



Stockholm
University

Bachelor Thesis

Degree Project in
Geochemistry 15 hp

Ytvattenkemins variationer i vattenförekomsten Lilla Värtan - en undersökning av representativiteten av provpunkten Karantänbojen

Bodil Ivarsson



Stockholm 2013

Department of Geological Sciences
Stockholm University
SE-106 91 Stockholm

Sammanfattning

Lilla Värtan är en av de i dagsläget tio beslutade vattenförekomster som berör Stockholms kommun. Vattenförekomsten ligger i den innersta delen av Stockholms skärgård där hög belastning av näringsämnen och övergödning hör till de huvudsakliga vattenmiljöproblemen. Kväve och fosfor tillförs bl.a. med ytavrinning, avloppsutsläpp och utflödet från Mälaren.

Övervakning av vattenkvaliteten i Lilla Värtan har länge bedrivits inom ramen för Stockholm Vattens recipientkontroll, där provtagningspunkten för vattenförekomsten i första hand utgjorts av Karantänbojen. En god representativitet för denna provpunkt är viktig för att mätresultaten ska kunna generaliseras och sägas gälla hela vattenförekomsten.

Syftet med denna studie var att med hjälp av vattenprover från flera olika provtagningspunkter i Lilla Värtan, uppskatta hur representativt ett prov taget vid Karantänbojen kan sägas vara för vattenförekomsten som helhet. Detta avseende några av de parametrar som regelbundet provtas av Stockholm Vatten. Eftersom Lilla Värtans vatten påverkas av ett flertal olika belastningskällor var det också av intresse att undersöka om vattenförekomsten är någorlunda homogen, eller om det finns anmärkningsvärda skillnader mellan dess olika delar.

Provtagning genomfördes vid två olika tillfällen under våren 2012, i april respektive maj. Ytvattenprover samlades in från tolv systematiskt slumpmässigt utvalda provpunkter i Lilla Värtan samt från Karantänbojen. Prover togs också vid Blockhusudden som är Stockholms Vattens provtagningspunkt i en angränsande vattenförekomst. Proverna analyserades med avseende på de fysikalisk-kemiska parametrarna temperatur, syrehalt, konduktivitet, nitrit+nitratkväve, totalkväve, fosfatfosfor och totalfosfor. För statistisk analys och skattning av provpunkten Karantänbojens representativitet gentemot övriga provpunkter, användes ett 2-sample *t*-test.

De insamlade proverna visade att ytvattnet i Lilla Värtan vid båda provtagningsstillfällena uppvisade god homogenitet avseende de undersökta parametrarna. För konduktiviteten och halterna av nitrit+nitratkväve uppmättes visserligen en gradvis skillnad från norr till söder, vilken troligtvis kan kopplas till att Mälarutflödets påverkan är mer direkt i den södra delen av Lilla Värtan. Överlag syntes emellertid inte några anmärkningsvärda skillnader och nivåerna av belastande näringsämnen var i stort desamma i vattenförekomstens olika delar.

De genomförda *t*-testerna, där mätvärdena från Karantänbojen testades mot genomsnittet av övriga provpunkter i Lilla Värtan, visade inga signifikanta skillnader vare sig för provtagningen i april eller maj. Resultatet indikerar att Karantänbojen bör kunna ses som en representativ provpunkt för Lilla Värtans ytvatten. Betonas bör dock att ett större antal mättillfällen, med provtagning som även tar hänsyn till skillnaderna i djupled, är nödvändiga för att kunna ge en helhetsbild av vattenkvaliteten i Lilla Värtan och en mer tillförlitlig utvärdering av representativiteten av provpunkten Karantänbojen.

Abstract

Lilla Värtan is one of ten currently outlined “water bodies” in the municipality of Stockholm, as defined by the guidelines of the EU water framework directive. It is situated in the innermost part of the Stockholm archipelago, where high levels of nutrients and eutrophication are problems affecting the aquatic environment. Nitrogen and phosphorus enter the water from different sources, e.g. with run-off from surrounding areas as well as with purified wastewater from sewage treatment works, and the outflow from lake Mälaren.

Long-term monitoring of the water quality in Lilla Värtan is managed by the municipally owned water company Stockholm Vatten. Samples are mainly collected from the sampling site known as Karantänbojen. In order to generalize from the results, and make assumptions about average conditions in Lilla Värtan, it is important that samples from Karantänbojen are representative of the water body as a whole.

The aim of this study was to assess how representative a sample from Karantänbojen is for average surface water conditions in Lilla Värtan, regarding some of the variables most frequently tested. Therefore, samples were collected from several sampling points spread across Lilla Värtan. Sampling results were also used to examine if there are notable differences between different subareas, or if surface water conditions are similar throughout Lilla Värtan.

Surface water samples were collected from twelve sampling points in Lilla Värtan, selected by systematic random sampling method, on two different occasions during spring 2012 (April/May). Samples were also collected from Karantänbojen and from Blockhusudden, another sampling site monitored by Stockholm Vatten located close to Lilla Värtan. Samples were analyzed for physico-chemical variables; temperature, conductivity, dissolved oxygen, nitrite+nitrate, total nitrogen, phosphates and total phosphorus. A 2-sample *t*-test was used to determine if samples from Karantänbojen differed significantly from the average of the other samples collected in Lilla Värtan.

The results showed that the surface water of Lilla Värtan, on both sampling occasions, could be considered homogenous regarding the variables tested. For conductivity and concentrations of nitrite+nitrate there was a gradual change in measured values when moving north to south, most likely caused by a larger influence from the outflow of Mälaren on the southern parts. But, overall, conditions and levels of nutrients were similar.

The *t*-tests performed showed no significant differences when sampling values from Karantänbojen were tested against the average of the twelve remaining sampling points, thus indicating that samples from Karantänbojen can be considered representative of Lilla Värtan’s surface water. However, additional measurements, also accounting for vertical (water column) variation, are needed in order to get a reliable and thorough picture of the water quality as well as the representativeness of the sampling site Karantänbojen.

Innehåll

Sammanfattning/Abstract

1. Inledning och syfte	3
1.1 Frågeställningar	4
2. Vattendirektivet och svensk vattenförvaltning	4
2.1 Syfte och organisation	4
2.2 Vattenförekomsterna	5
2.2.1 Statusklassificering	5
3. Områdesbeskrivning och tidigare undersökningar	6
3.1 Vattenförekomsten Lilla Värtan och dess omgivning	6
3.2 Lilla Värtan - en del av Stockholms innerskärgård	7
3.2.1 Strömmar och belastningsförhållanden.....	7
3.2.2 Huvudsakliga miljöproblem.....	8
3.3 Belastningskällor och tidigare undersökningar i Lilla Värtan	8
3.4 Klassificering enligt vattendirektivet	9
4. Metod och utförande	10
4.1 Lokalisering av provtagningspunkter	10
4.2 Provtagning och hantering av prover	11
4.3 Fysikaliska och kemiska parametrar	12
4.3.1 Temperatur	12
4.3.2 Syrehalt.....	12
4.3.3 Konduktivitet.....	12
4.3.4 Nitrit+nitratkväve ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)	12
4.3.5 Totalkväve (Tot-N).....	13
4.3.6 Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$).....	13
4.3.7 Totalfosfor (Tot-P)	13
4.4 Statistisk analys – t-test	13
5. Resultat	14
5.1 Temperatur och syrehalt	14
5.2 Konduktivitet	15
5.3 Nitrit+nitratkväve	16
5.4 Totalkväve	17
5.5 Fosfatfosfor	18
5.6 Totalfosfor	19
5.7 Resultat av t-test	20

6. Diskussion.....	21
7. Slutsatser.....	23
8. Tack.....	23
9. Referenser	25
10. Bilagor	27

Bilaga 1. Bestämningmetodik

Bilaga 2. Provtagningsresultat

1. Inledning och syfte

I Sverige finns omfattande program för att mäta utsläpp i naturen och följa upp hur tillståndet i luft, mark och vatten utvecklas. Ett allmänt problem med den miljöövervakning som genomförs, är att resurserna inte alltid räcker för att genomföra mätningar och provtagningar i önskvärd omfattning. Ett mindre antal provtagningspunkter får stå för och representera vad som händer i större områden, om gränsvärden överskrids och om uppställda miljömål uppnås.

Stora förändringar i förvaltning och övervakning av Sveriges yt- och grundvatten skedde i samband med att vi gemensamt med övriga EU-länder år 2000 antog ett ramdirektiv för vatten. Den huvudsakliga målsättningen med direktivet är att allt vatten i EU:s länder ska uppnå "god status" till år 2015. Sveriges vatten har indelats i vattenförekomster, dvs. avgränsade förekomster av yt- eller grundvatten för vilka förvaltning och rapportering sker. Att en vattenförekomst är homogen, t.ex. med avseende på vattenkvalitet, är viktigt för att underlätta jämförelser och bedömningar av påverkan (Havs- och vattenmyndigheten, 2013).

Stockholms kommun berörs i dagsläget av tio beslutade ytvattenförekomster (Miljöförvaltningen Stockholm, 2013). En av dessa är Lilla Värtan som ligger mellan Stockholm och Lidingö och sträcker sig från Nyckelviken i söder, till Stocksundet och Stora Värtan i norr. En stor del av tillrinningsområdet på Stockholmsidan upptas av industri- och hamnområden, men där finns också stora park- och grönområden. På Lidingösidan finns framför allt bostadsområden och naturmark.

Studier av vattenkvaliteten i Lilla Värtan har länge bedrivits inom ramen för Stockholm Vattens recipientkontroll med mätserier som sträcker sig tillbaka till 1970-talet. Mätningar har bl.a. gjorts av fysikalisk-kemiska parametrar t.ex. halter av kväve, fosfor och syrgas som brukar användas som indikatorer för övergödning. För närvarande sker provtagning sju gånger om året vid Karantänbojen, en provtagningspunkt som är relativt centralt placerad i vattenförekomsten. Ofta har man utgått från just Karantänbojens mätdata då man velat beskriva tillståndet i Lilla Värtans vatten.

Syftet med detta examensarbete är att med hjälp av vattenprover från flera olika provtagningspunkter i Lilla Värtan, försöka uppskatta hur representativt ett prov från Karantänbojen kan sägas vara för vattenförekomsten som helhet. Är Karantänbojen en väl vald provpunkt för att representera Lilla Värtans vatten? Med tanke på den varierande markanvändningen i omkringliggande områden och de olika belastningskällor som påverkar vattenkvaliteten, är det också av intresse att undersöka om de uppmätta variablerna skiljer sig anmärkningsvärt mellan Lilla Värtans olika delar, eller om vattenförekomsten med avseende på dessa kan sägas vara homogen.

Studien har medvetet avgränsats till ytvattenprovtagning och ett begränsat antal parametrar då tidsramen och möjligheterna till kemisk analys av prover är begränsade. Fokus ligger framför allt på att undersöka vattenkemin avseende halterna av kväve och fosfor eftersom dessa är av stor betydelse för vattenförekomstens allmänna tillstånd.

