



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 15024

Examensarbete 30 hp  
Augusti 2015

# Kvantifiering av mönster för vattenkemiska interaktioner mellan sjöar och vattendrag

---

Jonas Helander-Claesson



# Referat

## Kvantifiering av mönster för vattenkemiska interaktioner mellan sjöar och vattendrag

Jonas Helander-Claesson

Detta examensarbete syftar till att studera hur olika vattenkemiska parametrar förändras då vattnet rinner genom sjöar i Emåns avrinningsområde. Vattenkemidata hämtades från Sveriges lantbruksuniversitets databank. Genom att använda ArcGIS verktyget STARS, Spatial Tools for the Analysis of River Systems, kunde en hydrologisk nätverksmodell byggas upp. De vattenkemiska parametrarna som analyserades var pH, färgtal, absorbans filtrerad (Abs), syraneutraliserande förmåga (ANC), oorganiskt kväve (IN), organiskt kväve (ON), total kväve (TN), total organisk kol (TOC), total fosfor (Tot-P) samt fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ). Tillvägagångssättet i examensarbetet har varit ett statistiskt sätt att bearbeta och kvantifiera data mellan sjöar och vattendrag. Inga kemiska, fysikaliska eller biologiska processer har studerats. Detta examensarbete ger en inblick i de möjliga samband som finns mellan sjöar och vattendrag i landskapet.

Geostatistiska modeller är viktiga verktyg för att förstå hur kemiska och biologiska processer verkar i sjöar och vattendrag. När geostatistiska modeller analyseras används olika avståndsmodeller där dessa kan ge en djupare förståelse för vad som händer mellan miljöövervakningsstationerna. Vid bestämning av färdväg och avstånd mellan miljöövervakningsstationerna är euklidiskt avstånd (fågelvägen) eller ett hydrologiskt avstånd (fiskvägen) de vanligaste. Dessa avstånd kan antingen definieras som symmetriskt eller asymmetriskt avstånd. Studier har visat att det finns brister i hur sjöar skall analyseras på ett korrekt sätt i modellerna. I den här studien används längden mellan sjöars in- och utlopp, sjölängd (SL), som beräknades för samtliga sjöar och jämfördes med avstånden ovan för att urskilja effekterna av sjöar. Areal på sjöar och våtmarker, SV, beräknades också till varje miljöövervakningsstation.

Statistisk analys utfördes med vattenkemidata från augusti månad från åren 2010 och 2013. Under augusti månad inhämtades data från samtliga miljöövervakningsstationer. Skillnaden i månadsmedelflöde var störst åren 2010 och 2013 jämfört med övriga år. Resultatet av analysen visade att Abs, färgtal, IN, ON,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , TN, TOC och Tot-P hade en negativ korrelation mot SL och SV area uppströms miljöövervakningsstationerna. pH hade en positiv korrelation och det fanns ingen signifikant korrelation för ANC. SL var starkt korrelerad med sjöegenskaperna area, volym, max- och medeldjup. Baserat på samtliga ovannämnda resultat drogs slutsatsen att sjöar hade en större påverkan på de vattenkemiska parametrarna än vattendragen. Ur ett landskapsperspektiv ökade koncentrationen av de vattenkemiska parametrarna längs med vattendragen men koncentrationen minskade när vattnet strömmade igenom sjöar. Att använda SL som avståndsmätning i sjöar är ett enkelt och bra sätt att beskriva vattnets väg genom sjöar där stark korrelation fanns mellan SL och sjöegenskaperna.

**Nyckelord:** ArcGIS, STARS, vattenkemi, sjöar, vattendrag

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten-, och landskapslära.*

Uppsala Universitet. Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA ISSN 1401-5765

# ABSTRACT

## Quantifying patterns of interactions between lakes and watercourses in water chemistry

Jonas Helander-Claesson

The aim of this Master's Thesis is to study how different water chemistry parameters change as water flows through the lakes in the watershed of the river Emån. Water chemistry data was extracted from the Swedish University of Agricultural Sciences database. By using the ArcGIS toolset STARS, Spatial Tools for the Analysis of River Systems, it was possible to build a landscape network. The water chemistry parameters that were analyzed included: pH, color, absorbance filtered (Abs), acid neutralizing capacity (ANC), inorganic nitrogen (IN), organic nitrogen (ON), total amount nitrogen (TN), total organic carbon (TOC), total phosphorus (Tot-P) and phosphate ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ). In this thesis statistical analysis of available data were performed including processing and quantifying the impact of lakes on water chemistry. While this approach does not inherently consider chemical, physical or biological processes, it does offer a straightforward view of possible patterns of interactions between lakes and watercourses in the landscape.

Geostatistical models are important tools for understanding how chemical and biological processes operates in lakes and stream networks. When geostatistical models are analyzed, different distance models can give a deeper insight of what happens between monitoring stations. When determining the routes and the distances between monitoring stations in a network it is most common to use the Euclidean (straight line) distance or the hydrological distances. Further, these distances can be defined either symmetrically or asymmetrically. Studies have shown that there is a need in how to properly analyze lakes in these distance models. In this thesis the lengths between inlet and outlet of the lakes in the stream network, lake length (SL), were calculated for all the lakes. SL were compared within the distance metrics mentioned above to discern the impacts of lakes. The area lake and wetlands, SV, were also calculated to each site.

The analyses were performed with water chemistry data from August for the years 2010 and 2013. Data was collected from all monitoring stations during this month. The difference in average month flow rate was highest in 2010 and 2013 compared to other years.

Analyses showed that Abs, color, IN, ON,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , TN, TOC and Tot-P had a negative correlation in relation to SL and SV. On the other hand, pH had a positive correlation and there were no significant correlations for ANC. SL had a strong correlation with lake area, volume, maximum depth and average depth.

Based on these findings it can be concluded that lakes have a stronger impact on changing water chemistry than streams. In a landscape perspective the water chemical parameters increased in concentration as water flowed downstream, but the concentrations decreased as water flowed through the lakes.

The results of this study demonstrate that SL supplies an adequate way to describe the path of water through the lakes shown in the correlation between SL and lake properties.

**Keyword:** ArcGIS, STARS, water chemistry, lakes, streams

*Department of Earth Sciences. Program for Air, Water and Landscape Science.*

Uppsala University. Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA ISSN 1401-5765

## Förord

Rapporten är mitt examensarbete och det avslutande momentet i Civilingenjörsutbildningen i Miljö- och Vattenteknik på Uppsala Universitet och SLU. Arbetet omfattar 30 hp och har skrivits under VT15.

Ett stort tack till min handledare Johan Temnerud, forskare vid institutionen för vatten och miljö vid SLU, för hans stöd och vägledning genom projektets gång. Claudia von Brömssen, SLU, och Steve Lyon, Stockholms universitet, har också varit delaktiga under examensarbetet och deras hjälp har varit mycket värdefull.

Tack också till Thomas Grabs, Uppsala universitet, som har fungerat som ämnesgranskare och kommit med värdefulla synpunkter och varit hjälpsam vid analysering av data. Jag vill även tacka Ilan Leshem och Thomas Nydén på Emåförbundet samt Ola Petterson på SMHI för utlämning av data och hjälp under arbetet.

Jag vill också tacka Emåförbundet, Lantmäteriet, Länsstyrelsen Kalmar, SMHI och SLU för all hjälp med distribution av data och figurer samt för de gånger jag ringt och ställt en massa frågor.

Uppsala, juli 2015

Jonas Helander-Claesson

Copyright © Jonas Helander Claesson, Institutionen för geovetenskap, Luft-,vatten-, och landskapslära, Uppsala Universitet, Uppsala.

UPTEC W 15 024, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala, 2015.

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Föroreningar från mänskliga källor kan hota den biologiska mångfalden då de transporteras nedströms. Sjöar och vattendrag har viktiga ekologiska funktioner och övervakning av vattenkemi är viktigt för att säkerställa att vattenkvaliteten bibehålls. När miljöövervakningsdata insamlas från vattendrag och sjöar sker det från enskilda provtagningsplatser. Euklidiska avstånd, fågelvägen, är det enklaste sättet att länka samma miljöövervakningsstationer. Om hydrologiska avstånd används, som fisken simmar, kan modeller ibland mera noggrant beskriva de biologiska, fysikaliska och kemiska processerna som sker i vattendragen än om euklidiskt avstånd, fågelvägen, används.

Vattendrag kännetecknas av höga hastigheter, enkelriktat flöde och turbulent blandning. Vattens rörelse i sjöar är långsammare och påverkas av faktorer såsom stratifiering och sedimentering. Miljöövervakningsdata ger svar på hur vattenkemin är just i den punkten vid det tillfället, men för att se hur vattenkemin är i hela vattendraget behövs någon form av modelleringsprogram som kan använda geostatistiska modeller. Geostatistiska modeller är viktiga verktyg för att förstå hur kemiska och biologiska processer verkar i sjöar och vattendrag. Det finns olika sorters program och verktyg för att modellera vattenkemin mellan provtagningsplatser. Ett program som ofta används är ArcGIS, tillverkat av Esri.

Tidigare forskning har lett till utveckling av nya verktyg då man med hjälp av en modell kan bygga upp ett nätverk av vattendragslinjer, flödeslinjer, länka miljöövervakningsstationer till dem samt utföra beräkningar till varje vattendrag och miljöövervakningsstation. Vattendragslinjer är linjer som går genom vattendrag och vattendragsytor, stomlinjer går igenom sjöar. Studier har visat att det finns en brist i hur sjöar skall analyseras på ett korrekt sätt i modellerna.

Genom att använda det nya verktyget STARS, Spatial Tools for the Analysis of River Systems, i ArcGIS kan nätverksmodellen som nämndes ovan byggas upp. Med hjälp av STARS kan bakgrundsdata beräknas till varje miljöövervakningsstation och till vattendraget som stationen är kopplad till. Virtuella vattendrag som går genom sjöar ger ett avstånd från in- till utlopp då den oftast går i mitten av sjön, sjölängd (SL). Statistisk analys utfördes för Emåns avrinningsområde för att studera hur vattenkemiska parametrar förändras när vattnet rinner igenom sjöar. Vid analys har inga kemiska, fysikaliska eller biologiska processer studerats. Tillvägagångssättet i examensarbetet har varit att statistiskt bearbeta och kvantifiera data för att studera sambanden mellan sjöar och vattendrag.

Vattenkemidata från Emåns miljöövervakningsstationer modellerades för augusti månad vid åren 2010 och 2013. Denna månad inhämtades data från samtliga miljöövervakningsstationer. Skillnaden i medelflöde var störst åren 2010 och 2013 jämfört med övriga år. De vattenkemiska parametrarna som modellerades var: pH, färgtal, absorbans filtrerad (Abs), syraneutraliserande förmåga (ANC), oorganiskt kväve (IN), organiskt kväve (ON), total kväve (TN), total organisk kol (TOC), total fosfor (Tot-P) samt fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ).

Några resultatet av analyseringen visade att koncentrationen av de vattenkemiska parametrarna ökade i koncentraten när vattnet strömmade genom landskapet. Koncentrationen av Abs, färgtal, TOC, Tot-P, TN, IN, ON och PO<sub>4</sub>-P minskade ju större sjöarea och SL som finns ovanför sjöstationerna. pH ökar i värde och därmed minskade även vätejonkoncentrationen och inget samband fanns för ANC. De vattenkemiska parametrarna tagna vid sjöar visar mönster på att minska i koncentration om sjöarean och SL ökar när vattnet flödar genom sjöar. Starka samband fanns mellan SL och diverse sjöegenskaper som area, volym, max- och medeldjup.

Baserat på ovannämnda resultat drogs slutsatsen att sjöar har en starkare påverkan på de vattenkemiska parametrarna än vattendragen. Att använda SL som avståndsmätning i sjöar är ett enkelt och bra sätt att beskriva vattnets väg genom sjöar. Studien visade att det fanns skäl för fortsatta undersökningar av hur vattnets väg genom sjöar kan modelleras på ett mer effektivt och noggrannare sätt än den enkla SL strategin. Studien visade även att det gick på ett bra sätt att modellera förändringen av de vattenkemiska parametrarna vilket innebär att kommuner och länsstyrelser kan göra detta för att få bättre kontroll över sina sjöar och vattendrag. Verktuget STARS kunde användas för att bygga upp en modell där man kunde se vilka områden som kunde påverka de vattenkemiska parametrarna och eventuellt utföra åtgärder. STARS kan användas på ett bra sätt för att hitta samband mellan vattenkemiska parametrar och diverse bakgrundsdata som t.ex. skogsdata och markanvändning.

