelvis Svensk MKB, 2008). Resultat från modelleringar har använts i föreliggande riskbedömning.



6.2 Undersökningar efter 2009 – inom ramen för projektet

Baserat på identifierade kunskapsluckor har det inom ramen för projektet, som legat till grund för nu föreliggande riskbedömning, genomförts följande utredningar:

- **Detaljerad sediment- och vattenundersökning.** Prov uttogs i 74 punkter, varav ett antal endast karaktäriserades visuellt, för att få information om botten typer och fiberbankens utbredning. I övrigt togs prov ut på ytsediment (0-5 cm u sy) samt djupare sediment (0,5-1 m u sy). Prov från 30 provpunkter i Munksjön och en provpunkt i Rocksjön analyserades med avseende på metaller, oljor, PCB, PAH dioxiner/furaner och/eller organiskt material. Analyser gjordes på ett stort antal ämnen för att på så sätt få information om dimensionerande ämnen i Munksjön. Rapporten redovisas i **Bilaga C:1**. Ett ingående moment i undersökningen var att extrahera porvatten för att kunna kvantifiera diffusionen. Porvattenundersökningen redovisas i **Bilaga C:3**.
- **Referensundersökning.** Undersökningen syftade till att erhålla underlag för att upprätta en massbalans. Referensundersökningen omfattade kontinuerlig provtagning under ett års tid av ytvatten och sedimentande material. Detta för att täcka in de naturliga variationer som finns vad gäller, flöden, temperatur och syreförhållanden. Rapporten redovisas i **Bilaga C:2**.
- **Sekventiella lakningar.** Försöken utfördes för att bestämma i vilka faser föroreningarna (metallerna) sitter. Detta utgör viktig information för föroreningarnas spridningsbenägenhet och biotillgänglighet till riskbedömningen, t.ex. om kvicksilver kan tas upp i människor och djur när man har kunskap om andelen tillgänglig förorening. Det ger även underlag till diskussioner hur framtida miljöförändringar (till exempel syreförhållanden) skulle kunna påverka spridningen av föroreningar från sedimenten. Lakförsöken utfördes på sedimentprover som uttogs inom ramen för den detaljerade sediment- och vattenundersökningen. Rapporten redovisas i **Bilaga C:4**.
- **Datering.** Med syfte att utreda sedimentationshastigheter samt få ett underlag för kvantifiering av resuspensionen daterades sediment och sedimentfällematerial med radioaktiva isotoper (bly, cesium, beryllium etc.) Rapporten redovisas i **Bilaga C:5**.
- **Gasmätning.** Gasbildning och att fibersediment flyter upp till ytan har konstateras i Munksjön. Då gaserna som bildas (till exempel metangas och vätesulfid) är toxiska genomfördes en mätning med syfte att utreda riskerna för människors hälsa och vattenlevande djur. Gasavgång kan även vara en spridningsväg för kvicksilver. Rapporten redovisas i **Bilaga C:6**.
- **Biologiska undersökningar.** Biologiska undersökningar utfördes med syfte att undersöka spridning och upptag av föroreningar (processförståelse) i biota samt riskerna för människor, akvatiska och semiakvatiska organismer. Undersökningarna utgjorde främst kompletteringar till tidigare utredningar, främst vad gäller upptag av organiska föroreningar och toxicitetstester. Rapporten redovisas i **Bilaga C:7**.

6.3 Undersökningar efter 2009 – externt finansierade

Under projektets gång har ett antal utredningar genomförts, som finansierats externt. Utredningarna har tillställts Golder vid upprättandet av föreliggande utredning och kan kortfattat sammanfattas som följer:

- **Översvämningsstudie.** Sweco utförde på uppdrag av Jönköpings kommun en studie för att öka kunskapen om höga vattennivåer i Vättern. Resultaten redovisas i Sweco (2011).



- **Miljöövervakning.** Vätternvårdsförbundet har fortsatt med samordnad miljöövervakning. Årsskriften för 2011 redovisas i Vätternvårdsförbundet (2012).
- **Provfiske.** Jönköpings kommun genomförde 2009 ett provfiske med syfte att undersöka fisk- och kräftbeståndet (Medins Biologi AB, 2009).
- **Kompletterande sedimentprovtagning i Munksjön.** Inför planerad utfyllnad i Munksjöns sydvästra delar uttogs sedimentprover i nio lokaler. Ytliga sediment analyserades med avseende på metaller och organiska ämnen (olja, PAH16, dioxiner, PCB, klorbensener). Resultaten redovisas i en särskild PM upprättad av Golder Associates AB (2012a).



7.0 PROBLEMBESKRIVNING

Nedan ges en övergripande redogörelse över de aspekter som påverkar riskbilden. Dessa utgörs främst av de skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar som identifierats. Uppgifterna sammanfattas i en konceptuell modell som den fortsatta riskbedömningen baseras på.

Problembeskrivningen är en generell beskrivning av rådande förhållanden, medan kvantitativa bedömningar av halter, exponering och spridning görs i efterföljande avsnitt.

7.1 Föroreningssituationen

I följande avsnitt sammanfattas föroreningssituationen vad gäller sediment, sedimenterande material och ytvatten i Munksjön. För detaljer hänvisas till Bilaga A.

7.1.1 Sediment - halter

Tidigare och nu genomförda undersökningar av sedimenten i Munksjön har visat att föroreningar (både metaller och organiska ämnen) förekommer. Föroreningarna bedöms främst vara en effekt av historisk belastning, vilken rimligen var av större omfattning än dagens. Detta gäller samtliga aktuella ämnen, möjligen med undantag av "stadstypiska" så som koppar, zink, bly och PAH. Sammanfattningsvis kan det konstateras att följande ämnen har påvisats i förhöjda halter (i jämförelse med lågriskvärden för skydd av akvatiskt liv) och därmed är föremål för att behandlas inom ramen för riskbedömningen:

- Metaller (arsenik, barium, bly, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, metylkvicksilver, nickel, vanadin och zink)
- Alifatiska kolväten ("oljeliknande" ämnen)
- Dioxiner och furaner
- PAH16
- PCB7
- Dioxinlika PCB

Genomförda sedimentundersökningar visar att fyra olika botten typer förekommer i Munksjön. Den största delen av sjöns area utgörs av ackumulationsbotten med organiska sediment. De organiska sedimenten är vanligen svarta- svartbruna med ställvis synliga inslag av föroreningar i form av oljeliknande ämnen. Lukten är ställvis även markant (avloppsluknande). I sjöns strandkanter förekommer förhållandevis mindre områden med erosions- och/eller transportbotten vilka vanligen utgörs av sand och grus. I sjöns västra del är fiberbanken belägen, vilken utgör den fjärde botten typen som påträffats i Munksjön.

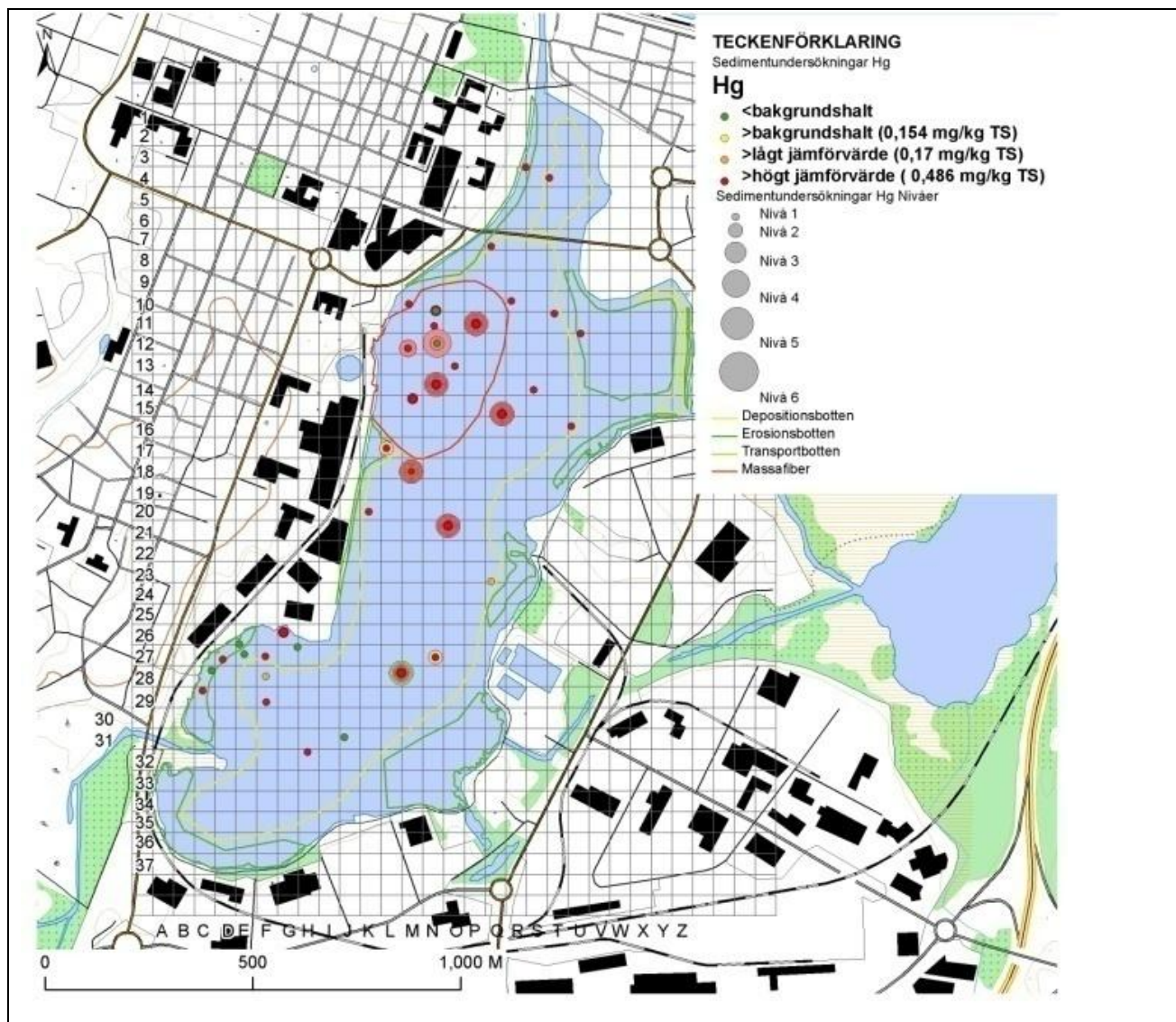
Sedimenten karaktäriseras generellt av ett högt innehåll av organiskt material (TOC-halter i ytsediment uppgår till 15- 25 % TS, oavsett om det är ackumulationsbotten eller inom området för fiberbanken), vilket sannolikt är en effekt av den historiska belastningen på sjön. Även kväve och fosfor förekommer i sjöns sediment i förhållandevis hög utsträckning.

Kartor som redovisar föroreningsutbredningen redovisas i Bilaga A. Några exempel (kvicksilver, metylkvicksilver, PCB och dioxiner/furaner) redovisas i Figur 5. Generellt kan det konstateras att förhöjda halter (i förhållande till Rocksjön och internationella generella riktvärden för skydd av akvatiska organismer) överskrider i sediment (både ytliga och djupare) i större delen av sjön. Oavsett botten typ förekommer således



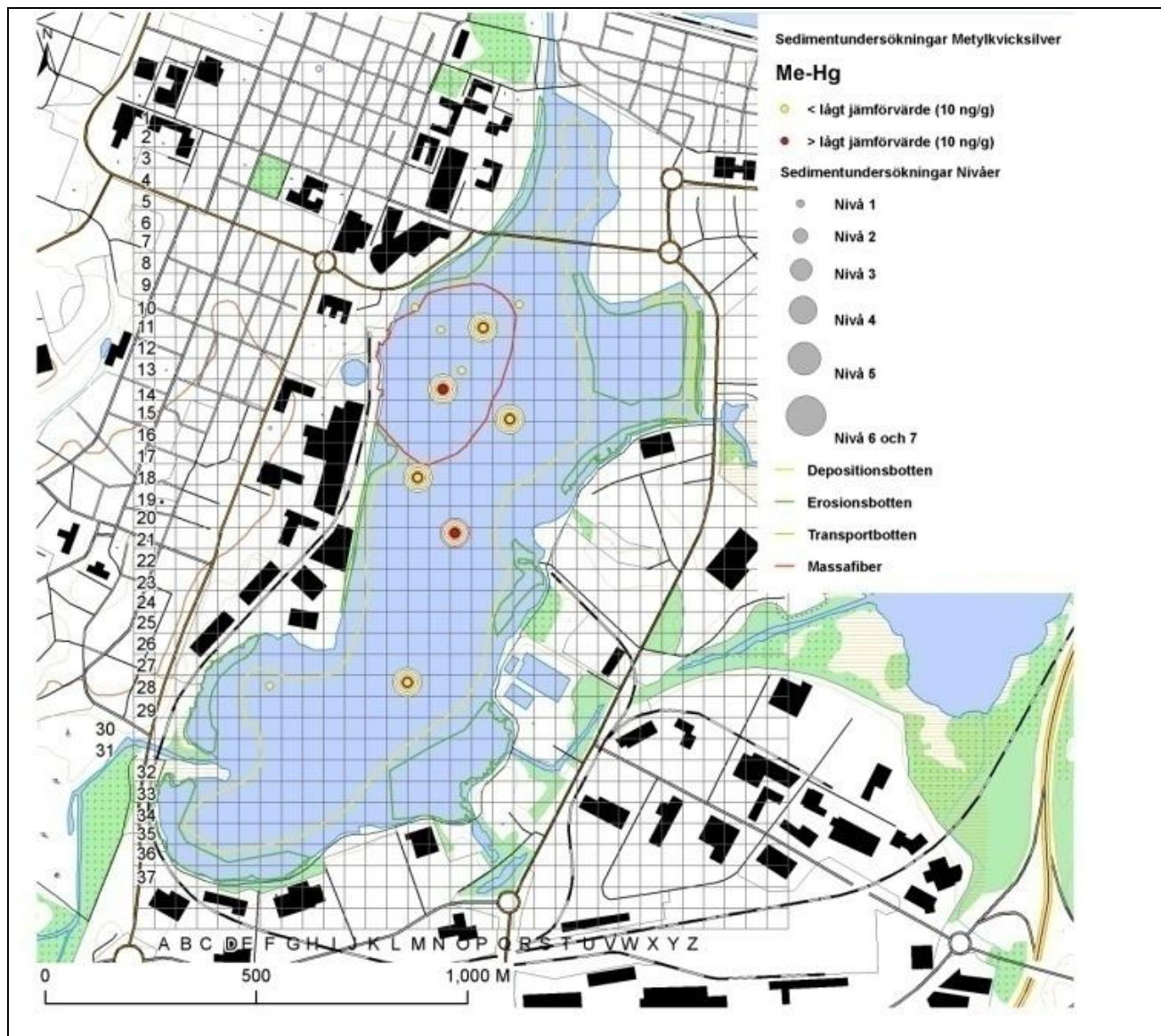
RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

förhöjda halter i sedimenten. De fortsatt höga halterna i de ytliga sedimenten indikerar att ingen överlagring med idag förhållandevis renare sediment sker.



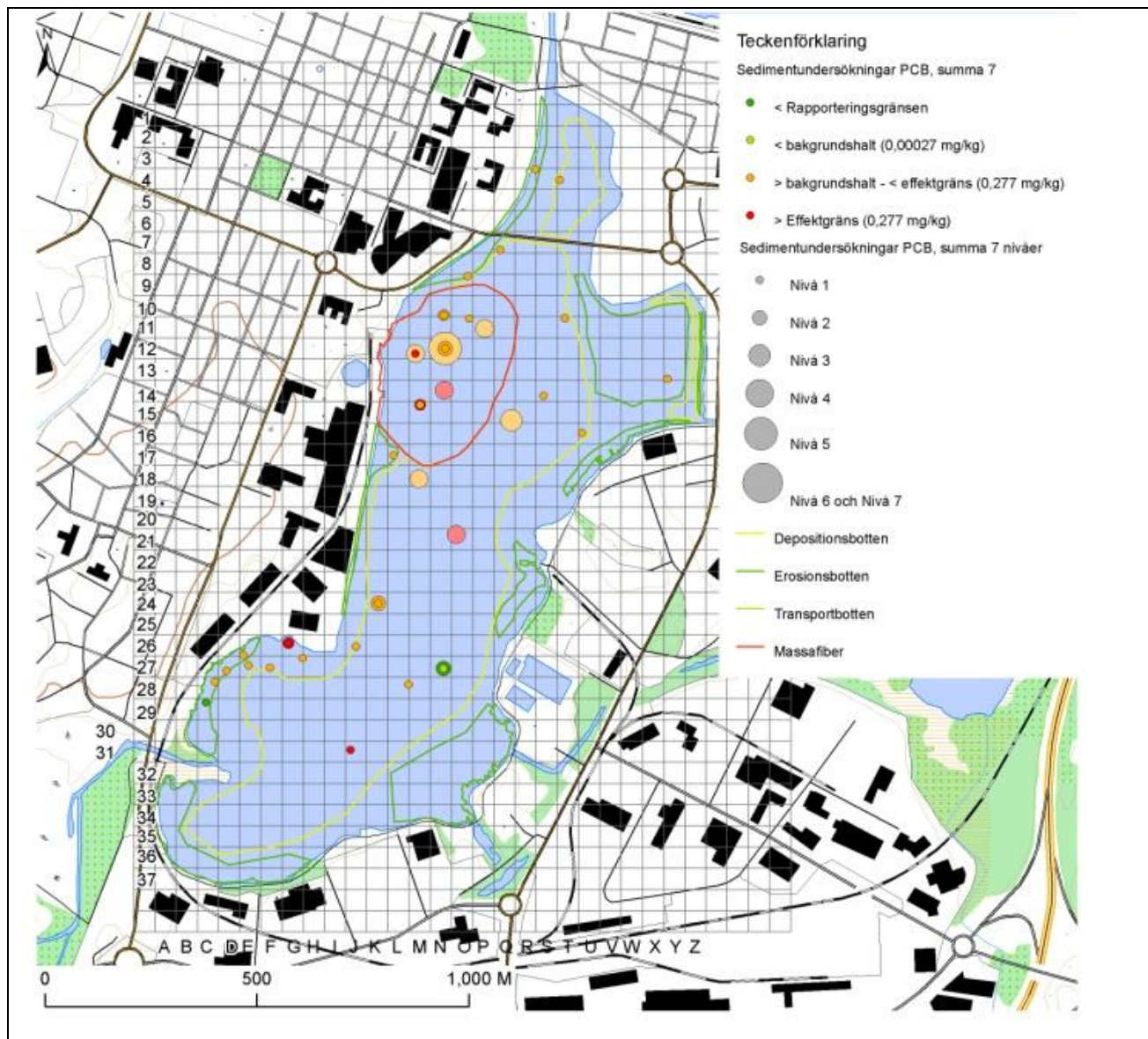


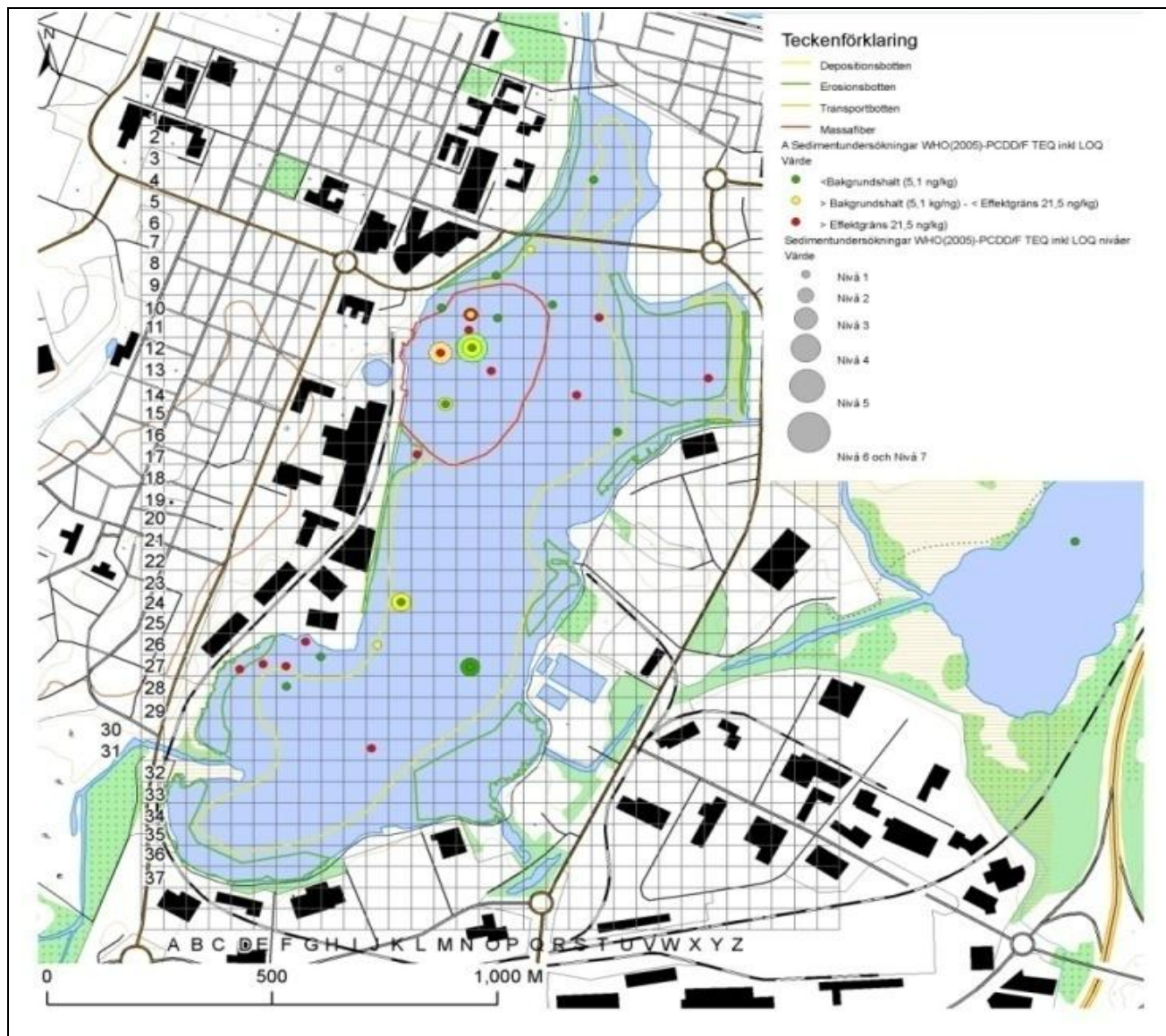
RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN





RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN





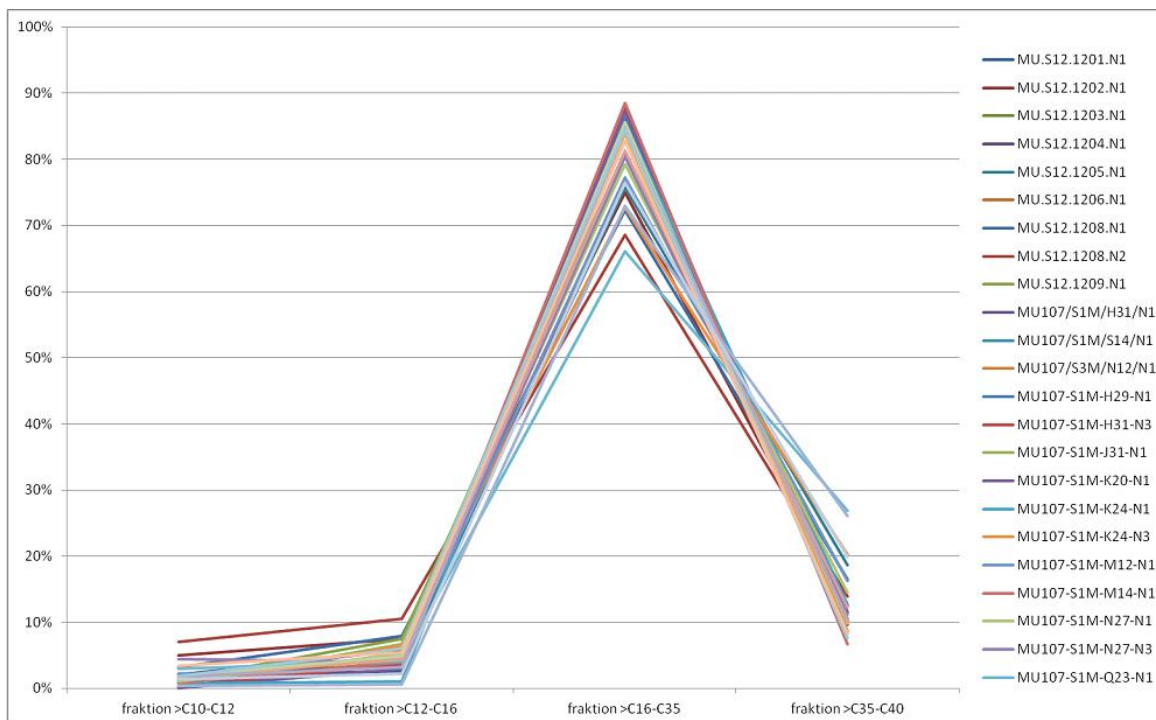
Figur 5: Kartor som redovisar föroreningsutbredningen i sediment i Munksjön för kvicksilver, metylkvicksilver, PCB7 och dioxiner/furaner.

Metyleringsgraden i sedimenten uppgår generellt till under 1 %. I enstaka prover är andelen metylkvicksilver högre (upp till som mest 2,5 %). Den högsta metyleringsgraden uppvisas av prover tagna i punkten L28 (icke-fibersediment), i södra delen av Munksjön. Metyleringsgraden i sedimenten kan jämföras med andra sjöar med kvicksilverförorenade sediment, exempelvis Marnästjärn (förorenad med kvicksilver som en effekt av industriellt processvatten) där andelen metylkvicksilver i sedimenten uppgår till cirka 0,3-0,5 % (Envipro Miljöteknik, 2005). Halterna av både metylkvicksilver och kvicksilver (medelhalt i Marnästjärn drygt 30 mg/kg TS) är dock lägre i Munksjön. I Svartsjöarna utanför Hultsfred (kvicksilverförorenade fibersediment) har en metyleringsgrad på 5-7 % uppmätts i sedimenten (Svartsjöprojektet, 1998), således högre än i Munksjön. Medelhalten av kvicksilver i Svartsjöarnas sediment uppgick till cirka 1 mg/kg TS. I Marnästjärn har inga åtgärder utförts. I Svartsjöarna har muddring av kvicksilverförorenade sediment utförts.

En analys av resultaten från de sekventiella lakningarna visar att metallerna förefaller sitta bundna till samma faser i de punkter som har undersökts (se Bilaga C:4), oavsett vilken bottentyp som provet representerar.



Synlig förekomst av "oljeliknande" ämnen har påvisats i samband med sedimentprovtagningen. Analyser av oljeindex på sedimentprover indikerar också på höga förekomster. Detta gäller över i praktiken hela sjön och oaktat vilken botten typ det handlar om. En analys av kromatogram och andelen för respektive fraktion visar att fördelningen är i praktiken identisk över hela sjön (Figur 6). Enligt laboratoriet (ALS) indikerar kromatogrammen på en relativt tung olja, tyngre än diesel, som är kraftigt nedbruten. Att även lättare fraktioner finns i proven tyder på att de består av en blandning av flera olika typer av oljor.



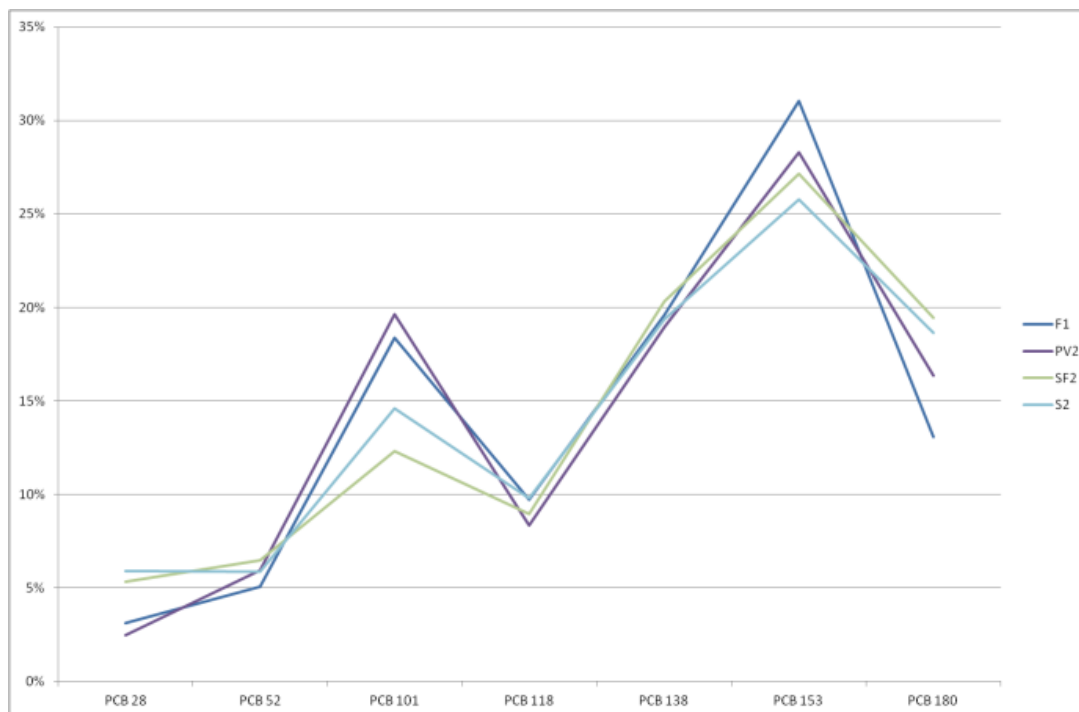
Figur 6: Redovisning av andel för respektive fraktion av oljeindex. Varje linje avser analysresultat från ett prov. Provpunkternas namn framgår av beteckningen i legenden.