1.1 Frågeställningar

- *Vad karaktäriserar vattenförekomsten Lilla Värtan? Hur har Lilla Värtan klassificerats enligt vattendirektivet?*
- *Hur mycket varierar temperatur, konduktivitet, syrehalt och halterna av kväve och fosfor och deras olika delfraktioner i olika delar av Lilla Värtans ytvatten? Kan vattenförekomsten sägas vara homogen med avseende på dessa?*
- *Finns det statistiskt säkerställda skillnader om man jämför mätvärden från provtagningspunkten Karantänbojen med mätvärden från ett större urval av provpunkter i Lilla Värtan? Kan provpunkten Karantänbojen anses vara representativ för ytvattnet i vattenförekomsten?*

För att kunna besvara ovanstående frågeställningar och sätta in studien i ett bredare sammanhang behandlas i några inledande avsnitt grundläggande information om EU:s Vattendirektiv och vattenförekomsterna. Här redogörs också för tidigare mätningar/undersökningar av belastningen av näringsämnen på Lilla Värtan, tillrinningsområdets karaktär samt hur vattenförekomsten påverkas som en integrerad del av Stockholms innerskärgård. Denna bakgrundsinformation är avsedd att ge en bättre grund för att tolka och förstå undersökningsresultaten i den här rapporten.

2. Vattendirektivet och svensk vattenförvaltning

2.1 Syfte och organisation

Inom EU finns det sedan december år 2000 ett gemensamt regelverk – ramdirektivet för vatten, eller "vattendirektivet" – för att bevara eller förbättra kvaliteten på allt yt- och grundvatten i Europa. Förhoppningen är att man med en gemensam strategi ska kunna göra arbetet med att skydda Europas vatten mer entydigt och effektivt.

Att vattendirektivet är ett ramdirektiv innebär att det anger en övergripande ram på EU-nivå för skyddet av vatten i medlemsländerna. Som huvudsakligt mål står att alla vatten i Europa ska uppnå "god ekologisk status" och "god kemisk status" till år 2015. Direktivet föreskriver att medlemsländerna ska vidta åtgärder i syfte att uppnå målet, vilket kan tolkas som att ett land inte kan klandras om det inte lyckats uppnå målet inom den uppsatta tidsramen (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). Ett absolut krav är dock att man utarbetar åtgärdsprogram med konkreta förslag som visar hur man aktivt strävar efter att uppnå målet. De enskilda medlemsländerna får själva besluta om de nationella lagar och regler som de anser nödvändiga för att genomföra direktivets bestämmelser (Naturvårdsverket, 2007a).

Vattendirektivet har införlivats i den svenska miljölagstiftningen, bl.a. genom förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, eller kortare "vattenförordningen". Denna tar upp hur arbetet med vattenförvaltning ska organiseras i Sverige. En stor förändring är att vattenvårdsarbetet fortsättningsvis ska ske utifrån naturligt definierande avrinningsområden, och inte med utgångspunkt från administrativa gränser för län och kommuner (Naturvårdsverket, 2005). Landet är sedan 2004 indelat i fem vattendistrikt; Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns, Södra Östersjöns och Väs-

terhavets vattendistrikt. Varje distrikt har var sin tillhörande vattenmyndighet som arbetar med att ta fram åtgärdsprogram som redovisar vad kommuner, myndigheter och andra aktörer behöver göra för att distriktets vatten ska nå uppsatta mål. Stockholms kommun hör till det till ytan minsta, men invånarmässigt största, vattendistriktet Norra Östersjön (Stockholms stad, 2013a).

2.2 Vattenförekomsterna

Vattendirektivet omfattar alla förekomster av ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten inom EU, oavsett storlek eller andra egenskaper (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). Av praktiska skäl får medlemsländerna emellertid sätta en nedre storleksgräns för avgränsning och kartläggning av sina vattenförekomster – i Sverige har man valt sjöar > 1 km², tillrinningsområden för vattendrag > 10 km² och vattenområden inom en sjömil från kusten (Stockholms vattenprogram, 2011). Begreppet vattenförekomst används därmed om den minsta enheten inom ett avrinningsområde för vilken vattenförvaltning sker. Det är varje enskild vattenförekomst som ska bedömas, rapporteras och för vilken målet god status ska uppnås.

Indelningen av Sveriges vatten i vattenförekomster är ett ständigt fortgående arbete. Det beskrivs som en iterativ process, dvs. indelningen ska kontinuerligt utvärderas och om det behövs revideras (Naturvårdsverket, 2007b). En grundläggande princip är att förekomsterna ska vara homogena i de aspekter man studerar. Det innebär att allt vatten inom en och samma vattenförekomst ska tillhöra samma kategori (sjö, vattendrag, kust- eller övergångsvatten), ha samma vattenkvalitet och bedömas utsättas för samma typ och nivå av miljöpåverkan (Rönneåns vattenråd, 2013).

2.2.1 Statusklassificering

Vattendirektivet föreskriver att varje förekomsts ekologiska status ska klassas enligt en femgradig skala: hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig. Det görs genom en bedömning av olika parametrar, eller kvalitetsfaktorer, för vilka det finns utarbetade bedömningsgrunder och gränsvärden. För kustvatten ingår i bedömningen exempelvis de biologiska kvalitetsfaktorerna "makroalger", "växtplankton" och "bottenfauna" samt de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna "sikt djup", "näringämnen", "syrebalans" och "förorenande ämnen" (Naturvårdsverket, 2007a). Den av de biologiska kvalitetsfaktorerna som uppvisar sämst status, bestämmer den slutliga ekologiska statusen för en vattenförekomst enligt principen "sämst styr". Även vattenförekomstens kemiska vattenstatus ska klassas. Det innebär en bedömning av halter av olika miljöfarliga ämnen för vilka EU har gemensamma gränsvärden (Stockholms Vattenprogram, 2011). Den kemiska statusen bedöms som god eller uppnår ej god.

För vattenförekomster som inte uppnår god status ska det tas fram åtgärdsplaner med bindande miljökvalitetsnormer som fastställer den kvalitet som vattenförekomsten ska ha nått senast vid en viss tidpunkt. Där god eller hög status redan uppnåtts gäller att ingen försämring får ske. För de vatten som är så fysiskt förändrade att de klassats som konstgjorda eller kraftigt modifierade, används miljökvalitetsnormen ekologisk "potential" istället för status.

3. Områdesbeskrivning och tidigare undersökningar

3.1 Vattenförekomsten Lilla Värtan och dess omgivning

Lilla Värtan ligger mellan Stockholm och Lidingö och sträcker sig från Nyckelviken i söder, till Stocksundet och Stora Värtan i norr (figur 1). Vattenförekomstens yta uppgår till 12,8 km² och de största djupen, >40 m, återfinns i dess södra del- söder och sydost om Fjäderholmarna. Tillrinningsområdet delas av kommunerna Stockholm, Lidingö, Danderyd, Solna och Nacka (VISS, 2013).

Av området inom Stockholm upptas i dagsläget en stor del av industrier och hamnverksamhet bl.a. med oljeverksamheten vid Loudden samt Fri- och Värtahamnarna. I Frihamnen och Värtahamnen ankommer och avgår dagligen ett stort antal passagerarfärjor och godsfartyg, till Loudden transporteras bl.a. bensin och brännolja till Stockholmsområdet (Stockholms Hamnar, 2013). Stora omstruktureringar av markanvändningen och hamnarna sker dock för närvarande i samband med utbyggnaden av den nya miljöprofilerade Norra Djurgårdsstaden. Totalt planeras för 12 000 nya lägenheter och 35 000 nya arbetsplatser i planområdet som sträcker sig från Husarviken i norr, över hamnområdet, till Loudden i söder (Stockholm stad, 2013b).

Utöver hamnområdena, samt en allt tätare bebyggelse, består stora delar av Lilla Värtans tillrinningsområde av park- och grönområden. Strandområdet på Stockholmsidan omfattar delar av Norra och Södra Djurgården som ingår i Nationalstadsparken med stora rekreations- och naturvärden. Lidingös del av tillrinningsområdet domineras framför allt av bostadsområden och naturmark (Miljöbarometern, 2013).



Figur 1. Avgränsning och läge för vattenförekomsten Lilla Värtan. Modifierad från VISS (2013).

3.2 Lilla Värtan – en del av Stockholms innerskärgård

Lilla Värtan utgör en av de allra innersta delarna av Stockholms innerskärgård. De faktorer som påverkar området som helhet är också av stor betydelse för förhållandena i Lilla Värtan. Området som brukar räknas till innerskärgården sträcker sig från Mälarens utlopp i väst till Trälhavet i nordost (Tengdelius Brunell, 2011), och har en naturlig yttre avgränsning bestående av ett antal större öar. Öarna, tillsammans med trånga sund och trösklar, avskärmar innerskärgården från utanförliggande havsområde och begränsar vattenutbytet med detta. Det bidrar till att påverkan från större sötvattentillflöden, i synnerhet Mälarens utflöde, blir stor- både vad gäller salthalt och belastningen av näringsämnen och miljögifter (Vattenmyndigheterna, 2013a).

3.2.1 Strömmar och belastningsförhållanden

Utbytet av djupvatten i innerskärgården drivs framför allt av att utflödet från Mälaren genererar en inåtgående kompensationsström. Huvuddelen av den utåtgående ytströmmen passerar vidare ut i skärgården genom Oxdjupet och Kodjupet, medan den inåtgående strömmen av saltare och tyngre vatten i huvudsak passerar genom den djupare (ca 20 m) förbindelsen vid Oxdjupet (Lännergren, 2010). Cirkulationen sker även längre in mot Stockholms ström, men där bildas ytterligare ett ström-system på ca 10-15 m djup av vatten som skiktas in från Henriksdal/Bromma och, något längre ut, Käppala reningsverk (Vattenmyndigheterna, 2013a).

Vattenutbytet med yttre- och mellanskärgård sker framför allt under tidig vinter och vår då vattnet i kompensationsströmmen är jämförelsevis tungt. Utbytet är viktigt för tillförseln av syre till innerskärgårdens djupare områden. En utebliven vårflod från Mälaren kan innebära att syrehalterna i innerskärgårdens bottenvatten blir betydligt lägre än de år då vårflödena är stora. Det finns också ett samband mellan storleken på utflödet från Mälaren och kväve- och fosforhalterna i detsamma – höga halter sammanfaller med stora flöden och vice versa, där skillnaderna delvis kan bero på vattnets uppehållstid i Mälarfjärdarna (Lücke, 2013). Totala mängder av uttransporterat kväve och fosfor med Mälarens vatten har under perioden 2000-2011 varit i genomsnitt 3140 ton/år respektive 140 ton/år (Lücke, 2013).