## Innehåll

|     |                                                               |    |
|-----|---------------------------------------------------------------|----|
| 1   | Inledning .....                                               | 1  |
| 1.1 | Syfte och frågeställningar .....                              | 1  |
| 1.2 | Avgränsningar .....                                           | 1  |
| 2   | Bakgrund .....                                                | 2  |
| 2.1 | Emån .....                                                    | 3  |
| 2.2 | Miljöproblematik .....                                        | 5  |
| 2.3 | Vattenkemiska processer .....                                 | 6  |
| 2.4 | Vattenkemiska parametrar .....                                | 6  |
| 2.5 | Geografiska informationssystem .....                          | 7  |
| 2.6 | STARS - Spatial Tools for the Analysis of River Systems ..... | 9  |
| 2.7 | Martäckesdata - SMD .....                                     | 10 |
| 3   | Metod .....                                                   | 11 |
| 3.1 | Vattenkemi .....                                              | 12 |
| 3.2 | Modellering SMD .....                                         | 14 |
| 3.3 | Statistiska metoder .....                                     | 14 |
| 3.4 | STARS .....                                                   | 15 |
| 3.5 | Sjölängd - SL .....                                           | 16 |
| 3.6 | Reach Contributing Area Sites - RCAs .....                    | 17 |
| 3.7 | Grafframställning och beräkningar .....                       | 19 |
| 4   | Resultat .....                                                | 20 |
| 4.1 | Sjöar .....                                                   | 20 |
| 4.2 | Vattendrag .....                                              | 23 |
| 4.3 | SL mot sjöegenskaper .....                                    | 27 |
| 5   | Diskussion .....                                              | 29 |

|       |                                                                |    |
|-------|----------------------------------------------------------------|----|
| 5.1   | Ny hydrologi mot SVARS.....                                    | 29 |
| 5.2   | Spridning av mätvärden - QCD .....                             | 29 |
| 5.3   | Korrelation .....                                              | 31 |
| 5.4   | Vattenkemiparametrar .....                                     | 31 |
| 5.5   | Kolsänkor .....                                                | 32 |
| 5.6   | STARS .....                                                    | 32 |
| 5.7   | Användning.....                                                | 33 |
| 5.8   | Framtida studier .....                                         | 34 |
| 6     | Slutsatser.....                                                | 35 |
| 7     | Referenser.....                                                | 36 |
| 7.1   | Muntliga Referenser och kontakter .....                        | 40 |
| 8     | Appendix .....                                                 | 41 |
| 8.1   | Appendix - Parameterförklaring .....                           | 41 |
| 8.2   | Appendix - SMD Uppdelning .....                                | 42 |
| 8.3   | Appendix - Matlab script .....                                 | 43 |
| 8.3.1 | QCD.....                                                       | 43 |
| 8.3.2 | Spearmankorrelation.....                                       | 43 |
| 8.4   | Appendix - QCD.....                                            | 44 |
| 8.5   | Appendix – Spearmankorrelation ackumulerad sjöar .....         | 45 |
| 8.6   | Appendix – Vattenkemiska parametrar mot avståndsmodeller. .... | 46 |
| 8.7   | Appendix – Matlab script.....                                  | 48 |

## Ordlista

|                               |                                                                                                                                                          |
|-------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ack                           | Ackumulerad – Totala arean SV eller totala längden SL uppströms stationen                                                                                |
| Dendritiskt-<br>flödesnätverk | Då vattendragen rinner till huvudfåran likt grenar på ett träd                                                                                           |
| Flätade-<br>vattendrag        | Vattendraget delar sig i flödesriktningen för att senare sammanfogas igen                                                                                |
| Landskaps-<br>perspektiv      | Sett utifrån hela vattendraget i avrinningsområdet                                                                                                       |
| Lsn                           | Hydrologiskt nätverksmodell (Landscape Network) – ett uppbyggt nätverk av vattendrag med rumsliga förhållanden mellan alla vattendrag.                   |
| Nod                           | Sammansättningspunkt mellan vattendrag                                                                                                                   |
| Preds                         | Prediktionspunkter                                                                                                                                       |
| RCA                           | Reach Contributing Area, är den yta som skulle bilda ytavrinning till ett specifikt vattendrags avsnitt                                                  |
| RCAs                          | Reach Contributing area sites, är området som är uppströms stationen inom RCA- området. Alltså stationens avrinningsområde inom RCA.                     |
| Station                       | Miljöövervakningsstationer                                                                                                                               |
| SL                            | Sjö Längd – Längden av virtuella vattendrag som går från sjöars in- och utlopp, likt stomlinjer, utklippt med sjöar från SVAR- databas, enhet är i meter |
| SLU                           | Sveriges lantbruksuniversitet                                                                                                                            |
| SMD                           | Svenska marktäckesdata                                                                                                                                   |
| SMHI                          | Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut                                                                                                        |
| SRK                           | Samordnad recipientkontroll                                                                                                                              |
| SV                            | Den sammanslagna marktypen "Sjöar och våtmarker" från SMD                                                                                                |
| SVAR                          | Svenskt Vatten Arkiv                                                                                                                                     |

# 1 Inledning

Föroreningar från mänskliga källor kan hota den biologiska mångfalden när föroreningar transporteras nedströms med vattendragen (Lyon m.fl., 2011). Det är därför viktigt att ha bra kontroll på vattnets kemi och när förändringar sker. Lyon m.fl. (2011) nämner även att vattendrag har viktiga biologiska funktioner och övervakningen av vattendragens vattenkemi är viktig för att säkerställa vattenkvaliteten.

Data kan samlas in från miljöövervakningsstationer, stationer, och med hjälp av olika geografiska informationssystem, GIS, kan vattnets flödesvägar och kvalitet modelleras (Benedini och Tsakiris, 2013). Geostatistiska modeller är viktiga verktyg för att förstå hur kemiska och biologiska processer verkar i vattendrag. Euklidiskt avstånd, fågelvägen, är det enklaste sättet att länka samma stationer (Little m.fl., 1997). När euklidiska avstånd använts vid modellering av vattendrag har det påvisats att de inte representerar en korrekt bild av verkligheten (Peterson m.fl., 2007).

Om rumsliga mönster och riktningar mellan stationer inte är presenterade på ett korrekt sätt blir de kemiska och biologiska processerna felaktigt modellerade (Peterson m.fl., 2007). Peterson (2007) skriver att om hydrologiska avstånd används borde mer noggranna modeller beskriva de kemiska, fysiska och biologiska processerna som sker i vattendragen än om euklidiskt avstånd används. Little m.fl. (1997) var några av de första som studerade skillnaden i flödesvägar vid modellering av vattenkemiska parametrar. Resultatet var att modellering med hydrologiskt avstånd gav i många fall bättre resultat än euklidiskt avstånd.

När miljöövervakningsdata insamlas från vattendrag och sjöar sker det från enskilda provtagningsplatser. Det ger ett svar på hur vattenkemin är just i den punkten vid det tillfället, men för att se hur hela vattendraget är uppbyggt behövs någon form av interpolation (Little m.fl., 1997). Det finns olika typer av program och verktyg för att interpolera vattenkemin mellan provtagningsplatser.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Detta examensarbete syftade till att kvantifiera och analysera mönster av vattenkemiska interaktioner mellan sjöar och vattendrag genom användning av ArcGIS-verktyget STARS.

Examensarbetet avsåg att besvara följande frågeställningar:

- Hur kan flödesvägen genom en sjö modelleras?
- Hur påverkas vattendragens vattenkemi av sjöar, sker en ökning eller minskning i koncentration av vattenkemiska parametrar?
- Kan STARS användas för att analysera de typer av data som finns tillgängliga för att ta fram mönster och samband mellan sjöar och vattendrag?

## 1.2 Avgränsningar

Eftersom arbetet har en begränsad tidsram har inga geologiska markegenskaper studerats. Provtagning och analys av miljöövervakningsdata har inte utförts på grund av tidsmässiga- och ekonomiska begränsningar.

## 2 Bakgrund

EU:s ramdirektiv för vatten antogs år 2000 av Sveriges Riksdag (Länsstyrelsen, 2015). Syftet med vattendirektivet var att säkra och vårda gemensamma vattenresurser. Eftersom vatten är gränslöst måste samarbete fungera mellan olika administrativa gränser och ett ansvar måste tas gentemot framtida generation i syfte att förbättra och bibehålla vattenkvaliteten. Därmed skapades ett hydrologiskt nätverk i maj år 2010 mellan Lantmäteriet och SMHI, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, (Steiner, 2013) med syfte att integrera dess samverkan om geografisk miljöinformation med förordningen SFS 2010:1 770 (Svensk författningssamling, 2010). Målet med samverkan är att hydrografiredovisningen ska nå upp till EU-direktivet Inspires krav och den svenska standarden för vattensystem (SS 637008) (Lantmäteriet och SMHI, 2015).

SMHI tillhandahåller bl.a. planerings- och beslutsunderlag för väder och vattenberoende verksamheter (SMHI, 2011). SMHI är en statlig myndighet med uppdrag att vara ett expertorgan inom bl.a. hydrologi och klimatologi. SMHI tillhandahåller en öppen databas, VattenWebb, med allmänna väderprognoser, statistik och modellberäkningar som använder den högupplösta hydrologiska modellen S-HYPE och Kustzonmodellen (Lindström, 2014). Enligt Länsstyrelsen (2015) startades ett pilotprojekt, ny hydrografi, under hösten 2012 i Emåns avrinningsområde där en gemensam och öppen databas skapade möjligheter att studera och analysera data mellan olika län och kommuner. Projektet gick ut på att eliminera skillnaderna mellan SMHI:s och Lantmäteriets hydrografi. Lantmäteriet och SMHI utgår från skalan 1:10 000 i ny hydrografi (Lantmäteriet, 2015a) och skalan för de äldre vattendragslinjerna i SVAR-databasen är 1:250 000 (SMHI, 2013).

Vid modellering av vattendrag erfordras data från många olika ställen och tidpunkter för att få en så bra bild som möjligt över vattnets kvalitet. För att säkerställa att rätt typ av data samlas in där de behövs kan modeller vara till stor hjälp (Benedini och Tsakiris, sida 8, 2013). Omfattande underlag krävs för att öka förståelsen kring sammansatta processer gällande vattendragens långsiktiga egenskaper och processer (Risinger, 2015). Länsstyrelsen (2013) nämner att det finns behov av att länens olika datakällor och diverse lösningar på miljöfrågor närmar sig varandra till en ny nationell standard. Länsstyrelsen menar att arbetet med miljöfrågor och framtagningen av åtgärdsunderlag kan bli problematiskt när vattendrag sträcker sig mellan olika län då de arbetar på olika sätt med olika lokala datakällor.

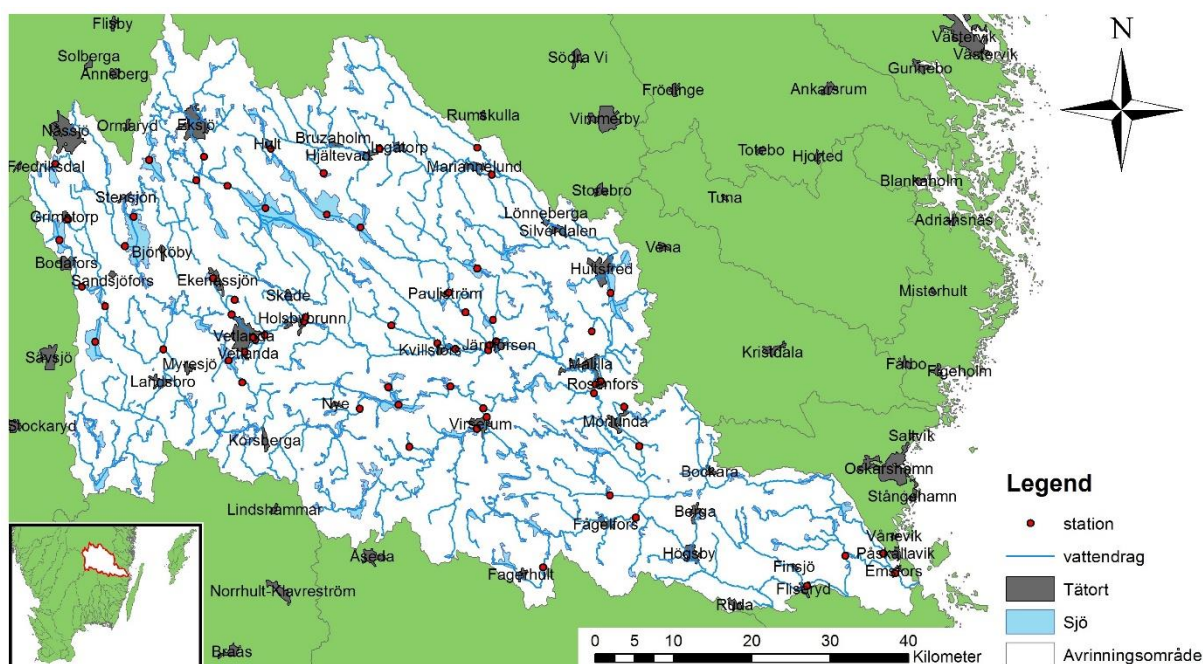
*Citat Länsstyrelsen " Att göra dessa resurser (data) tillgängliga, genom ett tätt samarbete med externa aktörer såsom forskare, universitet, högskolor och privata företag, skulle innebära att vi kan satsa våra data på ... allmän samhällsnytta. " (Steiner, 2013, sida 2).*

Bättre beslut kan fattas av kommunerna eller olika företag då mer noggrant underlag finns med korrekt data och utförliga modelleringar. För att skapa en verklighetsanpassad modell behöver många aspekter och variabler behandlas samtidigt. Detta ställer högra krav på att modellerna är noggranna samt att de data som modellerats är kvalitetssäkrade (Benedini och Tsakiris, sida 12, 2013). Benedini och Tsakiris (2013) menar att modeller skall användas som en representation av verkligheten men att ingen modell kan ta hänsyn till alla bakgrundsp parametrar.

## 2.1 Emån

Emån är ett 220 km långt vattendrag som rinner genom det Småländska höglandet (Emån, 2015). Emån börjar i Storsjön i Nässjö kommun och rinner genom flertalet sjöar, påverkar åtta stycken kommuner i Kalmar och Jönköpings län och berör även en mindre del av Kronobergs och Östergötlands län, Figur 1. Emån har sitt utflöde i Östersjön vid Em i norra delen av Kalmar sund.