I sediment och sedimentfällematerial förekommer förhöjda halter av PCB. Vidare har PCB påvisats även i biota, exempelvis fisk. Med syfte att utreda om sammansättningen av PCB är likartad i olika matriser samt inom olika delar av sjön har en analys av kongenerna gjorts (se Bilaga C9). Analysen visar att kongensammansättningen nästan är identisk för prover i sedimenten (35 av 46 prover uppvisar samma kongensammansättning). Vidare ses att den dominerande kongensammansättningen i sedimenten även är den vanligast förekommande i sedimentfällematerial, ytvatten och fisk (Figur 7). Övriga prover visar på lokala avvikelser och/eller analysfel/analysosäkerheter. Flera av de övriga kongensammansättningar är också resultatet av mycket låga PCB-halter. Anledningen till den gemensamma kongensammansättningen bedöms vara en blandning av flera olika typer av PCB.

Enligt Lindeström (2000) är andelen lågklorerade PCB avvikande stor i Munksjöns abborrar jämfört med abborrar fångade vid Visingsö. Baserat på data som redovisas i Lindeström (2000) kan andelen för exempelvis PCB-28 uppskattas till några %, vilket är i samma storleksordning som redovisas nedan. Det som skiljer nu föreliggande studie mot slutsatsen i Lindeström (2000) är att andelen lågklorerade PCB avviker mot vad som uppvisas i sedimenten och att det därmed bedöms föreligga en annan lokal källa. Nedan redovisas att fördelningen förefaller likartad mellan fisk och sediment men också med vatten från tillflöden. Således indikerar detta att Lindeströms slutsats vad gäller en annan lokal källa (exempelvis något

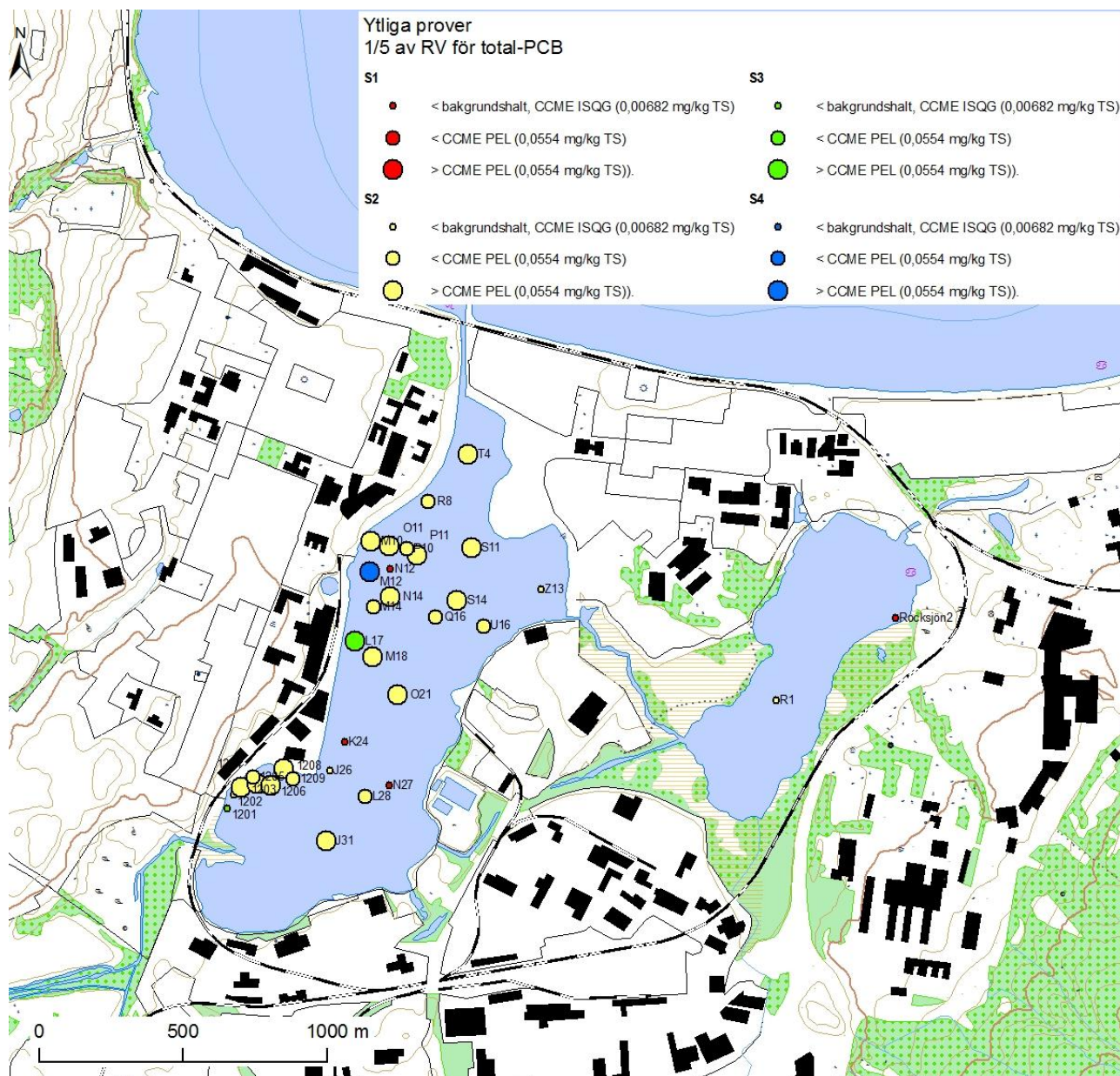


tillflöde) förefaller rimlig men Golder bedömer också att sedimenten kan vara en orsak, på grund av likheten i kongensammansättning.



Figur 7: Munksjötypisk kongensammansättning av PCB. S2 är den dominerande kongensammansättningen i sediment. I övriga matriser (F=fisk, PV= vatten, SF= sedimentfälla) förekommer en nästan identisk sammansättning.

Den geografiska fördelningen av olika typer av kongensammansättning (i sediment) redovisas i Figur 8. S2 är den typ som är vanligast förekommande (Munksjötypisk). Som ses på kartan förekommer den Munksjötypiska sammansättningen (S2) i sediment oavsett vilken typ av botten som råder.



Figur 8: Redovisning av typer av kongensammansättning i ytliga sediment. S2 är den typ som benämns Munksjötypisk. CCME PEL = Probable Effect Level. Lågriskvärde för skydd av vattenlevande djur som tagits fram av kanadensiska naturvårdsverket.

Sammanlagt kan sägas att föroreningarna i Munksjön uppvisar en stor likhet vad gäller förekomstform och sammansättning oavsett var i sjön provet tagits. Detta har visats både för metaller (sekventiella lakningar), oljeliknande ämnen (kromatogram) och PCB (kongensammansättning). Resultaten innebär att det inte går att dela in sjön i olika delområden baserat på att föroreningarna kan ha olika ursprung eller var själva utsläppet har varit. Den samstämmiga bilden är snarare en indikation på att föroreningen är ett resultat av belastning av många källor samt att det sker en intern spridning i sjön.

7.1.2 Sediment – föroreningsmängder

Med utgångspunkt i medelhalter i sedimenten, sedimentvolym, sedimentens torrsubstans och en uppskattad densitet ($1,1 \text{ ton/m}^3$) har den totala mängden kvicksilver, koppar, zink och PCB7 i Munksjöns sediment



beräknats. Mängdberäkningen har gjorts för sjön som helhet och således inkluderades både områden med ackumulationsbotten och fibersediment. Beräkningen har gjorts uppdelat på fyra djupintervall, 0-0,1, 0,1-0,3, 0,3-0,5 och 0,5-1,5 m u sy. Resultaten redovisas i Tabell 1. I Länsstyrelsen i Jönköpings län (1994) redovisas en uppskattad mängd på 400 kg kvicksilver och 25 kg PCB, vilket således stämmer väl med nedan redovisad beräkning.

Tabell 1: Föroreningsmängder i Munksjöns sediment [kg]

m.u.sy ¹	Hg	Cu	Zn	PCB7
0-0,1	30	5 000	10 000	3
0,1-0,3	80	12 000	30 000	10
0,3-0,5	30	14 000	6 000	7
0,5-1,5	200	30 000	50 000	4
SUMMA ²	300	60 000	90 000	20

¹m.u.sy: meter under sedimentytan

²Summeringen är gjord innan avrundning, varför den i vissa fall inte helt stämmer överens med mängderna i de separata djupintervallen.

7.1.3 Sedimenterande material

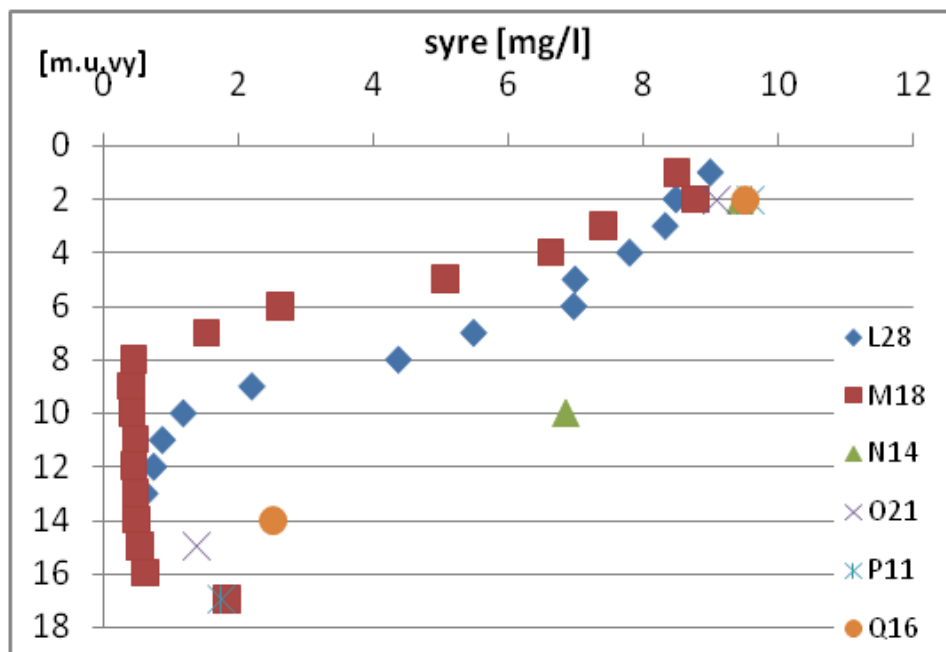
Partiklar som sedimenterar har undersökts vad gäller föroreningsinnehåll medelst sedimentfällor. Kortfattat kan nämnas att halterna av flertalet metaller är förhöjda i Munksjön i förhållande till Rocksjön.

Metyleringsgraden i sedimentfällematerial i Munksjön uppgår till 1-2 %. I Rocksjön är metyleringsgraden högre, cirka 4 %.

Dessutom är svavelhalterna och halterna av metylkvicksilver förhöjda. Halterna av PAH, både cancerogena och övriga, samt PCB-halterna är även de förhöjda, liksom fosforhalterna. Precis som för sedimenten gäller detta oavsett botten typ i sjön.

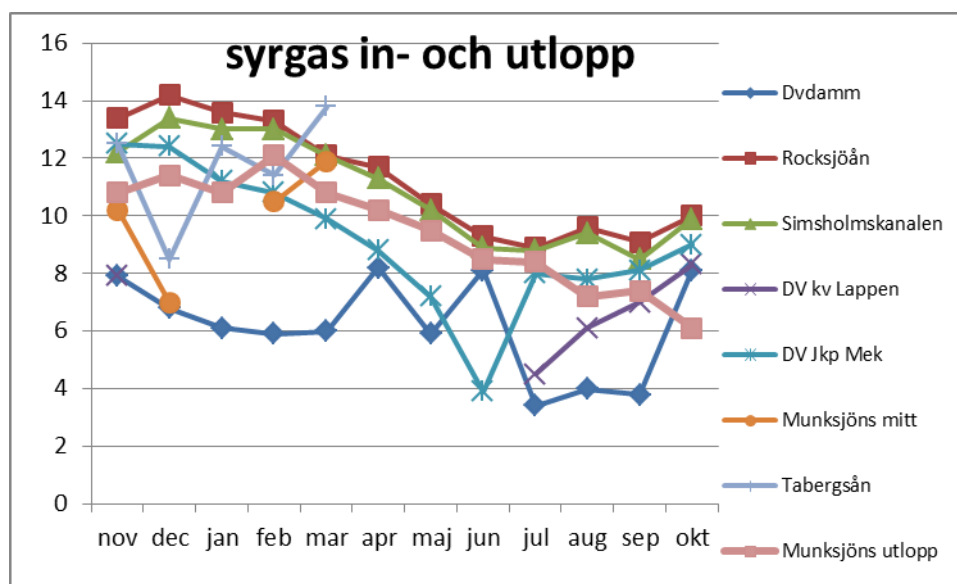
7.1.4 Yt- och botten vatten

Det är sedan länge känt att Munksjön periodvis lider av syrebrist. Sjön har under lång tid belastats med syretärande ämnen. Rimligen var belastningen högre längre tillbaka i tiden med tanke på att dåtidens reningsmetoder var mindre effektiva än dagens. Sjön är under en del av året skiktad med ett tydligt temperatursprångskikt som enligt Svensk MKB (2005) ligger "onormalt högt" (4-5 m under vattenytan på sensommaren). Detta temperatursprångskikt kan även komma att uppkomma under vintertid under om Munksjön är belagd med is. Språngskiktet medför att inströmmande syrerikt vatten från Tabergsås flyter "ovanpå" det syrefattiga bottenvattnet. Omblandning sker således under perioder då sjön inte är skiktad. Mätningar som genomförts inom ramen för föreliggande uppdrag redovisas i Figur 9. Resultaten visar att syrgashalten börjar sjunka från ett par m djup för att på 6-8 m djup i det närmaste vara nere på noll. Mätningarna som redovisas nedan har utförts på flera platser i sjön och botten typen varierar. Således kan inga områden pekats ut som särskilt utsatta inom sjön utan slutsatsen blir snarare att syrebrist förefaller råda över merparten av sjön, åtminstone under förhållanden med språngskikt. Vattnet ovan språngskiktet är syrerikt med undantag från de två tillfällena per år då sjön vänder och syrefattigt vatten förs upp till ytligare nivåer.



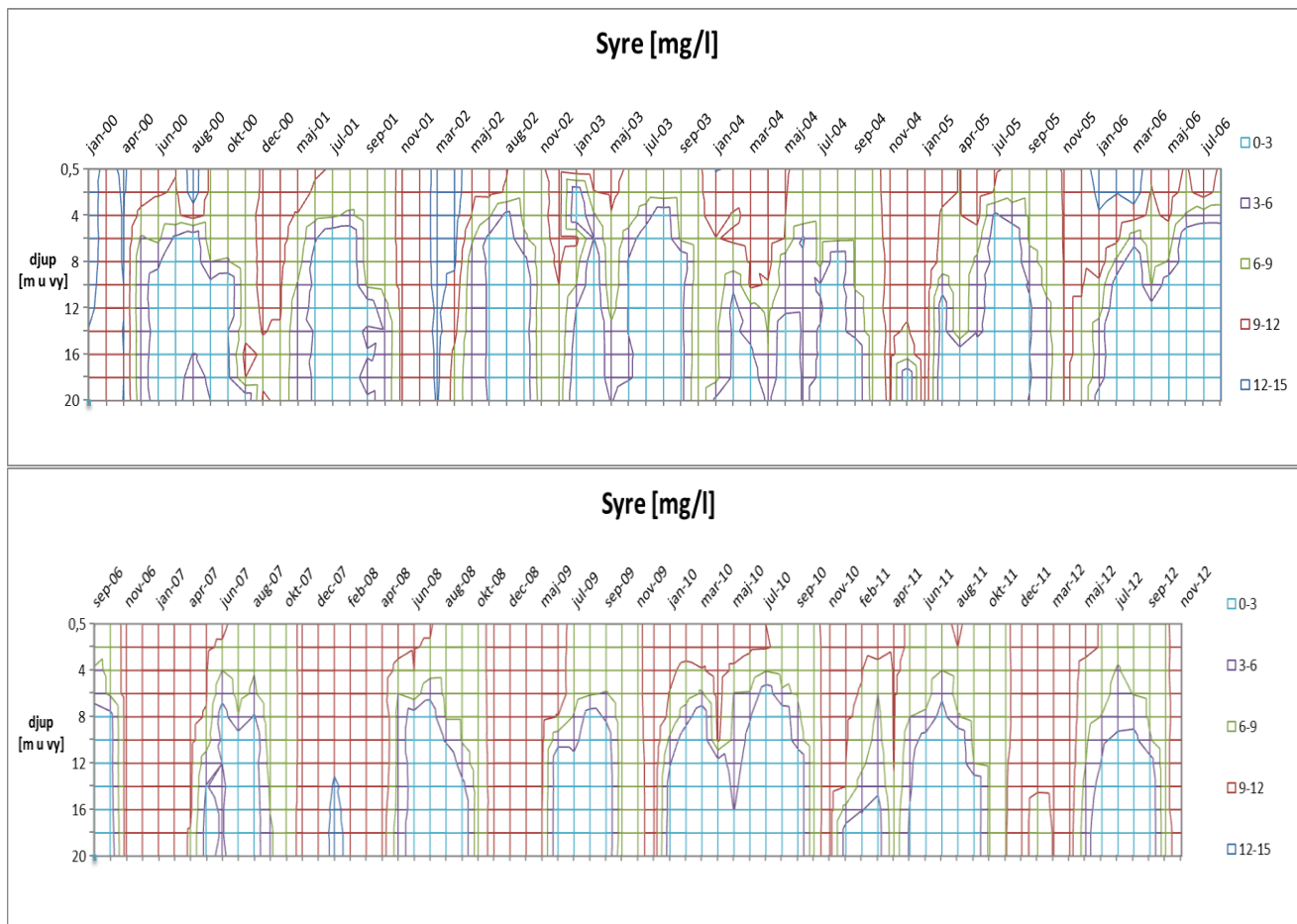
Figur 9: Syreprofiler i Munksjön, mätning utförd augusti 2010.

Vatten som tillförs Munksjön är betydligt mer syrerikt, vilket redovisas i Figur 10. Trots detta råder således syrebrist i sjön. Det kan även noteras att vatten som rinner från Munksjön till Vättern är syrerikt, vilket är en effekt av att syrerikt vatten som tillförs från Tabergsån rinner ovanpå det syrefattiga vattnet.



Figur 10: Syrgashalter i Munksjöns tillflöden samt dess utlopp.

I Figur 11 redovisas en isoplott av syrgashalten i Munksjöns vatten från år 2000 till år 2012, med vattendjup på y-axeln och datum på X-axeln. I ytligt vatten varierar syrehalten över året, från 6 till 15 mg/l. Låga syrehalter i ytan har främst uppmätts under sensommaren. I bottenvattnet varierar syrgashalten än mer, mellan 0 och 13 mg/l. Av graferna framgår att det mätår som använts under föreliggande studie (dvs nov 2010- okt 2011) inte förefaller vara avvikande mot vad som kan anses normalt.



Figur 11: Syrgashalt i Munksjöns mitt, år 2000-2012.

Under sommarstagnationen är syrgashalten ofta låg (under 3 mg/l) från botten och upp till omkring 4-8 m u vy. Perioden med syrebrist på botten varar olika länge olika år. Under ca hälften av åren som redovisas i grafen har syrebrist även uppträtt under vinterstagnationen (vintrarna 02/03, 03/04, 04/05, 05/06, 09/10, 10/11). Övriga år syns ingen tydlig vinterstagnation och syrehalten är hög hela vägen ned till botten under vintern. När syrebrist uppstår under vinterstagnationen når den generellt inte lika högt upp i vattenmassan som under sommarstagnationen, utan vid 8-16 m u vy är syrehalten >3 mg/l.

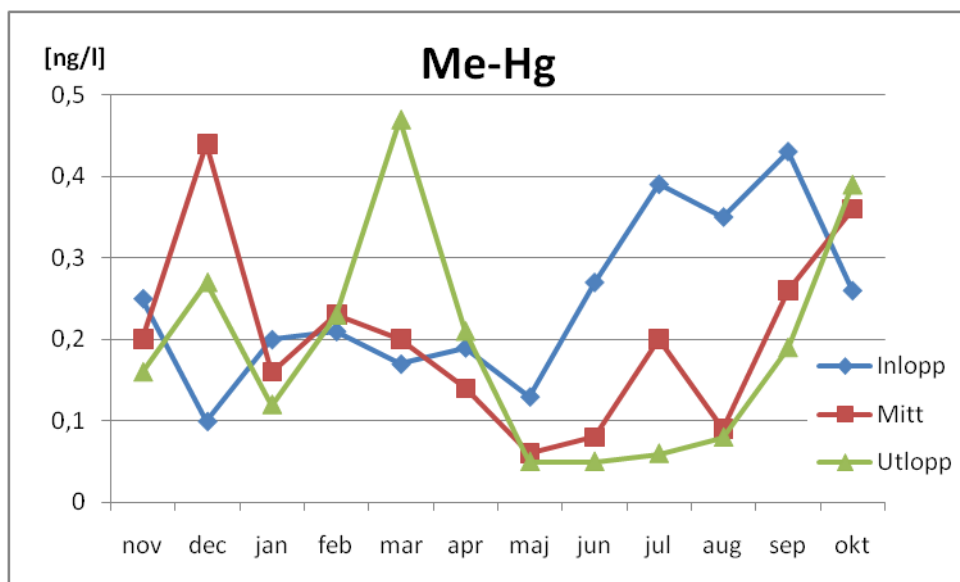
Fram till år 2008 användes en hypolimnionluftare för att höja syrgashalten i sjöns bottenvatten. Luftaren var i drift omkring maj till oktober varje år. Det går inte att se (Figur 11) några tydliga skillnader mellan åren då luftaren var igång och åren efter. Anledningen till att luftaren stängdes av var också att man inte kunde se några tydliga resultat av luftningen.

Innehållet av metaller, näringsämnen och organiska ämnen i Munksjöns vatten har undersökts. Kortfattat kan följande konstateras:

- Vad gäller metallerna är det kadmium, koppar, samt i ett prov bly, som uppvisar halter över internationella riktvärden till skydd av vattenlevande organismer. Förhöjda halter av kadmium och koppar förekommer inom både områden med fibersediment och icke-fiber (depositionsbotten).
- Halterna av kvicksilver ligger i samtliga prover som uttagits inom ramen för aktuellt uppdrag under rapporteringsgränsen (0,002 µg/l).



- Halterna av metylkvicksilver ligger i flera av proverna under rapporteringsgränsen (0,03-0,04 ng/l) med en maxhalt på 0,45 ng/l. Även över säsongen är metylkvicksilverhalterna låga och inga stora skillnader kan ses under årets varmaste månader (Figur 12). Det tillämpade internationella riktvärdet uppgår till 4 ng/l. I jämförelse med andra sjöar med kvicksilverförorenade sediment kan det konstateras att halterna är förhållandevis låga. Exempelvis Svartsjöarna i Hultsfred uppvisade ytvattenhalter på upp till 1 ng/l och bottenvattenhalter på upp till 9,5 ng/l (Svartsjöprojektet, 1998). Marnästjärn i Ludvika uppvisade bottenvattenhalter på 3-4 ng/l (Envipro Miljöteknik, 2005). Karlshäll i Luleå uppvisade metylkvicksilverhalter i vatten på upp till 0,2 ng/l (Envipro Miljöteknik, 2008). Således förefaller metyleringsgraden i Munksjöns vatten vara låg och ungefär i nivå med Karlshäll i norra Sverige. Sjöar med kvicksilverförorenade sediment i södra Sverige förefaller uppvisa högre halter.
- Halterna av PCB7 låg i samtliga prover utom ett under rapporteringsgränsen (0,0037 µg/l). Enda mätbara halten uppgick till 0,01 µg/l, vilket är klart under det tillämpade internationella riktvärdet på 21 µg/l.
- PAH-halterna låg generellt under rapporteringsgränsen. I enstaka fall noterades mätbara halter, då precis över rapporteringsgränsen.
- Näringsämneshalterna (kväve och fosfor) är förhöjda i Munksjön. Detta gäller på flera platser i sjön, oaktat vilken botten typ det handlar om. Speciellt ska ammonium belysas i detta sammanhang. Ammoniumhalten i fem av sex bottenvattenprover överstiger internationellt riktvärde till skydd av vattenlevande organismer. Detta är dock att se som ett *värsta fall*, då temperatur och pH är satt högre än vad som var fallet vid aktuellt provtagningsstillfälle (leder till ett lägre riktvärde). Denna metod har använts för att undvika att underskatta en risk, i enlighet med gängse riskbedömningsmetodik.



Figur 12: Metylkvicksilver i Tabergsån (inlopp), Munksjöns mitt samt Munksjöns utlopp.

7.2 Föroreningarnas kemiska och toxiska egenskaper

Se Bilaga C:8.



7.3 Spridning av föroreningar

I följande avsnitt sammanfattas spridningsvägar till, inom och från Munksjön sk massbalans. Inverkan av seicher (se Bilaga E) i massbalansen har inte belysts då det saknas mätdata för att validera antaganden och uppskattningar. Detta beslut har tagits av projektets styrgrupp.

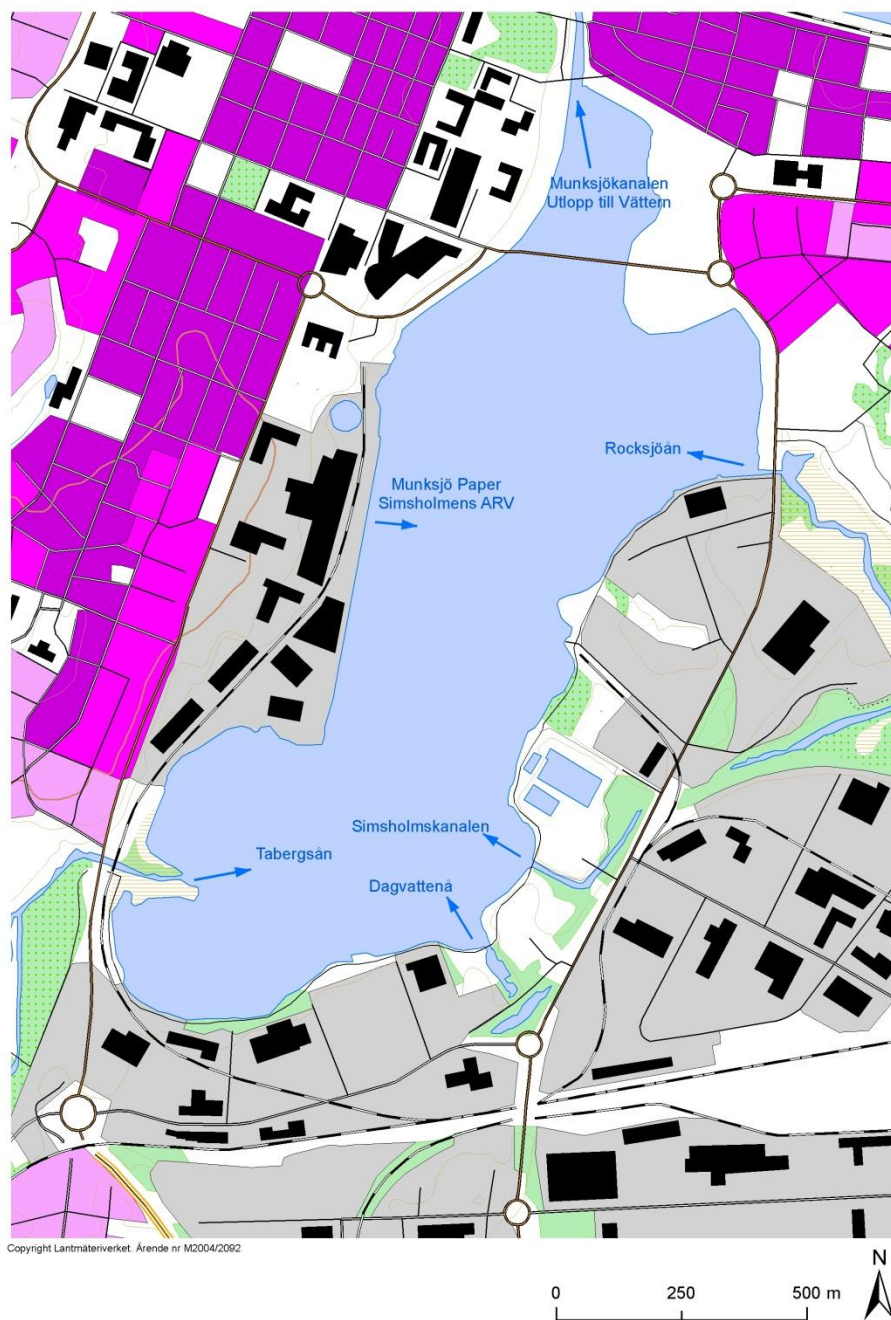
7.3.1 Spridningsvägar till Munksjön

Föroreningar transporteras till Munksjön via följande spridningsvägar:

- Ytvatten (löst och partikelbunden form)
- Dagvatten (löst och partikelbunden form)
- Industri- och avloppsvatten (löst och partikelbunden form)
- Grundvatten (löst form)
- Inpumpat läns- och grundvatten från anläggningsarbeten längs Munksjön (löst och partikelbunden form)
- Rundpumpning med syfte att tillföra syrerikt vatten från Vättern

Inom ramen för massbalansen kvantifieras inflödet av samtliga ovan angivna spridningsvägar/tillflöden förutom grundvatten. Grundvatten har inte inkluderats efter en överenskommelse i styrgruppen. Det kan förmodas att grundvattnet bidrar med föroreningar till Munksjön.