Innerskärgårdens vatten påverkas i hög grad även av de stora mängder avloppsvatten som Stockholmsregionens invånare genererar. Utsläppen av kväve och fosfor från de tre stora reningsverken (Henriksdal, Bromma och Käppala) uppgick i genomsnitt till 1690 ton/år respektive 29 ton/år under 2000-2011 (Lücke, 2013). Dessa värden innebär ändå att man har kommit långt i jämförelse med den typ av rening som bedrevs i de första reningsverken. Med införandet av kemisk rening av fosfor i början av 1970-talet, och kväverening 1995-97, har en betydande minskning av avloppsreningsverkens belastning på innerskärgården skett (Svealands kustvattenvårdsförbund, 2011).

Av betydelse för belastningen är inte bara de totala mängderna näringsämnen, utan även vilka fraktioner av dem som når recipienten och vid vilken tidpunkt. Ungefär 87 % av kvävet och 41 % av fosfor i det renade avloppsvattnet utgörs av de oorganiska fraktioner- ammonium- och nitratkväve samt fosfatfosfor- som är direkt tillgängliga för växtligheten (Lücke, 2013).

Reningsverkens utsläpp är också relativt konstanta över året, till skillnad mot Mälarens belastning som varierar säsongsmässigt. Sommartid är både utflödet från Mälaren och dess innehåll av näringsämnen förhållandevis litet. De lösta och lätt tillgängliga fraktionerna av kväve och fosfor har till stor del redan förbrukats av Mälarens primärproduktion. Den relativa betydelsen av avloppsutsläppen blir

därför som störst under sommar och tidig höst, den period då skärgården är som mest känslig för tillförsel av näringsämnen (Lücke, 2013). Även den inåtgående strömmen och internbelastning av fosfor från sedimenten utgör betydande bidrag, men det är svårt att kvantifiera storleken på dessa.

3.2.2 Huvudsakliga miljöproblem

Idag är övergödning och utsläpp av olika miljögifter två av de huvudsakliga vattenmiljöproblemen i innerskärgården (Tengdelius Brunell, 2011). Tätortsmiljön med ett stort antal invånare bidrar till den höga belastningen av näringsämnen liksom de intilliggande jordbruksområdena i Mälarenregionen från vilka tillrinning sker både direkt och via vattendrag (Vattenmyndigheterna, 2013a).

Med övergödningen följer ökad primärproduktion av växtplankton, försämrat siktdjup och förändringar i artsammansättningen. En större produktion av biomassa leder till ökad sedimentering och nedbrytning av organiskt material på bottenarna vilket i sin tur orsakar syrebrist och ökat läckage av fosfor ur sedimenten. Där syrebrist uppstår kan giftigt svavelväte bildas vilket omöjliggör livet i bottenzonen för alla organismer utom vissa bakterier (Naturvårdsverket, 2003). Stora delar av mjukbottenarna i innerskärgården är periodvis syrgasfria, framför allt som följd av övergödningen (Vattenmyndigheterna, 2013a).

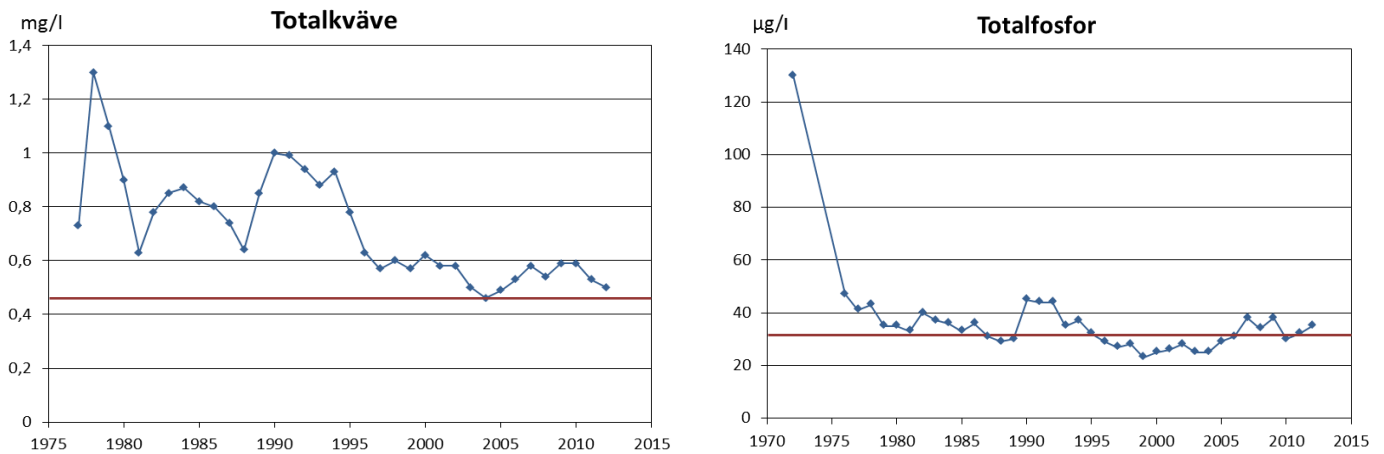
3.3 Belastningskällor och tidigare undersökningar i Lilla Värtan

Övervakning av vattenkvaliteten i Lilla Värtan har länge bedrivits av Stockholm Vatten som en del av det recipientkontrollprogram som kontrollerar avloppsutsläppens miljöpåverkan. Mätningarna inkluderar bl.a. olika fysikalisk-kemiska parametrar såsom siktdjup, temperatur, konduktivitet, halter av syre, svavelväte och näringsämnen. För närvarande sker provtagning vid Karantänbojen sju gånger om året under perioden april-november.

För kväve och fosfor finns det mätserier som sträcker sig tillbaka till 1970-talet. Av dessa framgår att de uppmätta halterna vid Karantänbojen under lång tid, och vid de senaste mätningarna, varit mycket höga ($N > 0,45$ mg/l och $P > 31$ µg/l) (figur 2a & b, tabell 1). Liksom i övriga delar av innerskärgården kan man emellertid se en minskning av halterna i samband med införandet av de olika reningsstegen i reningsverken under tidigt 70-tal och mitten av 90-talet.

Undersökningar som gjorts av vattenströmmarna i Lilla Värtan har visat mycket varierande riktningar, men med en nettoström som tycks gå från söder mot norr (Stockholms vattenprogram, 2000). Det innebär att en del av Mälarens utflöde passerar genom Lilla Värtan, och att vattenförekomsten tillförs näringsämnen och föroreningar som följer med Mälarevattnet. Det norrgående flödet för också med sig en del av avloppsutsläppen från Henriksdals och Bromma reningsverk som släpps i Saltsjön innanför Blockhusudden (Stockholms vattenprogram, 2000). Tidigare belastning av avloppsutsläpp har dessutom skett från Louddens reningsverk, som lades ner år 2004.

Näringsämnen och föroreningar tillförs också med ytavrinning från omkringliggande områden. En stor del av fosforbelastningen från Stockholm uppskattas härstamma från dagvattnet, huvudsakligen från hamn- och industriområdena (Stockholms vattenprogram, 2000). En annan belastningskälla utgörs av det bottenvattnet som pumpas från Brunnsviken ut i Lilla Värtans nordvästra del. Pumpen är igång ungefär sex månader om året och suger via förbindelsen Ålkistan ut bottenvattnet i Lilla Värtan. Den utåtgående bottenströmmen kompenseras av att nytt ytvatten strömmar från Lilla Värtan in till Brunnsviken. Enligt beräkningar uppgår mängderna av kväve och fosfor som följer med det utpumpade bottenvattnet till 1800 kg/år respektive 800 kg/år (Stockholms vattenprogram, 2000).



Figur 2a & b. Uppmätta halter av totalkväve (a) och totalfosfor (b) vid Karantänbojen sedan 70-talet. De röda linjerna anger gränsen för "mycket höga halter" (se tabell 1). Mätvärden hämtade från miljöbarometern.se, där halterna avser rullande 3-års medelvärden för ytvatten i augusti.

Tabell 1. Tillståndsklassning för halter av totalkväve och totalfosfor under sommaren enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (1999). Halterna avser ytvatten, 0-10 m.

	Totalkväve (mg/l)	Totalfosfor (µg/l)
Mycket hög halt	> 0,45	> 31
Hög halt	0,36 - 0,45	24 - 31
Medelhög halt	0,31 - 0,36	19 - 24
Låg halt	0,25 - 0,31	15 - 19
Mycket låg halt	≤ 0,25	≤ 15

3.4 Klassificering enligt vattendirektivet

Enligt EU:s vattendirektiv klassas Lilla Värtan, liksom resten av Stockholms innerskärgård, som ett övergångsvatten– dvs. vatten i övergångszon mellan kust och hav (Miljöbarometern, 2013). På grund av de fysiska förändringar i vattenmiljön och den påverkan som följer av hamnverksamheten, har Lilla Värtan även klassificerats som ett kraftigt modifierat vatten. Det innebär att det är miljökvalitetsnormen "potential" som fastställs istället för status. God ekologisk potential är den vattenkvalitet som uppnås efter att man har vidtagit alla lämpliga förbättringsåtgärder för att förbättra statusen, men utan att det medför en betydande negativ påverkan på den verksamhet som ligger till grund för att vattenförekomsten har förklarats kraftigt modifierad (Vattenmyndigheterna, 2013b).

Lilla Värtans ekologiska potential har klassificerats och bedömts som måttlig. Vattenmyndigheten har fastställt miljökvalitetsnormen god ekologisk potential men med tidsfrist till år 2021 istället för år 2015. Den utökade tidsfristen beror framför allt på svårigheterna i att snabbt komma tillrätta med övergödningens problematik, men även de morfologiska förändringarna i vattenförekomsten anges som orsak till att god ekologisk potential inte är möjlig till år 2015 (VISS, 2013).

Den kemiska statusen för Lilla Värtan har klassificerats till "uppnår ej god". God kemisk status ska ha uppnåtts till år 2015, men miljökvalitetsnormen omfattas av ett undantag i form av tidsfrist till år 2021 för tributyltenn (TBT) (VISS, 2013). TBT är en giftig organisk förening som tidigare använts i bl.a. skeppsbottenfärg. Även om det idag råder användningsförbud väntas TBT finnas kvar i vattenmiljön under lång tid framöver.

4. Metod och utförande

4.1 Lokalisering av provtagningspunkter

Urvalet av provtagningspunkter har i denna studie gjorts efter en systematisk slumpmässig metod för att passa med dess ändamål och syfte- dvs. dels att skatta representativiteten av provpunkten Karantänbojen, men också att undersöka variationer mellan vattenförekomstens olika delar. Ett rent slumpmässig urval, som brukar anses idealiskt ur statistisk synpunkt, valdes bort eftersom ett sådant kan medföra att större delområden inte blir provtagna.

På en underlagskarta av Lilla Värtan placerades ett rutnät med rutstorlek 370 x 370 m. Rutor med mer än två tredjedelar av ytan inom vattenförekomsten numrerades. Totalt blev det 84 rutor som numrerades i riktning från norr-söder och väst-öst, med ruta nummer ett i Lilla Värtans nordligaste del och ruta nummer 84 allra längst söderut. Med hjälp av rutnätet placerades tolv provpunkter ut, motsvarande mittpunkten i tolv olika rutor. Den första provpunkten valdes med hjälp av slumpantal bland de sju första rutorna, resterande provpunkter placerades därefter i var sjunde ruta.