Kommunerna som Emån berör är: Nässjö, Eksjö, Sävsjö, Vetlanda, Hultsfred, Högsby, Mönsterås och Oskarshamn. Emån har ett avrinningsområde på ca 4500 km<sup>2</sup> vilket motsvarar halva arean av östra Götaland eller hela Bohuslän. Delar av avrinningsområdet är av riksintresse för kulturmiljövården och friluftslivet. Flertalet biflöden och Emåns huvudfåra är av riksintresse för naturvården (Emån, 2015). Emån är skyddad av ett antal lagar inom EU:s artdirektiv pga. den sällsynta sötvattenfisken malen vars population är hotad av miljöförändringar (Norling m.fl., 2009).



Figur 1. Emåns avrinningsområde med stationer, vattendrag, sjöar och tätorter. Data SMHI & Länsstyrelsen Kalmar.

Emåförbundet bildades 2004 och är i grunden ett vattenförbund men verkar även som vattenråd och som serviceorganisation till de åtta kommunerna och övriga medlemmar när det gäller vattenfrågor i ett avrinningsområdesperspektiv (Emåförbundet, 2015).

Emåförbundet representeras av bl.a. kommunerna, länsstyrelser och näringslivet. De huvudsakliga arbetsuppgifterna är recipientkontroll, vattenhushållning samt vatten- och fiskevård. En del av de stationer som ingår i miljöövervakningen startades före 1980-talet. Några av dessa är idag nedlagda. Stationerna har uppförts successivt över hela Emåns avrinningsområde och flertalet av dem är fortfarande i bruk. Eftersom delar av avrinningsområdet omfattas av riksintressen, vilket ibland innebär att industriella verksamheter inte får öppna och exploatera naturen, vilket i sin tur minskar människans påverkan på vattenkvaliteten.

Det finns många stationer som mäter och registrerar data av vattenprover från Emån. SRK, Samordnad recipientkontroll, utgör en del av den miljöövervakning som utförs inom Emån

(Emån, 2015). SRK utförs av Emånförbundet medan resterande regional och nationell övervakning tillkommer (SLU, 2012). SRK innehåller 57 stycken provtagningsplatser (24 sjöar och 33 vattendrag) i Emåns avrinningsområde där vattenkvalitet mäts med både kemiska och biologiska metoder. Vattenprover tas i regel en gång i månaden alternativt varannan månad i vattendragen. Avseende sjöar sker provtagningen i mitten av augusti varje år. Vilken analysmetod som använts för framtagning av vattenkemiparametrarna beskrivs i Analysmetoder (2015).

Vatten-, sediment- och biotaprover görs kontinuerligt för att studera hur olika ämnen ackumuleras i åar och sjöar. Tillsammans kan dessa prover ge indikationer på vilka ämnen som rör sig i systemet samt om vattnet är påverkat och i så fall i vilken grad (Emån, 2015). Emånförbundet ansvarar för insamling och analys av vattenprover från SRK. SRK har till syfte att övervaka den samlade påverkan på sjöar och vattendrag från olika verksamheter som t.ex. industrier och reningsverk (Emånförbundet-vattenkvalitet, 2015). År 1977 började recipientkontroller utföras samordnat och programmet har ökat förståelsen av olika föroreningars miljöpåverkan. Målsättningen med programmet är kunna tillgodose kvalitativ data för bl.a. transportberäkning av olika ämnen samt recipientens tillstånd i regional skala (Emån, 2015). De regionala och nationella övervakningsdata kan laddas ner på SLU:s hemsida, liksom SRK, men det är olika databaser och utförare, Tabell 1. SLU är på uppdrag av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten datavärdar för data som insamlats genom delar av den nationella och regionala miljöövervakningen (SLU, 2012). I datavärdskapet för sjöar och vattendrag ingår även data från SRK där SLU:s uppgift är att kvalitetssäkrad data ska kunna distribueras så bra som möjligt. De regionala provtagningarna utförs av Länsstyrelsen och de nationella av SLU (SLU, 2012).

Tabell 1. Mängd stationer i Emåns avrinningsområde för åren 2010 och 2013.

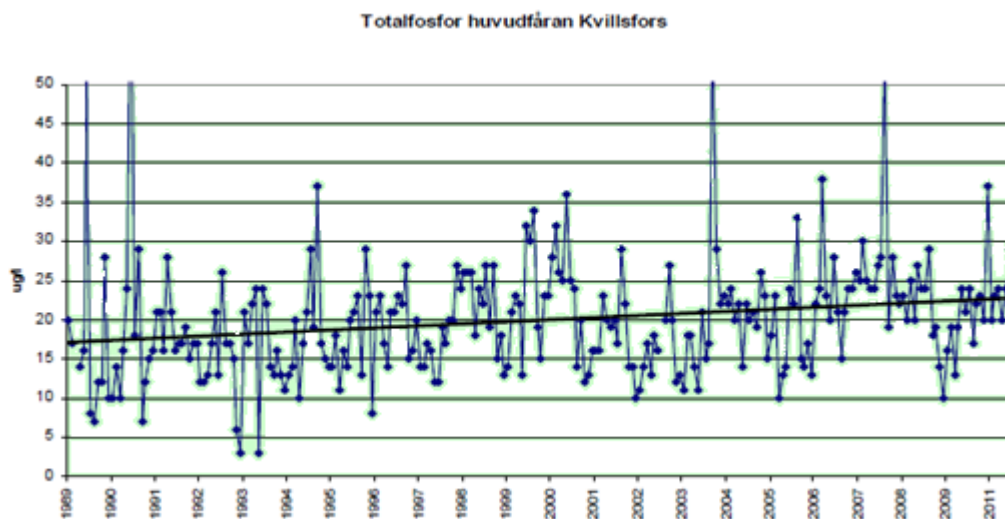
| Källa         | Typ        | 2010 | 2013 |
|---------------|------------|------|------|
| Emånförbundet | Vattendrag | 33   | 33   |
| Emånförbundet | Sjö        | 24   | 24   |
| SLU           | Vattendrag | 5    | 2    |
| SLU           | Sjö        | 2    | 1    |

I Tabell 2 visas basfakta från 2014 där Emåns flöde är mätt vid Emsfors. Hela Emåns avrinningsområde klassas som en boreal region och består mestadels av barrskog (Nydén, 2013; Apps m.fl., 1993).

Tabell 2. Faktatabell Emån från år 2014. Flödet taget vid Emåns utlopp Emsfors (Emån, 2015).

|                            |     |                       |
|----------------------------|-----|-----------------------|
| Avrinningsområdet areal    |     | 4470 km <sup>2</sup>  |
| Sammanlagd sjöarea         |     | 300 km <sup>2</sup>   |
| Andel sjöar av total areal |     | 7 %                   |
| Högsta högvattenföring     | HHQ | 232 m <sup>3</sup> /s |
| Medelhögvattenföring       | MHQ | 100 m <sup>3</sup> /s |
| Medelvattenföring          | MQ  | 30 m <sup>3</sup> /s  |
| Medellågvattenföring       | MLQ | 7 m <sup>3</sup> /s   |
| Lägsta lågvattenföring     | LLQ | 2 m <sup>3</sup> /s   |

Enskilda avlopp är en av de dominerande källorna för fosfor i Emån (Emåförbundet, 2011). Oftast används trekammarbrunnar eller olika typer av infiltrationsanläggningar. Kunskapen är låg om hur stor reningseffekten är av dessa. Anläggningarnas ålder varierar i hög grad vilket ger större osäkerhet. Emåförbundet misstänker att påverkan av fosforhalten är större för enskilda avlopp än vad man tidigare trott. År 2011 såg Emåförbundet en tydlig trend då fosforhalten ökade från 1994 årligen till 2012. Ämnestransporten plottades av fosfor i kg per hektar och år, Figur 2.



Figur 2. Förändring av totalfosfor från 1989 till 2011 i Emån vid Kvillsfors (Emåförbundet, 2011).

Nydén (2013) skriver att det är svårt att dra några slutsatser om ökning eller minskning av mängden kväve och fosfor i Emåns sjöar. När enstaka provtagning sker per sjö och år ger detta ett svagt statistiskt underlag eftersom variationen är stor under året. Risken för slumpvisa variationer är påtaglig. En bidragande orsak till ökade totalfosforhalter tros vara den ökade brunifieringen i vattendrag och sjöar. Nydén (2013) nämner även att sjöarna inom SRK Emån har låga till måttliga halter av näringsämnen med en svag tendens mot ökning vid 2013.

## 2.2 Miljöproblematik

En vanligt förekommande felaktig användning av vattenresurser är när obehandlat avloppsvatten läcker ut i sjöar och vattendrag. Stora negativa effekter skapas på människor och djur eftersom avloppsvatten innehåller stor mängd näring, ofta med hög bakteriehalt, men kan också innehålla farliga ämnen från industrier (Benedini och Tsakiris, 2013, sida 12). Försämring av ytvatten har en direkt påverkan på människors hälsa och ekonomi (Lyon m.fl., 2011) men också på miljön (Braun, 2010). Kotsamma och dyra behandlingar av vattnet blir därmed nödvändiga att utföra. Skulle halterna av kväve och fosfor öka kan detta leda till algbloomning, låga syrehalter och det kan ställa till problem för fiskesamhällen (Nydén, 2013).

## 2.3 Vattenkemiska processer

De vattenkemiska processerna som sker i sjöar och vattendrag skiljer sig åt (Braun, 2010). Vattendrag kännetecknas av höga hastigheter, enkelriktat flöde och turbulent blandning. En processövergång sker från erosion till sedimentation när vattnets hastighet ändras då vatten från vattendrag rinner in i en sjö (Bloesch, 2009). Vattens rörelse i sjöar är långsammare och påverkas av faktorer som stratifiering och sedimentation. Sedimentationsprocesser har ett stort inflytande på vattenkemin i sjön men även vattnets retentionstid. Boreala sjöar har ansetts som potentiella kolsänkor på grund av sedimenteringsprocesser (Apps m.fl., 1993). Tidigare forskning har visat att boreala skogar kan växla mellan att vara en kolsänka men även en kolkälla beroende på jämförelse mellan platser och skala (Valentini m.fl., 2000). Kolbalansen i boreala skogar kan påverkas av klimatstörningar då en tidigare kolsänka kan bli en potentiell kolkälla (Algesten m.fl., 2004). Dammar och små sjöar är mer aktiva i flertalet processer än stora sjöar (Downing, 2010). Downing (2010) säger att när större områden omfattas av små akvatiska system kan dessa områden vara ett av de viktigaste ekosystemen i världen då mängden akvatiska processer är stor. Downing (2010) nämner även att många akvatiska processer är mer komplexa och intensiva i dammar och småsjöar än i större sjöar. Den biotiska komplexitet och diversitet av små vattensystem är välkänd (Elmberg m.fl., 1994). Dammar och småsjöar binder kol till sig med större hastighet än nästan alla andra globala ekosystem (Downing, 2010).

## 2.4 Vattenkemiska parametrar

Vattnets innehåll av vätejoner beskrivs av pH skalan som är en negativ logaritmisk skala av vätejonkoncentrationen. Neutralt vatten har ett värde av pH 7. ANC är ett mått på buffertkapaciteten mot försurning och bestäms genom skillnaden av katjoner och anjoner. Fosfor är ett grundämne som är essentiellt för alla levande organismer på jorden då det används vid produktion och tillväxt (Nydén, 2013). Tot-P anger den totala mängden fosfor i vattnet. Den formen av fosfor som är direkt tillgängligt för växter och plankton är fosfat,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , och är därför en av de vattenkemiska parametrarna vid mätning av vattenkvalitet. Vid höga halter av fosfor är risken för algbloomning stor (Benedini och Tsakiris, 2013). Ljusförhållanden i vatten påverkar förutsättningen för liv hos djur och växter. Humushalt och mängd suspenderade partiklar är de faktorer som främst påverkar ljusförhållandena (Emåförbundet, 2011). Mängden lerpartiklar bestämmer grumligheten medan humusämnena tillsammans med olika järnföreningar bestämmer färgen (Löfgren m.fl., 2003). Färgtalet mäter brunfärgning av vattnet i enheten mg Pt (platina) /l. En modernare metod än färgtalet är att mäta absorbansen i vattnet där detta kan göras med filtrerat och ofiltrerat vatten vid bestämda våglängder (Stibe, 2013). Svenska skogssjöar med relativt hög humushalt är oftast näringsfattiga till följd av lågt pH (Köhler m.fl., 2009). Sjöar med låga syrehalter och hög humushalt brukar generellt innehålla en högre halt av både fosfor och metaller (Emåns årsrapport 2013). För att mäta humushalt och grumlighet används bl.a. parametrarna färgtal och TOC. TOC består av upplöst organiskt kol, DOC, och partikulärt organiskt kol, POC (Weyhenmeyer m.fl., 2012; Moore, 1998). TOC koncentrationen i svenska ytvatten ligger runt 10 mg/l men koncentrationen kan vara högre och vattnet är då starkt färgat (Moore, 1998). Kväve är ett annat essentiellt grundämne för levande organismer och vid mätning av vattenkvalitet mäts den totala kvävehalten, TN, i enheten mikrogram per liter ( $\mu\text{g/l}$ ). TN är uppdelat i organiskt, ON, och oorganiskt kväve, IN, och mäts i samma enhet som TN.