Dominerande tillflöden vad gäller vattenflöde och metallbelastning har tidigare utretts av MiljöForskarGruppen (2000), se Figur 13. Dessa tillflöden har varit fokus för föreliggande massbalans och riskbedömning.



Figur 13: Karta som visar dominerande tillflöden till Munksjön.

7.3.2 Spridningsvägar inom Munksjön

De processer som preliminärt bedöms vara grunden till frigörelse av föroreningar inom Munksjön är:

- **Resuspension.** Resuspension eller uppvirvling av sediment är en fysisk process som kan bidra till att föroreningar kan spridas i partikelbunden form. Resuspensionen kan ske som en effekt av



bottenströmmar, vind, vågor eller exempelvis båttrafik. Även bioturbation och gasavgång kan orsaka resuspension (se nedan).

- **Bioturbation.** Bioturbation innebär att sediment- och vattenlevande djur virvlar upp och rör om sediment och därmed erhålls en spridning av partikelbundna föroreningar. Då syreförhållandena är dåliga på Munksjöns botten och förekomsten av organismer liten så bedöms denna spridningsväg vara av mindre betydelse.
- **Gasavgång.** De dåliga syreförhållandena på Munksjöns botten innebär att anaerob nedbrytning sker och därmed en bildning av metangas. Detta resulterar i att fibermaterialet stiger till ytan och sedan kan transporteras vidare till andra delar av sjön. Således erhålls en spridning av partikelbundna föroreningar. Processen innebär också en spridning av ämnen i gasform, till exempel metan, vätesulfid och kvicksilver.
- **Diffusion.** Diffusion är namnet på den kemiska process där molekyler "vandrar" på grund av koncentrationsgradienter för att jämna ut de skillnader i koncentration som finns. Diffusion sker således från hög till låg halt. Processen ger, i motsats till övriga ovan nämnda, en spridning av föroreningar i löst form.

7.3.3 Spridningsvägar från Munksjön

Munksjön har ett utlopp, Munksjö kanal, vilken mynnar i Vättern. Den spridningsväg som är aktuell från Munksjön är således spridning via ytvatten (både löst och partikelbunden spridning).

Förutom spridning via ytvatten kan föroreningar spridas från Munksjön via gas som avgår från sedimenten. Förutom metan (på grund av de dåliga syreförhållandena i sjön) kan även bildning av gasformigt kvicksilver ske. Från Munksjön kan således kvicksilverånga avgå till luften.

7.4 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

Riskbedömningen omfattar följande skyddsobjekt:

- Människor, barn och vuxna, som vistas på Munksjön samt längs vattnet (exempelvis i samband med fiske eller vattenskidåkning).
- Vatten- och sedimentlevande organismer (växter, djur såsom fisk och kräfter samt mikroorganismer) som lever i Munksjön. Inkluderar även bottenlevande organismer.
- Semiakvatiska organismer som söker sin föda i Munksjön. Riskbedömningen omfattar tre arter, mink, gräsand och skäggdopping, vilka får fungera som representanter för däggdjur och fåglar samt fiskätande och växtätande djur med liknande födointag.
- Vättern. Vättern utgör recipient för Munksjön och är en skyddsvärd miljö. Undersökningar av effekter har inte fokuserats till Vättern utan riskbedömningen belyser Vättern primärt baserat på massbalansen och information från andra genomförda studier (exempelvis Vätternvårdsförbundets kontrollprogram).

En sammanställning av vilka exponeringsvägar som är aktuella för respektive skyddsobjekt presenteras i Tabell 2.



Tabell 2: Sammanställning av skyddsobjekt och exponeringsvägar.

Exponeringsväg	Människor	Fisk och kräfter	Mink	Gräsand	Skäggdoping
Intag av sediment	X	X		X	
Hud-/direktkontakt med sediment och vatten	X		(X)	(X)	(x)
Exponering av gas/Inandning	X	X			
Intag av fisk och/eller skaldjur	X		X		X
Intag av ytvatten	X	X	X	X	X
Intag av vattenväxter				X	

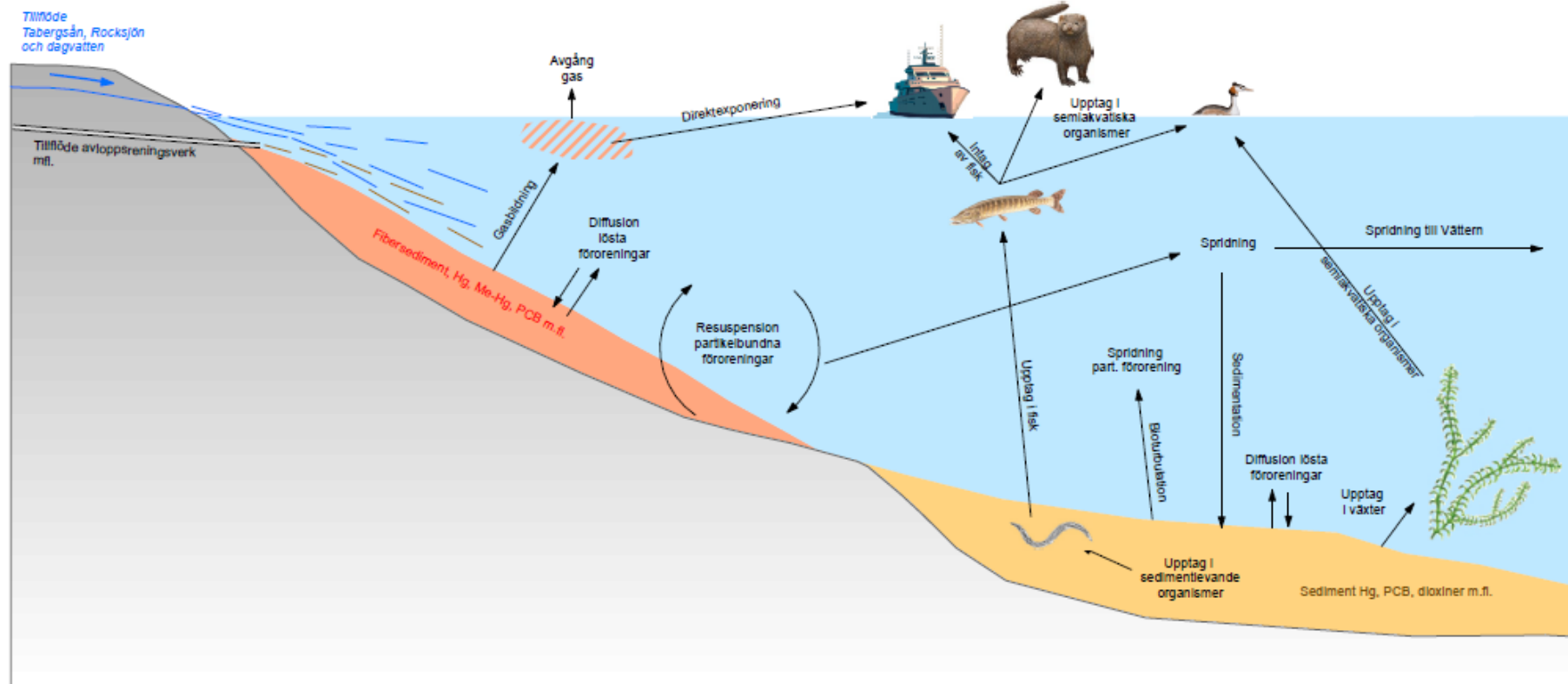
Kommentar: viss hänsyn har tagits till hudkontakt för högre stående djur och en korrigering av det toxikologiska referensvärdet har gjorts med 5 %.

7.5 Konceptuell modell

En konceptuell modell som sammanfattar föroreningsituation, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt redovisas i Figur 14.



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN



Figur 14: Konceptuell modell för riskbedömning avseende Munksjön.



8.0 EXPONERINGSANALYS

I exponeringsanalysen redovisas representativa halter för de medier som skyddsobjekten kan exponeras för. I avsnittet redovisas även den samlade massbalansen.

8.1 Representativa halter

För sediment och sjövattnen har representativa halter tagits fram genom statistisk bearbetning av uppmätta halter.

Statistiska parametrar (min, medel, median, max, 90-percentil) för sediment redovisas i Bilaga A. Vid beräkningen har inga halter under laboratoriets rapporteringsgräns beaktats. Detta då få analysvärden legat under rapporteringsgräns. Statistiken baseras på samtliga sedimentprover, både ytliga (0 – 5 cm u sy) och mer djupliggande (0,5-1 m u sy).

Motsvarande statistiska mått för yt- och bottenvattnen redovisas i Bilaga D. I samband med sedimentundersökningen analyserades filtrerade prover av både yt- och bottenvattnen. Vid de biologiska undersökningarna analyserades ofiltrerade bottenvattensprover, inklusive ett prov från Rocksjön. Vid beräkning av representativa halter i sjövattnen har inga halter under laboratoriets rapporteringsgräns beaktats. Detta då få analysvärden (undantaget kvicksilver) legat under rapporteringsgräns.

Analyser av föroreningshalter i muskel hos fisk och kräftor har främst utförts baserat på enstaka samlingsprov, se Munksjöns fisk- och kräftbestånd (Medins, 2009). Vid framtagande av representativa halter för beräkning av exponering har maxhalter använts (för att inte underskatta risken). Halter under laboratoriets rapporteringsgräns har inte beaktats.

8.2 Biotillgänglighet

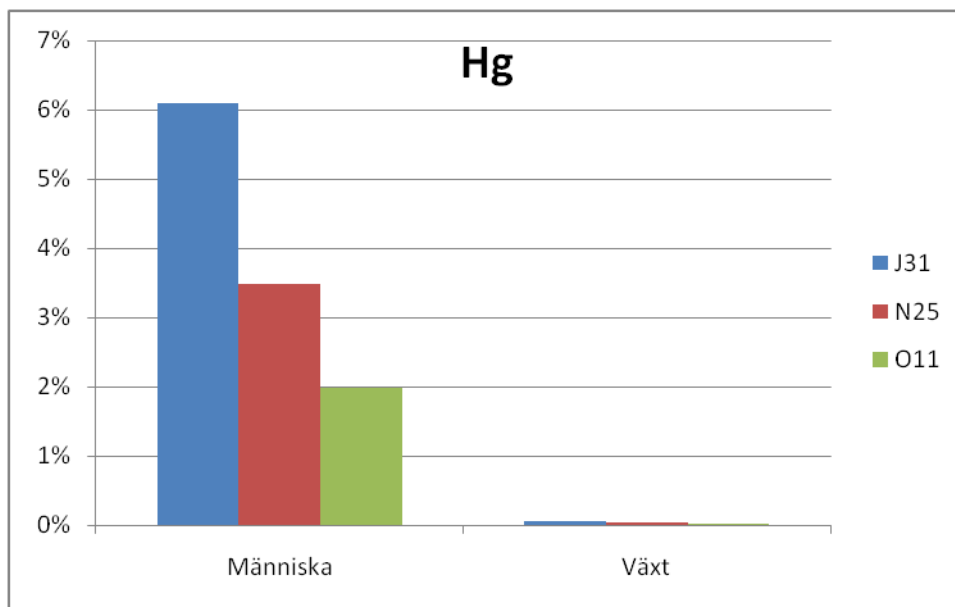
Ett indirekt mått på biotillgängligheten för metallerna i Munksjön erhålls via de sekventiella lakningarna (komplett redovisning i **Bilaga C:4**). Sekventiella lakningar visar i vilka faser metallerna sitter bundna i sedimenten. Med ledning av fördelningen mellan faserna så kan ett indirekt mått på den biotillgängliga andelen av respektive metaller beräknas (uttrycks vanligen i procent). Resultaten från lakförsöken används tillsammans med data på det faktiska upptaget som en del i beviskedjan för att bedöma risker för biota i Munksjön.

Kortfattat kan sammanfattas att resultaten från Munksjön visar att kadmium, bly och zink är exempel på metaller som till stor del (80- 100 %) är biotillgängliga för människa (Tabell 3). För växter är biotillgängligheten lägre, generellt inte mer än 50-60 %. Kviksilver är biotillgängligt i liten utsträckning, för växt inte alls och för människa till 2-6 % (Figur 15). Andra ämnen som har låg biotillgängliga är aluminium, magnesium, barium, krom och koppar.



Tabell 3: Biotillgänglighet för växt och människa i prov från J31 (ackumulationsbotten), N25 (ackumulationsbotten) och O11 (fibersediment). Data i kolumn "Män" avser den biotillgängliga halten uttryckt som mg/kg TS.

	J31				N25				O11			
	Män	%	Växt	%	Män	%	Växt	%	Män	%	Växt	%
Ca	2900	40%	2400	40%	4400	40%	3700	30%	1200	50%	930	40%
Fe	25000	60%	9800	20%	45000	70%	14000	20%	19000	80%	13000	50%
Mg	1100	30%	200	5%	940	20%	320	7%	590	20%	230	6%
Al	4400	9%	640	1%	5200	9%	770	1%	6000	20%	1900	7%
As	5	60%	0,96	10%	3,7	50%	0,4	5%	5,7	60%	2,2	20%
Ba	250	30%	65	8%	260	30%	130	20%	40	30%	23	20%
Cd	2,1	100%	1,1	50%	0,79	90%	0,32	40%	1,2	90%	0,66	50%
Co	9,1	70%	5,1	40%	9,3	70%	4,7	30%	3,7	70%	2,4	40%
Cr	46	20%	19	7%	29	10%	15	6%	55	20%	30	10%
Cu	94	50%	2,8	2%	50	50%	1,8	2%	200	50%	1,7	0%
Hg	0,043	6%	0,00041	0%	0,049	3%	0,0004	0%	0,04	2%	0,00041	0%
Mn	580	80%	470	60%	2300	90%	1800	70%	290	80%	240	70%
Ni	16	70%	9,3	40%	9,2	50%	3,9	20%	15	60%	9,8	40%
Pb	130	90%	47	30%	96	80%	25	20%	250	90%	150	60%
Zn	730	90%	490	60%	210	80%	110	40%	350	80%	230	50%



Figur 15: Figur som redovisar indikativ biotillgänglighet för kvicksilver.

I linje med vad resultaten av laktesterna visar så sker inget beaktansvärt upptag av kvicksilver i växter som växer på botten (se Bilaga B). Av resultaten framgår vidare att bottenlevande organismer såsom kräftor och fjädermygglarver tar upp en förhållandevis stor andel zink men att upptaget generellt inte är mycket högre än i Rocksjön alt. litteraturdata.



8.3 Kvantifiering av exponering

8.3.1 Människor

Människor kan komma att exponeras för förorening vid vistelse på Munksjön (exempelvis i samband med fiske eller vattenskidåkning) eller längs vattnet. De exponeringsvägar som identifierats utgörs av oralt intag och hud-/direktkontakt med ytvatten och sediment, samt intag av fisk och skaldjur. Exponering av gas beaktas inte då kvicksilverhalterna i gasen var mycket låga.

Exponering för förorening i samband med vistelse vid Munksjön:

Med avseende på föroreningar i **ytvatten** har en inledande screening mot dricksvattenkriterier utförts i samband med framtagande av representativa halter. För samtliga ämnen där dricksvattenkriterier finns att tillgå understigs dessa av de uppmätta halterna. Därmed bedöms ingen risk föreligga vid kontakt med ytvatten och ingen kvantifiering av exponeringsdoser har utförts.

Vid kontakt med förorenade **sediment** kan människor exponeras för förorening via oralt intag och hudkontakt. Generellt är dock hudupptaget av betydligt mindre omfattning än det orala upptaget. Naturvårdsverket (NV) använder samma värde för tolerabelt dagligt intag för hudupptag som för oralt upptag, vilket innebär att toxiciteten inte anses vara högre vid hudupptag (NV5976). Vidare antar Naturvårdsverket att hudytan som exponeras är 0,5 m² för vuxna och 0,2 m² för barn. Med tanke på det sätt människor kan komma i kontakt med förorenade sediment i Munksjön (bad är inte inkluderat, utan snarare tex vid upptag av ankare eller oavsiktligt bad genom vattenskidåkning) bedöms den av Naturvårdsverket antagna exponerade hudytan vara en överskattning. Utifrån ovanstående bedöms risken för negativa effekter med avseende på hudkontakt med förorenade sediment som liten i förhållande till den vid oralt intag. Vidare används vid bedömningen ett kroniskt TDI och inte ett subkroniskt, vilket är mer relevant i sammanhanget. Ett subkroniskt TDI är vanligen högre än ett kroniskt, vilket leder till att nu gjord bedömning är konservativ. Därmed har ingen ytterligare kvantifiering av exponering via hudkontakt utförts.

Det dagliga orala intaget av respektive förorening beräknas utifrån en uppskattning av dagligt intag av sediment, baserad på NV:s vägledning för riskbedömning av förorenade områden.

För ämnen med tröskeleffekter (dvs. ämnen som inte är genotoxiska) har ett dagligt intag av förorenade sediment (R_{is}) beräknats med hjälp av NV:s vägledning för riskbedömning av förorenade områden (NV5976) enligt nedan:

$$R_{is} = \frac{SI \times t_{is}}{365 \times m}$$

SI, det genomsnittliga dagliga intaget, utgörs av NV:s värden för mindre känslig markanvändning (MKM), vilket innebär 80 mg/dag för barn och 20 mg/dag för vuxna. SI antas vara lägre vid MKM än vid KM eftersom sannolikheten för kontakt med jord bedöms som större. De lägre SI värdena har valts då kontakten med förorenade sediment, i samband med andra rekreationella aktiviteter än bad, bedöms vara mycket begränsad.

t_{is} , det antal dagar per år som skyddsobjekten (barn och vuxna) antas kunna exponeras för förorenade sediment, har ansatts till 5 dagar (kvalificerad bedömning). I NV:s generella scenario för MKM är antalet exponeringsdagar 60 dagar för barn och 200 dagar för vuxna, vilket bedöms vara orimligt högt i föreliggande fall.

m (kroppsvikten) uppskattas i enlighet NV till 15 kg för barn och 70 kg för vuxna.



Ovanstående resulterar i att det dagliga intaget av sediment antas vara 0,07 mg/kg och dag för barn och 0,004 mg/kg och dag för vuxna.

För genotoxiska ämnen (arsenik, PAH-M och PAH-H) använder NV ett livstidsmedelvärde för jordintag på 0,18 mg jord/kg kroppsvikt och dag, vid ett dagligt intag av förorenad jord. Baserat på livstidsmedelvärdet istället på 5 dagars exponering blir det dagliga intaget av sediment från Munksjön 0,008 mg/kg kroppsvikt och dag. Vid framtagande av de svenska generella riktvärdena i jord har den acceptabla cancerrisken satts till 10^{-5} för merparten av ämnena, vilket motsvarar en acceptabel cancerrisk på 1 på 100 000 individer.

Baserat på dessa siffror och de representativa halterna för de olika föroreningarna beräknas det dagliga föroreningsintaget, se Tabell 4. Då såväl fiske som vattenskidåkning bedöms förekomma över hela sjön bedöms beräknade medelhalter motsvara en representativ bild av föroreningssituationen.

Tabell 4: Exponering för förorening vid oralt intag av sediment (mg/kg kroppsvikt och dag).

Kroniska effekter	Representativ föroreningshalt (mg/kg TS)	Dagligt intag barn	Dagligt intag vuxna
Dioxiner			
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl LOQ	471	0,000003	0,0000002
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl LOQ	501	0,000004	0,0000002
Olja			
fraktion >C10-C12	39	0,000003	0,0000002
fraktion >C12-C16	153	0,000001	0,0000006
fraktion >C16-C35	2691	0,0002	0,000001
fraktion >C35-C40	377	0,000003	0,0000002
Oljeindex, C10-C40	3257	0,0002	0,000001
Metaller			
Ba	485	0,000004	0,0000002
Cd	1,5	0,00000001	6E-09
Cr	101	0,000007	0,0000004
Cu	234	0,000002	0,0000009
Hg	1,6	0,00000001	6E-09
Me-Hg	7,52	5E-07	2E-08
Ni	26	0,000002	0,0000001
Pb	131	0,000001	0,0000005
V	47	0,000004	0,0000002



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

Zn	481	0,000035	0,0000019
PAH-L, summa	1,0	7E-08	4E-09
PCB Summa 7 st	0,1	7E-09	4E-10
Cancerogena effekter		Intag livstid	
As	8,5	7E-08	
PAH-H	7,7	6E-08	
PAH-M	9,7	8E-08	

1) Halter i ng/kg.

2) Halt i ng/g

Exponering för förorening via intag av fisk/skaldjur från Munksjön:

Matfisk som gädda och abborre samt kräftor förekommer i Munksjön men fiske och intag av fisk eller kräftor antas förkomma i begränsad omfattning.

Exponeringen för föroreningar via intag av fisk och kräftor har beräknats utifrån att vuxna antas äta ca 500 gram fisk och 250 gram kräftor per år. Barn antas äta halva mängden. Enligt Livsmedelsverket (<http://www.slv.se/grupp1/Mat-och-naring/Kostrad/Rad-om-fisk/>) antas en portion fisk för en vuxen person uppgå till 100-150 g. Golder antar vid beräkningarna att en portion motsvarar 125 g. Således har det i bedömningen antagits att en vuxen människa äter fyra portioner fisk per år från Munksjön. Vad gäller kräftor har en uppskattning gjorts baserat på vad som rekommenderas vid tillredning av kräftor. I recept beräknas ca 500 g/portion. Detta avser totalvikt och därför antas att 1/3 av kräftan utgörs av kött. Detta leder till att en konsumtion om cirka 170 g kräftkött/kräftskiva torde vara en rimlig mängd. Vid beräkningarna antas att en person deltar vid två kräftskivor per år men att inte alla kräftor fångats i Munksjön. Det är okänt om det finns enstaka individer som har en betydligt högre konsumtion av fisk och kräftor från Munksjön. Av den anledningen görs en känslighetsanalys vid utvärdering av riskkvoterna (se Kapitel 0).

Av konservativa skäl baseras exponeringsberäkningen för fisk och kräftor på högsta uppmätta halten i [organ] (abborre eller gädda).



Tabell 5: Exponering för förorening via intag av fisk och kräfta (mg/kg kroppsvikt och år)

Ämne	Vuxna	Barn	Livstid
As			6E-08
Cd	5E-08	1E-07	
Co	4E-07	9E-07	
Cr	1E-06	3E-06	
Cu	2E-04	5E-04	
Ni	8E-07	2E-06	
Zn	4E-04	9E-04	
PCB-1531	0,02	0,05	
PCB-71	0,08	0,2	
WHO-PCB-TEQ inkl LOQ1	5E-06	1E-05	
PCDD/F TEQ inkl LOQ1	2E-05	4E-05	

1) halter i pg/g

8.3.2 Djur och växter i Munksjön

Flertalet oberoende undersökningar för att kvantifiera exponeringen för djur och växter som lever i Munksjön har utförts, exempelvis analyser av sediment och vatten samt mätning av upptag i fisk, kräfta och vattenväxter. Resultaten visar sammanfattningsvis på följande (en fullständig redovisning presenteras i Bilaga B):

- **Sedimentlevande organismer:** analyserade halter i sediment överskrider för flera ämnen (arsenik, nickel, kadmium, krom, kvicksilver, bly, koppar, zink, PCB₇ och dioxiner) internationella lågriskvärden. Detta gäller över i praktiken hela sjön, oavsett bottenotyp.
- **Bottenlevande organismer:** analyser av bottenvatten indikerar halter av barium, zink samt PCB₇ som överskrider tillämpade lågriskvärden. För barium och zink gäller detta över hela sjön, medan det för PCB₇ gäller ett prov (taget inom fiberbanken).
- **Ytvattenlevande organismer:** analyser av ytvatten indikerar halter av barium och zink som överskrider tillämpade lågriskvärden. För barium gäller detta över hela sjön. För zink gäller det den mellersta delen av sjön, depositionsområdet söder om fiberbanken,
- **Upptag i vattenväxter:** analyser av föroreningar i vattenväxter har inte påvisat halter som överstiger tillämpade lågriskvärden.
- **Upptag i fjädermygglarver:** analyser visar att halterna av bly, krom, koppar och zink överskrider tillämpade jämförvärden. För koppar, krom och zink gäller detta över hela sjön, medan det för bly endast gäller den sydvästra delen.
- **Upptag i kräfta:** halterna av zink i kräfta överskrider de lågrisknivåer som använts som jämförelse.



- **Upptag i fisk:** halterna av zink, koppar och kvicksilver i abborrar och samt kvicksilver och metylkvicksilver i gädda är högre än relevanta effektkoncentrationer. Vid bedömning används effektbaserade riktvärden och inte EUs gränsvärde, vilket tillämpas vid bedömning av kemisk status enligt Vattendirektivet. Enligt VISS framgår att ” Gränsvärdet gäller för EU's vattendirektiv och gäller inte för saluföring eller mänsklig/human konsumtion av fisk”.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att halter över lågriskvärdena påvisats främst i sedimenten. Detta gäller flera metaller samt organiska ämnen och över hela Munksjön. I vattnet är det företrädesvis metallerna zink och barium som bedöms föreligga i halter över de nivåer där effekter kan konstateras. Analyser av de växter och djur som lever i Munksjön indikerar att det främst är metallerna zink och koppar som kan påvisas i halter över effektkoncentrationerna i olika arter. Zink förekommer även i förhöjda halter i sediment och vatten. Således bedöms zink vara den metall som har den tydligaste kopplingen mellan olika matriser (sediment, vatten, djur) i Munksjön.

Det ska dock konstateras att metallhalterna i växter och djur i Munksjön (med undantag av koppar i muskel i abborre) är marginellt högre i Munksjön jämfört med Rocksjön vilket generellt kan tolkas som att de uppmätta halterna av metaller är normala för området. Organiska ämnen förefaller inte upptas i större utsträckning i Munksjön, vare sig i fisk eller i kräftor.

8.3.3 Högre stående djur

Som typorganismer för riskbedömningen har gräsand, skäggdopping och mink använts. En kvantifiering visar att exponeringen av metaller, PAH₁₆ och PCB₇ i Munksjön är generellt störst för gräsand, medan exponeringen av dioxiner (inkl. dioxinlika PCB) är ungefär lika stor för gräsand som skäggdopping. Dominerande exponeringsväg för gräsand är intag av sediment (i samband med intag av föda) och för skäggdopping samt mink djur är dominerande exponeringsväg via intag av föda (fisk och kräftor). För en fullständig redovisning av kvantifieringen hänvisas till **Bilaga B**.

8.4 Massbalans

I följande avsnitt redogörs för masstransporten av ämnen in och ut från Munksjön samt den interna omsättningen.