Provpunkternas lokalisering i Lilla Värtan och motsvarande koordinater för dessa redovisas i figur 3 och tabell 2. Där finns även Karantänbojen med liksom Stockholm Vattens provtagningspunkt Blockhusudden, belägen i angränsande vattenförekomst men strax utanför Lilla Värtans sydvästra gräns.



Figur 3. Provpunkternas läge i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen). Provpunkten Blockhusudden ligger i angränsande vattenförekomst, Strömmen, men i mycket nära anslutning till Lilla Värtan. Underlagskarta från eniro.se.

Tabell 2. Positioner för provpunkter som ingår i studien.

Provpunkt	Position WGS 84	
	Latitud (N)	Longitud (E)
1	59° 22,97'	18° 05,49'
2	59° 22,54'	18° 04,41'
3	59° 22,34'	18° 06,43'
4	59° 21,93'	18° 06,44'
5	59° 21,30'	18° 06,87'
6	59° 20,91'	18° 07,67'
7	59° 20,47'	18° 08,84'
8	59° 20,27'	18° 10,91'
9	59° 20,07'	18° 10,10'
10	59° 19,85'	18° 09,30'
11	59° 19,96'	18° 11,95'
12	59° 19,45'	18° 09,70'
Karantänbojen	59° 21,48'	18° 06,69'
Blockhusudden	59° 19,15'	18° 09,16'

4.2 Provtagning och hantering av prover

Provtagning av ytvatten genomfördes vid två olika tillfällen under våren 2012 – 16 april och 2 maj. Dessa datum valdes för att i möjligaste mån sammanfalla med de tillfällen då Stockholm Vatten utförde egna provtagningar i området – dvs. vid Blockhusudden 17 april och Karantänbojen 2 maj. Avsikten var att resultaten från Stockholm Vattens mätningar skulle kunna användas som referens för jämförelse med de egna resultaten för motsvarande provpunkter.

Ytvattenprover togs från 0,5 m djup med hjälp av en s.k. Ruttnerhämtare (figur 4) vid de tolv utvalda provpunkterna, samt vid Karantänbojen och Blockhusudden. Vattenproverna fylldes i rena behållare av ofärgad polyeten – 2 st á 250 ml vid varje provpunkt. Behållarna sköljdes först med provvatten och fylldes därefter till brädden för att minska kontakten med luft. De insamlade proverna förvarades i kylväska för vidare transport till ITM:s laboratorium vid Stockholms universitet. Där konserverades hälften av proverna med svavelsyra, samtliga prover förvarades i kylrum fram till analys.



Figur 4. En Ruttnerhämtare kan användas för att hämta upp vattenprover från olika djup. Hämtaren stängs med hjälp av ett lod som löper utmed linan.

4.3 Fysikaliska och kemiska parametrar

För samtliga provpunkter undersöktes nedanstående parametrar. Mätning av konduktivitet och kemiska analyser av kväve- och fosforhalter gjordes av ackrediterat laboratorium vid Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholms universitet.

4.3.1 Temperatur

Temperaturen (°C) uppmättes direkt i fält med kombinerad mätare för syrehalt/temperatur, av märket OxiCal-S. Vattentemperaturen beror av en rad olika faktorer, t.ex. klimat, djup, tillflöden och cirkulation av olika vattenmassor. Temperaturen i vattnet påverkar även många andra parametrar, både direkt och indirekt. Lösligheten av olika ämnen i vatten (t.ex. syre, koldioxid och olika salter) är, liksom den biologiska aktiviteten, temperaturberoende (Bydén et al., 2003). I både sjöar och hav kan temperaturskiktningar vara av stor betydelse för omsättningen i vattenmassan.

4.3.2 Syrehalt

Syrehalten (mg/l) mättes, liksom temperaturen, direkt i ytvattnet med mätprob (OxiCal-S). Mängden syrgas som kan lösas i vattnet minskar med ökad temperatur och ökad salthalt. Syre tillförs vattnet från atmosfären genom nedblandning i ytvattnet, samt genom växternas fotosyntes. Förbrukning av syre sker vid kemisk och biologisk nedbrytning, t.ex. som följd av utsläpp av syretärande materia vid avloppsutsläpp, eller vid nedbrytning av döda organismer (Bydén et al., 2003). I övergödda vatten kan syrebrist uppstå i bottenvattnet. Störst är risken under sensommaren och i slutet av vintern, särskilt vid förekomst av skiktning eller längre isperioder.

4.3.3 Konduktivitet

Konduktiviteten (mS/m) mättes i vattenproverna med elektrod enligt SS-EN ISO 5667-3:2012. Konduktiviteten, eller ledningsförmågan, är ett mått på den totala mängden lösta salter i ett vatten. Ju fler lösta joner vattnet innehåller, desto högre är dess elektriska ledningsförmåga. För kust- och havsvatten bestäms salthalten normalt genom konduktivitetmätning (Bydén et al., 2003). De uppmätta värdena kan, tillsammans med uppgifter om vattnets temperatur, konverteras till motsvarande värden för salthalten.

4.3.4 Nitrit+nitratkväve ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)

Halterna av nitrit- och nitratkväve ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) ($\mu\text{g/l}$) analyserades med spektrofotometrisk metod modifierad för autoanalysator enligt SS-EN ISO 13395:1997. De båda kvävefraktionerna analyseras tillsammans eftersom nuvarande standardmetoder inte kan skilja dem åt.

Halterna av oorganiskt kväve ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, NH_4^+) följer, liksom oorganisk fosfor, en tydlig årscykel. Under vegetationsperioden minskar halterna snabbt då närsalter tas upp av växtplankton och binds till biomassa. Under vinterperioden ökar däremot halterna eftersom produktionen är låg och närsalter tillförs från land, via utsläpp, mineralisering, deponering från luft och genom uppblandning av näringsrikt djupvatten (Naturvårdsverket, 2007a). Vanligtvis är halterna som högst precis innan vårblomningen börjar och kan då ses som ett mått på den närsaltspool som finns tillgänglig för kommande tillväxtperiod.

4.3.5 Totalkväve (Tot-N)

Totalkvävehalten ($\mu\text{g/l}$) analyserades enligt samma metod som nitrit+nitratkväve (SS-EN ISO 13395:1997), men efter förbehandling med kaliumpersulfat.

Parametern totalkväve, Tot-N, anger det totala kväveinnehållet i ett vatten, dvs. både det som finns löst (organiskt och oorganiskt) och det kväve som finns uppbundet i partiklar och biomassa. Totalhalterna av kväve varierar endast måttligt under året, och både vinter- och sommarhalter kan användas för att bedöma övergödningspåverkan (Naturvårdsverket, 2007a).

4.3.6 Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Fosfatfosforhalten ($\mu\text{g/l}$) analyserades med spektrofotometrisk metod modifierad för autoanalysator enligt SS-EN 6878:2005.

Parametern fosfatfosfor, $\text{PO}_4\text{-P}$, avser de oorganiska formerna av fosfor som finns lösta och direkt tillgängliga för växtligheten, dvs. H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} och PO_4^{3-} (Bydén et al., 2003). Liksom halterna av oorganiskt kväve, är fosfatfosforhalterna låga under tillväxtperioden då fosfatet till stor del finns uppbundet i biomassan. Under höst och vinter sker en ökning av halterna allteftersom tillförsel sker från land, via utsläpp, mineralisering och eventuell frisläppning ur sedimenten. Fosfat kan i syrerik miljö bindas i sedimenten med hjälp av trevärdade järnjoner och på så sätt undandras kretsloppet. Om bottenvattnet är syrefattigt, reduceras järnet istället till tvåvärdade joner varvid fosfatet frigörs och återigen kan återvända till vattenmassan.

4.3.7 Totalfosfor (Tot-P)

Totalfosforhalten ($\mu\text{g/l}$) analyserades enligt samma metod som fosfatfosfor (SS-EN 6878:2005), men efter förbehandling med kaliumpersulfat.

Parametern totalkväve, Tot-P, anger den totala mängden fosfor som finns i vattnet, dvs. summan av löst oorganisk fosfor, polyfosfater, löst organisk fosfor samt partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor (Bydén et al., 2003). Totalfosforhalter, liksom halterna av totalkväve, varierar förhållandevis lite under året och mätningar av dessa parametrar ger en god uppfattning om hur mycket av näringsämnen som finns i systemet, oavsett årstid. Vanligtvis är det halter av totalkväve och totalfosfor som används för att bedöma näringstillståndet i ett vatten och för att följa upp långsiktiga förändringar.

4.4 Statistisk analys – *t*-test

Olika typer av *t*-tester kan användas då man vill undersöka om signifikant skillnad föreligger mellan två uppsättningar av data, och är särskilt användbara vid statistisk analys då antalet observationer i stickproven är små.

Den statistiska analys som tillämpats på de insamlade mätvärdena i denna studie, följer samma modell som använts i ett forskningsprojekt där representativiteten av gängse mittpunktsmätningar i 34 svenska sjöar undersökts, av Göransson et al. (2003). Ett 2-sample *t*-test användes för att bestämma om mittpunktsprovet för varje sjö skilde sig från det genomsnittliga värdet för nio andra, slumpmässigt utvalda provpunkter i respektive sjö. Samma statistiska test användes på motsvarande sätt för att bestämma om mätvärdena från Karantänbojen skilde sig från medelvärdet för övriga tolv provpunkter i Lilla Värtan. Ett 2-sample-test användes istället för ett s.k. 1-sample *t*-test eftersom en slump-

mässig variation ansågs gälla även för mittpunktsprovet/provet från Karantänbojen. Variansen för Karantänbojen antogs vara densamma som för stickprovet av övriga tolv provpunkter.

t -värden beräknades för respektive parameter enligt följande formel;

$$t = \frac{\bar{x}_A - \bar{x}_B}{\sqrt{s_p^2 \left(\frac{1}{n_A} + \frac{1}{n_B} \right)}} = \frac{x_K - \bar{x}_{12}}{\sqrt{s_{12}^2 \left(\frac{1}{1} + \frac{1}{12} \right)}}$$

där $\bar{x}_A = x_K$ - mätvärdet Karantänbojen, $\bar{x}_B = \bar{x}_{12}$ - medelvärdet för övriga tolv provpunkter, $s_p^2 =$ den sammanvägda variansen för de två stickproven, vilken antogs vara samma som s_{12}^2 - variansen för övriga tolv provpunkter, och n_A och $n_B =$ stickprovsstorleken för Karantänbojen ($n_A = 1$) och övriga provpunkter ($n_B = 12$). Samtliga värden logaritmerades (\log_{10}) för att approximera normalfördelade data.

Testets t -värden jämfördes med det kritiska värdet för t enligt tabell ($\alpha = 0,05$). Nollhypotesen (H_0 - ingen signifikant skillnad mellan mätvärdet Karantänbojen och medelvärdet för övriga tolv provpunkter) förkastades om testets t -värden var större än det kritiska värdet t , eller mindre än det negativa kritiska värdet $-t$.