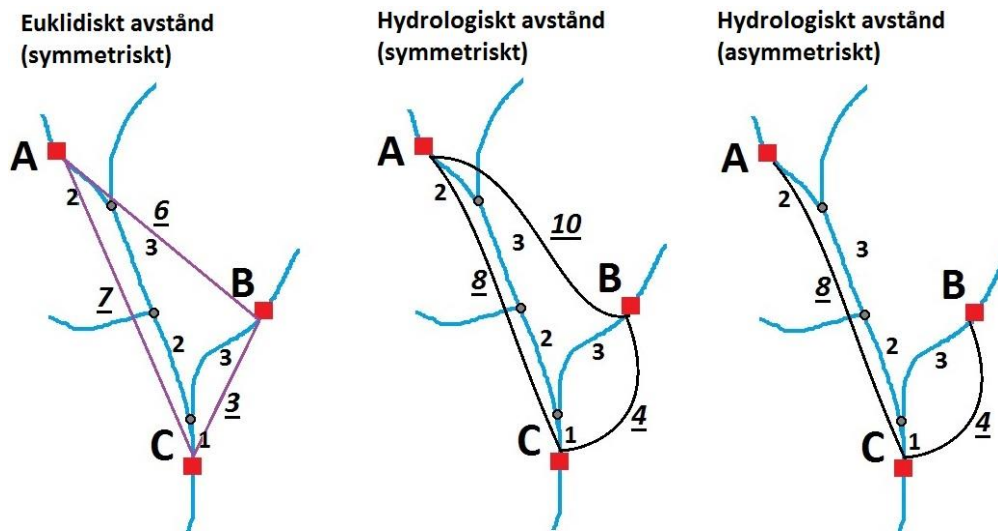
## 2.5 Geografiska informationssystem

ESRI ArcGIS är en programvara för hopsättning, visualisering, analysering och presentation av geografisk information. ArcGIS består bl.a. av programmen: ArcMap och ArcCatalog där varje komponent är designad för ett specifikt ändamål (ESRI, 2015). ArcMap är det program där matematiska beräkningar utförs med hjälp av verktyg eller script som är skrivna i programmet Python. När filer skall flyttas eller skapas skall ArcCatalog användas för att säkerställa att alla filer kommer med eftersom många av dem är länkade till varandra.

Digitala höjdmodeller används i stor utsträckning vid modellering av vattensystem och hydrologi (Jana m.fl., 2007). Jana m.fl. (2007) säger att upplösningsförmågan hos digitala höjdmodeller är av stor betydelse för modellering och analys av markytan för att uppnå god precision. Modelleringen kan innefatta automatiska beräkningar av ett avrinningsområde, utveckling av terräng, dräneringsverksamhet och bestämning av flödesackumulering (Saunders, 1999). Det är inte ovanligt att digitala höjdmodeller har svårt att visualisera hydrologiska mönster i landskap (Saunders, 1999). Saunders (1999) nämner att framsteg har gjorts i många verktyg med algoritmbaserade metoder för att förbättra analys av höjdmodeller. Några av verktygen använder metoder som "inbränning" eller "ytrekonditionering". Jenson och Domingue (1988) var några av de första forskarna som tog fram automatiserade verktyg för att bekräfta sänkor i digitala höjdmodeller som skulle användas för generering av vattendrag. Genom att förbehandla höjdmodellerna med ytrekonditionering kan fullständiga dendritiska flödesnätverk skapas. När korrekt vattendragsdata används kan de här metoderna öka precisionen vid beräkning av ett vattendrags position, längd och avrinningsområdets gränser vid kända hydrologiska förhållanden (Callow m.fl., 2007; Saunders, 1999). Dock förändras höjddatafilen permanent av dessa metoder och kan ställa till problem vid fortsatt analys då bl.a. lutning ska beräknas. Inbränning innebär att använda en rasteravbildning av en vektor, där detta raster innehåller ett visst värde, som bildar en fördjupning i landskapet. Detta medför att bättre beräkningar kan utföras (Jenson och Domingue, 1988; Jana m.fl., 2007). Inbränning har varit en framgångsrik metod i många projekt men det har förekommit fall med förvrängda avrinningsområden eller parallella vattendrag (Saunders, 1999). Vid inbränning av vattendrag skapas en nedgrävd ström av celler vilket kan leda till dramatiska hopp i höjd som beror på inbränningsdjupet. Vid användning av stora inbränningsdjup för att korrigera hydrologin kan markegenskaper t.ex. lutning ändras. I en studie utförd av Callow m.fl., (2007) analyserades vilket inbränningsdjup som gav bäst precision och noggrannhet vid beräkningar av avrinningsområdets storlek och vattendragens position relativt verkligt data. De använde sig av 1 m, 2 m, 5 m, 10 m och 100 meters inbränningsdjup. Resultatet var att ett inbränningsdjup på 10 meter eller mer var nödvändigt för att uppnå god precision i deras flacka landskap. Inbränning är en enkel metod som förändrar minst antal celler och ger bra resultat vid replikering av vattendrag samt vid beräkningar av längd och position av vattendrag (Saunders, 1999).

Före 2000-talet var euklidiska avstånd den främsta avståndsparametern vid geostatistiska modeller gällande vattenkemidata. Forskning har visat att de fysikaliska egenskaperna som nätverkskonfiguration, hopsättning, flödesriktning och vattendragens position i nätverket kräver en mer processbaserad avståndsparameter (Peterson m.fl., 2007; Olden m.fl., 2001). Peterson m.fl. (2006) undersökte korrelationen mellan vattenkemiska parametrar relativt olika avståndsmätningar. Avståndsmodellerna som testades var de hydrologiska avstånden

symmetriskt och asymmetriskt samt euklidiskt avstånd. Symmetriskt avstånd är totala avståndet mellan samtliga stationer både uppströms och nedströms längs vattendragslinjerna. Alla stationer är ihopkopplade och ett avstånd kan bestämmas mellan dem. Asymmetriskt avstånd innebär att ett enkelriktat flöde finns i nätverket och att avståndet enbart kan vara uppströms eller nedströms Figur 3.



Figur 3. Översiktsbild över avståndsmodeller. Det tal som är understruket är avståndet mellan stationerna för den angivna avståndsmodellen. Till vänster: vattendrag med euklidiskt avstånd. Mitten: vattendrag med symmetriskt avstånd. Höger: vattendrag med asymmetriskt avstånd.

Euklidiskt avstånd, fågelvägen, var mest lämpat för regional geostatistisk modellering. Peterson m.fl. (2006) nämner att symmetriska och asymmetriska avstånd kan användas för att representera fysikaliska och biologiska processer i vattendrag. Euklidisk avståndsmätning är inte alltid den lämpligaste avståndsmodellen för att modellera kemiska och biologiska processer i vattendrag (Lyon m.fl., 2011; Olden m.fl., 2001; Dent och Grimm, 1999). Vid användning av asymmetriskt eller symmetriskt avstånd kan ibland mer exakta modeller framställas eftersom biologiska och kemiska processer är korrelerade med flödesriktning (Olden m.fl., 2001). Om exempelvis en olycka sker i närheten av ett vattendrag och ämnena är vattenburna kan asymmetriskt avstånd användas för att se vart det kontaminerade vattnet strömmar. Vatten strömmar inte enbart i vattendrag utan även i marken som grundvatten. Det går med hjälp av euklidiska eller symmetriska avståndsmodeller studera hur förändringen sker av de vattenkemiska parametrarna i marken. Asymmetriskt avstånd kan inte ta hänsyn till både uppströms och nedströms samtidigt. Förändringen av vattenkemin mellan stationer behöver inte vara bäst korrelerad då symmetriskt eller asymmetriskt avstånd används (Ganio m.fl., 2005). Förändringen i vattenkemi kan bero på olika geologiska egenskaper i marken, olika typer av markanvändning eller större hydrologiska egenskaper såsom försurat regn. Peterson m.fl. (2006) nämner att euklidiska avståndsmodeller kan vara bättre att använda eftersom förändringen av de vattenkemiska parametrarna inte är beroende av flödesvägen. Euklidiskt avstånd och hydrologisk symmetrisk avståndsmodell kan vara att föredra då mängden stationer är få (Temnerud, 2015 Pers. Med.). I övre delen av vattendraget kommer stationerna inte vara kopplade till varandra om en asymmetrisk modell används. Symmetriska avstånd kan då vara ett bra sätt att studera vad som händer i de övre regionerna samt i mindre områden när stationerna inte är kopplade till varandra.

FLoWS, Functional Linkage of Watersheds and Streams, som är föregångaren till STARS är en uppsättning av analysverktyg som länkar samman vatten och markkomponenter av landskapet till hydrologiska processer (Theobald m.fl., 2006). Dessa analysverktyg gör det möjligt att navigera i nätverket och utföra en mängd olika beräkningar. Enbart några av analysverktygen är inkluderade i STARS från FLoWS (USDA, 2015a).

De geostatistiska modeller som finns idag är baserade på en mängd olika avståndsparametrar (Peterson m.fl., 2007). Peterson (2007) säger att det kan vara möjligt att konstruera en verklighetstrogen modell som tar hänsyn till fysiska parametrar som flödes hastighet, vattendragsslutning och bättre avläsning av höjddatafiler. I tidigare studier som gjorts på vattennätverk har sjöar inte modellerats eller så har förekomsten av sjöar i studien varit för få för att ge något resultat. För att förbättra prestandan hos geostatistiska interpolationsmetoder för vattendrag är sjöar viktiga (Lyon m.fl., 2011; Isaak m.fl., 2014). Lyon m.fl. (2011) menar att sjöar måste inkluderas i modellerna.

Vid modellering av vattenkemiska parametrar i sjöar har rinnsträckan mellan mätpunkter stor betydelse (Braun 2010). Resultaten av Braun (2010) visade att användning av sjöjusterade avstånd förbättrar interpolationsprestandan i en stor majoritet av fallen jämfört med när euklidiska avstånd användes. Braun (2010) skriver även att graden av förbättring varierar, men den allmänna trenden mot bättre resultat sker då rinnsträckan är justerad.

## 2.6 STARS - Spatial Tools for the Analysis of River Systems

STARS som är ett nytt verktyg i det geografiska informationssystemet ArcGIS utvecklades av NOAA, The National Oceanic and Atmospheric Administration – USA, och CSIRO, Australia's national science agency (USDA, 2015b). STARS är ett verktyg som formaterar rumslig data för att passa de statistiska modeller som används i statistikprogrammet R (Jay M Ver Hoef, 2014). Den hydrologiska nätverksmodellen som STARS bygger upp formateras till ett SSN paket som gör filerna läsbara i statistikprogrammet R. Dr Erin Peterson tillverkade en enkel och beskrivande guide för hur STARS används på bästa sätt och vad som bör tänkas på vid modellering (Peterson, 2015).

Vid användning av STARS skapas en personlig geodatabas i ArcGIS där vattendragen bygger upp ett hydrologiskt nätverk där noder finns som koppling mellan varje vattendrag (Peterson, 2015). När vattendragen inte är framtagna ur den digitala höjdmodellen, exempelvis med verktygen i Spatial Analyst - Hydrology (ArcGIS Resources, 2014), använder STARS "inbränning" av vattendrag (Peterson, 2015). STARS tillhandahåller hjälpverktyg som kontrollerar att nätverket är korrekt uppbyggt. Flätade vattendrag är en process som sker naturligt men denna typ av nätverksuppbyggnad bland vattendragen klarar STARS inte av att hantera. Om topologiska fel existerar inom nätverket kommer inte SSN paketet att fungera korrekt vilket gör att filerna ej är läsbara av R.

### Hydrologiska nätverksmodellen består av:

|       |                                          |
|-------|------------------------------------------|
| Edges | Vattendragen                             |
| Sites | Stationer                                |
| Preds | Prediktionspunkterna                     |
| Nodes | Sammankopplingspunkter mellan vattendrag |

Vattendrag, vattendragslinjer och stomlinjer kallas för edges i STARS och bygger tillsammans upp ett hydrologiskt nätverk, Lsn, (Peterson och Ver Hoef, 2014; Mårtensson m.fl., 2013). Reach Contributing Area, RCA, är den yta som skulle bilda ytvattenavrinning till ett specifikt vattendrag och skapar med hjälp av vattendragsdata, en digital höjddmodell samt sjödata (Peterson, 2015). Varje vattendrag har ett RCA kopplat till sig för att kunna beräkna och studera hur området ser ut just vid det vattendraget. Eftersom landskap inte är homogena är det intressant att studera hur områden skiljer sig åt och om det finns någon korrelation mellan det närliggande området och hur de vattenkemiska parametrarna ändras. Det kan hända att ett vattendrag inte tilldelas ett eget RCA. Detta kan bero på att vattendragen befinner sig i en sjö, alternativt att höjddatapixeln är så stor att vattendraget delar sig i den (Peterson, 2015). Peterson (2015) säger även att STARS är konstruerat så att ett "ett till ett" förhållande finns mellan vattendragen och deras RCA samt mellan vattendraget och stationen. Det finns alltså en länk mellan dem vilket gör beräkningarna enklare att genomföra.

STARS tillhandahåller en mängd olika verktyg för att utföra beräkningar. Exempelvis; att beräkna den ackumulerade arean av bakgrundsdata till varje station eller beräkna area av bakgrundsdata inom varje RCA till det vattendrag det är kopplat till. Peterson och Hoef (2014) nämner att detta kan öppna upp nya sätt att studera hur vattenkemin förändras gentemot olika typer av bakgrundsdata.