8.4.1 Massbalans idag

Baserat på genomförda undersökningar har en massbalans för Munksjön upprättats (för detaljer se Bilaga A). För metaller redovisas en sammanställning av belastningen från olika källor i



Tabell 6 och Figur 16. Kortfattat kan följande konstateras gällande metaller och metylkvicksilver:

- Munksjön fungerar generellt som en fälla för metaller (dvs. mindre uttransport till Vättern jämfört med den totala intransporten). Metallerna sedimenterar på botten av sjön eller diffunderar ner i sedimenten i större grad än de resuspenderas eller diffunderas upp i vattenmassan.
- Generellt är den största källan till metaller Tabergsån. Detta gäller samtliga metaller undantaget koppar, där Simsholmens avloppsreningsverk är den största källan. Anledningen till att Tabergsån är den dominerande källan är dels det stora vattenflödet men också de tidvis förhöjda halterna av metaller i vattnet. Årsmedelhalterna för aktuella metaller (undantaget kadmium) underskrider tillämpade jämförvärden. Tabergsån belastas med föroreningar från 35 potentiellt metallförorenade objekt (Länsstyrelsen, 2009). Av de undersökta inloppen till Munksjön uppvisar avloppsreningsverket och dagvattnet genomgående de högsta halterna men Tabergsån uppvisar halter som oftast är högre än Rocksjöån och Simsholmskanalen. Efter Tabergsån är avloppsreningsverket den källa som bidrar med störst metallmängder till Munksjön. I jämförelse med övriga tillskott, undantaget Tabergsån, så bidrar avloppsreningsverket med en större mängd än summan av alla övriga som undersökts.
- Beräkningarna visar att förhållandevis stora mängder metaller sedimenterar varje år. Detta bedöms vara en effekt av belastningen på sjön från tillflöden, avloppsreningsverk etc. samt resuspension av partiklar från sjöns botten. Att resuspension sker i sjön förefaller rimligt med tanke på de fortsatt förhöjda föroreningshalterna i ytliga sediment samt att åldersdateringarna inte kunnat ge säkra resultat. Resuspensionen motverkar således en övertäckning med förhållandevis renare sediment.
- Mängdmässigt är det metallerna zink, koppar och nickel som transporteras i störst utsträckning. För koppar och nickel är den interna omsättningen i samma storleksordning som in- och uttransport. Den interna omsättningen av zink är högre jämfört med in- och uttransporten.
- Vad gäller kvicksilver tillförs i dagsläget 0,3- 0,4 kg/år. Uttransporten är likartad. Den interna omsättningen av kvicksilver är högre, i storleksordningen något kg/år.
- In- och uttransport av metylkvicksilver förefaller vara i samma storleksordning. Den interna omsättningen av metylkvicksilver är lägre jämfört med in- och uttransporten.
- Diffusion av lösta metaller sker från bottenvattnet till sedimentens porvatten, dvs diffusionen är nedåtriktad. Således utgör sedimenten i Munksjön inte en källa till lösta metaller. Sannolikt är detta en effekt av att Munksjön belastas med metaller från många källor (främst Tabergsån och avloppsreningsverket). Att diffusionen är nedåtriktad innebär att halterna av metaller är högre i bottenvattnet jämfört med sedimentens porvatten. Orsaken till detta kan inte helt klarläggas men tillförsel från andra källor bedöms ha betydelse. Vidare kan också frisättning av lösta metaller från resuspenderade sedimentpartiklar bidra till en förhöjning av lösta halter. En bidragande orsak till förhöjda bottenvattenhalter skulle kunna vara utströmning av grundvatten. Huruvida detta sker eller inte har inte utretts inom ramen för föreliggande riskbedömning.



Tabell 6: Massbalans för metaller i Munksjön. ”+” innebär tillskott till den fria vattenmassan, ”-” innebär subtraktion från den fria vattenmassan.

kg/år	kg/år		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	MeHg
In	Rocksjö å utlopp	+	3,0	0,11	0,89	1,9	16	13	2,0	53	0,016	
	Simsholmskanalen utlopp	+	2,1	0,050	0,66	1,0	9,5	10	1,0	30	0,011	
	Simsholmens ARV utlopp	+	6,9	0,61		11	160	20	9,2	200	0,011	
	Tabergsån utlopp	+	32	1,7	24	27	110	94	71	540	0,32	0,022
	Munksjö Sweden utlopp	+	0,57	0,058	2,9	0,79	10	3,9	0,41	21	0,012	
	Länspumpning	+	0,26	0,09	0,68	1,8	4,6	2,2	2,7	11		
	Dagvatten	+	0,66	0,05	1,0	2,2	14	5,6	3,1	68	0,01	
	Σ Inflöden	+	46	2,5	30	45	320	150	90	920	0,39	0,020
UT	Munksjöns utlopp Q Σinlopp	-	44	0,86	30	31	170	110	41	660	0,33	0,026
	Gas	-								2,7E-08		
INTERNT	Diffusion fibersed	-	0,13	0,76		0,070	8,5		1,7	530	0,00024	1,9E-05
	Diffusion depositionsboten	-	0,43	-1,5 ²		1,0	-140		1,8	1400	0,01	-1,8E-05
	Sedimentation fibersed	-	8,3	1,1	41	67	130	29	73	450	0,76	6,0E-06
	Sedimentation depositionsboten	-	21	3	78	130	200	77	130	1200	0,94	7,6E-06
	Resuspension ³	+	33	1	130	190	71	84	170	3400	1,7	0,0043

¹Summeringen är gjord innan avrundning, varför siffrorna inte alltid stämmer helt överens

²Dubbla minustecken innebär ett tillskott till den fria vattenmassan

³Positiv resuspension innebär att ämnet rör sig från sedimenten upp i den fria vattenmassan

En relevant jämförelse är att ställa transporten som sker från Munksjön till Vättern i relation till den uppskattade totala belastningen på Vättern. För Vättern har en metallbudget upprättats av Vätternvårdsförbundet (1996) och data bedöms kunna användas för att göra en uppskattning av den totala belastningen. I Tabell 7 redovisas en sammanställning av beräkningarna. Resultatet i tabellen visar att belastningen ut från Munksjön till Vättern enbart utgör 1-4 % av den totala belastningen på Vättern. Om jämförelsen enbart görs med vattendrag till Vättern utgör belastningen 5-10 %. Enligt muntliga uppgifter från Måns Lindell (Vätternvårdsförbundet) är uppgifterna om den totala belastningen på Vättern behäftad med en förhållandevis stor osäkerhet. Det förmodas att belastningen idag är mindre då belastningen via regn minskat. Däremot förmodas att uppgifterna om belastning via vattendragen är tämligen oförändrad idag jämfört med 1993-95. Uppgifterna som redovisas i Vätternvårdsförbundet (1996) bedöms vara det bästa jämförelsematerialet som finns idag och bedöms kunna användas för en relevant jämförelse.



Tabell 7: Belastningen av metaller från Munksjön i relation till den totala belastningen på Vättern samt totalt för samtliga vattendrag.

Ämne	Munksjöns utlopp kg/år	Totalt till Vättern*	Vattendrag till Vättern**	% av total	% av vattendrag
		kg/år	kg/år	%	%
As	44	1010	635	4	7
Cd	0,9	143	16,1	1	6
Cr	31	973	395	3	8
Cu	170	5360	1690	3	10
Ni	110	2600	1730	4	6
Pb	41	4080	680	1	6
Zn	660	41700	11300	2	6
Hg	0,33	20,3	6,7	2	5

* Enligt uppgift från Måns Lindell är troligen den totala belastningen idag lägre. Jämförelsen bedöms som mer osäker än den med vattendragen.

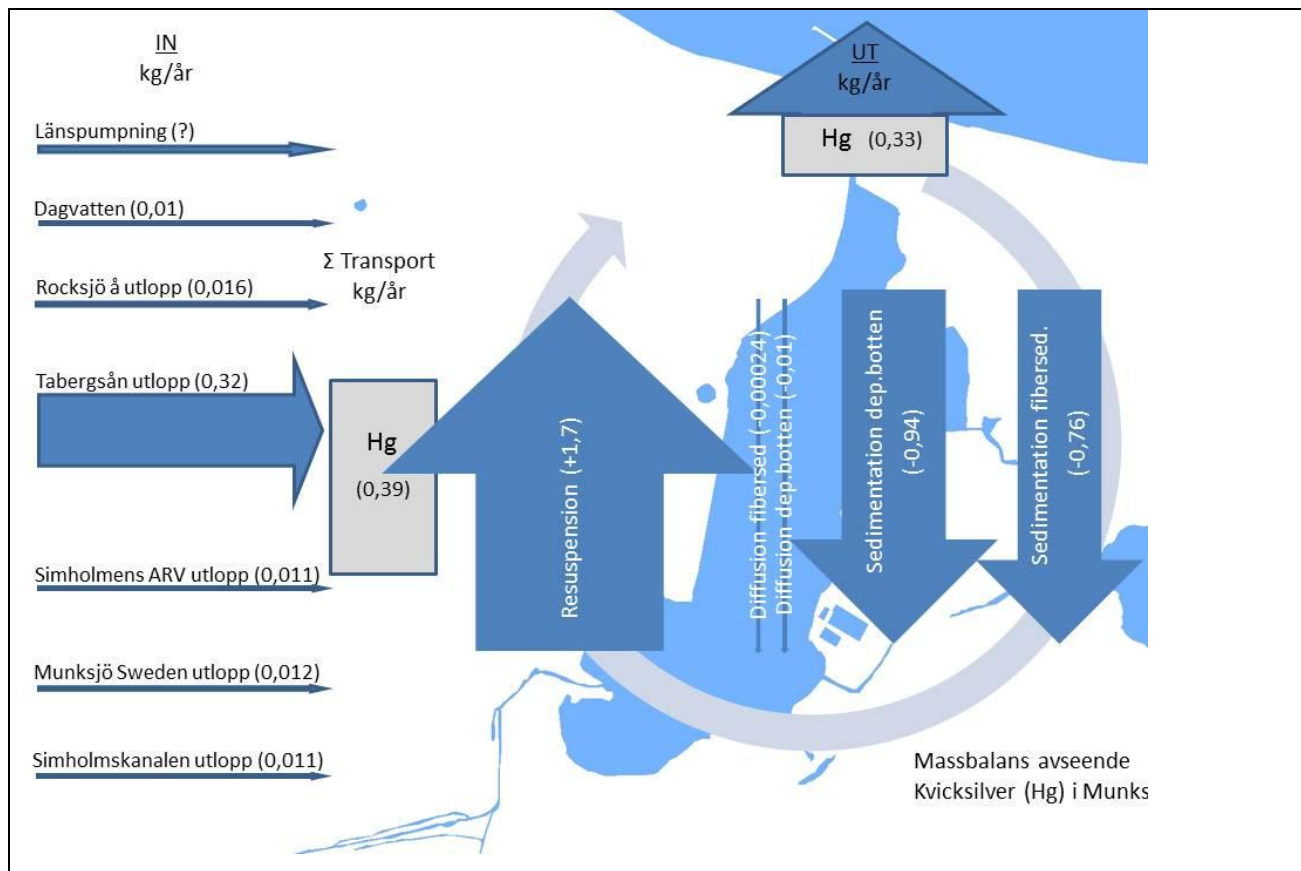
** Jämförelsen bedöms som säkrare än den med total belastning.

För de ämnen som är av störst betydelse för riskbedömningen kan andelen som sedimenterar i Munksjön av den mängd som tillförs uppskattas baserat på massbalansen. För kvicksilver uppgår andelen som sedimenterar till 12 %, koppar 45 %, zink 28 % och PCB 40 %. Det kan förmodas att sedimentationen är konservativt beräknad då den baseras på data från fällor över språngskiktet. Huruvida dessa andelar är relevanta för sjöar av motsvarande storlek och karaktär som Munksjön är svårt att bedöma. Golder kan från tidigare genomförda uppdrag relatera till andra förorenade sjöar. Exempelvis för den i Jönköpings län belägna Lillesjön (förorenad med arsenik från tidigare tryckimpregnering) visar massbalansen att i princip lika mycket arsenik som tillförs rinner ut ur sjön (Golder Associates AB, 2012b). Ett annat exempel är Djupasjön, nedströms Borås, vilken är belastad med föroreningar från historisk textilindustri samt avloppsvatten och dagvatten från Borås (Eriksson *et al.*, 2011). Massbalansberäkningar visar att i princip lika mycket dioxiner som tillförs sjön lämnar sjön och att sedimentationen av zink uppgår till cirka 50 %. För krom och PAH16 utgör Djupasjön en källa till föroreningar. Nedströms Djupasjön är Guttasjön belägen. För Guttasjön visar massbalansberäkningarna på att sedimentationen av PAH16 uppgår till cirka 50 % medan det för dioxiner och krom lämnar ungefär lika mycket av respektive ämne som det tillförs. Vad gäller zink fungerar Guttasjön som en källa. Ett annat exempel är Marnästjärn i Ludvika (Envipro Miljöteknik AB, 2005). Där visar massbalansen på att drygt 1 kg kvicksilver/år tillförs sjön och cirka 4 kg/år lämnar sjön. Sjön fungerar således som en källa vad gäller kvicksilver. I relation till angivna exempel förefaller det inte som att Munksjön skulle fungera som en ineffektiv fälla.

Flertalet liknande utredningar indikerar att resuspensionen kan vara stor. Exempelvis Valdemarsviken i Östergötland (förorenad med krom) visar på en resuspension på 3,5 ton krom/år, vilket kan jämföras med en totalmängd om 550 ton och uttransport till Östersjön på 0,25 ton/år (Envipro Miljöteknik AB, 2006). Vidare kan nämnas Karlshäll i Luleå (kvicksilverförorenade fibersediment) där resuspensionen av kvicksilver uppskattats till 5-6 kg/år att jämföra med en totalmängd om cirka 200 kg och uttransport till Lule älv på cirka 50 g/år (Envipro Miljöteknik AB, 2008). Slutligen kan Lillesjön i Nässjö återigen nämnas. Där har resuspensionen av arsenik uppskattats till 110 kg/år, vilket kan jämföras med en totalmängd om cirka 2 ton arsenik och en uttransport om 10-15 kg/år.

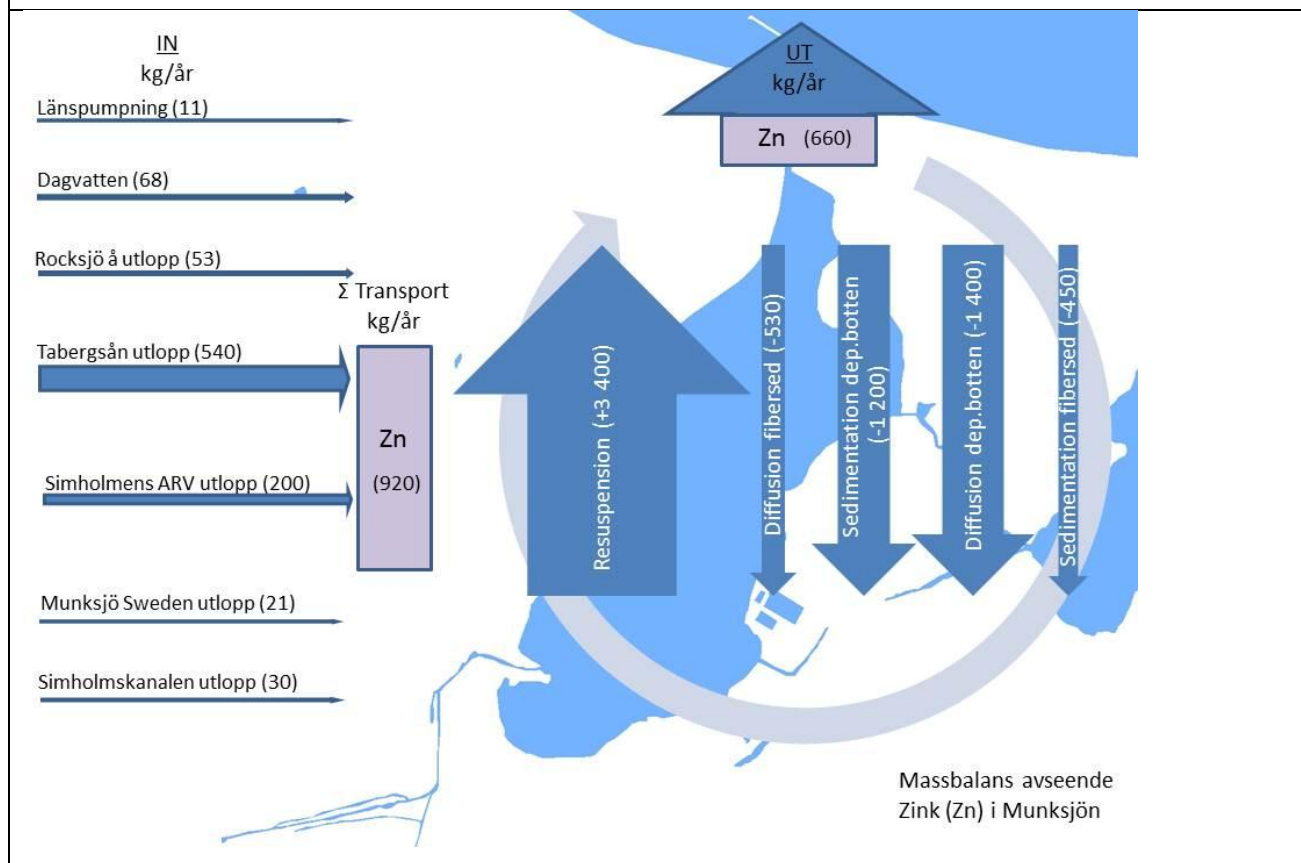
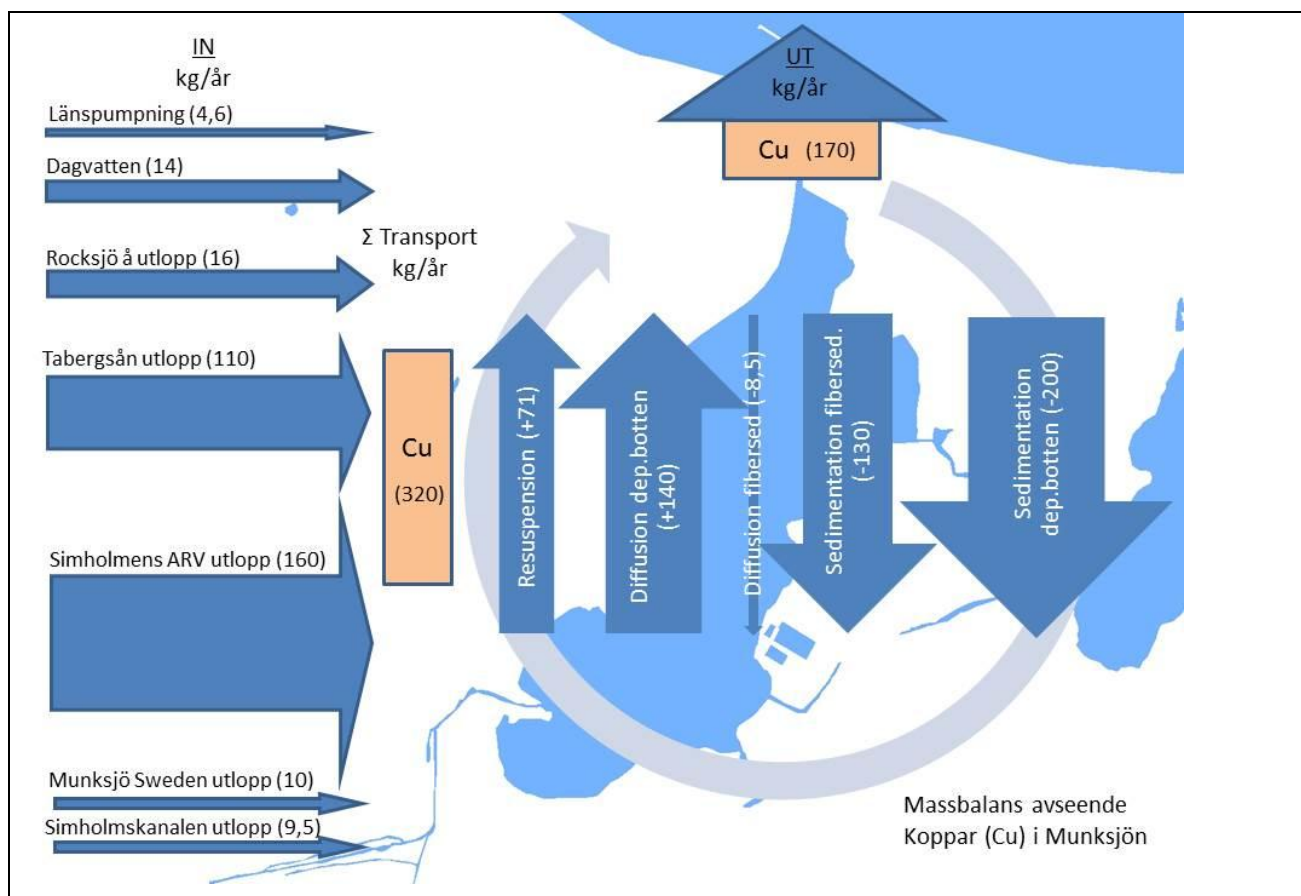


RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN



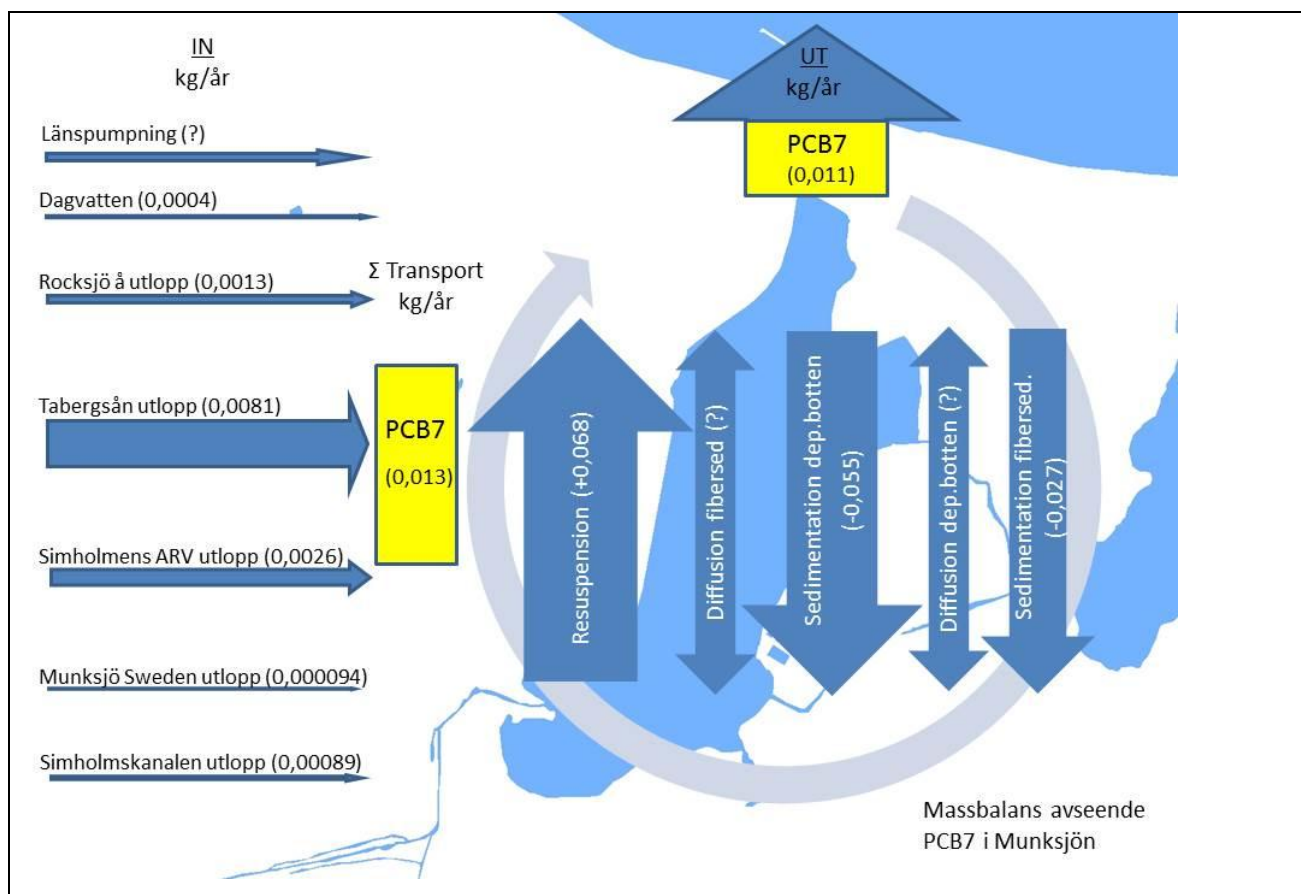


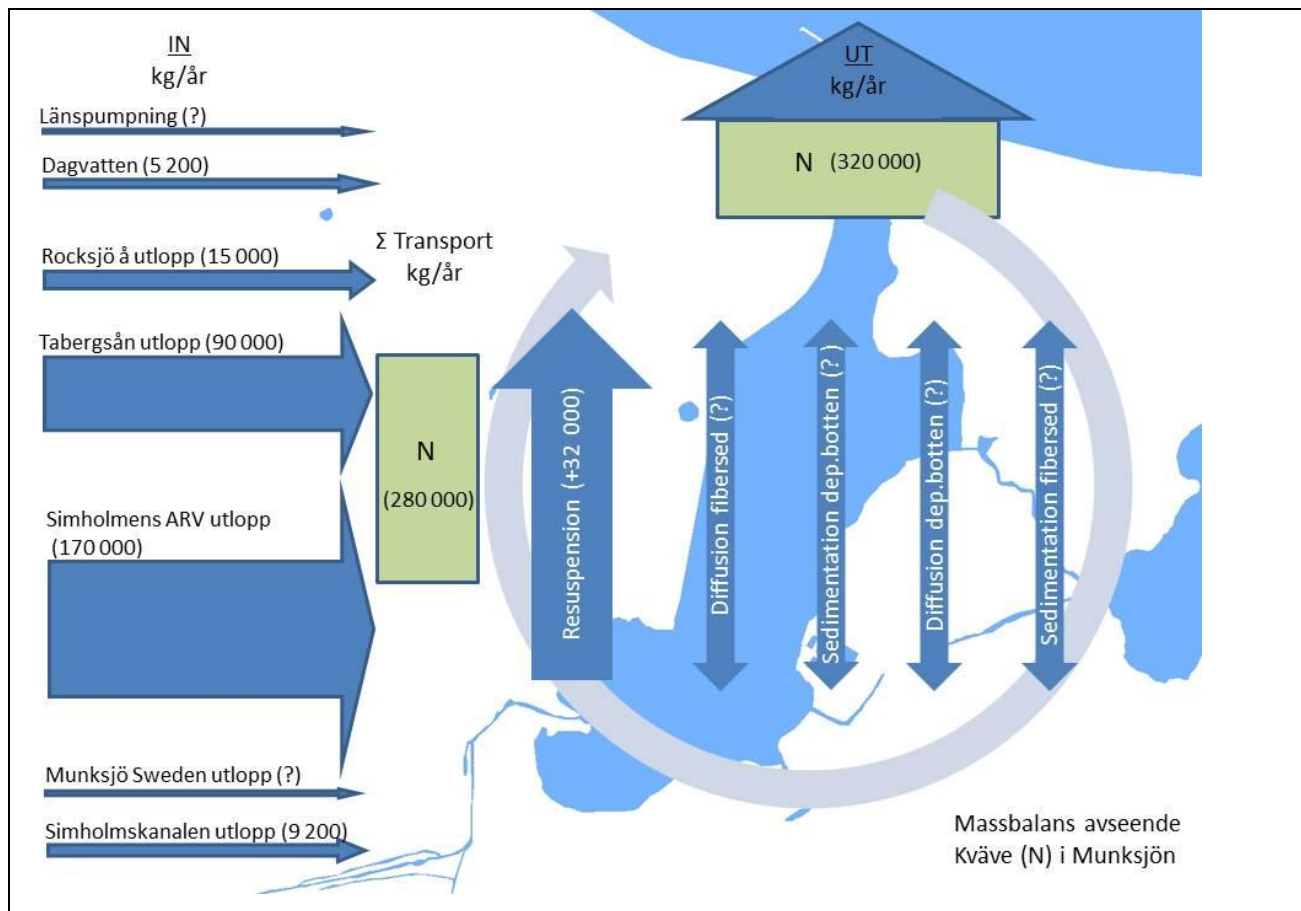
RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN





RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN





Figur 16: Transport av kvicksilver, koppar, zink, PCB7 och kväve in till och ut från Munksjön.

För organiska föroreningar har en kvantifiering av spridningen endast kunnat göras för PCB. Beräkningarna indikerar att Munksjön fungerar som en fälla för PCB. För övriga organiska ämnen har mätningar inte kunnat utföras på ett lika omfattande sätt som för metaller. Dessutom har de mätningar som gjorts visat att halterna av dessa ämnen varit under rapporteringsgräns.