Även provpunkten Blockhusudden testades mot de tolv provpunkterna i Lilla Värtan enligt ovanstående modell. Detta i syfte att undersöka om ett ytvattenprov därifrån skulle kunna representera Lilla Värtans ytvatten likväl som ett prov taget vid Karantänbojen.

5. Resultat

Samtliga provtagningsresultat med exakta angivelser för uppmätta värden redovisas i bilaga 2. Där finns också resultaten från Stockholm Vattens provtagning vid Karantänbojen och Blockhusudden i april och maj.

I följande avsnitt redovisas resultaten huvudsakligen i diagramform där provpunkterna längs x-axeln är ordnade efter läge i vattenförekomsten, norr-söder. Även provpunkten Blockhusudden har tagits med i diagrammen. För att få en uppfattning om på vilken nivå halterna av näringsämnen ligger, och hur stor variationen är mellan olika provpunkter eller delområden, används referensvärden för tillståndsklassning enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999). Eftersom dessa avser sommar- eller vinterhalter kan de bara användas som ungefärliga jämförelsevärden för mätningarna under våren, april/maj.

5.1 Temperatur och syrehalt

Under den första provtagningen, 16 april, uppmättes temperaturer mellan 3,3 °C och 4,6 °C vid de olika provpunkterna. Generellt var temperaturen lägre i Lilla Värtans södra del som provtogs under förmiddagen. Den ökade sedan successivt under dagen och för provpunkterna längre norrut. Skillnaderna beror sannolikt på att ytvattnet värmts upp under dagen. Vid provtagningen 2 maj varierade

temperaturen mellan 6,1°C och 8,6 °C, fortfarande med de högsta temperaturerna vid de provpunkter som besöktes under eftermiddagen.

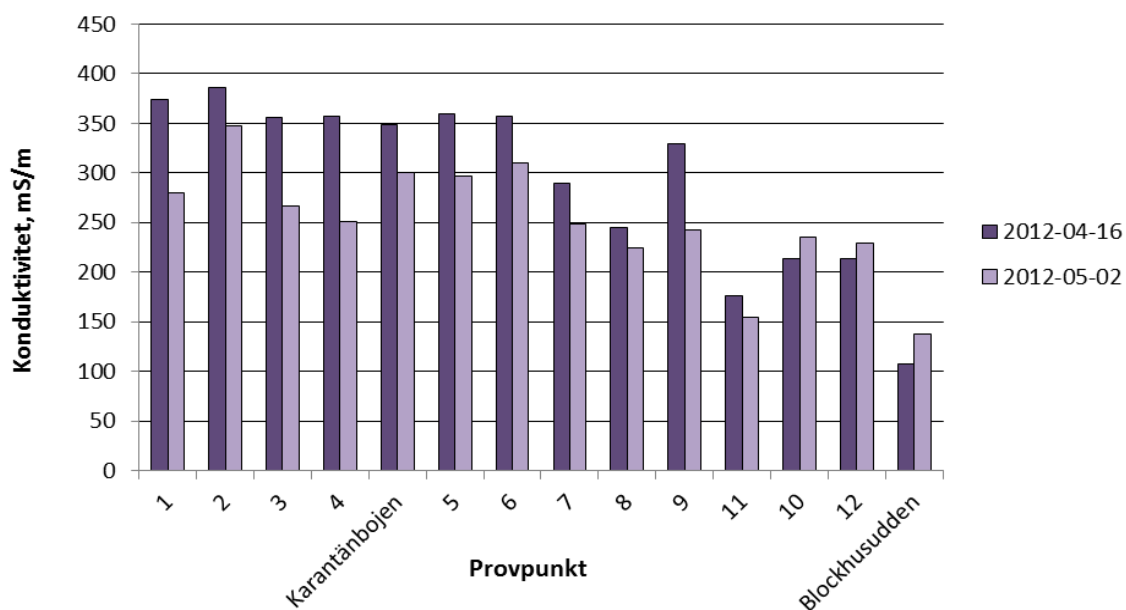
För syrehalten uppmättes värden mellan 11,7 mg/l och 12,8 mg/l i april, och mellan 12,2 mg/l och 14,4 mg/l i maj. Tvärtemot vad som skulle kunna förväntas, sågs ökade syrehalter med ökad temperatur. Den uppmätta variationen beror förmodligen på bristande precision eller felinställning av mätinstrumentet, snarare än faktiska skillnader i syrehalt.

5.2 Konduktivitet

De uppmätta värdena för konduktiviteten varierade något mellan de olika delarna av Lilla Värtan. Från provpunkt 1-12, norr-söder, syntes en negativ korrelation med konduktivitet – dvs. värdena blev generellt lägre allt längre söderut i vattenförekomsten (figur 5). Sambandet var tydligast vid det första provtagningstillfället i april, men även provtagningen i maj gav något högre värden för Lilla Värtans norra och mellersta delar.

Lägst konduktivitetsvärden inom Lilla Värtan uppmättes vid båda tillfällena vid provpunkt 11- 176 mS/m resp. 154 mS/m. Vid Blockhusudden var värdena ändå något lägre, 107 mS/m resp. 137 mS/m. Högst konduktivitet uppmättes vid provpunkt 2- 386 mS/m resp. 348 mS/m. Som jämförelse kan anges att normalvärden för konduktiviteten i svenska insjöar är 2-20 mS/m (Bydén et al., 2003). Lilla Värtans vatten är av brackvattenkaraktär och värdena därför klart högre, men samtidigt betydligt lägre än i skärgårdens yttersta delar.

Konverteras de uppmätta konduktivitetsvärdena till salthalt, uppgår salthalten för Lilla Värtans ytvatten till ca 1-2 ‰ (bilaga 2). Gränsen för vad som definieras som sötvatten brukar läggas vid 0,5 ‰ (Bydén et al., 2003).

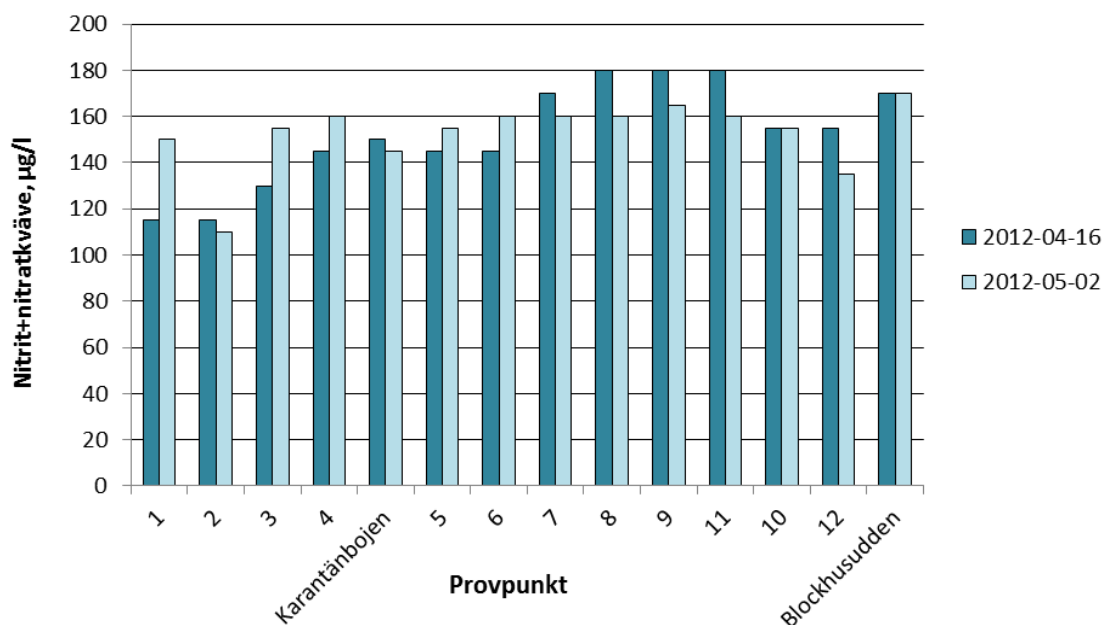


Figur 5. Konduktiviteten vid provpunkterna i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen), samt vid Blockhusudden i april/maj.

5.3 Nitrit+nitratkväve

Halterna av nitrit+nitratkväve varierade för de olika provpunkterna i Lilla Värtan mellan 115 µg/l och 180 µg/l i april, och mellan 110 µg/l och 165 µg/l i maj (figur 6). Några referensvärden för tillståndsklassning av sommarhalter finns inte eftersom de oorganiska fraktionerna av näringsämnena vanligen är uppbundna i biologiskt material under sommarperioden. En bedömning av de uppmätta halterna utifrån Naturvårdsverkets tillståndsklassning för vinter ger medelhöga eller höga halter för de olika provpunkterna (tabell 3). En sådan kan dock vara något missvisande då vårbloomingen i Lilla Värtan sannolikt börjat innan provtagningen för denna studie utfördes.

För provtagningen i april syntes en positiv korrelation mellan halterna av nitrit+nitrat och provpunkternas läge från norr till söder- dvs. trenden var att halterna ökade från provpunkt 1 till 12. Något liknande samband kunde knappast urskiljas för maj. De lägsta halterna återfanns dock vid båda provtillfällena vid provpunkt 2.



Figur 6. Halter av nitrat+nitratkväve vid provpunkterna i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen), samt vid Blockhusudden i april och maj.

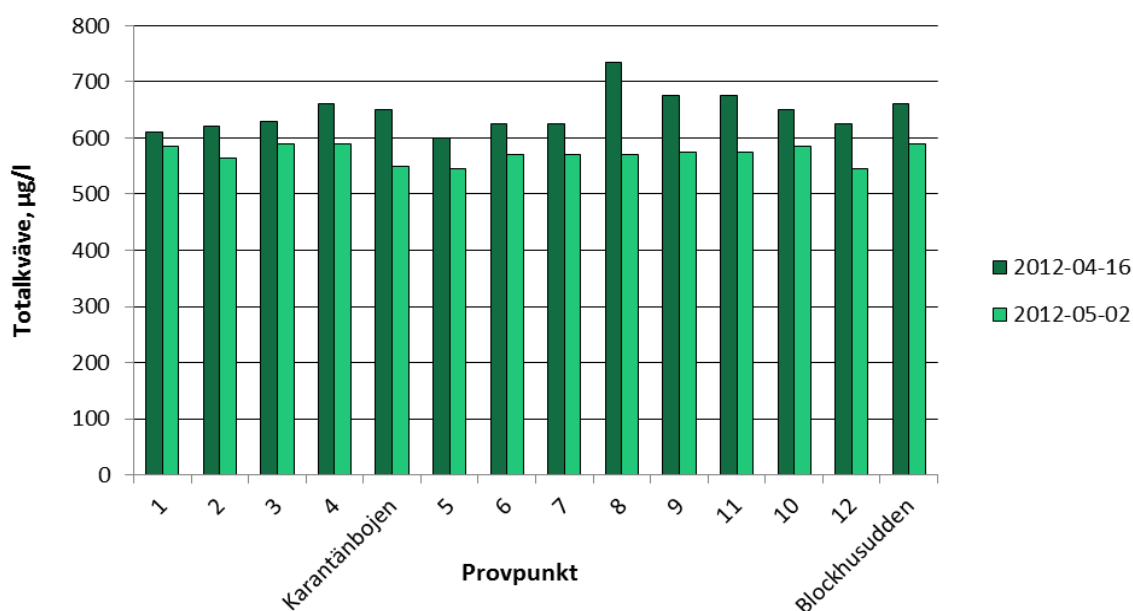
Tabell 3. Tillstånd utifrån halter av nitrit+nitrat under vintern enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (1999). Halterna avser ytvatten, 0-10 m.