## **2.7 Marktäckesdata - SMD**

Corine-programmet startade år 1985 inom EU och år 1992 tog Naturvårdsverket initiativ till att starta arbetet med insamling av markdata i Sverige (Engberg, 2002). Corine- programmet var ett program som startades för att länderna inom EU skulle börja samla in data om miljön. Lantmäteriet fick år 1999 uppdraget av regeringen att fullfölja insamlingen. I ett tidigt stadium beslöt de att marktäckesdata inte enbart skulle uppfylla de europeiska kraven utan även skapa en produkt som bättre skulle uppfylla de svenska behoven – en produkt som kallas Svenska Marktäckesdata, SMD (SCB, 2015). Naturvårdsverket ansvarar idag för SMD (Naturvårdsverket, 2014)

Framtagningen av marktäckesdata har sitt ursprung i CORINE Land Cover, CLC, som består av 44 stycken olika markklasser. CLC är ursprungligen framtagen för medelhavsländerna och den svenska version, SCLC, innehåller enbart 35 av dessa 44 olika klasser (Ahlcróna, 2003). Svenska Marktäckesdata, SMD, består av ett antal underklasser till SCLC. SMD är en detaljerad produkt för att uppfylla de svenska behoven av bättre information. Förutom att fler tillägg av underklasser existerar i SMD jämfört med SCLC har den även en mindre minsta redovisningsenhet. Redovisningsenheten har reducerats till 1, 2, 5 eller 25 ha beroende på klass (Engberg, 2002). Engberg (2002) säger att därmed kan fler antal klasser redovisas i SMD, totalt 57 stycken, med större noggrannhet än SCLC 35 klasser.

### 3 Metod

Första delen av examensarbetet bestod av att använda STARS och bygga upp en modell bestående av flödesvägar, stationer, bakgrundsdata samt prediktionspunkter för vidare analys i det statistiska analyseringsprogrammet R. Analys i R utgör ett annat separat examensarbete. Andra delen bestod i att studera hur de vattenkemiska parametrarna förändras mellan stationerna relativt bakgrundsdata som SMD.

Här presenteras de data som använts vid modellering där en uppdelning är gjord av vattendrag och sjöar, vattenkemiska parametrar, SMD, STARS samt hur data bearbetades i Matlab.

Pilotprojekt utfört av Lantmäteriet och SMHI, ny hydrografi, gällande kartering av Emåns vattendrag och lutning har legat till underlag vid det här examensarbetet. Ny hydrografi för Emåns vattendrag var av stor noggrannhet men innehöll information som gjorde att STARS inte kunde fungera korrekt. STARS kan inte behandla all typ av information som finns i vattendragsdata. Flätade vattendrag som är en naturligprocess fanns i stor mängd i ny hydrologi, samt fanns flertalet utflödespunkter i detta vattendragsnätverk. Flätade vattendrag klassas som ett topologiskt fel i STARS. Vattendragsdata från ny hydrografi framtaget av Lantmäteriet och SMHI jämfördes med vattendrag hämtat från SMHI:s öppna datatjänst Vattenwebb, SVAR-databasen. En korrigering av ny hydrologis vattendragsdata var tvunget att göras om dessa data skulle användas vilket skulle ändra flödesvägarna i nätverket. Därav beslutades att enbart använda data från SVAR.

Av samtliga data tagna från Vattenwebb är SMHI rättighetsinnehavare enligt SMHI Licensavtal (2012) där liknande regler gäller Lantmäteriet. Data som används redovisas i Tabell 3.

Tabell 3. Äganderätt av data.

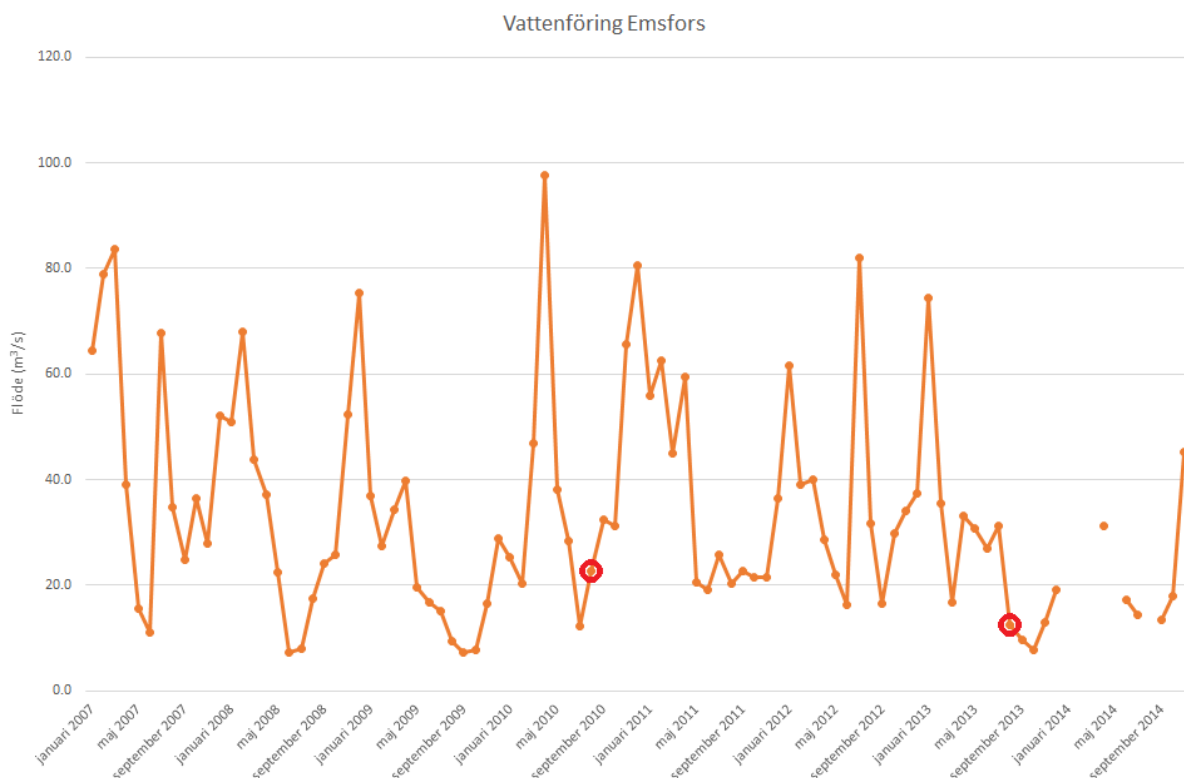
| Data typ              | Namn i nätverksmodellen | Ägare                          |
|-----------------------|-------------------------|--------------------------------|
| Vattendrag            | edge                    | SMHI                           |
| Sjöar                 | waterbodies             | SMHI                           |
| Station               | site                    | Emåförbundet, SLU:s databank   |
| Digital höjdmodell    | DEM                     | Lantmäteriet                   |
| Svensk Marktäckesdata | SMD                     | Lantmäteriet, Naturvårdsverket |
| Avrinningsområde      |                         | SMHI samt Länsstyrelsen Kalmar |

Varje sjö från SMHI har ett unikt id som förr bestämdes av sjöns utloppskoordinater. Det finns idag information om ca 106 600 sjöar i SVAR-databasen av SMHI (Pettersson och Wingqvist, 2013). Uttaget av de sjöar som fanns i Emåns avrinningsområde gjordes i ArcGIS från SMHI:s sjöar. Emåns avrinningsområde innehöll ca 450 sjöar från SMHI där den minsta sjöns area är 2,3 ha. Enlig Emåförbundet skall det finnas runt 900 sjöar med en area större än 1 ha (Emån, 2015). Detta betyder att det finns ca 450 sjöar med en area mellan 1 och 2,3 ha, så majoriteten av sjöarna i Emåns avrinningsområde är små. När data för de mindre sjöarna inte fanns har dessa inte kunnat studeras i analyseringen. Av de 450 sjöar som finns i Emåns avrinningsområde innehöll ca 280 stycken data om medeldjup, maxdjup och volym, samtliga sjöar innehöll areadata.

Lantmäteriet tillhandahåller digitala höjdmodeller för hela Sverige med två olika upplösningar, 2 m och 50 m grid. Grid är storleken på varje ruta som innehåller ett specifikt värde (Lantmäteriet, 2015b). Digitala höjdmodeller med upplösningen 2 meter hämtades från Lantmäteriet, en hopsättning av ett antal områden var nödvändigt eftersom enbart mindre datavolymer kunde hämtas åt gången. Hopsättning av data gjordes i ArcMap med Data Management verktyget Mosaic (Esri, 2015).

### 3.1 Vattenkemi

Vattenkemidata från Emåns stationer modellerades för augusti månad åren 2010 samt 2013, Figur 4. Det är enbart under augusti månad som provtagning sker för samtliga stationer. Skillnaden i månadsmedelflöde var störst för åren 2010 och 2013,  $22,5 \text{ m}^3/\text{s}$  resp.  $12,5 \text{ m}^3/\text{s}$ . De stationer som undersöktes innehöll data från valda vattenkemiska parametrar, Tabell 4. Hemtagning av all vattenkemidata gjordes samt formatering av tidsserierna där filtrering, ändring och beräkningar utfördes av de vattenkemiska parametrarna. Borttagning av metadata samt övrig vattenkemidata som inte behövdes genomfördes så att enbart stationens namn, position, tillhörighet, typ samt vattenkemiska parametrar kvarstod. Detta enbart för att göra datamängden mindre och färre antal kolumner i ArcGIS "attribute table" erhålls.



Figur 4. Diagram över månadsmedelvattenföringen vid utflödet vid Emsfors. De två röda cirkelarna är provtagningspunkterna för augusti månad 2010 och 2013. Skillnaden i vattenföring var störst mellan dessa årtal under augusti månad.

Tabell 4. Vattenkemiska parametrar som analyserades i STARS.

| Vattenparameter             | Förkortning        | Enhet      | Beräkning                                                                                                                 |
|-----------------------------|--------------------|------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| pH                          | pH                 |            |                                                                                                                           |
| Absorbans filtrerad         | Abs                | 420nm. 5cm |                                                                                                                           |
| Syraneutraliserande förmåga | ANC                | mekv/l     | $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^{-} + \text{NO}_3^{-})$ |
| Färgtal                     | Färgtal            | mg Pt/l    |                                                                                                                           |
| Oorganiskt kväve            | IN                 | µg/l       | $\text{NO}_2^{-} + \text{NO}_3^{-} + \text{NH}_4^{+}$                                                                     |
| Organiskt kväve             | ON                 | µg/l       | $\text{ON} = \text{TN} - \text{IN}$                                                                                       |
| Totalt kväve                | TN                 | µg/l       |                                                                                                                           |
| Total fosfor                | Tot - P            | µg/l       |                                                                                                                           |
| Fosfat                      | PO <sub>4</sub> -P | µg/l       |                                                                                                                           |
| Totalt organiskt kol        | TOC                | mg/l       |                                                                                                                           |

Beräkning av IN, ON samt ANC utfördes för samtliga stationer där data existerade. I de stationer där data saknades för nitrit,  $\text{NO}_2^{-}$ , och ammonium,  $\text{NH}_4^{+}$ , antogs att mängden oorganiskt kväve var samma som mängden nitrat,  $\text{NO}_3^{-}$ . När data saknades för nitrat och nitrit kunde varken den organiska eller den oorganiska mängden kväve beräknas vilket ledde till glapp i data. Det här påverkar i sin tur beräkningen av ANC när nitrat skall subtraheras. ANC beräknas fram i enheten milli-ekvivalenter per liter, mekv/l, vilket motsvarar antalet millimol laddning som finns per liter. Koncentrationen av nitrat i mekv/l är två till tre potenser lägre jämfört med de övriga jonerna. Därav gjordes valet att ignorera nitrat vid beräkning av ANC vid de stationer som saknade mätdata för nitrat. När koncentrationen för miljöövervakningsdata var under detekteringsgränsen antogs värdet för halva detekteringsgränsen, ”nytt antaget värde” Tabell 5. Denna metod valdes på grund av sin enkelhet. Det fanns möjlighet att använda andra statistiska modeller som nämns av Helsel (1990), men eftersom modelleringen var tidsbestämd användes den enklaste metoden.

Tabell 5. Antal mätningar som var under detekteringsgräns för stationerna 2010 och 2013. Värdet inom parenteserna är totala mängden stationer för respektive år. För vattendragsstationerna där antalet mätningar var färre än totala mängden så saknas data.