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

Tabell 8: Massbalans för näringsämnen, organisk kol och suspenderad substans i Munksjön. ”+” innebär tillskott till den fria vattenmassan, ”-” innebär subtraktion från den fria vattenmassan.

kg/år		N-tot	P-tot	DOC	TOC	susp	PCB
Rocksjö å utlopp	+	15 000	130	47 000	50 000	1 000 000	0,0013
Simsholmskanalen utlopp	+	9 200	95	34 000	33 000	250 000	0,00089
Simsholmens ARV utlopp	+	170 000	1 600		100 000	580 000	0,0026
≡ Tabergsån utlopp	+	90 000	2 400		1 500 000		0,0081
Munksjö Sweden utlopp	+			75 000	80 000		0,000094
Länspumpning	+						
Dagvatten	+	5 200	120	18 000	16 000	100 000	0,00040
Σ Inflöden	+	280 000	4 300	170 000	1 700 000	1 900 000	0,013
UT Munksjöns utlopp Q Σ inlopp	-	400 000	4 200		1 600 000		0,011
Gas	-						
Diffusion fibersed	-						
Diffusion depositionsboten	-						
INTERNT Sedimentation fibersed	-				99 000		0,027
Sedimentation depositionsboten	-				280 000		0,055
Resuspension ²	+	93 000	-290	-170 000	150 000	-1 900 000	0,068

¹Summeringen är gjord innan avrundning, varför siffrorna inte alltid stämmer helt överens

²Positiv resuspension innebär att ämnet rör sig från sedimenten upp i den fria vattenmassan

Vad gäller näringsämnen kan det konstateras att avloppsreningsverket är den enskilt största källan för kväve, följt av Tabergsån. Även för fosfor är Tabergsån och avloppsreningsverket de största källorna. Kväve tillförs sjön genom andra källor än inloppen, vilket framgår av att kvävetransporten är större i utloppet än i inloppen (Munksjön är således en källa). Andra källor kan vara direkt nedfall (deposition) på sjön och resuspension eller diffusion från sedimenten. För fosfor är istället uttransporten mindre än intransporten, sjön förefaller således vara en fälla. För organiskt kol är Tabergsån den klart dominerande källan och intransporten av organiskt kol är större än uttransporten. En sammanställning av den månadsvisa belastningen från Munksjön till Vättern redovisas i Tabell 9. Färgerna representerar ett relativt mått på mängderna, ju mörkare desto större mängd. I tabellen ses att det strömmar generellt ut mest förorening ur Munksjön mot Vättern i april och november, vilket beror på att vattenflödena är som högst under dessa månader, men också på att förhållandena i sjön är oskiktade.



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

Tabell 9: Månadsvis belastning (kg) från Munksjön till Vättern. S/= anger skiktade (S) eller oskiktade (O) förhållanden.

	nov	dec	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	TOT
Flöde [m ³ /s]	7,5	4,0	3,7	5,0	5,7	9,7	3,4	5,0	3,6	5,0	5,0	4,4	
S/O	O	-	S	S	S	O	S	S	S	S	S	O	
As	7,1	3,6	3,0	3,8	3,9	8,7	2,4	3,4	3,2	4,8	4,9	5,1	54
Cd	0,10	0,053	0,049	0,13	0,21	0,13	0,045	0,066	0,096	0,065	0,066	0,058	1,1
Co	4,7	1,8	2,2	3,5	3,9	7,4	1,2	2,2	0,9	1,6	2,8	4,4	37
Cr	5,5	2,2	2,6	3,5	2,7	6,6	1,7	2,1	1,0	2,7	3,3	4,2	38
Cu	38	8,4	10,8	13,0	17,9	28,0	11,8	17,1	14,4	19,6	18,6	16,3	213,4
Hg	0,071	0,025	0,020	0,038	0,031	0,076	0,00090	0,014	0,019	0,024	0,036	0,049	0,40
Ni	18	7,9	6,0	8,5	13	21	13	13	5,6	11	13	12	140
Pb	8,3	2,4	1,9	4,4	3,0	7,4	2,0	2,4	2,3	3,5	6,2	7,0	51
Zn	140	35	50	63	88	168	35	46	37	47	49	52	811
MeHg	0,0032	0,0028	0,0012	0,0030	0,0070	0,0053	0,00045	0,00066	0,00058	0,0010	0,0025	0,0045	0,032
N-tot	45000	23000	24000	25000	55000	61000	28000	32000	20000	27000	31000	27000	400000
P-tot	510	210	230	290	400	640	240	280	260	260	370	470	4200
TOC	240 000	105 000	75 000	130 000	120 000	280 000	88 000	79 000	74 000	99 000	150 000	170 000	1 600 000

Motsvarande sammanställning men med halter i vatten istället för mängder redovisas i Tabell 10. För vissa ämnen ses att halterna är som högst under perioder med oskiktade förhållanden, dvs. när omblandningen sker. Detta gäller exempelvis zink och bly. För andra ämnen är mönstret inte lika tydligt, exempelvis koppar och metylkvicksilver. Vad gäller koppar uppvisar november den högsta halten medan kopparhalten under hela perioden juli- oktober är likartad, trots varierande skiktningförhållanden. För metylkvicksilver uppvisar utloppet de högsta halterna under mars. Även för kvicksilver uppvisar månaderna med omblandning de högsta halterna. Men då skillnaderna i halt är små, exempelvis 0,0029 µg/l i februari mot 0,0036 µg/l i november och med beaktande av att analyserna ligger väldigt nära rapporteringsgränsen (0,002 µg/l) så är det inte möjligt att dra en säker slutsats.



Tabell 10: Månadsvisa halter i utgående vatten från Munksjön till Vättern. S/O anger skiktade (S) eller oskiktade (O) förhållanden.

	Enhet	nov	dec	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt
Flöde [m ³ /s]		7,5	4,0	3,7	5,0	5,7	9,7	3,4	5,0	3,6	5,0	5,0	4,4
S/O		O	-	S	S	S	O	S	S	S	S	S	O
As	µg/l	0,36	0,34	0,31	0,29	0,26	0,34	0,26	0,26	0,33	0,37	0,37	0,44
Cd	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,014	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Co	µg/l	0,24	0,17	0,22	0,27	0,26	0,29	0,13	0,17	0,094	0,12	0,21	0,38
Cr	µg/l	0,28	0,21	0,27	0,27	0,18	0,26	0,19	0,16	0,10	0,21	0,25	0,36
Cu	µg/l	1,9	0,80	1,1	1,0	1,2	1,1	1,3	1,3	1,5	1,5	1,4	1,4
Hg	µg/l	0,0036	0,0024	0,002	0,0029	0,0021	0,003	0,0001	0,0011	0,002	0,0018	0,0027	0,0042
Ni	µg/l	0,91	0,75	0,61	0,65	0,86	0,82	1,4	0,97	0,58	0,83	0,96	1,0
Pb	µg/l	0,42	0,23	0,19	0,34	0,20	0,29	0,22	0,18	0,24	0,27	0,47	0,60
Zn	µg/l	7,1	3,3	5,1	4,8	5,9	6,6	3,9	3,5	3,9	3,6	3,7	4,5
MeHg	ng/l	0,16	0,27	0,12	0,23	0,47	0,21	0,05	0,05	0,06	0,08	0,19	0,39
N-tot	mg/l	2,3	2,2	2,5	1,9	3,7	2,4	3,1	2,4	2,1	2,1	2,3	2,3
P-tot	µg/l	26	20	24	22	27	25	26	21	27	20	28	40
TOC	mg/l	12	10	7,7	9,6	7,9	11	9,7	6,0	7,7	7,6	11	15

8.4.2 Frisättning av ämnen via släpp av fiberkockor

Vid diskreta tillfällen sker släpp av fiberkockor i Munksjön. Fiberkockorna kan bidra till en partikelbunden spridning av föroreningar till Munksjön och vidare till Vättern. Vad som är känt förekom inga släpp av fiberkockor under det mätår som referensundersökningen genomfördes. Av den anledningen saknas eventuellt bidrag i ovan redovisad massbalans och en grov uppskattning har därför gjorts. Följande antaganden ligger till grund för beräkningen:

- Det är de ytliga fibersedimenten som släpper
- En fiberkocka med en volym av $1 \times 1 \times 0,2 \text{ m} = 0,2 \text{ m}^3$ släpper från botten.
- Föroreningshalten i fiberkockan = medelhalt i ytliga fibersediment
- $TS = \text{medel}TS$ i ytliga fibersediment: 13%
- Densitet = $1,1 \text{ ton/m}^3$ (antagande)
- Baserat på ovanstående innehåller en fiberkock ca 29 kg fiber.

Föroreningsinnehållet i en kocka respektive ett scenario där 100 kockor släpper redovisas i tabellen nedan. Både mängden förorening och andel av totalbelastning från Munksjön till Vättern redovisas.



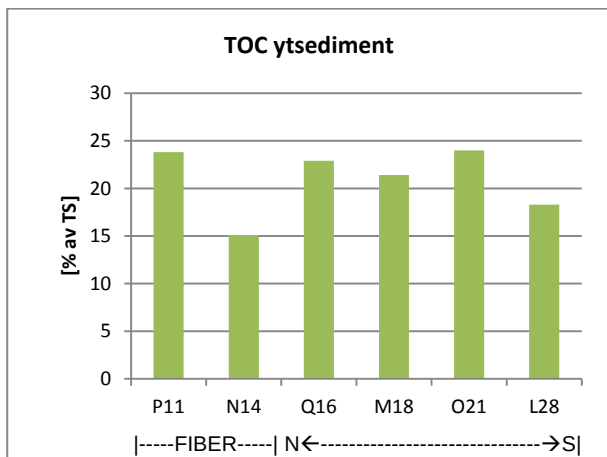
Tabell 11: Mängden förorening (kg) som frigörs vid släpp av fiberkockor. Mängden redovisas även som andel (%) av den totala transporten till Vättern.

	Mängd förorening, 1 kocka (kg)	Andel av total transport till Vättern (%)	Mängd förorening, 100 kockor (kg)	Andel av total transport till Vättern (%)
As	0,0002	0,0005	0,02	0,05
Cd	0,00004	0,005	0,004	0,5
Cr	0,003	0,01	0,3	1
Cu	0,007	0,004	0,7	0,4
Hg	0,00004	0,01	0,004	1
Ni	0,0008	0,0008	0,08	0,08
Pb	0,003	0,009	0,3	0,9
Zn	0,012	0,002	1	0,2
MeHg	3E-010	0,000001	0,00000003	0,0001
PAH-L	0,00002		0,0019	
PAH-M	0,000005		0,0005	
PAH-H	0,00003		0,003	
PCB 7	0,000003	0,04	0,0003	4

Ovan genomförd beräkning visar att för flertalet ämnen ligger andelen av totalbelastningen på delar av %. Enstaka ämnen uppvisar högre andel än 1 %, exempelvis krom, kvicksilver och PCB. Sammanfattningsvis visar ovanstående scenario att enbart en mycket begränsad mängd föroreningar sprids via fibersläpp inom Munksjön och till Vättern. Jämfört med spridningen via vatten utgör detta generellt mindre än 1 %.

8.4.3 Syresituationen i Munksjön – koppling till processförståelse och massbalans avseende föroreningar

Munksjön har enligt flertalet tidigare genomförda mätningar dåliga syreförhållanden under delar av året. En matematisk syrgasmodell har tidigare satts upp av Svensk MKB (2008). I modellen antas att sedimenten i Munksjön har en viss syretärande potential. Modelleringsens slutsats är vidare att det är sedimentens innehåll av syreförbrukande ämnen som är den kemiska huvudorsaken till de låga syrgashalterna i bottenvattnet. Modelleringen har inte gjorts med den upplösningen att den visar enskilda områden i Munksjön som är av större betydelse än andra för syrebristen. Med ledning av genomförda sedimentundersökning gör Golder bedömningen att det, precis som för andra parametrar är svårt att sätta upp en modell som särskiljer olika delområden i sjön. En jämförelse mellan totalhalten organiskt kol i ytsediment i Munksjön redovisas i Figur 17. Halterna är förhållandevis höga, mellan 15 och 24 % av sedimentens torrsustans. Inget tydligt mönster finns mellan halter i norra eller södra delen av sjön och inte heller utmärker sig fibersedimenten med högre halter organiskt kol.



Figur 17: Innehåll av organiskt kol i Munksjöns ytsediment.

Det ska tilläggas att modellen inte påvisar om orsaken till syrebristen kan beror av att vattenomsättningen i sjön är mindre god. Det temperatursprångskikt som motverkar omblandning av syrerikt ytvatten och syrefattigt bottenvatten är enligt Svensk MKB (2005) på en "onormalt hög nivå", vilket beror av de pumpningar som görs. Det ska tilläggas att efter omlokaliseringen av den gemensamma utsläppspunkten för avloppsreningsverket, Munksjö och Jönköpings Energi kan detta på sikt komma att förändras. Enligt uppgift saknas fullständig kontroll på de flöden och pumpningar som sker i sjön. Samma utredning föreslår att antal åtgärder för att sänka språngskiktets nivå. Dock kan ingen slutsats dras vilket som är det lämpligaste alternativet med hänsyn till kostnad, effekt, miljö etc. Golders bedömning är således att det saknas tillräcklig kunskap för att kunna avgöra om orsakerna till språngskiktets nivå är en faktor som i högre grad motverkar att syresituationen kan förbättras än innehållet av syretärande ämnen i sedimenten. Att situationen är komplex och att ingen entydig orsak kan pekats ut stöds av utredningen som redovisas i Bilaga E.

Den matematiska modellen visar att den maximala syretärande potentialen i Munksjöns bottenvatten är uppnådd och inga av de åtgärder som modellerats; att flytta Munksjö Swedens utsläppspunkt till ytvattnet, att minska mängden syreförbrukande ämnen som släpps ut från Munksjö Sweden, att helt stoppa utsläppen av ammonium från reningsverket eller att inte pumpa något avloppsvatten (varken från Munksjö Sweden eller reningsverket) till Munksjöns bottenvatten, skulle förbättra syresituationen i Munksjöns bottenvatten. Reduktionen av syreförbrukande ämnen i bottenvattnet är, enligt Svensk MKB (2008), anmärkningsvärt liten.

I domar från Miljödomstolen (2009-06-18 och 2010-04-27) har det fastställts att limnoaggregatet för syresättning av botten ska tas ur drift och att utsläppet av vatten från Simsholmens avloppsreningsverk ska ske till ytvattnet. Anledningen till luftaren stängdes av var att den inte givit önskad effekt. Vad gäller utsläppspunkten från det kommunala avloppsreningsverket anges i domen att motivet att flytta utsläppspunkten till ytvattnet var att minska belastningen på bottenvattnet, att öka förutsättningarna för nedbrytning av organiskt material och minska utsläppen till Vättern.

Enligt de genomförda sekventiella lakningarna binder sannolikt metallerna i Munksjöns sediment till stabila sulfider, som bildats på grund av de syrefria förhållandena. Detta gör de mindre tillgängliga för upptag i biota och därmed mindre toxiska, samt hindrar att de sprids internt i sjön och till Vättern. Om syrehalterna i bottenvattnet skulle öka skulle sulfiderna kunna oxideras, vilket skulle innebära att metallerna frisattes och därmed blev mer tillgängliga för upptag. Risker finns även att metallerna i högre grad skulle spridas till Vättern.



Ett undantag till ovan utgör metylkvicksilvrets mobilitet. Kviksilvermetylering utförs till största delen av sulfatreducerande bakterier, vilka är beroende av en syrefri miljö. Det innebär att en syresättning av bottenvattnet skulle kunna minska kvicksilvermetyleringen och därmed halterna metylkvicksilver i sediment och vatten. Enligt muntliga uppgifter vid styrgruppsmötet den 15 april 2013 var en bidragande orsak till att domarna som refereras ovan (avstängning av luftare och omlokalisering av utsläppspunkt för avloppsvatten) att försämrade förhållandena vad gäller metylering av kvicksilver. I tidigare redovisad sammanställning över syreförhållandena i sjön framgår det dock inte tydligt att dessa åtgärder har förbättrat syresituationen i sjöns bottenvatten. Möjligen kan det vara för kort period efter förändringen för att en relevant slutsats ska kunna dras.

Syrebristen i Munksjöns bottenvatten är alltså positivt ur miljöhänsyn med hänsyn till metallföroreningarna, men negativt med hänsyn till metylkvicksilverhalterna. Vad gäller metylkvicksilver bedömer Golder detta inte vara avgörande för riskbedömningen.

8.4.4 Massbalans i framtiden - Stadsbyggnadsvisionen

Vid ett förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen och en framtida exploatering av strandområdena kring Munksjön (bostäder, cykelvägar etc.) är det tänkbart att föroreningssituationen i Munksjön och transporten ut ur sjön mot Vättern, liksom geokemiska processer i sjön, kan komma att förändras. Baserat på överenskommet scenario (se Bilaga A och Kapitel 4.2.2) har en prognos för framtiden upprättats (Bilaga A). I scenariot ingår inga förändringar av klimatet och det bedöms att föroreningstransporten från Tabergsån kommer att vara konstant, trots eventuella framtida saneringar längs med ån.

Genom antagande om ett ökat flöde från Simsholmens avloppsreningsverk (15 % enligt uppgifter från Jönköpings kommun) erhålls mängder enligt Tabell 11 nedan. Tillskottet från avloppsreningsverket av samtliga ämnen utom kväve ökar vid stadsbyggnadsscenario. Att kvävetillskottet inte ökar beror på de strängare kraven på kväverening som förväntas i framtiden. Av metaller kommer tillskottet öka från något gram per år (för kvicksilver) upp till 30 kg/år (för zink).



Tabell 12: Tillskott till Munksjön från Simsholmens avloppsreningsverk, idag och vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen.

[kg/år]	Dagens belastning	Belastning vid Stadsbyggnadsscenariot	ÖKNING
As	6,9	7,9	1,0
Cd	0,61	0,71	0,09
Co			
Cr	11	12	1,6
Cu	160	180	24
Hg	0,011	0,013	0,0017
Ni	20	23	3,0
Pb	9,2	11	1,4
Zn	200	230	30
Metyl-Hg	e.a	e.a.	e.a
N-tot	170000	130000	-36000
P-tot	1600	1900	240
DOC	e.a.	e.a.	e.a.
TOC	110000	120000	16000
Susp.	50000	57000	7500
PCB7	0,0026	0,0030	0,00039

Vad det ökade tillskottet från avloppsreningsverket innebär för massbalansen i Munksjön är inte möjligt att beräkna. Det går dock att göra en kvalitativ bedömning av vad som kan förväntas. Avloppsreningsverkets utlopp är beläget ovan språngskiktet vilket torde innebära att, under de månader det finns ett språngskikt i sjön, transporteras huvuddelen av tillskottet ut ur Munksjön till Vättern. Det är också möjligt att delar av tillskottet sedimenterar på Munksjöns botten. Detta bör främst ske under månader då det sker omrörning i sjön. Som tidigare redovisats framgår att perioderna med stratifiering varar olika länge olika år, och hur detta kan komma att förändras i framtiden har inte utretts (och i stadsbyggnadsscenariot tas inte heller hänsyn till klimätförändringar mht den korta tidsaspekten (25 år)). Generellt är sjön stratifierad under sommarmånaderna, omkring maj till september och vissa år även under vintern, som mest från december till mars. Övriga månader kan hela sjöns vattenvolym röras om, vilket innebär att tillskottet från avloppsreningsverket kan sedimentera till botten. Hur stor andel av tillskottet som sedimenterar dessa månader och hur stor andel som lämnar sjön genom utloppet till Vättern är dock inte möjligt att beräkna men utifrån en skattning av omrörningsförhållandena (5-6 månader av skiktning/år) så förs sannolikt 50 % ut till Vättern och 50 % sedimenterar. Sedimentation kan också ske under månader med stratifiering, genom att ämnena diffunderar genom språngskiktet till bottenvattnet och sedan sedimenterar. Under ett antagande om att hela den ökade belastningen från Simsholmen skulle sedimentera över sjön erhålls en ökad sedimentation mellan 0,1- 7 % för aktuella ämnen (se Bilaga A) och därmed motsvarande belastningsökning. Som påpekats bedöms detta dock inte vara rimligt då Munksjön även under den kommande 25-årsperioden med största sannolikhet kommer vara skiktad varför ett rimligt antagande torde vara att ca 50 % sedimenterar vilket ger en belastningsökning till Vättern om 1-6 % för aktuella ämnen.

8.4.5 Massbalans i framtiden – klimatperspektivet

Hur föroreningsspridningen kan komma att ändras i framtiden har kvalitativt belysts baserat på antaganden som överenskommits i styrgruppen (se Kapitel 4.2.3). Utgångspunkterna för bedömningen är att



vattenföringen och årsmedeltemperaturen kommer att öka (enligt SMHI, 2012). Då tillgången på underlag varit begränsad har det dock inte varit möjligt att belysa alla aspekter som överenskommits i styrgruppen (förändrade strömningsmönster, ökad metabolism, ökad längd av vegetationsperioden). Förutom vattenföring och årsmedeltemperatur har förändringar i lufttryck och vind samt mänsklig aktivitet belysts (se Bilaga E). Ett kvalitativt resonemang för respektive aspekt redovisas nedan i punktform. En del av underlaget för resonemanget har tagits fram i samarbete med representant från Vätternvårdsförbundet (Måns Lindell).

Förändrad vattenföring

En förändring i vattenföringen kan komma att påverka följande:

- **Ökad föroreningsbelastning från Tabergsån:** detta kommer att påverka uttransporten till Vättern och även sedimentationen av föroreningar i Munksjön. Vid perioder av skiktade förhållanden kommer föroreningarna från Tabergsån att transporteras direkt till Vättern medan under perioder med omblandning så kan föroreningarna transporteras ned till botten. Hur fördelningen mellan dessa scenarior blir styrs givetvis även av om perioder av omblandning blir längre eller mer frekventa men också av språngskiktets läge. En kvalitativ bedömning av hur skiktning kan komma att förändras, på säsongsbasis, redovisas i tabellen nedan.

	Idag	2100	Kommentar	Möjlig tolkning
Vår	↻	↻	Cirkulation	-
Sommar	1/5→30/9	1/4→30/10	Skiktning (antagna datum)	Längre skiktad period
Höst	↻	(-) ↻	Cirkulation	Eventuellt kortare period i framtiden
Vinter	1/1-1/3	+++ ↻	Skiktning pga is	Cirkulation under hela vintern pga avsaknad av is

Som framgår av tabellen ovan kan perioden av cirkulation komma att förändras. En bedömning av förändringen sammanfattas nedan. Grovt kan det antas att perioden av cirkulation kan komma att förlängas med i storleksordningen några månader.

Som framgår av tabellen ovan kan förändringar som både inverkar i positiv och negativ riktning komma att ske. Det förmodas att perioden av skiktade förhållanden kommer att förlängas, vilket således skulle kunna innebära att perioden med direkt uttransport från Tabergsån till Vättern blir längre. Vad gäller perioder av cirkulation är det framförallt vinterperioden som kan förväntas att påverkas (detta som en följd av SMHIs prognos som indikerar att förekomsten av is kommer vara begränsad i framtiden). Under vintern kan det således innebära att föroreningsbelastningen minskar som en följd av ökad sedimentation, men möjligen också en ökad belastning på grund av uttransport av resuspenderade partiklar. Vilken av processerna som kommer att dominera på årsbasis kan med nuvarande underlag inte bedömas. Sammanfattningsvis kan således en ökad föroreningsbelastning från Tabergsån både innebära en ökad eller minskad belastning på Vättern.

Vidare kommer även utfallet av detta antagande bero av hur geokemiska processer påverkas. Ökad belastning av partiklar kan leda till ökad sedimentation men även frisättning av lösta metaller från partiklarna kan komma att ske om förhållanden i sjön förändras så att de gynnar en upplösning av järn- och manganhydroxider eller sulfider. Detta innebär således ytterligare ett antal processer som påverkar det sammantagna utfallet av en ökad föroreningsbelastning från Tabergsån.



- **Ökat flöde, ökad genomströmning och minskad uppehållstid:** Det anges i SMHIs rapport att nederbörden kan komma att öka med 10-30 %. Detta innebär att flödet till Munksjön från kringliggande områden kan komma att öka liksom även från Vättern. Hur mycket är dock oklart då det även förväntas att avdunstningen kommer att öka. Om det antas att flödet ökas och att inflödet från Vättern motverkas av detta kommer det att leda till att uppehållstiden i Munksjön minskar, vilket försämrar möjligheterna för sedimentation av föroreningar dvs Munksjöns funktion som fälla. Detta förklaras av att detta scenario innebär att syresituationen i bottenvattnet försämras, vilket i sin tur kan påverka spridningen av föroreningar, exempelvis genom ökad frisättning av lösta metaller (upplösning av järn- och manganhydroxider). Å andra sidan kan det periodvis ske det motsatta. Det förväntas att somrarna blir torrare och då kan det förväntas att inflödet av syrerikt Vätternsvatten ökar, vilket således leder till en förbättrad syresituation som skulle kunna öka fastläggningen av lösta ämnen och därmed begränsa spridningen av föroreningar. Ökad syresättning skulle dock kunna leda till att metaller som är fastlagda till sulfider frisätts som en följd av vittring.
 - Som framgår av ovan finns det processer som kan komma att leda till både en ökad och minskad spridning. Förändringarna kan förväntas vara olika beroende på säsong och nettoeffekten på årsbasis kan ej bedömas med nuvarande underlag.
 - **Minskad period med is:** SMHI (2012) anger att perioden med is kommer att minska, och eventuellt helt försvinna. Effekten av detta blir att perioden med vertikal omblandning i sjön förlängs vilket ger förbättrade syreförhållanden i djupvattnet vintertid. Detta kan innebära att förutsättningarna för fastläggning av lösta föroreningar ökar, således skulle spridningen kunna minska. Samtidigt ska det noteras att en ökad period av cirkulation kan innebära en ökad spridning genom ökad resuspension. Dock skulle en ökad cirkulation även kunna leda till en minskning av spridningen då förutsättningarna för sedimentation kan komma att öka.
- Sammanfattningsvis kan det således konstateras att en minskad period med is både kan öka och minska spridningen. Det är med nuvarande underlag inte möjligt att avgöra vilket scenario som kan förväntas.
- **Minskad vattenstånd i Vättern:** Den faktor som bedöms påverkas av detta och som i sin tur påverkar situationen i Munksjön är vattenståndet i Munksjökanalen. Om vattenståndet minskar leder detta till att det baroklina inflödet kan minska, vilket således är negativt för syreförhållandena i bottenvattnet. Försämrade syreförhållanden skulle kunna leda till en ökad spridning av föroreningar som en följd av upplösning av järn- och manganhydroxider.

Spångskiktets läge och perioder av syrefria förhållanden: Spångskiktets läge i Munksjön kan påverkas på flera sätt av definierade klimatförändringar. Om ytvattentemperaturen ökar sommartid kan tidpunkten för vertikal homogenisering av vattenmassan under hösten försenas samtidigt som skiktningen etableras tidigare under våren. Den skiktade perioden blir då längre vilket inverkar negativt på syreförhållandena vid oförändrad syrekonsumention, vilket i ett massbalansperspektiv skulle vara gynnsamt för fastläggningen av metaller till bottensedimenten. emedan för exempelvis bottenvattnet under sommaren kan situationen komma att förbättras på grund av möjligheten till ökad baroklin intransport av Vätternsvatten. Som resoneras ovan kan förändringar i syreförhållanden vara både positivt och negativt för spridningen av föroreningar. Eftersom förändringarna kommer variera mellan olika årstider är det inte möjligt att säga vilken nettoeffekten blir på årsbasis.



	Idag			2100		Kommentar
	Yta	Botten		Yta	Botten	
Vår	↑O ₂	↑O ₂	Vår	O ₂ (-)	O ₂ (-)	Mindre syre pga varare vatten (håller syre sämre)
Sommar	↑O ₂	↓-	Sommar	O ₂ (-)	O ₂ (+)	Som ovan men situationen på botten kan förbättras då snabba förändringar i vind/luftrycksförhållande är troligare i framtiden varför baroklina inflöden kan öka vilket transporterar in mer syre i bottenvattnet
Höst	↑O ₂	↑O ₂	Höst	O ₂ (-)	O ₂ (-)	Som för vår
Vinter	±O ₂	↓-	Vinter	+	+	Cirkulation sker hela vintern

En ökad skiktning vid högre sommartemperaturer leder till högre hastigheter för interna vågor i skiktningen och därmed till potentiellt högre strömhastigheter vid botten vilket kan öka resuspensionen av sediment i och under språngskiktet.