Nitrit+nitratkväve, vinter (µg/l)	
Mycket hög halt	> 364
Hög halt	140 – 364
Medelhög halt	102 -140
Låg halt	77 – 102
Mycket låg halt	≤ 77

5.4 Totalkväve

Ytvattnets innehåll av totalkväve vid de olika provpunkterna varierade mellan 610 µg/l och 735 µg/l i april, och mellan 545 µg/l och 590 µg/l i maj (figur 7). Skillnaderna är inte anmärkningsvärt stora mellan olika delar av vattenförekomsten och någon genomgående trend för totalkvävehalten kopplad till provpunkternas läge är svår att se. En jämförelse med Naturvårdsverkets tillståndsklassning ger höga eller mycket höga halter beroende på om referensvärden för sommar eller vinter används (tabell 4). I båda fall är dock klassgränserna vidare än variationen i de uppmätta värdena, dvs. samtliga värden faller inom en och samma klass.

Analysresultaten gav generellt något lägre totalkvävehalter för samtliga provpunkter vid provtagningstillfället i maj, jämfört med i april. Värt att notera är att det uppmätta värdet i vattenprovet från Karantänbojen (550 µg/l) då skilde sig avsevärt från analysresultatet för Stockholm vattens provtagning vid samma provpunkt (740 µg/l), trots att proverna är tagna samma dag.



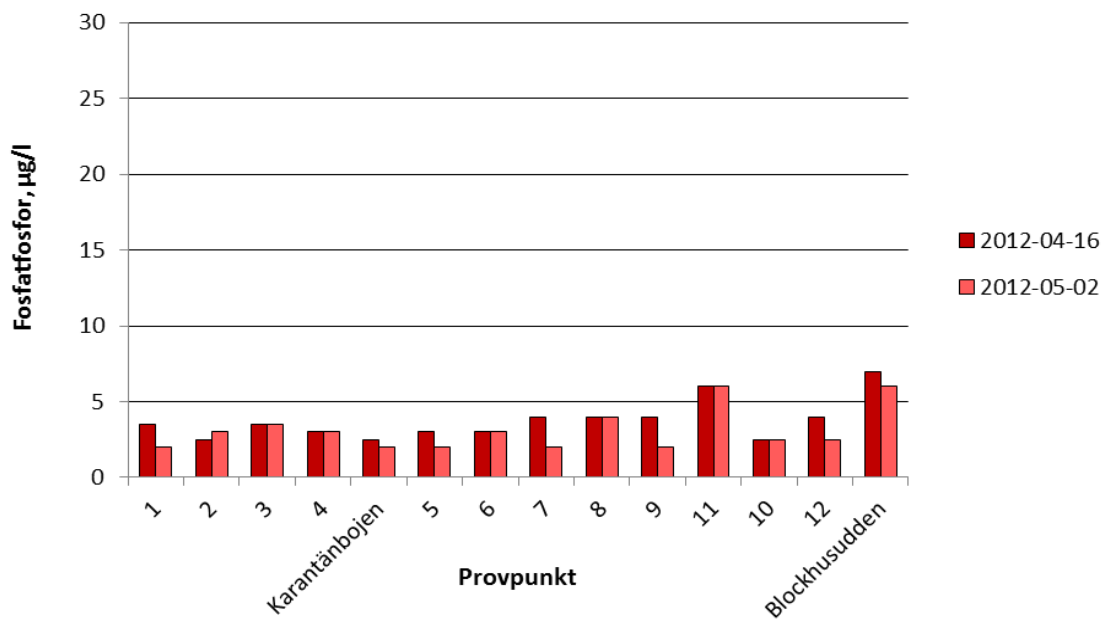
Figur 7. Totalkvävehalter vid provpunkterna i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen), samt vid Blockhusudden i april/maj.

Tabell 4. Tillstånd utifrån halter av totalkväve under sommar/vinter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (1999). Halterna avser ytvatten, 0-10 m.

	Totalkväve (µg/l)	
	Sommar	Vinter
Mycket hög halt	> 448	> 756
Hög halt	364 – 448	490 – 756
Medelhög halt	308 – 364	350 – 490
Låg halt	252 – 308	266 – 350
Mycket låg halt	≤ 252	≤ 266

5.5 Fosfatfosfor

Halterna av fosfatfosfor var genomgående mycket låga, under 10 µg/l, vid samtliga provpunkter och båda provtagningstillfällena (figur 8, tabell 5). För Lilla Värtan uppmättes halter mellan 2,5 µg/l och 6 µg/l både i april och maj. De förhållandevis högsta halterna återfanns vid provpunkt 11 samt vid Blockhusudden.



Figur 8. Fosfatfosforhalter vid provpunkterna i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen), samt vid Blockhusudden i april/maj.

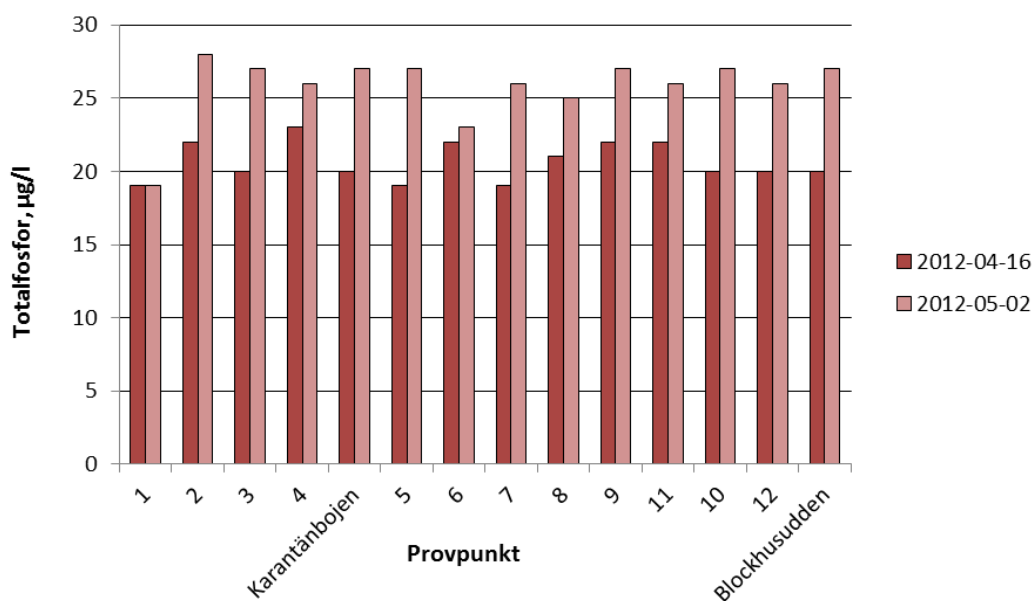
Tabell 5. Tillstånd utifrån halter av totalkväve under vintern enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (1999). Halterna avser ytvatten, 0-10 m.

	Fosfatfosfor, vinter (µg/l)
Mycket hög halt	> 31
Hög halt	24 - 31
Medelhög halt	17 - 24
Låg halt	10 - 17
Mycket låg halt	≤ 10

5.6 Totalfosfor

Totalfosforhalter mellan 19 µg/l och 23 µg/l uppmättes för de olika provpunkterna i april, i maj varierade halterna mellan 19 µg/l och 28 µg/l (figur 9). Jämförs halterna med Naturvårdsverkets tillståndsklassning faller samtliga värden från provtagningen i april inom samma klass- mycket låga halter (referensvärden vinter) eller medelhöga halter (referensvärden sommar) (tabell 6). För provtagningen i maj spänner värdena över två olika klasser, mycket låga till låga halter (vinterreferens) eller medelhöga till höga halter (sommarreferens). Framför allt beror den större variationsvidden för majvärdena på att provpunkt 1 sticker ut med ett påtagligt lägre värde än övriga provpunkter. Utöver detta var skillnaderna i ytvattnets totalfosforhalt förhållandevis små.

Generellt ligger analysresultaten från provtagningen i maj på en högre totalfosfornivå än vid provtagningen i april, undantaget provpunkt 1. För Blockhusudden kan mätvärdet från 16 april (20 µg/l) jämföras med Stockholm Vattens motsvarande mätning genomförd 17 april (27 µg/l). Stockholm Vattens betydligt högre mätvärde gör att man kan ifrågasätta om aprilvärdena i diagrammet nedan generellt uppmätts till en för låg nivå. Även om ett sådant systematiskt mätfel skulle föreligga, kan mätningarna fortfarande användas för att uppskatta inbördes variation mellan provpunkterna.



Figur 9. Totalfosforhalter vid provpunkterna i Lilla Värtan (1-12, Karantänbojen), samt vid Blockhusudden i april/maj.

Tabell 6. Tillstånd utifrån halter av totalfosfor under sommar/vinter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (1999). Halterna avser ytvatten, 0-10 m.

	Totalfosfor (µg/l)	
	Sommar	Vinter
Mycket hög halt	> 31	> 40
Hög halt	24 - 31	34 - 40
Medelhög halt	19 - 24	28 - 34
Låg halt	15 - 19	23 - 28
Mycket låg halt	≤ 15	≤ 23

5.7 Resultat av t-test

T-värden för respektive parameter och provtagningstillfälle beräknades enligt formel under avsnitt 4.4.2. Parametrarna syrehalt och temperatur utelämnades då det för dessa är svårt att skilja eventuella skillnader från mätfelsfaktorer (syrehalten) och dygnsmässig variation (temperaturen).

Enligt tabell för *t*-värdesfördelning är det kritiska *t*-värdet för tvåsidigt test och elva frihetsgrader $\pm 2,201$ ($\alpha=0,05$). Signifikant skillnad ($\alpha \leq 0,05$) mellan Karantänbojen och medelvärdet för övriga tolv provpunkter i Lilla Värtan föreligger om beräknat *t*-värde överstiger 2,201, eller understiger -2,201.

Av tabell 7 framgår att det inte fanns någon signifikant skillnad mellan Karantänbojen och övriga tolv provpunkter för någon av de testade parametrarna, vare sig för mätningen i april eller maj. När provpunkten Blockhusudden testades mot provpunkterna i Lilla Värtan, syntes däremot signifikanta skillnader för konduktiviteten i april/maj, och fosfatfosforhalten i april (tabell 8.)