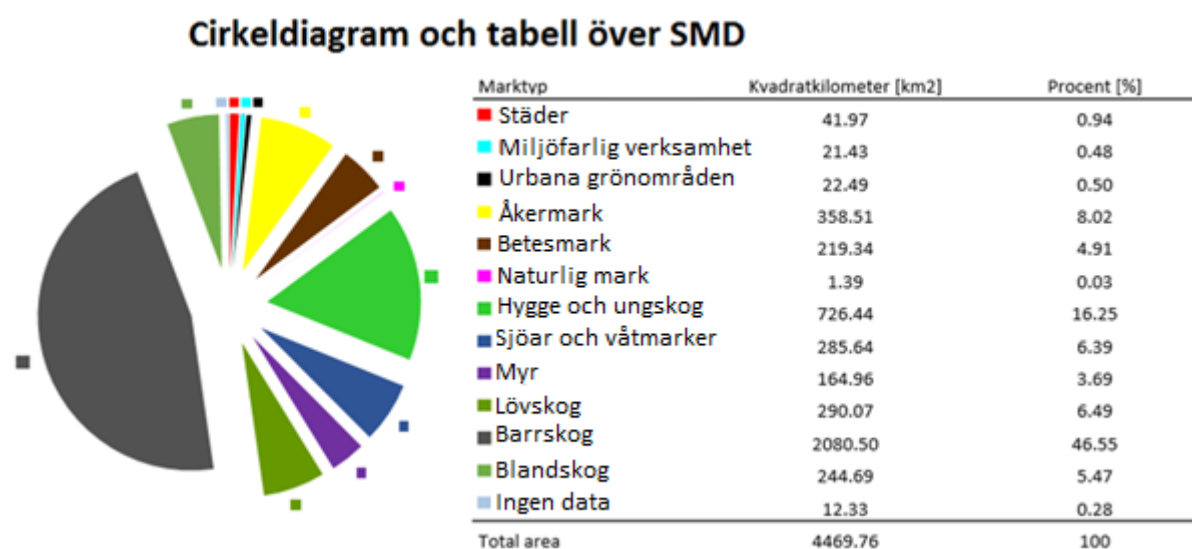
| Vattenkemi parameter         | Gräns (µg/l) | Nytt antaget värde (µg/l) | 2010 sjöar (26) | 2013 sjöar (25) | 2010 vattendrag (38) | 2013 vattendrag (35) |
|------------------------------|--------------|---------------------------|-----------------|-----------------|----------------------|----------------------|
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | <50          | 25                        | 17/26           | 20/25           | 6/38                 | 6/35                 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | <20          | 10                        | 23/26           | 22/25           | 0/6                  | 0/3                  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | <50          | 25                        | 0/26            | 0/25            | 1/6                  | 0/3                  |
| PO <sub>4</sub> -P           | <5           | 2                         | 15/26           | 15/25           | 1/6                  | 0/3                  |
| Mg <sup>2+</sup>             | <2           | 1                         | 6/26            | 8/25            | 0/20                 | 0/17                 |

Vattenkemin ser olika ut beroende när på året som mätningen utfördes. Om miljöövervakningsdata samlats in från en sjö kommer den vara skiktad större delen av året. Många av de kemiska reaktioner som sker i vattnet är termodynamiska, värmeberoende, och vattenkemin kommer på så sätt vara olika beroende på vilket djup som provet tas från. Höga flöden brukar samvariera med lägre temperaturer i Sverige. Därav togs enbart data från 0,5 meters djup från alla sjöar och vattendrag.

### 3.2 Modellering SMD

SMD som användes vid modelleringen var av version 2.3 och blev senast uppdaterad 2003-09-10 av Lantmäteriet (Engberg, 2002). SMD baseras på satellitdata, i första hand Landsat TM och avser år 2000 +/- ett år med koordinatsystem Sweref99TM och pixelstorlek på 25 m. Det totala RMS-felet, Root Mean Square, är mindre än en pixel, alltså 25 m. Mer info om Svenska CORINE Marktäckesdata Produktspecifikation för klassdefinitionerna samt metadata från Lantmäteriet finns hos (Ahlcrona, 2003).

SMD i rasterformat skapad av Lantmäteriet sattes ihop i ArcGIS med Mosaic likt DEM, enbart delar av avrinningsområdet kunde tas hem samtidigt. SMD innehöll klasser som ej var av intresse för detta projekt. Verktuget Reclassify- Spatial Analyst (Esri, 2014) användes för att sätta samman klasser som innebar liknande markanvändning som städer, orter med en befolkning på mer eller mindre än 200 personer och landsbygdsorter. Se 8.2 Appendix hur uppdelningen gjordes utifrån Lantmäteriets – Svenska CORINE Marktäckesdata, dokument SCMD-0001. Det skapades 12 nya marktyper av de 57 som existerade i SMD från början då majoriteten av arean består av barrskog, hygge och ungskog, åkermark samt blandskog, Figur 5. Reclassify användes i ArcMap när samtliga klasser från SMD sattes ihop till 12 nya rasterfiler. Emåns avrinningsområde består till större delen av skogsmark där jordarten morän är dominerande men inslag av torvmark existerar också (Emåns årsrapport 2013). Detta innebär att en stor del av sjöarna har ett naturligt högt färgtal. Färgtalet kan öka av mänsklig påverkan, framför allt av markanvändning som avverkning av skog (Steedman, 2000; Gunn m.fl., 2003). Vid analys användes enbart marktypen "Sjöar och våtmarker" från SMD där denna marktyp tilldelats storheten SV, enhet kvadratmeter.



Figur 5. Tabell med de 12 nya klasserna för SMD samt cirkeldiagram över SMD areauppdelningen i avrinningsområdet.

### 3.3 Statistiska metoder

Kvartil koefficientdispersion, QCD, är inom statistik något som mäter den relativa variationen i data. QCD kan användas för att jämföra olika typer av data, mätserier, med varandra då de

ursprungligen innehåller olika enheter (Francis, 1998, sida 155,156). Ju närmre 0 QCD värdet är desto mindre spridning är det av de uppmätta mätvärdena.

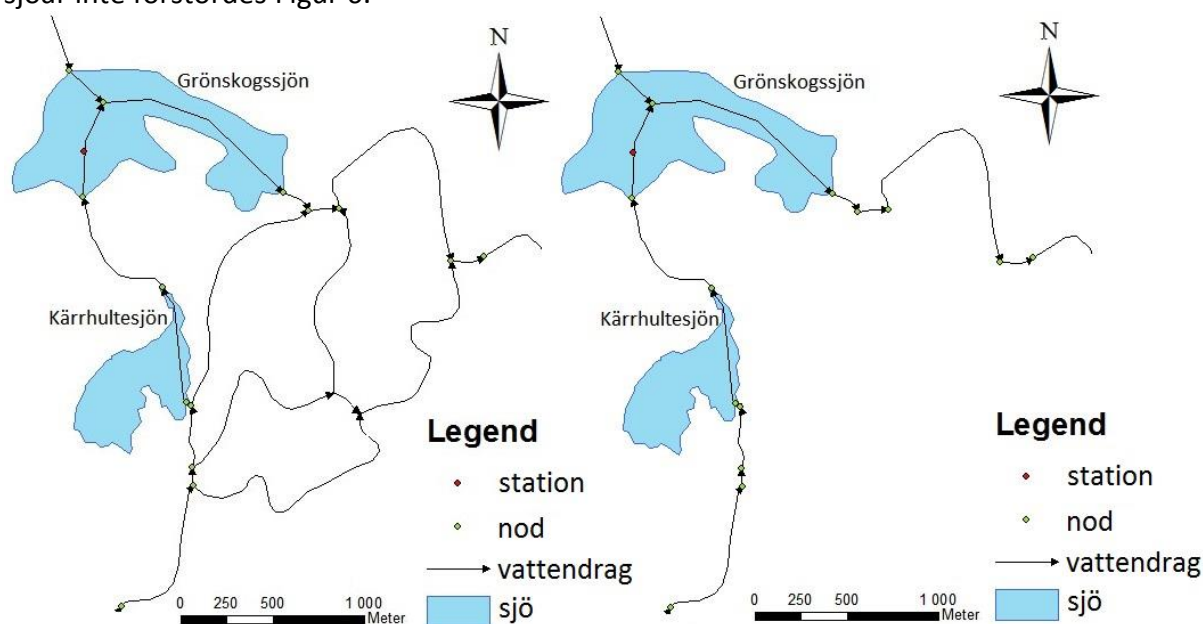
QCD beräknas fram genom kvartilavståndet, IQR, eller skillnaden mellan 75 percentil ( $Q_3$ ) och 25 percentil ( $Q_1$ ) dividerat på totala medianen ( $Q_2$ ), Ekvation 1. Kvartilavståndet täcker 50 % av observationerna, från medianen och en fjärdedel av värdena ut åt vardera hållet.

$$QCD = \frac{IQR}{Q_2} = \frac{Q_3 - Q_1}{Q_2} \quad (1)$$

För att kunna beskriva styrkan av ett samband mellan två eller flera variabler kan korrelation användas (Zar, 1972). Korrelation är ett begrepp inom statistiken och uttrycks av ett värde mellan -1 och 1 tillsammans med ett signifikantvärde, p-värde. När icke linjära samband skall beskrivas kan Spearmankorrelationen,  $r_s$ , användas. När stark korrelation existerar går  $r_s$  mot -1 eller 1 och när svagt eller inget samband existerar går  $r_s$  mot 0. Signifikantvärdet beskriver osäkerheten i sambandet och desto lägre osäkerhet, p-värdet går mot 0, ju större trovärdighet. När p-värdet är under 0,05 är sambandet signifikant. Detta innebär att det samband som finns mellan punkterna existerar för 95 % av dem. När ett högt värde av  $r_s$  och ett lågt p-värde erhålls finns ett starkt samband som är signifikant.

### 3.4 STARS

De vattendrag som simulerades i STARS var data från SMHIs öppna datatjänst Vattenwebb, SVAR-databasen, i skala 1:250 000. Data från SVAR var av sämre precision och upplösning samt innehöll en mindre mängd vattendrag jämfört med data från ny hydrografi gjord av Lantmäteriet och SMHI. Däremot bestod data från ny hydrografi av en större mängd flätade vattendrag och delningar nedströms vilket inte är tillåtet i STARS (Peterson, 2015). Vattendragen från SVAR-databasen korrigerades på ett sådant sätt att flödesvägen genom sjöar inte förstördes Figur 6.



Figur 6. Bilden till vänster visar en överblick över vattendragen från SVAR-databasen före korrigering och den högra efter. Bilden är gjord i ArcMap och lokaliserad precis ovanför utloppen vid Em. Data: SMHI.

När höjddata och lutning, Z- och M- values, sparat i vattendraget inte var tillåtna i STARS fick höjddata för varje station sparas i dess attribut table. STARS kan enbart hantera data i form av 2D vilket gör att framtagning av lutningen hos vattendragen och höjdskillnaderna är begränsade (Peterson, 2015).

Vid modellering av sjöarean, för både ackumulerad och för varje RCA, användes arean från SV istället för de sjöar som SMHI kartlagt. SV användes för att totala sjöarean från SV är större samt innehåller en större mängd mindre sjöar där stor noggrannhet existerar jämfört med SMHIs. SMHIs minsta sjö innehåller en area på 2,3 ha och SV minsta redovisningsenhet är 1 ha. Detta innebär att SV bidrar både med mer kvantitativ men också mer kvalitativ data. När sammanslagningen utfördes av SV bidrog detta till en 12 % större area än SMHIs sjöar, Tabell 6, Ekvation 2.

Tabell 6. Areal över SV och SMHIs sjöar.

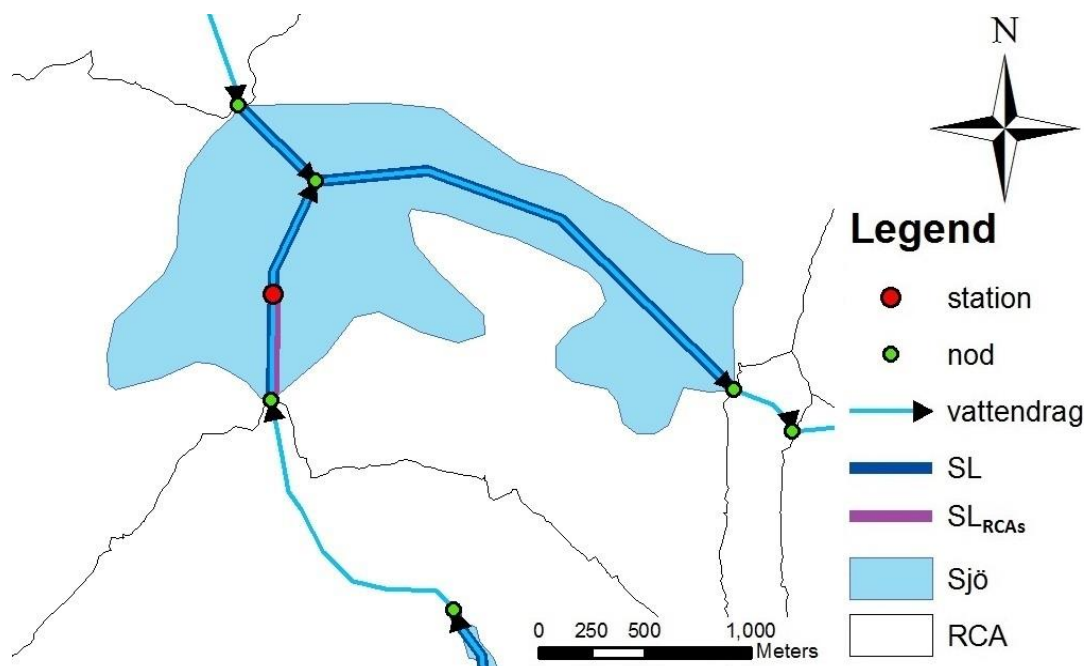
| Area         | Kvadrat kilometer (km <sup>2</sup> ) |
|--------------|--------------------------------------|
| SV           | 285,6                                |
| SMHI – Sjöar | 253,5                                |

$$\text{Procentuell skillnad} = 1 - \frac{SV}{SMHI - Sjöar} \times 100 \quad (2)$$

Diverse verktyg som STARS innehåller användes för att beräkna SVs area till RCA, vattendragen, stationerna och prediktionspunkterna. När data som är ackumulerad beskrivs kommer dock vara nedsänkt i texten.