Ökad årsmedeltemperatur

En ökad årsmedeltemperatur kan komma att påverka följande:

- **Ökad vattentemperatur:** Om ytvattentemperaturen ökar sommartid kan tidpunkten för homogenisering av vattenmassan under hösten försenas samtidigt som skiktningen etableras tidigare under våren. Den skiktade perioden blir då längre än vad den är i nutid vilket sannolikt inverkar negativt på syreförhållandena i djupvattnet om syrekonsumtionen är oförändrad. Om vädret blir blåsigare kan det dock betyda att homogeniseringen under hösten kan komma tidigare vilket kan förkorta längden av den skiktade perioden. En kortare period med skiktning innebär en förskjutning mot mer generering av interna vågor och mindre generering av strålar i Munksjön vid Munksjökanalen. Detta kan leda till ökad blandning i djupvattnet vilket kan öka den diffussiva transporten av syre ner i djupvattnet. Ökad diffusion kan också leda till högre djupvattentemperatur vilket kan leda till att tidpunkten för vertikal homogenisering av vattenmassan tidigareläggs och därmed ökar syresättningen på större djup och således sannolikt också frisättningen av föroreningar.

En hypotetisk kvalitativ bedömning av förväntade skillnader i temperatur redovisas i tabellen nedan.

	Idag			2100	
	Yta	Botten		Yta	Botten
Vår	7°C	7°C	Cirkulation	10°C	10°C
Sommar	20°C	10°C	Skiktning	25°C	15°C
Höst	7°C	7°C	Cirkulation	10°C	10°C
Vinter	0°C (is)	0°C	Is	5°C	5°C

Som tidigare nämnts förväntas att vattentemperaturen ökar. Detta påverkar bland annat syreförhållandena som i sin tur kan inverka både positivt och negativt på spridningen av föroreningar enligt resonemangen ovan.

Även inflödet av Vätternvatten kan komma att påverkas av en ökad temperatur. Temperaturdifferensen kommer givetvis att kvarstå men då en högre temperatur ger en ökad densitet skulle detta kunna ge ett



högre baroklint inflöde, vilket således leder till en ökad syresättning av bottenvattnet, vilket kan vara både positivt och negativt för spridningen av föroreningar.

- **Djupare beläget språngskikt under längre tid:** Ett djupare beläget språngskikt bedöms uppkomma som en följd av ökad temperaturfrämst under vintern. Således blir effekten på föroreningsspridningen motsvarande som för förändrade cirkulationsperioder och skiktning (se ovan), dvs. spridning kan både öka och minska.

Lufttryck och vind

Det förmodas att vädret i framtiden kommer att bli blåsigare och att snabbare förändringar vad gäller tryck kan förväntas. För Munksjön kan detta innebära följande:

- Inflödet av Vättern vatten pga. ändrad amplitudfördelning för seicher kan inträffa om vädrets karakteristik gällande snabba förändringar av vindar och lufttryck ändras. Blandningen i djupvattnet kan då ändras om energin hos genererade vågor och strålar ändras bl.a. pga. ändrad skiktning i Munksjön vilket också kan få konsekvenser för påverkan på bottenarna genom resuspension och således en ökad frisättning av partiklar från botten. Huruvida dessa partiklar kommer att transporteras vidare till Vättern beror givetvis av när på året detta inträffar och språngskiktets läge, vilket som tidigare nämnts även kan komma att förändras i framtiden.

Mänsklig aktivitet

Situationen i Munksjön påverkas idag och även i framtiden av mänsklig aktivitet. Ett antal aspekter har belysts nedan:

- **Rundpumpningen** är en mänsklig åtgärd som påverkar tillståndet i Munksjön. Den upprätthåller en motström i Munksjökanalen även under torrperioder och motverkar därmed både barotropa (flöden som styrs av skillnader i vattenstånd) och baroklina (flöden som styrs av skillnader i densitet) inflöden av Vättern vatten. Om barotropa inflöden av syrerikt Vättern vatten minskar kan detta leda till försämrad situation i bottenvattnet och en ökad frisättning av lösta föroreningar som en följd av upplösning av järn- och manganhydroxider.
- **Utformningen av kanalens mynning:** det har i Bilaga E visats att den vertikala blandningen under skiktade förhållanden styrs av inducerade strömmar i kanalen. Om strömmarna ger upphov till en våg eller stråle styrs i hög grad av kanalens utformning på Munksjösidan. Om en våg genereras kan den spridas till hela sjön och bidra till en ökad syresättning. Om däremot en stråle genereras kommer den klinga av nära mynningen och därmed inte ha en lika stor effekt. Utformningen av mynningen kan således styra i vilken grad Munksjöns djupvatten kan syresättas.
- **Utsläppspunktens läge:** 2010 flyttades den delade utsläppspunkten för avloppsreningsverket, Munksjö och Jönköpings Energi till ovan språngskiktet. Indikationer från de senaste årens mätningar av syreförhållanden visar att syreförhållandena förefaller ha förbättrats. Dock kan det konstateras att flytten innebar att temperaturen i bottenvattnet har sjunkit, vilket skulle kunna leda till att tidpunkten för höstomblandningen senareläggs och därmed skulle perioden av stagnation vara längre, vilket således kan inverka negativt på syresituationen i bottenvattnet.
- **Effekter av utfyllnader, broar etc.** Jönköping kommer att utvecklas längs Munksjöns strand och strandlinjens utformning kan komma att förändras, exempelvis vid anläggande av utfyllnader mm. Om mer land tillskapas kommer förhållandet mellan Munksjöns yta och volym att förändras, dvs. en mindre



yta ska syresätta samma volym. Detta skulle kunna leda till att språngskiktet höjs och att syreförhållandena påverkas negativt.

- **Vätterns reglering.** Vätterns nivå är enligt uppgifter i SMHI (2012) reglerad. Således finns det en möjlighet att med förändrad tappning att i framtiden korrigera för vattenståndsförändringar som kan inverka på situationen i Munksjön.

Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan det konstateras att situationen vad gäller föroreningsbelastning redan idag i Munksjön är komplex. Att göra en bedömning av ett framtida scenario om 100 år baserat på klimatprediktioner är än mer utmanande. Baserat på ovanstående resonemang inklusive de kvalitativa bedömningar som redovisas i Bilaga E och diskussionerna med Vätternvårdsförbundet kan det konstateras att det kan komma att ske förändringar för Munksjön på grund av klimatet i framtiden men att dessa kan påverka situationen både i positivt och i negativ riktning. Vilken av dessa klimatologiska effekter som kommer att dominera är mycket svårt att uttala sig om. Förändrade förhållande av strömmar, syreförhållanden, språngskiktets läge kommer i förlängningen även påverka geokemiska processer så som fastläggning, upplösning av järn- manganhydroxider och sulfider, diffusion mm. Givetvis komplicerar detta bilden ytterligare av vad som i framtiden kan komma att ske.

Väsentligt att konstatera är slutligen att den mänskliga påverkan på Munksjön är stor, genom exempelvis rundpumpningen av vatten, förändring av utsläppspunktens läge, exploatering längs Munksjöns strand, regleringen av Vättern och utformningen av Munksjökanalens mynning. Det har bedömts att förändringar av dessa kommer att ha en påverkan på Munksjöns tillstånd och att det med myndigheters styrmedel kan förstärka eller motverka effekter av en klimatförändring.

Det är därför Golder's bedömning att det inte går att uttala sig om climateffekter och mänsklig påverkan i framtiden kan komma att förbättra eller försämma förhållandena i Munksjön.



9.0 EFFEKTANALYS

Effektanalysen redovisar den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter bedöms som acceptabel. I effektanalysen redovisas även de studier som gjorts avseende upptag och toxiska effekter.

9.1 Människor

Riskkaraktäriseringen för kroniska effekter baseras på framtagande av en riskkvot enligt:

$$\text{Riskkvot} = \text{Exponering} / \text{Toxikologiskt referensvärde}$$

Är riskkvoten mindre än 1, det vill säga om exponeringen är mindre än det toxikologiska referensvärdet (TRV), föreligger ingen oacceptabel hälsorisk. I enlighet med NV5976 ansätts att maximalt 50 % av TRV får intecknas av exponering från det förorenade området. För metallerna bly, kadmium och kvicksilver utgörs denna andel av 20 % då den kända bakgrundsexponeringen är högre än 50 % av TRV. För dioxiner och PCB (långlivade organiska föreningar) är motsvarande siffra 10 %. För cancerogena ämnen (arsenik, PAH-H, PAH-M) justeras inte exponeringen med avseende på eventuell exponering från andra källor än aktuell förorening, utan hela exponeringen får intecknas genom de identifierade exponeringsvägarna.

Med avseende på oralt intag av förorenade sediment används för ämnen med tröskeffekter TDI (tolerabelt dagligt intag) som TRV. För genotoxiska ämnen utgörs TRV av en lågrisknivå ($RISK_{or}$), som motsvarar en acceptabel ökad cancerrisk på 1 på 100 000 individer. Den potentiellt ökade livstidscancerrisken (ILCR – Incremental Lifetime Cancer Risk) beräknas enligt Naturvårdsverkets rapport 5977. Om ILCR understiger 10^{-5} så anses risken för cancer vara försumbar.

ILCR beräknas enligt:

$$ILCR = \text{Dos (mg/kg och dag)} * \text{Cancerpotentialfaktor (mg/kg och dag)}^{-1}$$

Toxikologiska referensvärden har hämtats från Naturvårdsverkets vägledningsmaterial. Resultatet av beräkningen av riskkvoter presenteras i Kapitel 10.2.

9.2 Djur och växter i Munksjön

Flertalet oberoende undersökningar för att bedöma effekterna för djur som lever i Munksjön har utförts, exempelvis toxicitetstester, mundelsskador och statusbedömningar för olika arter. Resultaten visar sammanfattningsvis på följande (en fullständig redovisning presenteras i Bilaga B):

- **Toxicitetstester:** tester har utförts på olika organismer. Bottenvattnet i Munksjön var inte toxiskt mot någon organism. För porvatten visar testerna på toxisk effekt mot vattenloppa (i den norra delen av Munksjön), alger (porvatten från hela Munksjön) och bakterier (inom fiberbanksområdet och i den norra delen av sjön samt även Rocksjön). Anledningen till toxiciteten för vattenloppa bedöms vara ammonium medan det för alger och bakterier bedöms vara en kombination av ammonium och metaller. Notera dock att i verkligheten är andelen ammoniak i porvattnet generellt betydligt lägre då pH och temperatur justerats i toxicitetstesten. För fiberbanksområdet, där pH är lägre än i övriga områden, innebär det att den uppmätta ammoniumhalten i porvattnet inte bör medföra några toxiska effekter annat än om temperaturen når upp mot 15 °C.
- **Mundelsskador:** undersökningen visade på en hög frekvens av mundelsskador över hela sjön, med undantag för den norra delen. I rena och opåverkade miljöer är den här typen av skador mycket ovanliga och en förhöjd frekvens ska tolkas som en indikation på påverkan. Föroreningar så som metaller eller organiska ämnen (fria faser) kan vara en bidragande orsak. I den västra delen av

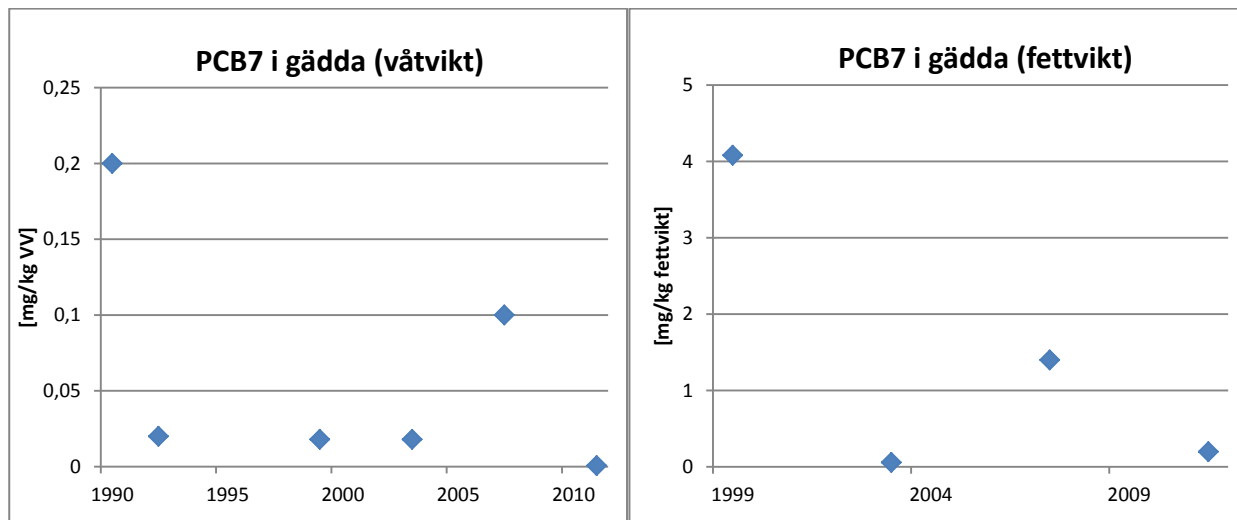


Munksjön (söder om fiberbanken) samt norr om avloppsreningsverket, var antalet fjädermygglarver mycket få. Även i den norra delen av Munksjön var antalet fjädermygglarver mycket få, även om inga mundelsskador observerades här. Anledningen till detta bedöms av Medins vara förekomst av oljeliknande ämnen och/eller syrebrist.

- **Statusbedömning bottenfauna:** statusen för bottenfaunan i Munksjön i strandkanten i den nordöstra delen av Munksjön har bedömts som måttlig, på gränsen till god. Det förekommer en hög andel föroreningståliga arter och ganska höga tätheter av måttligt syrekrävande arter. Vidare har tre ovanliga arter påträffats vilket gör att bottenfaunan bedöms ha höga naturvärden i denna del av sjön. Förhållandena verkar ha förbättrats något sedan 2005. Statusen för bottenfaunan på stora djup i Munksjön bedöms dock som dålig. Orsaken är företrädesvis eutrofiering och dåliga syreförhållanden. Förhållandena verkar ha försämrats sedan 2005.
- **Bedömning av resultat kräfta:** utredningar i Munksjön ger en samlad bedömning av att kräftorna inte är nämnvärt påverkade av föroreningar. I jämförelse med Rocksjön är vikten på Munksjöns kräftor dock något lägre, men orsaken till detta har inte kunnat klarläggas. Avsaknaden av kräftor på större vattendjup är sannolikt en följd av de dåliga syreförhållandena.
- **Bedömning av resultat fisk:** utredningar i Munksjön visar att de dåliga syreförhållandena gör att fisk har svårt att vistas under språngskiktet. Inget tyder på att reproduktionen av abborre eller mört är negativt påverkad. Till följd av de utfyllnader som gjorts i den nordöstra delen av sjön kan möjligen en påverkan ses för gös. Tillväxten av abborre och mört är emellertid relativt långsam även om den var större 2009 jämfört med 2002. Orsaken till den relativt långsamma tillväxten är inte känd, men kan ev. vara orsakad av stor konkurrens i den relativt lilla vattenvolymen med goda syreförhållanden som finns.

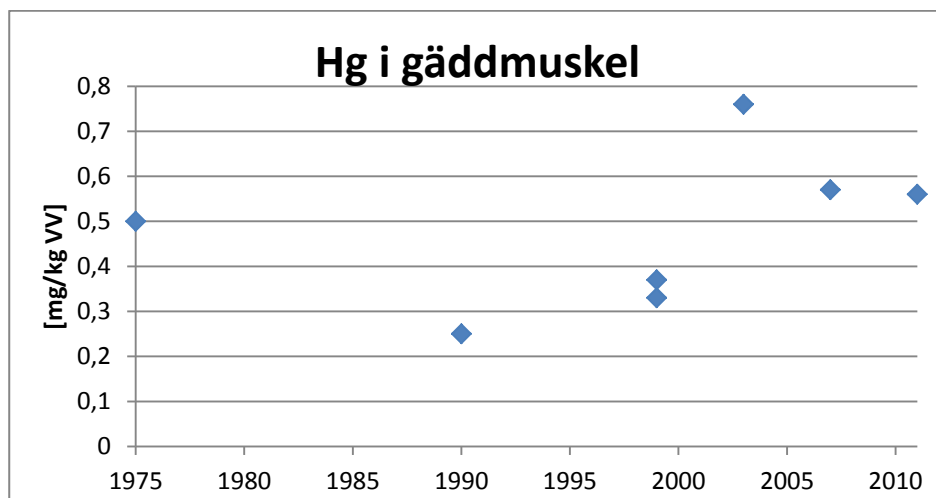
Sammantaget kan det konstateras att flera oberoende undersökningar indikerar negativa effekter på djur och växter som lever i Munksjön. Genomgående är det de dåliga syreförhållandena som bedöms vara orsaken. Slutsatsen kan inte knytas till någon särskild del utan förefaller gälla över hela sjön, inom de delar av sjön där det uppstår språngskikt. Förutom syreförhållandena visar undersökningarna att ammonium och/eller metaller kan vara en orsak till effekter på lägre stående djur så som alger och bakterier.

En jämförelse med historiska data vad gäller kvicksilver och PCB7 i fisk har gjorts. Vad gäller PCB kan det konstateras att merparten av tillgängliga tidigare analyser visar på halter under rapporteringsgräns (en gräns som i vissa fall varit högre än vad som nu använts) och att det därmed är svårt att dra en säker slutsats. I Figur 18 redovisas tillgängliga data. Inga tydliga trender som indikerar en ökning av PCB-halten ses.



Figur 18: PCB7-halter i gäddmuskel, från analyser 1990, 1992, 1999, 2003, 2007 och 2011, redovisat som mg/kg våtvikt samt mg/kg fettvikt.

Även kvicksilver har analyserats i gäddmuskel vid upprepade tillfällen. En jämförelse mellan analyser från 1970-talet fram till 2011 görs i Figur 19. Det är oklart hur analyserna har utförts vid flera av de tidigare undersökningarna, vilket gör det svårt att dra några säkra slutsatser från resultaten. Nu genomförda undersökningar förefaller inte avvika nämnvärt från tidigare.



Figur 19: Kviksilverhalt i gäddmuskel, från 1970-talet fram till 2011.

9.3 Högre stående djur

För bedömning av effekter för typorganismer (gräsand, skäggdopping och mink) har toxikologiska referensvärden beräknats (se Bilaga B). Beräkningar baseras på tillgängliga effektdata. Vid beräkningen har det så långt det är möjligt eftersträvat att använda data från likartade organismer. Generellt kan det sägas att toxiciteten av aktuella ämnen varierar. I vissa fall är ämnet mer toxiskt för fåglar (exempelvis bly, krom och zink) och i vissa fall för däggdjur (exempelvis koppar, PCB och dioxiner).



10.0 RISKKARAKTERISERING

I riskbedömningens sista avsnitt sammanfattas situationen och den slutliga sammanvägda utvärderingen redovisas. Slutligen redogörs för identifierade osäkerheter.

10.1 Föroreningsspridning

Utredningar av processer samt spridningen av föroreningar har visat att Munksjön generellt fungerar som en fälla för föroreningar (metaller och PCB), vilket är normalt för sjöar. Ett näringsämne, kväve, utgör undantaget där Munksjön således istället fungerar som en källa. I jämförelse med tre andra förorenade sjöar i regionen och en i Bergslagen, där motsvarande beräkningsunderlag finns tillgängligt, förefaller inte Munksjön utmärka sig som en ineffektiv fälla.

I jämförelse med den totala belastningen på Vättern utgör belastningen ut från Munksjön 1-4 %. Om jämförelsen begränsas till vattendrag ökar andelen till 5-10 %. Jämförelsen baseras på data från 1993-95 (Vätternvårdsförbundet, 1996) och är i dagsläget det bästa underlaget. Enligt uppgift från Måns Lindell är jämförelsen med den totala belastningen behäftad med större osäkerheter än den med vattendragen.

Tabergsån är det tillflöde som bidrar med störst andel av föroreningarna. Näst största källan till föroreningar som belastar Munksjön är det kommunala avloppsreningsverket vid Simsholmen. För en metall, koppar, gäller det omvända, och avloppsreningsverket är således den största källan. De föroreningar som mängdmässigt transporteras i störst utsträckning via Tabergsån är zink, koppar och nickel.

Munksjöns sediment uppvisar förhöjda halter av metaller och organiska ämnen. Detta gäller både djupa sediment och ytliga, vilket indikerar att någon överlagring med renare sediment inte förefaller ske. Orsaken till detta bedöms vara resuspensionen men också det faktum att diffusionen är nedåtriktad, dvs. belastningen från andra källor (främst Tabergsån och avloppsreningsverket) ger upphov till en förorening i ytliga sediment.

Den sedimentförorening som påvisats har en likartad sammansättning (studier av sekventiella lakningar för metaller, PCB-kongener och kromatogram för oljeliknande ämnen) över hela sjön. Detta bedöms bero på att sjön belastas med föroreningar från många källor i kombination med resuspensionen, vilket ger en omblandning av föroreningarna. Av den här anledningen kan ingen specifik källa (tillflöde eller verksamhet) pekas ut som den primära orsaken till sedimentföroreningen.

Orsaken till de förhöjda halterna av främst zink och barium som påvisats i ytvatten bedöms primärt vara den belastning som sker från Tabergsån och avloppsreningsverket. Eftersom diffusionen av metaller inte är uppåtriktad så bedöms sedimenten inte vara den huvudsakliga källan till de lösta metallerna, vilket generellt är den form som tas upp i störst utsträckning av vattenlevande djur.

Sedimenten bedöms däremot vara en källa vad gäller partikelbundna föroreningar. För flera metaller (Tabell 6) är den interna omsättningen (resuspension- sedimentation) i samma storleksordning eller högre som tillskottet från andra källor (Tabergsån, avloppsreningsverket mm). Den interna omsättningen tillsammans med belastningen som sker från andra källor motverkar en naturlig återhämtning och översedimentering med renare sediment.

Munksjön uppvisar årligen återkommande och sammanhängande perioder av syrebrist. Den tidigare genomförda matematisk modelleringen (Svensk MKB, 2008) visar att sedimentens innehåll av syreförbrukande ämnen är en betydande orsak till detta. Inga enskilda områden i sjön har kunnat pekas ut som särskilt betydelsefulla. Exempelvis visar analyser av innehållet av organiskt material att halterna är förhållandevis likartade i sedimenten över hela sjön. Fiberbanken utmärker sig inte med högre halter jämfört med övriga sediment. Det ska tilläggas att språngskiktet i Munksjön historiskt har legat högt i vattenpelaren och att detta kan vara en orsak som bidrar till en dålig vattenomblandning. Huruvida språngskiktet i sig är en



mer bidragande effekt till syresituationen än sedimentens innehåll av organiskt material kan inte avgöras. Därtill är kunskapen om flöden och pumpningar i sjön för begränsad. Det ska påpekas att den delade utsläppspunkten för avloppsreningsverket, Munksjö och Jönköpings Energi efter 2010 har flyttats till ovan språngskiktet, vilket på sikt kan komma att förbättra syresituationen.

Det är Golders bedömning att syrebristen begränsar spridningen av föroreningar från sedimenten och därmed upptaget i biota. En ökad syresättning skulle kunna öka frisättningen av idag sulfidbundna metaller. Undantaget för detta är metyleringen av kvicksilver, vilken sannolikt skulle minska med ökad syresättning.

Vad gäller kväve visar massbalansen att Munksjön utgör en källa. I dagsläget tillförs totalt i storleksordningen 3500 ton kväve per år till Vättern (Vätternvårdsförbundet, 2005). Tillflödet från Munksjön bidrar med omkring 320 ton, dvs. en knapp tiondel av den totala kvävebelastningen. I föreliggande riskbedömning har inga specifika utredningar för Vättern utförts. Däremot har utredningar genomförts för att studera alternativ för utsläpp av avloppsvatten direkt till Vättern istället för till Munksjön. Vad Golder kan bedöma är näringssituationen för Vättern inte kritisk, snarare så tillhör sjön en av de mest näringsfattiga i landet. Golders bedömning är att kvävebelastningen från Munksjön på Vättern idag inte bedöms vara en kritisk fråga.

Hur spridningen kommer att ändras i framtiden har belysts utifrån två scenarier, Stadsbyggnadsvisionen och klimatperspektivet. För Stadsbyggnadsvisionen (på 25 års sikt) har bedömningen gjorts att belastningen på Vättern kan komma att öka som en följd av ökad belastning från Simsholmens avloppsreningsverk. Hur stor ökningen blir beror hur sedimentationen påverkas. Under perioder då skiktade förhållanden råder (se tidigare redovisning av syresituationen som visar att längden av dessa perioder varierar från år till år) bedöms att merparten av föroreningar kommer transporteras till Vättern, då utsläppet sker ovan språngskiktet. Det kan antas att en del av belastningen kommer att sedimentera men i vilken utsträckning kan inte bedömas med dagens kunskap. Vad gäller belastningen på Vättern på längre sikt (klimatperspektivet) har den genomgång som gjorts i kapitel 8.4.5 visat att det är svårt att bedöma detta med säkerhet. Det finns faktorer som kan påverka situationen i positivt riktning och det finns det motsatta. Hur dessa faktorer samverkar och vad utfallet blir har inte kunnat klarläggas. Vidare kommer förändringar av syreförhållanden, strömmar, temperatur mm att påverka geokemin i Munksjön, vilket i sin tur påverkar hur föroreningar omsätts och sprids vidare till Vättern. Även antropogena faktorer såsom Munksjökanalens utformning, rundpumpning mm påverkar föroreningsspridningen både idag och i framtiden. Således är det en kedja av flera händelser som påverkar föroreningssituationen i Munksjön och i förlängningen belastningen på Vättern.



10.2 Risker för människors hälsa

Exponering via sediment

För Munksjön har följande riskkvoter beräknats:

Tabell 13: Riskkvoter för exponering via intag av förorenade sediment med avseende på kroniska effekter.

Ämne	Riskkvot barn	Riskkvot vuxna	ILCR (genotoxiska effekter)
Dioxiner			
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl LOQ	0,002	0,00009	
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl LOQ	0,002	0,0001	
Olja			
fraktion >C10-C12	0,00007	0,000004	
fraktion >C12-C16	0,0003	0,00001	
fraktion >C16-C35	0,007	0,0004	
Metaller			
As			1E-07
Ba	0,002	0,0001	
Cd	0,0006	0,00003	
Cr	5,00E-06	3,00E-07	
Cu	0,00003	0,000002	
Hg	0,0005	0,00003	
Metyl-Hg	5,00E-06	3,00E-07	
Ni	0,0002	0,000009	
Pb	0,003	0,0001	
V	0,0004	0,00002	
Zn	0,0001	6,00E-06	
PAH-L, summa	2,00E-06	1,00E-07	
PAH-M			2E-09
PAH-H			8E-08
PCB Summa 7 st	0,002	0,00009	
Cancerogena effekter	Livstid		

Utifrån Tabell 13 ovan bedöms risken vara acceptabel med avseende på intag av förorenade sediment i samband exempelvis vattenskidåkning och fiske, i och vid Munksjön. Samtliga riskkvoter är lägre än den risk NV anser är acceptabel m.a.p. förorenade områden, och beräknad ILCR indikerar ingen oacceptabel ökning av cancerrisken.

För ämnen med hög akut toxicitet anger NV även ett riktvärde för skydd mot akuta hälsoeffekter. Detta värde avser att skydda ett litet barn med kroppsvikten 10 kg vid ett engångsintag om 5 gram jord. Av de ämnen som påvisats i sedimenten i Munksjön är ovanstående tillämpligt för arsenik, där det akuttoxiska riktvärdet ansatts till 100 mg/kg TS av NV. I Munksjön är den högsta uppmätta halten 23,6 mg/kg TS, vilket innebär att risken för akuttoxiska effekter med avseende på intag av arsenik i sediment bedöms som obetydlig.



Exponering via ytvatten:

För att bedöma eventuell risk i samband med intag av förorenat ytvatten har representativa halter jämförts med tillämpliga dricksvattenkriterier, företrädesvis från Livsmedelsverket.

Som tidigare nämnts har ingen kvantifiering med avseende på exponering via intag av eller hudkontakt med ytvatten utförts då samtliga uppmätta halter är lägre än tillämpliga dricksvattenkriterier, se Tabell 14 nedan.

Tabell 14: Halter i sjövattnet samt dricksvattenkriterier (µg/l).

Ämne	Bottenvatten	Ytvatten	ROCKSJÖN	Dricksvattenkriterier
Al	723	17	9,4	100 ¹
As	0,6	0,2	0,1	10 ²
Ba	34	28	17	700 ²
Cd	0,03	0,05	0,005	5 ¹
Co	0,6	0,08	0,02	4,7 ³
Cr	0,4	0,2	0,06	50 ¹
Cu	3,8	1,8	0,7	2000 ¹
Hg	0,003	< 0,002	< 0,002	1 ¹
Metyl-Hg (ng/l)	0,2	0,4	< 0,03	
Mo	0,7	0,4	0,3	20 ⁴
Ni	1,7	1,3	0,6	20 ¹
Pb	1,6	0,25	0,05	10 ¹
Zn	30	26	1,9	100 ⁴
PCB Summa	0,01	0,004	< 0,0037	0,5 ⁵
Ammonium	3230	327	< 50	500 ¹

¹⁾ Livsmedelsverket 2011

²⁾ WHO 2008

³⁾ US EPA Regional SL

⁴⁾ Danmark Grundvandskvalitetskriterium

⁵⁾ United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2009. Kranvatten

För samtliga ämnen i Tabell 14 är halterna i ytvatten lägre än respektive dricksvattenkriterium. Utifrån identifierade exponeringsvägar bedöms en jämförelse med uppmätta halter i ytvatten vara mest relevant. Under sommaren, då sannolikheten att exponeras är störst, förhindras omblandning av yt- och bottenvatten i Munksjön på grund av att ett språngskikt föreligger.