Tabell 7. Resulterande *t*-värden från 2-sample-test för Karantänbojen och övriga tolv provpunkter i Lilla Värtan. Kritiskt *t*-värde $\pm 2,201$ ($\alpha=0,05$).

	t-värde				
	Konduktivitet	NO ₂₊₃ -N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P
April	0,595	0,019	0,179	- 1,300	- 0,486
Maj	0,808	- 0,361	- 1,404	- 0,953	0,537

Tabell 8. Resulterande *t*-värden från 2-sample-test för Blockhusudden och de tolv provpunkterna i Lilla Värtan. Kritiskt *t*-värde $\pm 2,201$ ($\alpha=0,05$).

	t-värde				
	Konduktivitet	NO ₂₊₃ -N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P
April	- 3,620	0,770	0,438	2,741	- 0,486
Maj	- 2,877	0,996	1,121	2,177	0,537

6. Diskussion

Resultaten av de genomförda provtagningarna ger en allmän bild av förhållandena i Lilla Värtans ytvatten. Det är framför allt en ögonblicksbild eftersom provtagning endast genomförts vid två tillfällen och det insamlade dataunderlaget är mycket begränsat. Kontinuerliga mätningar över en längre period, och under olika årstider, skulle behövas för att ge en mer tillförlitlig och robust bild av ytvattenkemin i vattenförekomsten. Dock kan man resonera kring de uppmätta värdena och de eventuella tendenser som kan urskiljas i materialet, även om fortsatta studier är nödvändiga för att ge en djupare bild av den faktiska vattenkvaliteten.

För flera av de undersökta parametrarna syntes en samvariation med provpunkternas läge i Lilla Värtan, med värden som blev allt högre (nitrit+nitrat) eller allt lägre (temperatur, syrehalt, konduktivitet) i nord-sydlig riktning. De nord-sydliga skillnaderna i ytvattentemperatur och syrehalt förklaras troligen av rent undersökningstekniska orsaker. Provtagningarna i söder gjordes tidigare under dagen, och de i norr senare under eftermiddagen då ytvattnet hunnit värmas upp. Noteras bör ändå att några flöden av markant kallare eller varmare vatten inte observerades vid någon av provpunkterna på det provtagna djupet (0,5 m). De uppmätta skillnaderna för syrehalten, med minskade halter från norr till söder, bör förmodligen tolkas som mätfelsfaktorer snarare än faktiska skillnader i ytvattnets syre-innehåll.

För övriga uppmätta nord-sydliga skillnader tycks vattenströmmarna i området ha stor betydelse. De högsta värdena för konduktiviteten återfanns vid båda provtagningstillfällena i de norra och mellersta delarna av Lilla Värtan (figur 5). Särskilt i april syntes en tydlig trend med lägre konduktivitet ju längre söderut proverna togs. Sambandet stämmer väl överens med de strömningsförhållanden som beskrivits under avsnitt 3.2.1 och 3.3. Ytvattenströmmen från Mälarens utflöde passerar österut genom Lilla Värtans södra del, och rör sig delvis även norrut genom vattenförekomsten. Eftersom det söta Mälurvattnet har en mer direkt påverkan på vattenförekomsten i söder, blir konduktivitetsvärdena där något lägre. Den högre konduktiviteten längre norrut beror troligen på att salt bottenvatten som strömmar in utifrån skärgården väller upp mot ytan när det når den inre och norra delen av Lilla Värtan. Av den låga salthalten vid samtliga provpunkter (1-2 ‰) kan dock konstateras att sötvattnet från Mälaren har stor påverkan på ytvattnet över hela vattenförekomsten.

Även för halterna av nitrit+nitrat i april syntes ett samband med provpunkternas läge från norr till söder, med de högre halterna längre söderut (figur 6). Påverkan av Mälurvatten med ett vid tidpunkten förhållandevis högt innehåll av nitrit+nitrat kan ha varit en bidragande orsak till detta.

För övriga uppmätta parametrar var ytvattnets homogenitet stor och några trender från norr till söder kunde inte urskiljas vare sig i april eller i maj. Halterna av fosfatfosfor var genomgående mycket låga vid samtliga provpunkter (figur 8). Värt att notera är ändå att de förhållandevis högsta halterna vid båda provtagningstillfällena uppmättes vid provpunkt 11 och vid Blockhusudden. Påverkan av avloppsutsläppen från reningsverken i Bromma, Henriksdal och Käppala skulle kunna vara en möjlig förklaring. Det renade avloppsvattnet släpps ut på 10-20 m djup och följer huvudsakligen en skiktad ström ut genom skärgården, men beblandning med omkringliggande skikt är ändå möjlig.

Inte heller halterna av totalkväve och totalfosfor varierade i någon större utsträckning mellan Lilla Värtans olika delar (figur 7 & 9). Vid provpunkt 1, belägen intill förbindelsen till Stora Värtan i nord-öst, uppmättes i maj ett påtagligt lägre värde för totalfosfor. I övrigt kunde värdena för respektive parameter omfattas av en och samma klass enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999).

Trots att en nord-sydlig gradient kunde spåras för en del av de uppmätta parametrarna, är det sammantagna intrycket ändå att ytvattnet i Lilla Värtan är homogent. I stora drag hamnar mätvärdena för näringsämnen och deras olika delfraktioner i samma eller närstående klasser enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning. Förutom en möjlig påverkan av avloppsströmmen, syntes inga uppenbara punktkällor till utsläpp som påverkar ytvattnet. Detta trots hamn- och industriverksamhet och en mycket skiftande markanvändning i Lilla Värtans omgivning.

Den goda homogeniteten i vattenförekomstens ytvatten ökar sannolikheten för att en enskild provtagningspunkt kan vara representativ för denna. Resultaten av *t*-testerna, där mätvärden från Karantänbojen jämfördes med medelvärdet av de slumpade provpunkterna, visade också att inga signifikanta skillnader förelåg för någon parameter vid något av provtillfällena (tabell 7). Det innebär att Karantänbojen bör kunna ses som en representativ provpunkt för Lilla Värtans ytvatten som helhet.

När samma tester gjordes för provpunkten Blockhusudden syntes signifikanta skillnader för konduktivitet och fosfatfosfor (tabell 8). Ett ytvattenprov från Blockhusudden är således kanske mindre lämpat att representera Lilla Värtan än ett ytvattenprov från Karantänbojen. Eftersom det vid Blockhusudden finns en mer direkt påverkan från Mälarens utflöde och utsläppen av det renade avloppsvattnet, är resultatet inte oväntat. Viktigt att komma ihåg är dock att statistiskt signifikanta skillnader inte alltid är biologiskt eller ekologiskt betydelsefulla (Grandin, 2003). Att skillnaderna mellan Blockhusudden och genomsnittet av övriga provpunkter är tillräckligt stora för att vara statistiskt signifikanta, innebär t.ex. inte automatiskt att de är viktiga för vattenkvaliteten. Fosfatfosforhalterna vid Blockhusudden är visserligen dubbelt så höga som halterna i genomsnitt. Sett ur ett vattenkvalitetsperspektiv är halterna vid samtliga provpunkter dock mycket låga. För att tolka resultaten korrekt, och för att kunna avgöra hur stora skillnader som är av vikt, är enbart statistiska kunskaper och tester inte tillräckliga. För den typen av frågeställningar är framför allt biologiska kunskaper avgörande.

Som nämntes inledningsvis ger den genomförda studien endast en momentan bild av tillståndet i Lilla Värtans ytvatten. Kemiska och fysikaliska värden är ögonblicksbilder och de undersökta parametrarna kan ändras relativt snabbt. Förändringar i vattenkemin kan ske från en dag till en annan eller t.o.m. på några timmar (Sonesten, 2013). För en statistiskt korrekt bild av vattenkvaliteten är det därför nödvändigt med analyser av många prover och jämförbara mätserier under en längre period. För en fullständig bedömning av vattenkvaliteten måste man också ta hänsyn till skillnaderna i djupled som ofta är större än variationen horisontellt (beroende på parameter, årstid m.m.) vilket gör bilden än mer komplex. Provtagningen för den här studien genomfördes under en period då skiktningen av vattenmassan normalt är låg, som följd av att omblandning av vattnet vanligtvis sker under våren (liksom under hösten), medan temperaturskiktningen sommar- och vintertid brukar vara tydligare.

För indelning av vatten i vattenförekomster och statusbedömning av dessa, är ovan nämnda aspekter viktiga dvs. det krävs god tillgång till data som är representativa både i djupled och horisontellt. För statusklassificeringen tar man framför allt hänsyn till resultaten av biologisk provtagning (t.ex. bot-

tenfauna, plankton eller fisk) om sådana data finns tillgängliga, och det är klassningen av de biologiska kvalitetsfaktorerna som i första hand styr vilken status vattenförekomsten får. Fördelen med de biologiska proverna, jämfört med fysikalisk-kemiska prover, är att de bättre kan avspegla hur förhållandena varit under en längre tid. Detta eftersom responsen hos växt- och djursamhällen normalt är långsammare. Även om det för Lilla Värtan gjorts en bedömning där både biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer finns representerade (VISS, 2013), kan vattenförekomstens status komma att omprövas i framtiden. Detta allteftersom förhållandena förändras eller i och med att data från nya provtagningar tillkommer.

7. Slutsatser

Vid tidpunkten för genomförandet av denna studie uppvisade ytvattnet i Lilla Värtan god homogenitet med avseende på de fysikalisk-kemiska parametrarna temperatur, konduktivitet, nitrit+ nitratkväve, totalkväve, fosfatfosfor och totalfosfor. För de uppmätta konduktivitetsvärdena och halterna av nitrit+nitratkväve, syntes en trend från norr till söder som vittnar om Mälarutflödets påverkan på vattenförekomsten. Denna påverkan är, liksom påverkan från reningsverkens utsläpp, mer direkt i Lilla Värtans södra del. Några anmärkningsvärda skillnader i ytvattnets kvalitet tycks trots detta inte förekomma och nivåerna av belastande näringsämnen är i stort desamma i vattenförekomstens olika delar. I detta avseende tycks Lilla Värtan leva upp till den grundläggande principen om homogenitet som ska gälla för varje enskild vattenförekomst.

För Karantänbojen, som sedan länge utgjort provtagningspunkten för Lilla Värtan i Stockholm Vattens mätningar, syntes inga signifikanta skillnader då de undersökta parametrarna testades mot genomsnittet av ett antal slumpade provpunkter i vattenförekomsten. Resultatet indikerar att Karantänbojen bör kunna ses som en representativ provpunkt för Lilla Värtans ytvatten. En god representativitet för en enskild provpunkt är avgörande för att mätresultat ska kunna generaliseras och särskilt viktiga i långsiktiga miljöövervakningsprogram såsom Stockholms Vattens recipientkontroll.