### 3.5 Sjölängd - SL

Vid användning av program för geografiska informationssystem kan vattendrag representeras av en linje. När dessa linjer går igenom sjöar representeras flödesvägen genom sjön av denna linje. Eftersom vattnets väg genom sjöar beror på många olika faktorer är det enklaste sättet att mäta rinnsträckan genom sjöar med just denna linje. Linjen genom sjön är inte en euklidisk linje från inlopp till utlopp utan följer oftast sjöns mittpunkt, Figur 7. De vattendraglinjer som finns inuti sjöarnas polygon kallas sjölängd, SL, och dess sträcka i meter beräknades till varje sjö med hjälp av olika verktyg i ArcGIS. När flera flödeslinjer existerade i samma sjö summerades dessa.



Figur 7. Översigtsbild Grönskogssjön med vattendrag, station, SL,  $SL_{RCA}$ , noder och RCA. Vattnets flödesväg visas av pilarna på vattendragen.

Genom att använda de avståndsberäkningsverktyg som FLOWS innehåller kunde SL beräknas mellan varje station både symmetriskt och asymmetriskt. SL inom varje RCA beräknades även till varje station i dess område genom att anta samma värde som det vattendrag stationen är kopplad till.

STARS användes för att beräkna den ackumulerade SL till varje station,  $SL_{ack}$ . Vattenkemidata från stationerna analyserades mot SL mellan samtliga stationer, symmetriskt och asymmetrisk, för att studera om en Spearmankorrelation fanns dem emellan. Det utfördes även analys om Spearmankorrelation existerade för varje sjös SL mot sjös max-, medeldjup, area och volym. Detta för att säkerhetsställa att samband finns mellan SL och någon av sjös parametrar.

### 3.6 Reach Contributing Area Sites - RCAs

Reach Contributing Area, RCA, är den yta som skulle bilda ytvattenavrinning till ett specifikt vattendrag och med hjälp av verktyg i STARS kan stationernas exakta position på vattendragen bestämmas. Varje station tilldelas ett värde, ratio, beroende på hur långt upp på vattendraget deras position är, 0 längst ned och 1 vid toppen. Detta görs genom Ekvation 3 där  $d(l^j, x_i^j)$  är avståndet på vattendraget  $j$  (hydrologiskt avstånd) mellan punkterna  $l^j$  och  $x_i^j$  där  $L_j$  är totala längden av vattendraget  $j$ . Stationens position på vattendraget är  $x_i^j$  och denna beräkning utförs av ett verktyg i STARS när stationerna kopplas till vattendragen.

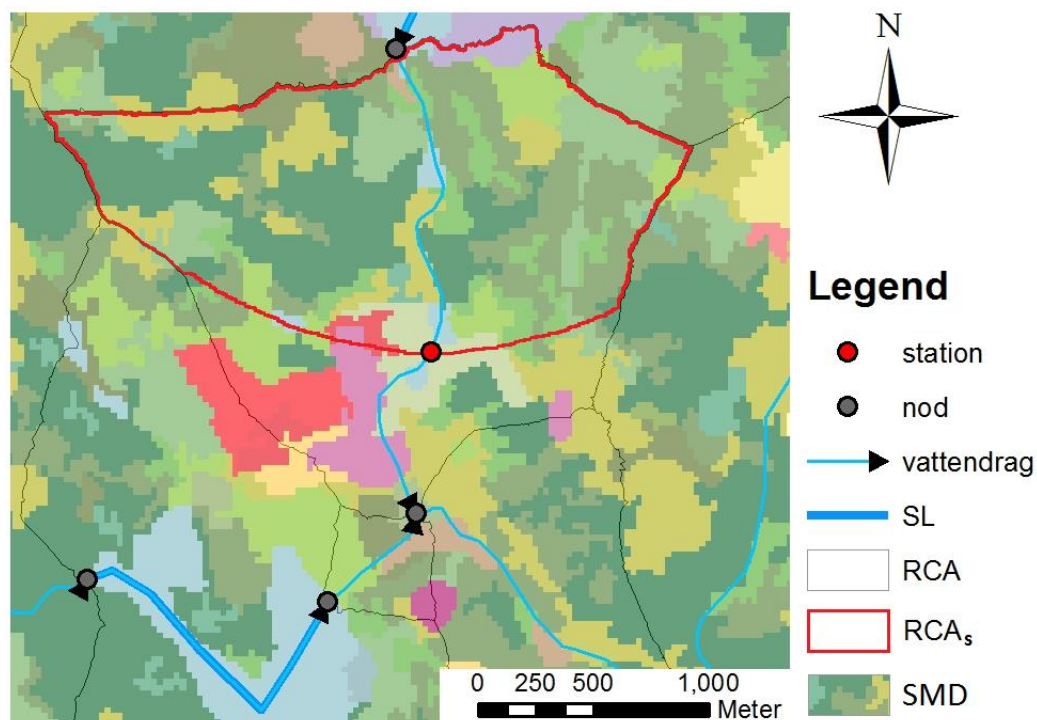
$$ratio = \frac{d(l^j, x_i^j)}{L_j} \quad (3)$$

Om bakgrundsdata antas vara homogent fördelat i varje RCA kan en generell bild över närområdet till varje station studeras. I den här studien beräknades arean ovanför varje station genom Ekvation 4 då detta tilldelades storheten  $RCA_s$ .

$$RCA_s = RCA \times (1 - ratio) \quad (4)$$

$RCA_s$  är den teoretiskt beräknade arean uppströms stationen inom RCA-området.  $RCA_s$  är alltså den röda arean uppströms stationen, Figur 8. Det röda området i Figur 8 är inte framtaget med ArcGIS utan skall enbart ge en bättre förståelse var  $RCA_s$  ligger förhållande till stationen.  $RCA_s$  kan ge ett mått på vilken typ av mark som finns ovanför stationen och som kan ha en direkt påverkan på de vattenkemiska parametrarna. Samtliga 12 marktyper från SMD och SL beräknades till varje station för  $RCA_s$ . När data inom  $RCA_s$  beskrivs kommer  $RCA_s$  vara nedsänkt i texten.

För nio stationer var beräkning av  $SL_{RCA_s}$  inte möjlig, flera vattendrag existerade i samma RCA. Därav fick beräkningarna göras manuellt. Varför flera vattendrag var i samma RCA kan bero på att området innehåller en stor sjö med flera inlopp och vattendragen kommer då att sammanfogas inuti sjön, Figur 7. Vid följande stationer var beräkningar av  $SL_{RCA_s}$  ej möjlig: Flen, Grönskogssjön, Grumlan, Hulingen, Narrveten, Nömnen, Saljen, Solgen och Storesjön.



Figur 8. Den röda cirkeln är en station, gråa är noder och den färgglada bakgrunden är SMD. Vattnets flödesriktning är enligt pilarna för vattendragen och  $RCA_s$  är den beräknade arean mellan stationen och noden uppströms inom RCA området, alltså området markerad av den röda linjen.

Analysering utfördes för att se om det är den ackumulerade SV arean ( $SV_{ack}$ ),  $SV_{RCA_s}$ ,  $SL_{ack}$  eller  $SL_{RCA_s}$  till varje station som har störst påverkan på ändring av de vattenkemiska parametrarna. Detta gjordes i Matlab genom att subtrahera stationerna mot varandra uppströms samt de vattenkemiska parametrarna och därefter plotta dem.

### 3.7 Grafframställning och beräkningar

De statistiska beräkningarna för QCD utfördes i Matlab, scriptet kan ses i 8.3 Appendix. QCD beräknades för samtliga vattenkemiska parametrar. En total sammanställning gjordes för vattendrag och sjöar för respektive år. Data sammanställdes och studerades därefter i Excel. När samtliga beräkningar var genomförda i ArcGIS med verktyget STARS och skapandet av SSN filerna färdigställets användes dessa filer för att studera mönster av de olika vattenkemiska parametrarna i Excel och Matlab. Matlab användes för framtagning av diverse grafer för analysering av mönster samt beräkning av Spearman korrelationen i graferna. Spearman korrelationen beräknades för originaldata och inte för loggade värden.

De olika graferna som producerades och studerades var:

1. Parvis koncentrationsskillnad, delta, av de vattenkemiska parametrarna mellan stationerna mot uppströms euklidiskt, asymmetriskt, symmetriskt avstånd och SL.
2. Vattenkemiparametrar mot uppströms  $SL_{ack}$  och  $SV_{ack}$ .
3. Vattenkemiparametrar mot  $SL_{RCAs}$  samt  $SV_{RCAs}$ .
4. SL beräknades även mot sjöegenskaperna area, volym, medeldjup och maxdjup.

När skillnaden mellan stationerna beräknades gjordes detta i Excel där samtliga stationer uppströms den valda subtraherades. Därav fås ett värde, delta, och om delta är positivt har en ökning i koncentration skett mellan de två stationerna och vice versa.

## 4 Resultat

Resultatet delades upp där sjöar och vattendrag redovisas var för sig för att få en bättre bild över de vattenkemiska interaktionerna mellan sjöar och vattendrag.

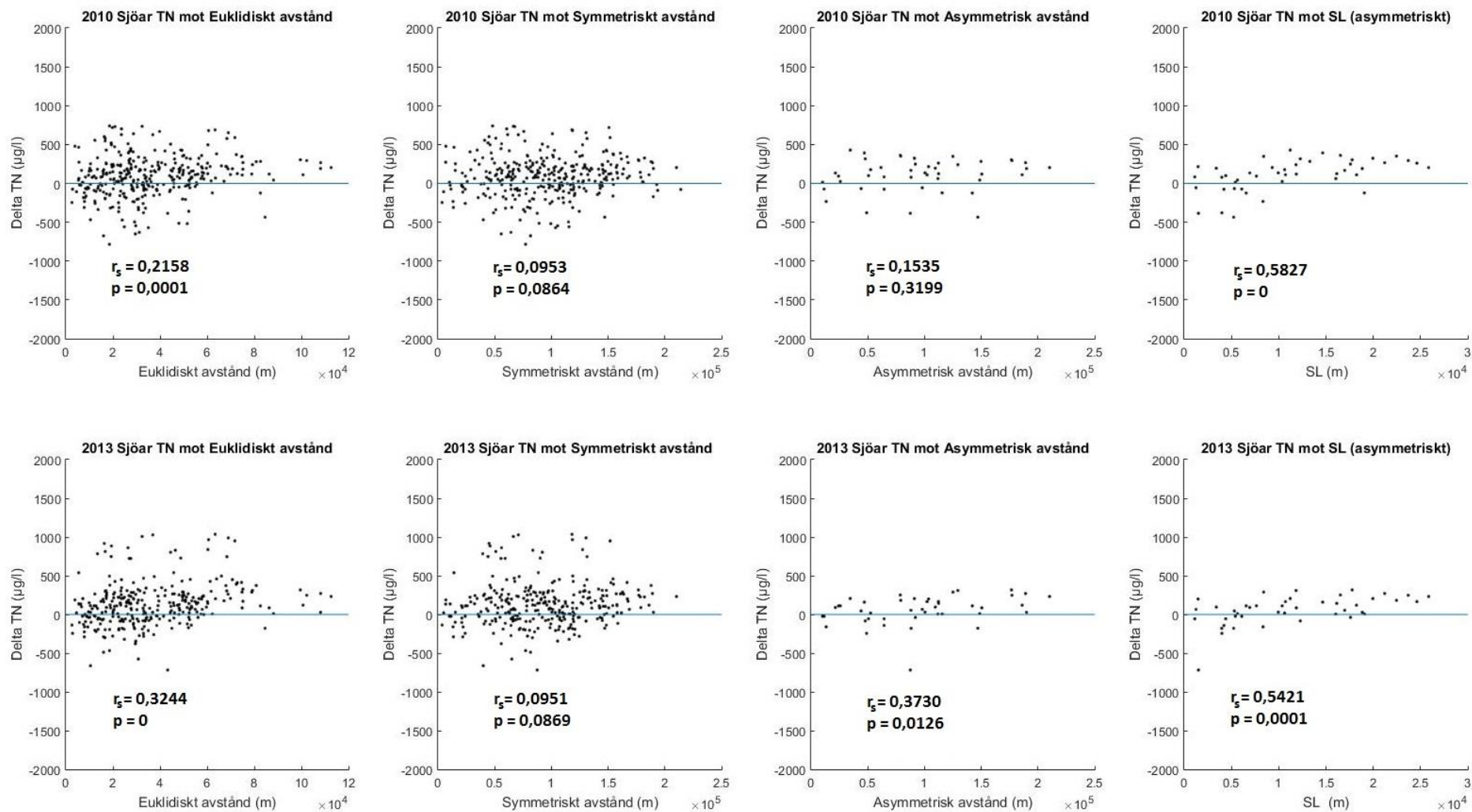
Kvartil koefficient dispersion, QCR, beräknades för samtliga vattenkemiska parametrar Tabell 7. Tabell 7 visar även medelvärdet av QCD för samtliga vattenkemiparametrar och de parametrar som hade störst QCD-värde är markerade i fet. I 8.4 Appendix, Tabell 13 till 16, redovisas 25, 50 och 75 percentil samt medelvärdet och antal mätningar. Avseende mängden mätningar för Abs vid sjöar (2 st 2010 och 1 st 2013) och PO<sub>4</sub>-P för vattendrag (6 st 2010 och 3 st 2013) var antalet mätningar så få att det inte gick att säga något om dem jämfört med resterande. IN var den mest spridda variabeln för samtliga stationer, Tabell 7. Vid jämförelse av sjöstationer var QCD-värdet för färgtalet dubbelt så stort för år 2013 jämfört med år 2010, Tabell 7, och de övriga vattenkemiparametrarna var relativt lika. För vattendragsstationerna var det en större spridning för QCD där skillnad kan avläsas för Abs, IN, TOC och Tot-P. Det var störst spridning för de vattenkemiska parametrarna för sjöar år 2013 och spridningen var lägst för vattendrag år 2010.