Med undantag för ammonium och aluminium understiger dock även de uppmätta maxhalterna i bottenvattnet dricksvattenkriterierna. Dricksvattenkriteriet för båda ämnena är ett gränsvärde för tjänlighet med anmärkning.

Exponering via intag av fisk och skaldjur:

För de ämnen där relevanta gränsvärden för intag av fisk/skaldjur finns tillgängliga har uppmätta halter jämförts med dessa. Använda jämförelsevärden utgörs av EU:s gränsvärden för främmande ämnen i livsmedel samt livsmedelsverkets föreskrifter om främmande ämnen i livsmedel.

I de undersökningar av metaller, PCB, dioxinlika PCB samt dioxiner/furaner i kräfta, abborre och gädda som utförts av Medins 2011 framgår följande:



- Uppmätta halter kvicksilver, kadmium och bly i kräfta och fisk från Munksjön ligger under EU:s gränsvärde för konsumtion (EG-kommissionen förordning nr 1881/2006).
- För övriga metaller saknas gränsvärden.
- Uppmätta halter av PCB-153 i fisk från Munksjön ligger under Livsmedelsverkets gränsvärde för fisk och fiskprodukter på 0,1 mg/kg. I kräfta från Munksjön har PCB-153 inte påvisats i halt över laboratoriets rapporteringsgräns.
- Jämfört med Rocksjön är de halter som uppmätts i fisk från Munksjön något förhöjda.
- Uppmätta halter av dioxinlika PCB i kräfta och fisk från Munksjön ligger under EU:s gränsvärde för konsumtion på 6,5 pg/g TEQ/kg färskvikt (EG-kommissionen förordning nr 1259/2011).
- Uppmätta halter dioxiner och furaner i kräfta och fisk från Munksjön ligger under EU:s gränsvärde för konsumtion på 3,5 pg/g TEQ/kg färskvikt (EG-kommissionen förordning nr 1259/2011).

Det bör noteras att överlag skiljer sig inte föroreningshalterna i Munksjön nämnvärt från dem i referenssjön Rocksjön. Undantag utgörs av enstaka metaller och dioxinlika PCB i kräfta och abborre, där halten i Munksjön är dubbel så hög som i Rocksjön. Halten PCB7 i små abborrar är betydligt högre i Munksjön, medan omvänt förhållande råder med avseende på PCB7 i gädda. Inga utredningar har utförts med syfte att finna förklaringar till de små skillnaderna mellan Munksjön och referensen Rocksjön.

För ämnen där gränsvärden för halter i fisk och skaldjur saknas har eventuell risk förknippad med intag bedömts genom att beräkna riskkvoter. I jämförande syfte har beräkningen utförts även för ämnen med gränsvärde.

Tabell 15: Riskkvoter med avseende på exponering via intag av fisk och skaldjur.

Ämne	Riskkvot barn	Riskkvot vuxna	ILCR (genotoxiska effekter)
As			1E-07
Cd	0,0002	0,0006	
Co	0,0003	0,0007	
Cr	7E-07	2E-06	
Cu	0,0004	0,001	
Ni	7E-05	0,0002	
Zn	0,001	0,003	
PCB-7	0,02	0,05	
PCDD/F TEQ inkl LOQ	0,008	0,02	

Utifrån Tabell 15 framgår att samtliga beräknade riskkvoter klart understiger 1 och att ingen oacceptabel ökning av livstidscancerrisken föreligger. Därmed bedöms risken för negativa effekter på människors hälsa med avseende på exponering för förorening via intag av fisk och kräftor från Munksjön vara acceptabel.

Om intag av fisk eller skaldjur skulle utgöra en teoretisk risk (dvs att riskkvoten överstiger 1) skulle en ökning motsvarande en faktor 50 minst krävas. Detta innebär en konsumtion av fisk omfattande 200 portioner om året, vilket Golder bedömer som orimligt.



Summering av riskkvoter:

Då all exponering som kvantifierats sker via samma exponeringsväg (oralt intag) har de beräknade riskkvoterna summerats för de ämnen som är relevanta för både sediment och fisk/kräfter.

Tabell 16: Summering av riskkvoter

Ämne	Riskkvot barn	Riskkvot vuxna
Cd	0,001	0,0003
Cr	7,00E-06	0,000001
Cu	0,001	0,0004
Ni	0,0004	0,00008
Zn	0,003	0,001
PCB Summa 7 st	0,05	0,02
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl LOQ	0,02	0,008

Inte heller efter summeringen av riskkvoter bedöms någon oacceptabel risk för människors hälsa föreligga. Vid jämförelse mellan framtagna riskkvoter för de ämnen som bedömts med avseende på intag av både sediment och fisk/kräfter framgår att exponeringen via fisk/kräfter är betydligt större i samtliga fall.

Sammanfattningsvis kan följande sägas avseende risker för människors hälsa:

- Ingen oacceptabel risk bedöms föreligga med avseende på intag av förorenade sediment eller direktp exponering i samband med aktiviteter som exempelvis fiske och vattenskidåkning i anslutning till Munksjön.
- Med avseende på förorening i sjövattnet understiger uppmätta maxhalter respektive dricksvattenkriterium. Ett enstaka undantag utgörs av halten ammonium och aluminium i bottenvattnet, där dricksvattenkriteriet överskrids. Dock bedöms risken för exponering av bottenvattnet vara liten, dels baserat på utförda aktiviteter och dels baserat på att det språngskikt som föreligger i Munksjön under sommaren förhindrar omblandning mellan yt- och bottenvattnet.
- Inte heller vid intag av fisk och kräfter från Munksjön bedöms någon oacceptabel risk föreligga för barn eller vuxna. Samtliga beräknade riskkvoter är klart under 1.

Utifrån de framtida scenarier som identifierats lämnas nedan några kortfattade kommentarer om hur eventuella risker med avseende på människors hälsa kan komma att ändras i framtiden:

- **Stadsbyggnadsvisionen:** Vid en framtida exploatering av strandområdena kring Munksjön (bostäder, cykelvägar etc.) är det tänkbart att människor vistas vid sjön i större utsträckning, vilket innebär ökad sannolikhet för exponering för föroreningar. I samband med bedömning av massbalansen konstaterades att föroreningssituationen i Munksjön sannolikt kommer att kvarstå i det tidsperspektiv som omfattar stadsbyggnadsvisionen. Då tillgången på fisk och kräfter sannolikt kommer att vara fortsatt begränsad bedöms dock inga beaktansvärda risker uppstå i ett scenario motsvarande stadsbyggnadsvisionen.
- **Klimatperspektivet.** Så som tidigare nämnts kan det finnas framtida processer kopplat till en klimatförändring som både kan öka och minska belastningen av föroreningar på Munksjön. Således kan en säker slutsats inte dras huruvida dagens situation kan förbättras eller försämrats.



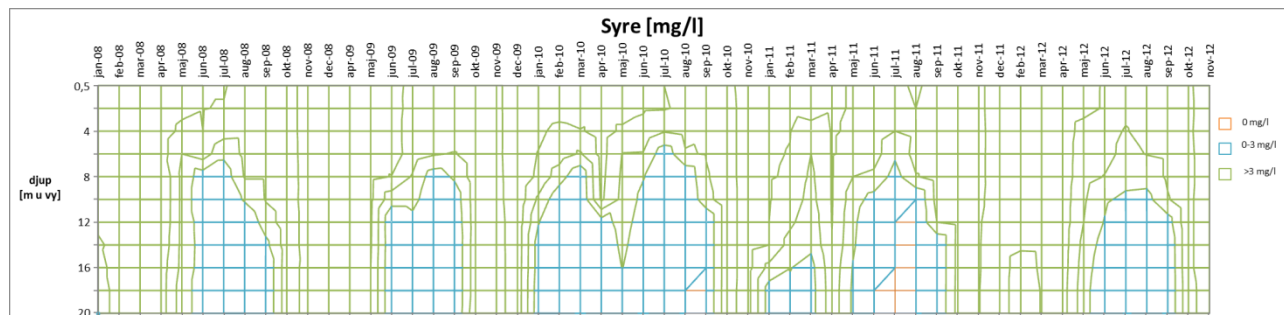
10.3 Risker för miljön

10.3.1 Djur och växter i Munksjön

I Tabell 17 redovisas en bedömning av den sammanvägda risken för sediment- och vattenlevande organismer i Munksjön genom att en beviskadja har tagits fram. Förklaringen till beviskedjan redovisas i Bilaga B. Följande slutsatser kan dras:

- Det bedöms föreligga en risk för att sediment- och bottenlevande organismer är negativt påverkade av de dåliga syreförhållandena som råder i de delar av Munksjön där det periodvis råder språngskikt (som tidigare redovisats varierar längden av den syrefria perioden från år till år). Bottenfaunans artsammansättning på 20 m djup visade på mycket syrefattigt, d.v.s. dåligt tillstånd, med ett lågt antal individer och arter (endast en art påträffades). På större vattendjup saknas också bottenlevande djur såsom kräftor. Det indikerar att de låga syrgashalterna har akut negativa effekter på sediment- och bottenlevande organismer i de delar av sjön där det råder språngskikt. Förhållandena verkar dessutom ha försämrats sedan 2005.

Vad gäller syrets inverkan på den profundala faunan förs ett ingående resonemang i Bilaga B. Sammanfattningsvis kan sägas att olika arter har olika toleransnivåer med avseende på vid vilka syrehalter de påverkas negativt och hur länge de kan tåla låga syrehalter men samtliga djur måste ha en viss mängd syre för att kunna leva, dvs. halten kan inte vara 0 någon längre tid. Gränsen för när måttligt känsliga arter kan överleva går vid 3 mg syre/l. Det finns arter som vid syrgashalter lägre än 4 mg/l drabbas av akut död. Sådana förhållanden råder årligen under längre sammanhängande perioder i Munksjön (Figur 20).



Figur 20: Sammanställning över syrgashalter vid olika djup och över tid i Munksjön de senaste fem åren.

Djupbottenfaunan i Munksjön, liksom i flertalet svenska sjöar, domineras av chironomider (larver av fjädermyggor) och oligochaeter (fåborstmaskar). Fåborstmaskar har en livscykel och generationstid på minst ett år, vilket innebär att fåborstmaskar inte hinner reproducera sig om det förekommer syrebrist. För chironomider är förhållandena lite mer komplexa. När det gäller profundalen i svenska sjöar kan det på goda grunder antas att flertalet av de chironomidarter som förekommer har en generationstid på ett år.

En utarmad bottenfauna i profundalen som ett resultat av låga syrehalter kan ses i ett stort antal andra sjöar i Götaland. Som exempel kan nämnas resultat från recipientkontrollen i Nissans och Emåns avrinningsområde där återkommande provtagningar av profundalbottenfauna genomförts. I exemplen från Nissan sker inga större utsläpp av miljögifter och sjöarna är väl undersökta med avseende på förekomst av miljögifter i sedimenten. I samtliga fall kan man där utesluta miljögifter som en förklaring till den utarmade eller helt utslagna bottenfaunan i profundalen. Den huvudsakliga förklaringen är istället sannolikt att syrebristen uppstår i profundalen som en naturlig effekt av nedbrytning av humusämnen som tillförs sjöarna från omgivande mark. Det ska poängteras att Munksjön skiljer sig från opåverkade sjöar i andra



avseenden, exempelvis att syrebristen inte enbart har naturliga orsaker, tiden över året för syrebrist och hur stor andel av vattenvolymen som är påverkad.

Den sammanfattande bedömningen är således att om syrehalterna i Munksjön är lägre än ca 3 mg/l så kommer känsliga arter i profundalfaunan att slås ut, och om halterna når 0 mg/l slås arter ut helt då syrebrist är akuttoxiskt. Då perioder med mindre än 3 mg syre/l förekommer återkommande varje år så bedöms det ha en negativ påverkan på Munksjöns profundala ekosystem då flera stationära djurarter har generationstider på minst ett år och alltså inte hinner återkolonisera profundalen och utbilda några livskraftiga bestånd. Vidare har det vid upprepade mätillfällen förekommit total syrebrist i Munksjöns bottenvatten.

- Det bedöms även föreligga en risk för att sedimentlevande organismer såsom bottenfauna och mikroorganismer (alger och bakterier) generellt är negativt påverkade av metaller (framförallt zink, koppar och krom) och/eller ammonium i sedimenten i Munksjön. Metaller har uppmätts i bottenfauna i halter som indikerar en risk för negativa effekter och en hög frekvens mundelsskador har observerats i större delen av sjön, vilket kan vara en indikation på föroreningspåverkan av t.ex. metaller. Antalet individer av fjädermygglarver var lågt inom områden i den västra delen av sjön (söder om fiberbanken), där syrehalten bör vara god (Ericsson muntl.), vilket indikerar att orsaken är föroreningar. För aktuella metaller kan det konstateras att de dominerande källorna är Tabergsån, förutom koppar där avloppsreningsverket står för det största bidraget. Förutom metaller så bedöms ammonium kunna vara en av orsakerna. Belastningen av ammonium härrör primärt från avloppsreningsverket. Kvicksilver har påvisats i halter i sedimenten som kan utgöra en teoretisk risk. Med tanke på den låga metyleringsgraden och biotillgängligheten samt att upptaget inte förefaller vara förhöjt bedöms riskerna vara underordnade zink, koppar och krom.
- För bottenlevande organismer såsom kräftor och vissa fiskar är det osäkert om det föreligger någon risk med koppling till sedimentföroreningarna (exempelvis metaller). Bottenvattnet var inte toxiskt men vissa skillnader i kräftors status i förhållande till Rocksjön har observerats. Orsaken till skillnaden har dock inte kunnat klarläggas.
- Förutom syreförhållandena, metaller och ammonium kan även förekomsten av oljeliknande ämnen möjligen utgöra en risk för sediment- och bottenlevande organismer. Relativt höga halter i förhållande till Rocksjön har uppmätts i sedimenten, men riskbaserade jämförelser saknas. Om olja förekommer i fri fas (vilket har påvisats i Munksjön) kan det ha en direkt negativ effekt på sediment- och bottenlevande organismer, t.ex. genom att täppa till andningsorganen (t.ex. hud/gälar). Förekomsten kan också bidra till de dåliga syreförhållandena i sjön då syre förbrukas vid nedbrytning av olja. Orsaken till de oljeliknande ämnena i sedimenten har inte kunnat klarläggas. Enligt genomförd analys utgörs förekomsten av en blandning av olika oljeliknande ämnen och således kan ingen enskild källa pekas ut som orsaken.
- För organismer som lever i den fria vattenmassan är det osäkert om de är negativt påverkade och i så fall av vad. Tillväxten av mört och abborrar i Munksjön är relativt långsam, vilket kan vara orsakat av de dåliga syreförhållandena som leder till stor konkurrens i den relativt lilla vattenvolym med goda syreförhållanden som då råder. Vad gäller föroreningarna är halterna av koppar, PCB och dioxiner i abborrar som är signifikant högre än vad som uppmätts i Rocksjön. Det ska konstateras att statusen förefaller förbättras i Munksjön, vilket visas av att tillväxten för abborre och mört är högre 2009 jämfört med 2002. Vissa skillnader i gäddors status (mindre i storlek) i förhållande till Rocksjön har också observerats, men det statistiska underlaget för gäddor inte är tillräckligt stort för att avgöra om



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

skillnaden är signifikant eller inte. Inte heller upptaget av föroreningar i gäddor från Munksjön skiljer sig signifikant från Rocksjön.

- Vad gäller upptaget av metaller i fisk kan det konstateras att referenssjön Rocksjön och den nedströms belägna Vättern visar på avvikelser från vad som är att betrakta som opåverkat för bland annat metallerna kadmium, koppar, nickel och zink. Således förefaller det ske en belastning av dessa metaller, vilket är fullt rimligt med tanke på att Munksjön, Rocksjön och Vättern är belägna i direkt anslutning till Jönköpings tätort.
- En jämförelse med historiska data vad gäller PCB7 och kvicksilver i fisk indikerar inte tydlig trend av ökande halter. Då en stor andel av analysdata legat under rapporteringsgräns i tidigare undersökningar (högre rapporteringsgräns än vad som nu använts) gör det osäkert att dra omfattande slutsatser baserat på underlaget.

Tabell 17: Bedömning av resp. kategori sediment-, botten- och ytvattenlevande organismer samt en samlad bedömning. Förklaring till bedömning redovisas i Bilaga B. Kortfattat kan sägas att röd cirkel innebär att negativa effekter är sannolika, hög halt/toxicitet eller dålig status. Gul cirkel indikerar att negativa kan förekomma, måttlig halt/toxicitet eller potentiellt dålig status. Grön cirkel innebär att negativa effekter är osannolika, negligerbar toxicitet och god status.

Kategori	Sedimentlevande organismer		Bottenlevande organismer		Ytvattenlevande organismer	
	Bedömning	Kommentar	Bedömning	Kommentar	Bedömning	Kommentar
Kemi - Halter i exponeringsmediet	●	Framförallt Cr, Cu, Zn, Hg, PCB ₇	●	Framförallt Zn, låga syrgashalter	●	Ba
Kemi - Halter i växter	●	Växter: neg. Effekter osannolika	●	Växter: neg. Effekter osannolika		
Kemi – halter i djur	●	Fjädermygglarver: neg. Effekter av Cr, Cu, Zn sannolika		Fjädermygglarver: neg. Effekter av Cr, Cu, Zn sannolika Kräftor: Neg. effekter kan förekomma av Zn Abborrar: neg. Effekter av Cu, Zn sannolika	●	Cu, Hg, MeHg, Zn
Kemi sammantaget	●	Framförallt Cr, Cu, Zn	●	Framförallt Cu, Zn, låga syrgashalter	●	Cu, Hg, MeHg, Zn
Bioackumulation	●	Växter: Co, PAH ₁₆ växter Fjädermygglarver: Cr, As, organiska ämnen ej analyserade	●—●	Kräftor: Co, Cr förekommer Växter: Co, PAH ₁₆ växter sign. Fjädermygglarver: Cr, As signifikant, organiska ämnen ej analyserade Abborre: Cu, PCB ₇ signifikant	●	Cu
Toxicitet	●—●	Bakterier, alger: Måttlig Norra delen+fiberbank (bakterier) Alger: Signifikant fiberbank	●		-	



RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

Kategori	Sedimentlevande organismer		Bottenlevande organismer		Ytvattenlevande organismer	
		Vattenloppa: Signifikant Norra delen Orsak trol. ammonium+metaller				
Status	●	Bottenfauna: Metaller, dåliga syreförhållanden	●	Bottenfauna: Metaller, dåliga syreförhållanden Kräftor, fisk: dåliga syreförhållanden, kräftor osäkert om även annan påverkan Gös: utfyllnader	●	
Biomagnifiering	-		●	PCB7, dioxinlika PCB	●	PCB7, dioxinlika PCB
Samlad bedömning	●	Höga halter metaller, dåliga syreförhållanden	● — ●	Biomagnifiering förekommer ev. Dåliga syreförhållanden, ev metaller	●	Biomagnifiering förekommer ev., osäkert om annan risk föreligger

- Data saknas

Sammanfattningsvis så bedömer Golder att de upprepade periodvisa dåliga syreförhållandena i Munksjön till följd av den höga belastningen av organiskt material och näringsämnen samt språngskiktets läge utgöra den största negativa påverkan på profundalfaunan. Detta då avsaknad av syre leder till direkt utslagning av dessa organismer. Den höga näringsbelastningen gör också att ammoniumhalterna i sedimentens porvatten kan vara akuttoxiska i vissa delar av sjön.

Vad gäller litoralfaunan kan det konstateras att det förekommer ett område i den västra delen av sjön (söder om fiberbanken) där bottenfaunan bedöms också vara negativt påverkad av föroreningar i form av framförallt metaller (dock ej kvicksilver) och näringsämnen. I det här området har individantalet observerats vara lågt. I den norra delen av sjön undersöks bottenfaunan regelbundet inom ramen för recipientkontrollen. De preliminära resultaten av den senaste undersökningen som gjordes i oktober 2011 visar att artdiversiteten är låg, men individtätheten hög i strandkanten (litoralen). Förekomsten av föroreningståliga (med avseende på näringsämnen) arter var hög, vilket indikerar att koncentrationen av näringsämnen är en bidragande orsak till situationen.

Att göra kvantifieringar på samma sätt som ovan för framtida scenarier är inte möjligt baserat på föreliggande utredning. Nedan lämnas dock några korta mer kvalitativa kommentarer om hur riskerna kan komma att ändras i framtiden:

- **Stadsbyggnadsvisionen.** Det har tidigare angetts att det kan komma att ske en ökad belastning vad gäller föroreningar från Simsholmens avloppsreningsverk. Detta kommer främst att påverka den litorala faunan, då utsläppen sker ovan språngskiktet. Golder bedömer det dock som mindre troligt att ökningen får en tydlig effekt på dessa djur och växter. En viss del av föroreningarna kan komma att sedimentera och därmed påverka den profundala faunan. Som tidigare nämnts styrs dock situationen för den profundala faunan av syrebristen. Då det inom scenariot Stadsbyggnadsvisionen antas att språngskiktets läge och syreförhållandena är oförändrade mot idag så är det rimligt att anta att dagens situation för den profundala faunan kommer att kvarstå.
- **Klimatperspektivet.** Så som tidigare nämnts kan det finnas framtida processer kopplat till en klimatförändring som både kan öka och minska belastningen av föroreningar på Munksjön och förändra



syresituationen. Således kan en säker slutsats inte dras huruvida dagens situation kan förbättras eller försämrats. Det kan tilläggas att antropogena aktiviteter så som rundpumpningen, Munksjökanalens utformning påverkar situationen idag och sannolikt även i framtiden. Det har inte kunnat klarläggas om syrebristen fortsatt kommer vara den primära orsaken till en eventuell framtida risk för djur och växter.



10.3.2 Högre stående djur

Risckarakteriseringen för högre stående djur har gjorts på ett kvantitativt sätt genom att beräkna så kallade riskkvoter (för detaljer se Bilaga B). I Tabell 18 och Tabell 19 nedan redovisas de beräknade exponeringskvoterna för metaller respektive organiska ämnen. Resultaten ska tolkas som att en riskkvot över 1 innebär att en teoretisk risk kan föreligga.

Av tabellen nedan framgår att för inget av ämnena överstiger riskkvoterna 1. Med hänsyn tagen till de osäker som föreligger så bedöms ingen risk för negativa effekter på gräsand, skäggdopping och mink och djur med liknande födoval, vistelsetid och intagshastigheter föreligga. Det ska poängteras att analyser av kräfta och fisk indikerar att en biomagnifiering av PCB₇ och dioxinlika PCB sker men de uppmätta halterna verkar inte innebära någon större risk för högre stående djur. Det ska också tilläggas PCB-halterna i kräfta och stor abborre från Vättern uppvisar högre halter jämfört med Munksjön.

Tabell 18: Beräknade riskkvoter för metaller. EDI = beräknat dagligt intag och TRV = toxikologiskt referensvärde.

Exponeringsväg	Pb	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
Gräsand ♀								
EDI	0,39	0,009	0,033	0,71	0,84	NA	0,11	1,6
TRV	1,1	1,4	0,31	4,8	45	NA	74	14
Risckvot (EDI/TRV)	0,35	0,006	0,1	0,15	0,02	NA	0,0015	0,1
Skäggdopping ♀								
EDI	0,003	0,0003	NA	0,0015	0,04	NA	NA	0,86
TRV	1,1	1,4	NA	4,8	45	NA	NA	14
Risckvot (EDI/TRV)	0,003	0,0002	NA	0,0003	0,0009	NA	NA	0,06
Mink ♂								
EDI	0,0025	0,00037	NA	0,0036	0,38	0,03	NA	0,86
TRV	7,6	0,95	NA	44	11	0,95	NA	152
Risckvot (EDI/TRV)	0,0003	0,0004	NA	0,00008	0,03	0,03	NA	0,006
Mink ♀								
EDI	0,0031	0,00045	NA	0,0044	0,46	0,0365	NA	1,1
TRV	7,6	0,95	NA	44	11	0,95	NA	152
Risckvot (EDI/TRV)	0,0004	0,0005	NA	0,0001	0,04	0,04	NA	0,007

NA= "non applicable"=Ej relevant, d.v.s. ej beaktansvärt ämne



Tabell 19: Beräknade riskkvoter för organiska ämnen.

Exponeringsväg	PAH ₁₆	PCB ₇	Summa Dioxiner ¹⁾
Gräsand ♀			
EDI	0,015	0,001	$3,5 \cdot 10^{-7}$
TRV	0,95	0,049	$1,3 \cdot 10^{-5}$
Riskkvot (EDI/TRV)	0,02	0,02	0,03
Skäggdopping ♀			
EDI	NA	0,00063	$3,3 \cdot 10^{-7}$
TRV	NA	0,049	$1,3 \cdot 10^{-5}$
Riskkvot (EDI/TRV)	NA	0,01	0,025
Mink ♂			
EDI	NA	0,00031	$7,8 \cdot 10^{-8}$
TRV	NA	0,016	$9,5 \cdot 10^{-7}$
Riskkvot (EDI/TRV)	NA	0,02	0,08
Mink ♀			
EDI	NA	0,00038	$9,6 \cdot 10^{-8}$
TRV	NA	0,016	$9,5 \cdot 10^{-7}$
Riskkvot (EDI/TRV)	NA	0,02	0,1

- Data saknas

NA= "non applicable"=Ej relevant, d.v.s. ej beaktansvärt ämne

1) Dioxiner, Furaner, dioxinlika PCB; WHO 1998 Bird alt. WHO 2005

Att göra kvantifieringar på samma sätt som ovan för framtida scenarier är inte möjligt baserat på föreliggande utredning. Nedan lämnas dock några korta mer kvalitativa kommentarer om hur riskerna kan komma att ändras i framtiden:

- **Stadsbyggnadsvisionen.** Det har tidigare angetts att det kan komma att ske en ökad belastning vad gäller föroreningar från Simsholmens avloppsreningsverk. Detta kommer främst att påverka den litorala faunan, då utsläppen sker ovan språngskiktet. Eftersom det kan förmodas att högre stående djur främst söker sin föda i den litorala delen så kan en negativ inverkan inte uteslutas. Det kan dock förmodas att situationen inte kommer att försämrats nämnvärt med tanke på de marginaler som beräkningarna ovan visar.
- **Klimatperspektivet.** Så som tidigare nämnts kan det finnas framtida processer kopplat till en klimatförändring som både kan öka och minska belastningen av föroreningar på Munksjön samt



förändra syresituationen. Således kan en säker slutsats inte dras huruvida dagens situation kan förbättras eller försämrats. Det kan tilläggas att antropogena aktiviteter så som rundpumpningen, Munksjökanalens utformning mm påverkar situationen idag och sannolikt även i framtiden.



10.4 Samlad riskbedömning – uppföljning av miljö- och nyttjandemål

Sammanfattningsvis kan följande kommentarer till de miljö- och nyttjandemål som överenskommits inom styrgruppen för projektet lämnas.

- 1) *En tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön ska säkras så att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer förbättras. Munksjön ska kunna nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö där strandnära rekreation (i enlighet med Stadsbyggnadsvisionen 2.0, ej bad), båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur ska kunna ske utan hälsorisk.*

▪ Ekologisk livsmiljö:

Syrebrist. Genomförd riskbedömning har visat att de periodvis årligen återkommande syrefria förhållandena i Munksjön utgör en risk för negativ påverkan på sediment- och bottenlevande organismer i den profundala delen av sjön. De dåliga syreförhållandena orsakas dels av naturliga förhållanden med en skiktning av sjön och språngskiktets läge men också av den höga belastningen av organiskt material och näringsämnen. Perioder av syrebrist (<3 mg syre/l) förekommer årligen i Munksjön och det leder till en utslagning av de arter som normalt skulle förväntas i sjön då dessa arter har en generationstid på över ett år. Total syrebrist (0 mg syre/l) har förekommit vid upprepade tillfällen under de senaste fem åren vilket medför direkt utslagning av sediment- och bottenlevande djur och växter som återfinns under språngskiktet. För vissa arter förekommer akuta risker redan vid halter på 4 mg syre/l. Liknande effekter av syrebrist på profundalfaunan har påvisats i flera andra sjöar som inte är förorenade i Götaland (skillnader mellan Munksjön och dessa sjöar är det faktum att syrebristen i Munksjön inte enbart har naturliga orsaker utan även antropogena). Det är sammantaget Golder's slutsats att syrebristen är den primära orsaken till negativa effekter på sediment och bottenlevande organismer i den profundala delen av sjön. Den höga näringsbelastningen gör också att ammoniumhalterna i sedimentens porvatten kan vara akuttoxiska i vissa delar av sjön.

Vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen bedöms inte syreförhållandena i Munksjön förändras i en beaktansvärd omfattning. I ett längre perspektiv (klimatperspektivet) finns det faktorer som gör att situationen skulle kunna försämrats (exempelvis ökade vattentemperaturer sommartid) men andra faktorer kan medföra förbättringar (t.ex. om vindhastigheten ökar). Det ska poängteras att antropogena faktorer så som rundpumpningen, utfyllnader och ombyggnationer längs strandkanten och Munksjö kanalens utformning påverkar situationen idag och förmodas göra så även i framtiden. Det kan således, för ett framtida klimatperspektiv baserat på den tillgängliga informationen, inte klarläggas om Munksjöns syreförhållanden kommer vara den primära orsaken till risk för negativ påverkan på profundala djur och växter eller inte.

Problemet med direkt utslagning av organismer till följd av syrefria förhållanden motiverar principiellt åtgärder som förbättrar syresituationen i Munksjön. Om syresituationen kunde förbättras skulle metyleringen av kvicksilver minska vilket vore gynnsamt för profundalt levande sediment- och bottenlevande djur. Det bör dock i sammanhanget nämnas att en förbättrad syresituation kan få en negativ effekt i form av ökad belastning av lösta föroreningar från sedimenten (som en följd av sulfidvittring). Vilka möjligheter som finns att förbättra syreförhållandena kräver utredningar med hänsyn dels till förekomst och tillförsel av syretärande ämnen, dels avseende temperatursprångskiktets läge och möjligheterna att förändra/sänka detta. Den genomgång som gjorts av klimateffekters påverkan visar också att det är relevant att utreda antropogena faktorer's påverkan såsom rundpumpningen, Munksjökanalens utformning och utfyllnaders inverkan på situationen i Munksjön. Det är klarlagt att sedimenten i hela Munksjön oaktat botten typ har en hög organisk halt



och innehåller syretärande ämnen vilket är en av orsakerna till syrebristen. Det finns även flera naturliga faktorer som inverkar på skiktningen, exempelvis Vätterns seicher.

Föroreningar. Den primära orsaken till negativ påverkan på den litorala bottenfaunan bedöms vara förekomsten av föroreningar i form av framförallt metaller (dock ej kvicksilver) och näringsämnen. Detta gäller i vissa strandnära områden. dvs. i den västra delen av sjön (söder om fiberbanken) samt östra delen (norr om avloppsreningsverket). Förekomst av föroreningar (olja i fri fas, PCB, metaller, etc.) på och i Munksjöns botten medför också att botten utgör en olämplig livsmiljö för bottenlevande organismer. För sedimentlevande organismer bedöms en risk föreligga kopplat till metaller (zink, koppar och krom), organiska ämnen, fria faser av oljeliknande ämnen samt möjligen ammonium. Inga risker bedöms föreligga för högre stående djur som söker sin föda i Munksjön.

Vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen bedöms inte risken för bottenlevande djur och växter i den profundala delen av sjön kopplat till förekomsten av föroreningar påverkas. Förmodade ökade utsläpp vid detta scenario från avloppsreningsverket kommer att ske ovan språngskiktet och språngskiktets läge förväntas inte ändras och kan därmed innebära en ökad risk för litoralfauna. I klimatperspektivet kan däremot flera olika aspekter komma att påverka situationen för bottenlevande organismer i både den litorala och profundala delen av sjön. Samverkan av dessa klimateffekter och hur dessa i sin tur påverkar geokemiska processer är okänt, vilket leder till att en entydig slutsats inte kan dras om hur organismerna i förlängningen kommer att påverkas.

Antropogen påverkan till följd av myndighetsbeslut är enligt Golders bedömning en ytterligare faktor som kan påverka situationen i de litorala och profundala delarna av sjön både på kort (Stadsbyggnadsvisionen) och lång sikt (Klimatperspektivet). Golders bedömning är att antropogen påverkan kan medföra både positiva och negativa effekter på organismer, såväl i den litorala som i den profundala delen av sjön.

- **Rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur:** Föreliggande riskbedömning har visat att det idag inte föreligger någon risk för människors hälsa vid vistelse på och invid Munksjön samt utifrån konsumtion av fisk eller kräftor som fångats i Munksjön. Riskbedömningen är genomförd med konservativa antaganden för att risken inte ska underskattas. I enlighet med Stadsbyggnadsvisionen ska tillgängligheten till Munksjön öka, vilket innebär att människor kan tänkas vistas i större utsträckning i sjöns närhet. Eftersom halterna av föroreningar i sjöns ytvatten är låga och att exponering för sediment kan förväntas ske i liten utsträckning bedöms inte påvisade föroreningar utgöra en risk i framtiden. Vad gäller konsumtion av kräftor eller fisk bedöms det som idag betraktas som normalt intag (och som utgör grunden för riskbedömningen) inte förändras. Därmed bedöms ingen risk avseende konsumtion av fisk eller kräftor föreligga i framtiden.

Sammanfattningsvis kan det mot bakgrund av ovanstående konstateras att målet att säkra en tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön inte är uppfyllt och för att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer i Munksjön skall förbättras måste riskreducerande åtgärder vidtagas. I inledningen av en eventuell åtgärdsutredning ska betydelsen utredas av antropogen påverkan, syrets betydelse vad gäller risker för sediment- och bottenlevande djur, föroreningsutbredning i horisontal och vertikallängd samt effekter av fria faser vad gäller risken för sediment- och bottenlevande djur. Munksjön kan däremot nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö med strandnära rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur kan ske utan risk för negativa hälsoeffekter.



2. Tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns avrinningsområde ska begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern.

- Munksjön fungerar idag för flertalet av aktuella ämnena som en fälla vad gäller föroreningar, dvs. mer föroreningar tillförs sjön jämfört med vad som går ut. Detta är normalt för sjöar. Undantag från detta är kväve som transporteras i relativt stor mängd till Vättern. Vättern är en mycket näringsfattig sjö och belastningen från Munksjön utgör knappt 10 %. Tidigare utredningar i samband med diskussioner om överledning av avloppsvatten direkt till Vättern har visat att detta inte är en avgörande fråga för Vätterns status. I relation till andra förorenade sjöar i regionen, för vilka motsvarande beräkningsunderlag finns tillgängligt, är Munksjön en effektiv fälla för föroreningar. Sammantaget bidrar dock utflödet från Munksjön till Vättern att föroreningar tillförs Vättern. Sett till den totala belastningen av metaller på Vättern utgör bidraget från Munksjön en liten del. En reduktion (begränsning) av detta enskilda tillskott bedöms inte ge en märkbart positiv effekt på Vättern. Vid förverkligande av Stadsbyggnadsvisionen kan belastningen av föroreningar komma att öka på grund av ökade utsläpp från Simsholmens avloppsreningsverk. Då utsläppen sker ovan språngskiktet bedöms belastningen bli högre, åtminstone under skiktade perioder (vilka bedöms vara av samma omfattning som idag). Som en följd av klimateffekter kan belastningen på Vättern både komma att öka eller minska. Faktorer såsom ökad belastning från Tabergsån eller högre vattentemperaturer i kombinationen med högre hastigheter för interna vågor kan leda till ökad belastning på Vättern. Faktorer som kan leda till en minskad belastning är höjt vattenstånd i kombination med minskad seicheaktivitet eller ökad fastläggning av föroreningar till organiskt material som en följd av försämrad syresituation. Sammantaget är det osäkert hur Munksjön påverkas på 100 års sikt. Faktorer som leder till förbättring eller försämring har identifierats men hur dessa samverkar och i förlängningen påverkar geokemiska processer och upptag i biota gör bilden än mer komplex och därmed svårare att dra relevanta slutsatser om. I sammanhanget ska dock noteras att antropogena faktorer även i framtiden kommer att påverka belastningen på Vättern från Munksjön.

Sammanfattningsvis går det inte att dra en entydig slutsats huruvida tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns tillrinningsområde kan begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern då det genom de pågående och planerade verksamheterna runt Munksjön sker en kontinuerlig belastning av föroreningar. Det är dock Golders bedömning att en reduktion av den belastning som sker idag från Munksjön inte skulle ge en märkbar effekt i Vättern eftersom Munksjöns bidrag utgör en väldigt liten andel av den totala belastningen på Vättern. Ovisshet om hur olika faktorer i framtiden påverkar belastningen från Munksjön på Vättern gör att det inte är möjligt att uttala sig om måluppfyllelse på lång sikt.

10.5 Sammanfattning

10.5.1 Bedömning och slutsatser

Baserat på ovanstående dras följande slutsatser:

- Den första delen av det första miljö- och nyttjandemålet (*En tillfredsställande sediment- och vattenkvalitet i Munksjön ska säkras så att förutsättningar för ekologiska livsmiljöer förbättras*) är inte uppfyllt. Riskbedömningen visar att syrebristen för den profundala delen av sjön samt föroreningar i den litorala delen av sjön innebär en negativ påverkan. Bedömningen att första delen av målet inte är uppfyllt gäller både idag och i framtiden. Det har dock inte kunnat klarläggas att syreförhållandena i



Munksjön kommer att vara den primära orsaken till negativ påverkan på sediment- och bottenlevande organismer i ett framtida klimatperspektiv.

- Den sista delen av det första miljö- och nyttjandemålet (*Munksjön ska kunna nyttjas som en attraktiv och tillgänglig stadssjö där strandnära rekreation (i enlighet med Stadsbyggnadsvisionen 2.0, ej bad), båtliv och normal konsumtion av fisk och skaldjur ska kunna ske utan hälsorisk.*) är uppfyllt. En konservativt genomförd riskbedömning visar att risken för negativ påverkan på människors hälsa är liten. Detta gäller både idag och i framtiden (Stadsbyggnadsvisionen och klimatperspektivet).
- För det andra miljö- och nyttjandemålet (*Tillskottet av föroreningar från vattenverksamheter och förorenade områden inom Munksjöns avrinningsområde ska begränsas för att främja ekologiskt hållbara och biologiskt variationsrika livsmiljöer i vatten och sediment i Vättern.*) kan inte en entydig slutsats om måluppfyllelse dras. I dagsläget belastas Vättern av föroreningar från Munksjön. Belastningen av metaller utgör endast en liten del. Vad gäller kväve utgör Munksjön ca 10 % av den totala belastningen på Vättern. Uppskattningarna indikerar att bidraget rimligen inte är så stort att en reduktion enbart av detta skulle innebära en märkbart positiv effekt för Vättern. I en nära framtid (Stadsbyggnadsvisionen) bedöms belastningen komma att öka (föroreningar exklusive kväve). I ett längre perspektiv (klimatperspektivet) kan spridningen komma att öka och/eller minska.
- Sammanfattningsvis kan det således konstateras att de övergripande miljö- och nyttjandemålen i alla delar inte är uppfyllda. Mot bakgrund av ovanstående föreligger inte några risker för människors hälsa vid rekreation, båtliv och normal konsumtion av fisk. Förutsättningar för ekologiska livsmiljöer bör dock om möjligt förbättras. I inledningen av en eventuell åtgärdsutredning ska betydelsen utredas av antropogen påverkan, syrets betydelse vad gäller risker för sediment- och bottenlevande djur, föroreningsutbredning i horisontal och vertikal led samt effekter av fria faser vad gäller risken för sediment- och bottenlevande djur. Den komplexa bilden av upprepade perioder av syrefria förhållanden, förekomst av föroreningar i sediment, antropogen påverkan (exempelvis rundpumpningen) och tillskott av föroreningar från externa källor, samt komplexa geokemiska samband mellan olika processer av betydelse för Munksjöns kemiska status (t.ex. syreförhållanden, diffusion, sedimentation, resuspension), leder till att det troligtvis skulle krävas en omfattande åtgärd avseende sedimenten i Munksjön samt begränsningar i tillflöden för att kunna säkerställa att miljömålet uppnås.

10.5.2 Golders rekommendation till fortsatt arbete

Golder rekommenderar att ett fortsatt arbete inriktas mot att klargöra om och vilka möjligheter som finns att på ett för Munksjön avgörande sätt minska belastningen av föroreningar och syretärande ämnen från externa källor. Detta kan även vara positivt vad gäller belastningen på Vättern. Dessutom bör aktuella och kommande myndighetsbeslut som rör den antropogena påverkan ta hänsyn till det faktum att förorenings- och syresituationen kan komma att påverkas. Att vidta åtgärder för enstaka delar av sjön eller en isolerad identifierad risk såsom syrebrist eller föroreningar i sediment bedöms inte leda till att målet om en tillfredsställande sediment- eller vattenkvalitet och därmed förutsättningar för förbättrad ekologisk livsmiljö kan uppnås.

10.6 Osäkerheter och hur dessa hanterats

Varje riskbedömning är behäftad med mer eller mindre stora osäkerheter. Osäkerheterna beror ofta på t.ex. avsaknad av tillräckligt med data, bristande kunskap om processer och orsakssamband samt framtida förhållanden. I föreliggande riskbedömning har osäkerheterna över lag hanterats enligt försiktighetsprincipen



vilket innebär att underlaget inte ska leda till en underskattning av riskerna. Nedan beskrivs och diskuteras några osäkerheter.

- Underlaget för sedimentationsberäkningarna är något bristfälligt, då vissa fällor saknats och andra innehållit för lite material. Detta har hanterats genom att information från närbelägna fällor (inom Munksjön) som varit installerade i områden med likartade förhållanden använts i beräkningarna. Beräkningarna av massbalansen utgår från fällor som varit placerade ovan språngskiktet, vilket bedöms vara konservativt.
- PAH-halterna i Munksjöns in- och utlopp har i nära nog samtliga fall varit under rapporteringsgräns vilket innebär att ingen masstransport har kunnat beräknas. Då halterna varit under rapporteringsgräns bedöms det dock att transporten inte är betydande.
- Provuttag för diffusionsberäkningar har endast genomförts vid ett tillfälle, vilket innebär att eventuell säsongsvariation inte avspeglas i resultaten. Bottenvattnet i Munksjön är, enligt tidigare undersökningar, periodvis syrefritt, vilket var fallet vid aktuell provtagning. Diffusionen är vanligen som störst under syrefria förhållanden. Genom att låta en syrefri situation representera hela året erhålls således en konservativ bedömning. Under syrerika förhållanden (exempelvis omblandning) kan järn- och manganhydroxider bildas i ytliga sediment, vilka kan fastlägga lösta metaller. Ökade syresättning skulle kunna medföra en ökad frisättning av lösta metaller på grund av upplösning av sulfider.
- Fysikalisk/kemiska parametrar i vattnet i Munksjön har enbart mätts vid ett tillfälle, i augusti 2010. Därmed har ingen säsongsvariation avspeglats i resultaten. Utredningar av fysikalisk-kemiska parametrar i Munksjön har dock gjorts i samband med flera tidigare undersökningar, bland annat i samband med Vätternvårdsförbundets miljöövervakning. Data från miljöövervakningen har bland annat använts vid redovisning av syresituationen (iso-plottarna) och utgör därmed ett underlag för processförståelsen (exempelvis hur språngskiktet inverkar på spridningen) samt också syrets betydelse för biologiskt liv.
- Masstransporten baseras på flöden i Munksjöns in- och utlopp som i vissa fall uppskattats i fält. Dessa uppskattningar kan innehålla osäkerheter. Nya uppskattningar har gjorts vid varje provtagningstillfälle, dvs varje månad. Det SHYPE-modellerade flödet i Munksjöns utlopp innebär även det en osäkerhet vilken hanterats genom att utflödet istället satts till de summerade inflödena. En kontroll av skillnaden mellan uppmätta (inom ramen för projektet) och modellerade flöden (SHYPE) visar att skillnaden är liten. Flödesdata som använts vid beräkningen av massbalansen bedöms således som tillförlitliga.
- Riskbedömningen har begränsats till en överenskommen omfattning av ämnen. Möjligen kan det finnas andra ämnen som kan påverka riskbedömningens slutsatser. Till exempel har nonylfenol lyfts som en potentiell förorening i Munksjön (VISS) och utsläpp av t.ex. läkemedelsrester från t.ex. det kommunala reningsverket som har Munksjön som recipient kan sannolikt förekomma. Således kan det inte uteslutas att det finns andra föroreningar som ej analyserats som utgör en risk. Den samlade bedömningen är dock att även om det kan förekomma andra ämnen är syreförhållandena i sjön den faktor som är mest kritisk för risken för negativa effekter för organismer i sjön.
- Vid screeningen av ämnen i riskbedömningen har försiktiga riskbaserade värden valts. I de fall riktvärden saknas har ämnena trots det inkluderats i riskbedömningen (om de inte är "naturliga" näringsämnen) och om de förekommer i halter över rapporteringsgränsen och bakgrundshalten (d.v.s. de bedöms som föroreningar).
- En del ämnen som ingår i riskbedömningen och som screenats fram som beaktansvärda har inte analyserats i alla medier. Det gäller t.ex. barium och alifatiska kolväten i biota, barium i sediment och alifatiska kolväten och dioxin i vatten samt organiska ämnen i fjädermyggselarver. Halterna av barium i



ytvatten i Munksjön är generellt inte avsevärt mycket högre än halterna i Rocksjön, som också är högre än de låga jämförvärdena. Det indikerar att bariumhalterna generellt är relativt högt i området alt. att det amerikanska riktvärdet för barium i ytvatten inte är relevant för de aktuella förhållandena. Barium binder starkt till partiklar, och förefaller inte ackumulera upp i högre stående djur. Det kan dock inte uteslutas att barium är en bidragande orsak till risken för sedimentlevande organismer, men andra metaller har sannolikt större betydelse. Dioxiner binder framförallt till sediment och kan ackumulera upp i näringskedjan. Av resultaten avseende högre stående djurs exponering av PCB₇, som också binder starkt till sediment och kan ackumulera upp i näringskedjan, så framgår att vattenintaget inte är dimensionerande för exponeringen, varför avsaknaden av dioxinhalter i vatten inte bedöms utgöra en beaktansvärd osäkerhet. Halterna av alifatiska kolväten är ställvis mycket högre än bakgrundshalterna. Olja i fri fas kan ha en direkt negativ effekt på sediment- och bottenlevande organismer, vilket bland annat bedöms kunna vara en orsak till avsaknad av fjädermygglarver i vissa delar i Munksjön. Den kan också bidra till syreförbrukningen i sjön då det går åt syre vid nedbrytning av olja. Tyvärr saknas det riskbaserade jämförvärden för alifatiska kolväten i sediment, men de alifatiska kolväten som uppmätts i sedimenten är inte de mest toxiska. Alifatiska kolväten ackumulerar inte upp i näringskedjan heller, varför någon beaktansvärd risk för högre stående djur inte bedöms föreligga såtillvida det inte finns fri fas olja i ytvatten, vilket kan ha negativa effekter på t.ex. fåglar. Även om organiska ämnen inte analyserats i fjädermygglarver så indikerar riskbedömningen generellt att det framförallt är låga syrgashalter, metaller och ammonium som är dimensionerande för risken.

- Relevanta data på halter i sediment och vatten saknas i flera av de områden där vilda djur har antagits inta sin föda. Föroreningssituationen i sediment och vatten varierar något i Munksjön, men inte tillräckligt för att kunna göra en områdesindelning. För flera av metallerna är föroreningssituationen likartad. I syfte att inte underskatta risken har de högsta uppmätta halterna i sediment och vatten i relevanta områden valts.
- Effektkoncentrationer saknas för kobolt, PAH₁₆, PCB₇ och dioxinlika PCB i vattenväxter för krom och kvicksilver i kräftor. Kobolt bedöms inte vara giftigare än andra metaller för vilka det finns effektkoncentrationer. Då den högsta uppmätta halten kobolt i växter är lägre än samtliga effektkoncentrationer för andra metaller bedöms inte kobolt utgöra en risk. Organiska ämnen tas generellt och relativt metaller inte upp i någon större omfattning i växter, varför risken för växter bedöms som liten. Halten krom i kräftor bedöms inte heller utgöra någon risk då den uppmätta halten är lägre än övriga effektkoncentrationer i kräfta samt den för krom i fisk. Däremot kan det inte uteslutas att den uppmätta kvicksilverhalten kan innebära en risk då den uppmätta halten är högre än effektkoncentrationen i fisk. Dock bedöms detta inte ändra riskbilden, nämligen att de periodvis låga syrgashalterna utgör den största risken.
- Riskbedömningen avseende vilda djur har enbart gjorts för tre arter: mink, gräsand och skäggdopping. Således kan det inte uteslutas att det finns andra arter med t.ex. andra födointag för vilka det föreligger en risk. Födointaget i relation till kroppsvikt bör då vara mellan en tiopotens och två högre än för mink och skäggdopping. För djur som även får i sig sediment vid födointaget kan endast något högre intag/kroppsvikt än gräsanden innebära en teoretisk risk.
- I riskbedömningen har det t.ex. antagits att gräsand och mink intar all föda från Munksjön och bara vissa typer av födoorganismer. Det kan inte uteslutas att dessa arter får i sig mer föroreningar via andra födoorganismer och från andra platser, och att intag av föroreningar från Munksjön är det som får "bägaren att rinna över". Syfte mer riskbedömningen har dock varit att bedöma risken med intag från just Munksjön.
- Risk för att riskbedömningen underskattar risken. Det har t.ex. antagits att all intagen föda är biotillgänglig, vilket för flera av ämnena är starkt överskattat då överskott av flera av ämnena kan utsöndras. Vidare har doser vid vilka inga effekter observerats använts som toxikologiska referensvärden, d.v.s. effekter har observerats vid högre doser än de som observerats i



riskbedömningen. De högsta uppmätta halterna i t.ex. sediment inom relevanta områden har använts i beräkningarna. Ingen hänsyn har dock tagits till kombinationseffekter. För de flesta ämnen och arter är dock riskkvoten ca en tiopotens lägre än 1 eller mer. Det indikerar att även om hänsyn till additiva effekter skulle tas skulle ingen risk föreligga, möjligen med undantag av gräsand. Vidare råder osäkerheter kring vissa frågor i underlaget och som kan påverka riskbedömningen.



11.0 AVSTÄMNING MOT PROJEKTPLANEN

Som en inledning av arbetet med riskbedömningen upprättade Golder en projektplan (daterad 2009-07-06). Projektplanen omfattade en sammanfattning av befintligt kunskapsläge, upprättande av inledande konceptuell modell och föroreningshypotes, upprättande av huvudfrågeställningar samt plan för kommande undersökningar. Projektplanen baserades på en genomgång av tidigare utredningar och med den kunskap som finns efter nu genomförd utredning behöver en del av de hypoteser som sattes upp inledningsvis revideras.

Sammanfattningsvis kan konstateras att riskbedömningen hanterat samtliga identifierade frågeställningar i projektplanen med undantag för två.

Den första frågeställningen gäller om det finns delområden i Munksjön som sprider (så kallade källområden) respektive ackumulerar föroreningar (så kallade ackumulationsområden). Denna hypotes har inte kunnat beläggas (se föreliggande rapport samt Bilaga A). Detta beror bland annat på att samma typer av föroreningar (olja, PCB, metaller) påträffats väl fördelade i samtliga av sjöns sediment.

Den andra frågeställningen som inte kunnat utredas är om det sker överlagring med idag förhållandevis renare sediment inom några delområden och med vilken sedimentationshastighet. Detta då sedimentundersökningarna indikerat att så inte är fallet (halterna i ytliga sediment är förhöjda). Vidare har inte åldersdateringar kunnat utföras då sedimenten innehåller för höga halter organiskt material.



12.0 REFERENSER

Envipro Miljöteknik AB (2005) Förstudie. Kvicksilver i Marnästjärn.

Envipro Miljöteknik AB (2006) Projekt Valdemarsviken. Riskbedömning och krom- och kvicksilverförorenade områden från verksamheten vid fd Lundbergs läder.

Envipro Miljöteknik AB (2008) Huvudstudie Karlshäll. 2007:05 Riskbedömning.

Eriksson H., Elander P., Bank A., Åberg A., Fogelström J. (2011) Kompletterande huvudstudie av förorenade sediment i Viskan. Viskan rapport 2009:07.

Golder Associates AB (2012a) Sedimentundersökning i Munksjön.

Golder Associates AB (2012b) Huvudstudie Lillesjön. Riskbedömning

Lindeström L. (2000) Metaller och stabila organiska ämnen i Munksjön. Källor och halter i olika media under 1998-1999.

Länsstyrelsen i Jönköpings län (1994) Munksjön. Tillstånd och miljörisker. Meddelande 11/94.

Länsstyrelsen i Jönköpings län (2009). Inventering av Tabergsåns avrinningsområde. Inventering av pågående och nedlagda miljöfarliga verksamheter samt potentiellt förorenade områden inom Tabergsåns avrinningsområde. Meddelande nr 2009:27

Medins Biologi AB (2009) En undersökning av Munksjöns fisk- och kräftbestånd.

MiljöForskarGruppen (2000) Metaller och stabila organiska ämnen i Munksjön.

Svartsjöprojektet (1998) Miljöriskbedömning av fiber- och kvicksilverförekomst i Svartsjöarna och Pauliströmsån.

SMHI (2012) Klimatanalys för Jönköpings län.

Svensk MKB (2005) Munksjön, den nya stadssjön. Aktuella miljöförhållanden och möjliga scenarier.

Svensk MKB (2008) Munksjön. Utredning gällande miljöstatus och påverkan av utsläpp från Munksjö Paper och SCA Hygiene Products.

Sweco (2011) Översvämningsstudie för Jönköpings tätort, Fas 1.

Vätternvårdsförbundet (1996) Metaller i Vättern. Tillförsel och källfördelning 1993-95. Rapport nr 39.

Vätternvårdsförbundet. (2005). Avstämning av Vätternvårdsplanerna Vättern 90 och Vättern 96. Rapport 88.

Vätternvårdsförbundet (2012) Årsskrift 2011. Rapport 112 från Vätternvårdsförbundet.

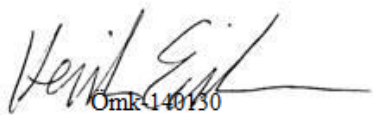


RISKBEDÖMNING MUNKSJÖN

GOLDER ASSOCIATES AB

Stockholm, dag som ovan

Göteborg, dag som ovan


Ökm-140130

Henrik Eriksson
Uppdragsledare


Ökm-140130-fr

Anna-Lena Öberg-Högsta
Projektchef

HE/ALÖH

Org.nr 556326-2418

VAT.no SE556326241801

Styrelsens säte: Stockholm

i:\projekt\2009\0970123 riskbedömning munksjön\riskbedömning\slutver_2\riskbedömning_munksjön_slutver2_lev140131.docx



BILAGA A

Massbalans och processförståelse



BILAGA B

Miljöriskbedömning



BILAGA C

Utredningsrapporter

- C:1 Sedimentprovtagning i Munksjön och Rocksjön
- C:2 Referensundersökning Munksjön
- C:3 Porvattenextraktion Munksjön
- C:4 Sekventiell lakning Munksjön
- C:5 PM – Datering av sediment och sedimentfällematerial
- C:6 PM - Gasmätning
- C:7 Munksjön – Biologiska undersökningar i Munksjön samt referensundersökningar i Rocksjön och Vättern
- C:8 Föroreningarnas egenskaper (toxicitet och kemi)
- C:9 Analys av sammansättningen av PCB-kongener



BILAGA D

Statistik vatten



BILAGA E

Munksjöns känslighet för klimatförändringar

Golder Associates strävar efter att bli det mest respekterade företaget med ett globalt utbud av konsult-, design- och entreprenadtjänster inom specialområdena mark, miljö och inom energitjänster. Som ett medarbetarägt företag sedan 1960 har Golder en unik kultur med ett starkt fokus att gå ett steg längre där vi tar oss tid att förstå kundens behov och de förutsättningar under vilka kunden verkar, vilket attraherar ledande specialister inom våra nischområden. Vi fortsätter att utöka vårt tekniska kunnande i stadig tillväxt med medarbetare på kontor i Afrika, Asien, Europa, Oceanien samt Nord- och Sydamerika.

Afrika	+ 27 11 254 4800
Asien	+ 86 21 6258 5522
Europa	+ 356 21 42 30 20
Oceanien	+ 61 3 8862 3500
Nordamerika	+ 1 800 275 3281
Sydamerika	+ 55 21 3095 9500

solutions@golder.com
www.golder.com

Golder Associates AB
Box 20127

104 60 Stockholm
Besöksadress: Östgötagatan 12, 116 25 Stockholm
Sverige
T: 08-506 306 00