Viktigt att betona är att ovanstående slutsatser endast baseras på mätvärden från två provtagnings-tillfällen som uteslutande fokuserat på förhållandena i ytvattnet. För att kunna ge en helhetsbild av vattenkvaliteten i Lilla Värtan, och en mer tillförlitlig utvärdering av Karantänbojens representativitet, är fler mätningar nödvändiga som även tar hänsyn till skillnaderna i djupled. För långsiktiga utvärderingar och statusbedömning av förhållandena i Lilla Värtan är också biologisk provtagning av stort intresse.

8. Tack

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Sara Holmström, Institutionen för geologiska vetenskaper, Stockholms universitet, för den hjälp och det stöd jag fått och framför allt för att jag fick möjligheten att genomföra och, efter ett längre uppehåll, slutföra det här arbetet. Stort tack även till min handledare på Stockholm Vatten AB, Joakim Lücke, som, förutom ett mycket vänligt bemötande, bidragit med den ursprungliga idén till arbetet såväl som värdefulla synpunkter och kommentarer på vägen. Tack också till Jörgen Ek och övrig personal på laboratoriet vid Institutionen för tillämpad miljövetenskap samt till Göran Karlsson, Tranholmen, för lånet av din fina båt!

9. Referenser

- Bydén S., Larsson A-M., Olsson M., 2003. *Mäta vatten – undersökningar av sött och salt vatten*. 136 s. Bohuslän'5. ISBN 91 88376 22 2.
- Grandin U., 2003. *Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare*. Institutionen f.miljöanalys, SLU. <http://www.slu.se/PageFiles/58776/Grandin%202003%20Statistik%20v20120105.pdf>. Reviderad 2012-01-05. Hämtad 2012-03-01.
- Göransson, E., Johnson, R. K., Wilander, A., 2003. *Representativity of a mid-lake surface water chemistry sample*. Environmental monitoring and assessment. Vol 95, s. 221-238.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013. *Kartläggning*. <https://www.havochvatten.se/miljopolitik-och-lagar/forvaltning-av-sveriges-vatten/vattendirektivet/vattenforvaltningens-olika-delar/kartlaggning-och-statusklassning/kartlaggning.html>. Hämtad 2013-07-11.
- Hägerhäll Aniansson B. och Vidarve M., 2003. *En basbok om ramdirektivet för vatten*. Naturvårdsverket, rapport 5307. ISBN: 91-620-5307-8.pdf, ISSN: 0282-7298.
- Lücke J., 2013. *Undersökningar i Stockholms skärgård 2012. Vattenkemi, Plankton och Bottenfauna*. 296 s. Stockholm Vatten AB. Dnr 13SV320.
- Lännergren C., 2010. *Undersökningar i Stockholms skärgård 2009*. 218 s. Stockholm Vatten AB. Dnr 10SV299.
- Miljöbarometern, 2013. *Vattenprogrammet/saltvattenvikar/Lilla Värtan*. <http://miljobarometern.stockholm.se/sub.asp?mp=VP&mo=9&dm=4>. Senast uppdaterad 2012-10-31. Hämtad 2013-07-25.
- Miljöförvaltningen Stockholm, 2013. *Hjälpreda för miljöfrågor i stadens planering*. <http://foretag.stockholm.se/BizGlobal/Regler%20och%20ansvar/handb%C3%B6cker%20och%20policies/Hj%C3%A4lpredan%20-%20revidering%20oktober%202013.pdf>. Hämtad 2013-11-20.
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav*. Rapport 4914. ISBN 91-620-4914-3, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket, 2003. *Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Rapport 5319. ISBN 91-620-5319-1.pdf, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket, 2005. *En bok om svensk vattenförvaltning*. Rapport 5489. ISBN 91-620-5489-9.pdf, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket, 2007a. *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. Handbok 2007:4. ISBN 978-91-620-0147-6, ISSN 1650-2361.
- Naturvårdsverket, 2007b. *Kartläggning och analys av ytvatten. Handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§ förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*. Handbok 2007:3. ISBN 978-91-620-0146-9.pdf, ISSN 1650-2361.

- Rönneåns vattenråd, 2012. *VISS lathund*. <http://www.ronnea.com/res/pdf/vislathund.pdf>. Hämtad 2012-01-12.
- Sonesten L., 2013. *Miljöövervakningen av Sveriges sjöar och vattendrag. Representativiteten av den kontrollerande miljöövervakningen*. Havs- och vattenmyndighetens rapport, utkast 2013-06-25. <http://www.slu.se/PageFiles/135240/RepK%C3%B6p%20Hela%2020130625.pdf>. Hämtad 2013-11-14.
- Stockholms Hamnar, 2013. *Våra hamnar*. <http://www.stockholmshamnar.se/Vara-hamnar/Stockholm1/>. Hämtad 2013-07-23.
- Stockholms stad, 2013a. *EU:s Vattendirektiv*. <http://www.stockholm.se/KlimatMiljo/Vatten/Vattenprogrammet/EUs-Vattendirektiv/>. Senast uppdaterad 2012-02-01. Hämtad 2013-07-11.
- Stockholms stad, 2013b. *Norra Djurgårdsstaden*. <http://bygg.stockholm.se/norradjurgardsstaden>. Senast uppdaterad 2013-10-31. Hämtad 2013-11-21.
- Stockholms Vattenprogram, 2000. *Faktaunderlag Lilla Värtan*. <http://www.stockholmwater.se/commdata/infomaterial/Sjo/24LillaVa.pdf>. Hämtad 2012-02-13.
- Stockholms Vattenprogram, 2011. *Stockholms vattenprogram, årsrapport 2009-2010*. http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/vattenprogram_arsrapport_2009-2010.pdf. Hämtad 2012-01-12.
- Svealands kustvattenvårdsförbund, 2011. *Svealandskusten - Årsrapport 2011*. Grafiska punkten, Växjö. ISBN 978-91-633-8664-0, ISSN 2000-9240.
- Tengdelius Brunell J., 2011. *Modellering av vattenutbytet i Stockholms innerskärgård och fosfortillförseln till Kanholmsfjärden*. Examensarbete 30 hp, Uppsala universitet. ISSN 1401-5765.
- Vattenmyndigheterna, 2013a. *Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden*. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/norra-ostersjon/distriktets-organisation/delomraden/kustvatten/Pages/stockholms-inre-skargard-och-hallsfjarden.aspx>. Hämtad 2013-08-10.
- Vattenmyndigheterna, 2013b. *Sammanfattning av miljö kvalitetsnormer*. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/bottenviken/beslut-fp/sammaf-mkn/Pages/index.aspx>. Hämtad 2013-08-04.
- VISS (VattenInformationsSystem Sverige), 2013. *Lilla Värtan*. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658352-163189>. Hämtad 2013-07-02.

10. Bilagor

Bilaga 1. Bestämningsmetodik

Fosforföreningar, µg/l

Fosfatfosfor: Analys enligt SS-EN 6878:2005, modifierad för autoanalyser. Spektrofotometrisk metod med ammoniummolybdat. Våglängd 880 nm.

Totalfosfor: Samma som ovanstående men med förbehandling med kaliumperoxidisulfat i autoklav.

Kväveföreningar, µg/l

Nitrit- och nitratkväve: Analys enligt SS-EN ISO 13395:1997, modifierad för autoanalyser. Spektrofotometrisk metod med Cd-reduktor, sulfanilamid och N-(1-naftyl)etylendiamindihydroklorid. Våglängd 540 nm.

Totalkväve: Samma som ovanstående men med förbehandling med kaliumperoxidisulfat i autoklav.

Konduktivitet, mS/m

Analys med elektrod enligt SS-EN ISO 5667-3:2012.

Bilaga 2. Provtagningsresultat

Mätresultat från provtagningar i Lilla Värtans ytvatten (0,5 m djup) genomförda 2012-04-16, samt 2012-05-02. Temperatur och syrehalt uppmätta direkt i fält. Salinitetsvärden beräknade utifrån konduktivitet och temperatur med konverteringsredskap (<http://www.fivecreeks.org/monitor/sal.html>). Övriga parametrar analyserade vid laboratoriet för akvatisk miljö kemi, institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholms universitet.

2012-04-16

Provpunkt	Tidpunkt	Syre (mg/l)	Temp (°C)	Kond (mS/m)	Salinitet (PSU)	NO ₂₊₃ -N (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
1	15.15	12,7	4,6	374	1,97	115	610	3,5	19
2	14.55	12,8	4,3	386	2,04	115	620	2,5	22
3	14.20	12,5	4,4	356	1,87	130	630	3,5	20
4	14.05	12,5	4,4	357	1,87	145	660	3	23
5	13.00	12,3	4,3	360	1,89	145	600	3	19
6	12.35	12,2	3,5	357	1,87	145	625	3	22
7	11.50	11,7	3,7	289	1,50	170	625	4	19
8	09.55	11,8	3,4	245	1,26	180	735	4	21
9	09.10	12,1	3,3	329	1,72	180	675	4	22
10	11.25	12,0	3,8	213	1,09	155	650	2,5	20
11	10.10	11,8	3,4	176	0,89	180	675	6	22
12	11.05	11,9	3,5	214	1,09	155	625	4	20
Karantänbojen	13.30	12,3	4,4	349	1,83	150	650	2,5	20
Blockhusudden	10.45	11,7	3,4	107	0,53	170	660	7	20

2012-05-02

Provpunkt	Tidpunkt	Syre (mg/l)	Temp (°C)	Kond (mS/m)	Salinitet (PSU)	NO ₂₊₃ -N (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
1	14.05	13,3	7,9	280	1,45	150	585	2	19
2	14.20	14,4	8,5	348	1,82	110	565	3	28
3	13.55	13,1	7,7	267	1,38	155	590	3,5	27
4	12.45	13,1	7,6	251	1,29	160	590	3	26
5	12.25	13,2	7,4	297	1,54	155	545	2	27
6	12.15	12,9	6,8	310	1,61	160	570	3	23
7	11.55	12,8	6,8	248	1,28	160	570	2	26
8	10.45	12,5	6,4	225	1,15	160	570	4	25
9	10.25	12,8	6,2	243	1,25	165	575	2	27
10	11.45	12,6	6,5	235	1,21	155	585	2,5	27
11	11.05	12,4	6,1	154	0,77	160	575	6	26
12	11.35	12,7	7,1	229	1,17	135	545	2,5	26
Karantänbojen	12.35	13,0	7,4	300	1,56	145	550	2	27
Blockhusudden	11.25	12,2	6,2	137	0,68	170	590	6	27

Mätresultat från Stockholm Vattens provtagningar (0,5 m djup) vid Blockhusudden 2012-04-17, respektive Karantänbojen 2012-05-02.

Provtagningsresultat Stockholm Vatten 2012-04-17

Provpunkt	Syre (mg/l)	Temp (°C)	Kond (mS/m)	Salinitet (PSU)	NO ₂₊₃ -N (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
Blockhusudden	13,2	3,9	102	0,50	180	670	8	27

Provtagningsresultat Stockholm Vatten 2012-05-02

Provpunkt	Syre (mg/l)	Temp (°C)	Kond (mS/m)	Salinitet (PSU)	NO ₂₊₃ -N (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
Karantänbojen	14,4	7,0	255	1,30	190	740	2	28