Tabell 7. Beskrivning av QCD för samtliga parametrar hos sjöstationer (S) och vattendragsstationer (V). Det totala medelvärdet av QCD för samtliga parametrar är även beräknat som "Medel". NaN betyder "Not a Number" vilket innebär att beräkningen ej var möjlig.

|        | Abs             | ANC  | Färgtal     | IN          | ON   | pH    | PO <sub>4</sub> -P | TN   | TOC         | Tot-P       | Medel |
|--------|-----------------|------|-------------|-------------|------|-------|--------------------|------|-------------|-------------|-------|
| 2010 S | <del>0,35</del> | 0,32 | <b>0,46</b> | <b>3,64</b> | 0,37 | 0,056 | 2                  | 0,38 | 0,4         | 0,66        | 0,785 |
| 2013 S | <del>NaN</del>  | 0,38 | <b>0,96</b> | <b>4,7</b>  | 0,40 | 0,027 | 1,5                | 0,37 | 0,6         | 0,62        | 1,007 |
| 2010 V | <b>0,60</b>     | 0,44 | 0,61        | <b>0,83</b> | 0,40 | 0,042 | <del>0,29</del>    | 0,41 | <b>0,38</b> | <b>0,78</b> | 0,500 |
| 2013 V | <b>0,98</b>     | 0,52 | 0,5         | <b>2,09</b> | 0,26 | 0,054 | <del>3,5</del>     | 0,37 | <b>0,18</b> | <b>0,56</b> | 0,612 |

### 4.1 Sjöar

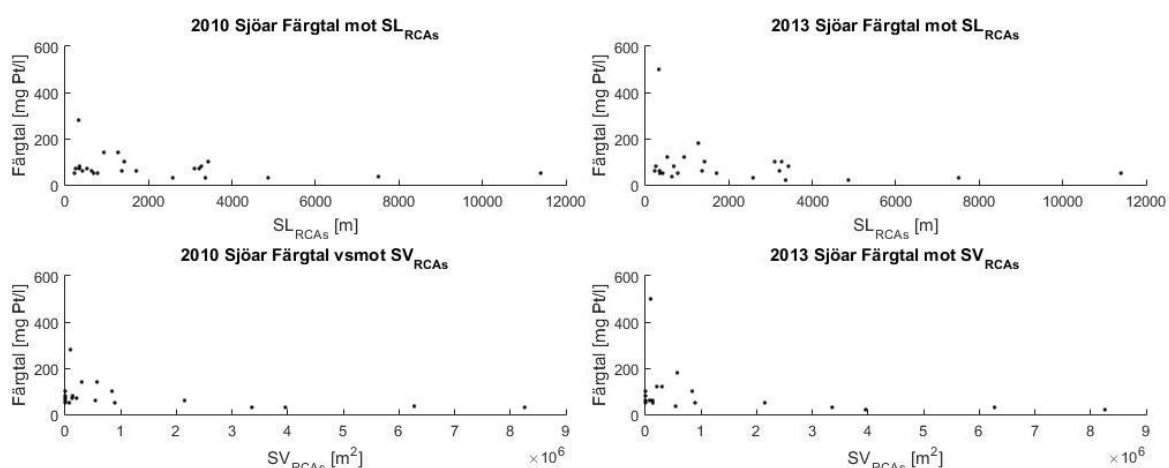
Då koncentrationsskillnaden av TN mellan stationerna jämfördes mot de fyra olika avstånden syntes ett tydligt mönster att det skedde en ökning av TN, Figur 9. Denna ökning var tydlig för samtliga avståndsmodeller. När avståndet mellan stationerna ökar skedde en koncentrationsökning som ökade ju längre ned i vattendragen man kom. Denna koncentrationsökning av TN, delta, syns i Figur 9 med ett positivt värde som ökar. Det går att avläsa i Figur 9 att SL uppvisar samma mönster som de övriga tre avståndsmodellerna. Skalorna på x-axlarna skiljer sig åt där det är en potens skillnad mellan SL och Asymmetrisk avståndsmodell. Samma typ av graf erhöles för ANC, färgtal, IN, ON, TOC och Tot-P där dessa hade en positiv korrelation som var signifikant, 8.6 Appendix – Tabell 17 och Tabell 18. För pH och PO<sub>4</sub>-P var korrelation negativ. Antalet mätningar för Abs var få jämfört med de övriga parametrarna. Under år 2010 fanns det 2 stycken mätningar för Abs och 1 stycken under år 2013.



Figur 9. Parvis skillnad (delta) totalkväve mellan samtliga stationer för sjör mot de fyra olika avståndsmodellerna. Avståndet är mellan stationerna och beräknat med FLOWS.

När de vattenkemiska parametrarna från sjöar plottades mot  $SV_{ack}$  och  $SL_{ack}$  kunde både negativa och positiva mönster ses. Spearmankorrelationen beräknades för graferna med p-värde men ingen av de trender som syntes i graferna var signifikanta. De innehöll inte något p-värde under 0,05, 8.5 Appendix – Tabell 16.

Det fanns däremot ett mönster mellan vattenkemiparametrar och RCAs parametrar. Nedan visas graf över färgtal mot  $SL_{RCAs}$  och  $SV_{RCAs}$  för åren 2010 och 2013, Figur 10. Dessa grafer visar på en negativ korrelation. Koncentrationen av färgtal minskade när  $SL_{RCAs}$  och  $SV_{RCAs}$  ökade. Liknande grafer erhöles för IN, ON,  $PO_4\text{-P}$ , TOC, TN och Tot-P. För pH, Abs och ANC fanns inga signifikanta mönster, Tabell 8.



Figur 10. Sjöars stationer för färgtal mot  $SL_{RCAs}$  samt  $SV_{RCAs}$ .

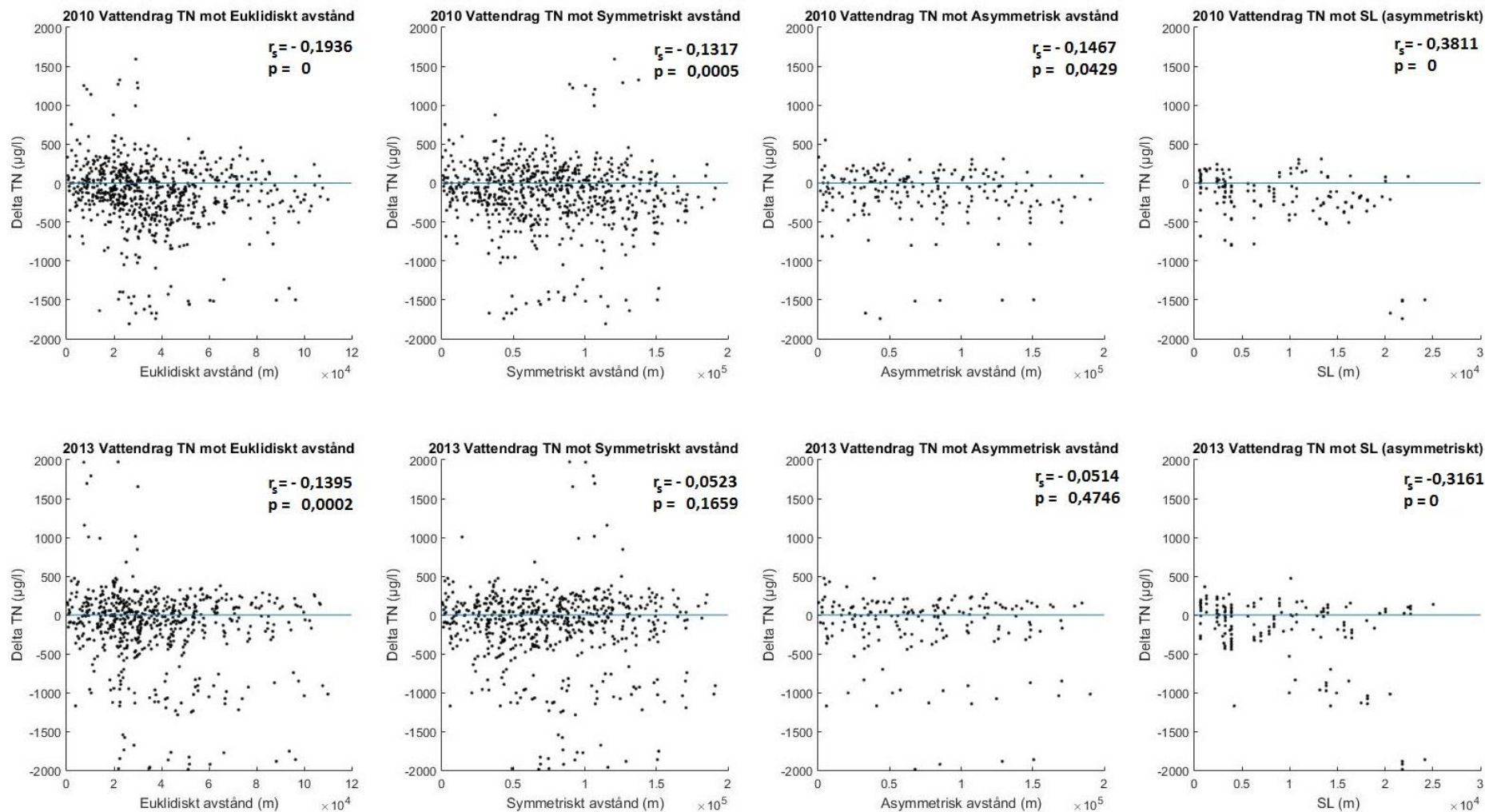
Spearmankorrelationen beräknades tillsammans med p-värde mellan de vattenkemiska parametrarna och  $SL_{RCAs}$  samt  $SV_{RCAs}$ . Med data från Tabell 8 och Figur 10 ser man att det finns en negativ korrelation som är signifikant för år 2013  $SV_{RCAs}$ . Tabell 8 visar att det fanns signifikanta korrelationer för färgtal, IN, ON,  $PO_4\text{-P}$ , TN, TOC och Tot-P.

Tabell 8. Tabell över trenddata för vattenparametrar sjöar mot  $SL_{RCAs}$  och  $SV_{RCAs}$ . De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade medan de som "nästan" är signifikanta ( $0,05 < p < 0,075$ ) är understrukna. Eftersom antalet mätningar är få för Abs är det överstruket.

|                 | 2010 sjöar $SL_{RCAs}$    |                          | 2013 sjöar $SL_{RCAs}$    |                          | 2010 sjöar $SV_{RCAs}$    |                          | 2013 sjöar $SV_{RCAs}$   |                          |
|-----------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
|                 | Spearman                  | p-värde                  | Spearman                  | p-värde                  | Spearman                  | p-värde                  | Spearman                 | p-värde                  |
| Abs             | <u><del>-0,2958</del></u> | <u><del>0,1423</del></u> | <u><del>-0,0849</del></u> | <u><del>0,6865</del></u> | <u><del>-0,0428</del></u> | <u><del>0,8356</del></u> | <u><del>0,0288</del></u> | <u><del>0,8914</del></u> |
| ANC             | -0,1104                   | 0,5912                   | -0,1931                   | 0,3551                   | 0,0132                    | 0,9490                   | -0,0360                  | 0,8645                   |
| Färgtal         | -0,1089                   | 0,5963                   | -0,2768                   | 0,1804                   | -0,2887                   | 0,1526                   | <b>-0,4430</b>           | <b>0,0266</b>            |
| IN              | 0,0294                    | 0,8867                   | -0,0991                   | 0,6376                   | <b>-0,4290</b>            | <b>0,0288</b>            | <u>-0,3701</u>           | <u>0,0686</u>            |
| ON              | <u>-0,3628</u>            | <u>0,0685</u>            | <b>-0,4769</b>            | <b>0,0159</b>            | -0,1226                   | 0,5506                   | -0,1552                  | 0,4588                   |
| pH              | 0,1438                    | 0,4833                   | -0,0974                   | 0,6433                   | 0,1371                    | 0,5042                   | -0,0842                  | 0,6889                   |
| $PO_4\text{-P}$ | -0,1891                   | 0,3549                   | <b>-0,4292</b>            | <b>0,0323</b>            | -0,0782                   | 0,7043                   | -0,0251                  | 0,9052                   |
| TN              | -0,3067                   | 0,1275                   | <b>-0,4954</b>            | <b>0,0118</b>            | -0,2670                   | 0,1873                   | -0,2397                  | 0,2485                   |
| TOC             | -0,3249                   | 0,1053                   | <b>-0,4244</b>            | <b>0,0345</b>            | -0,2652                   | 0,1904                   | -0,2964                  | 0,1503                   |
| Tot-P           | -0,2800                   | 0,1659                   | <u>-0,3864</u>            | <u>0,0564</u>            | -0,1946                   | 0,3408                   | -0,1444                  | 0,4912                   |

## 4.2 Vattendrag

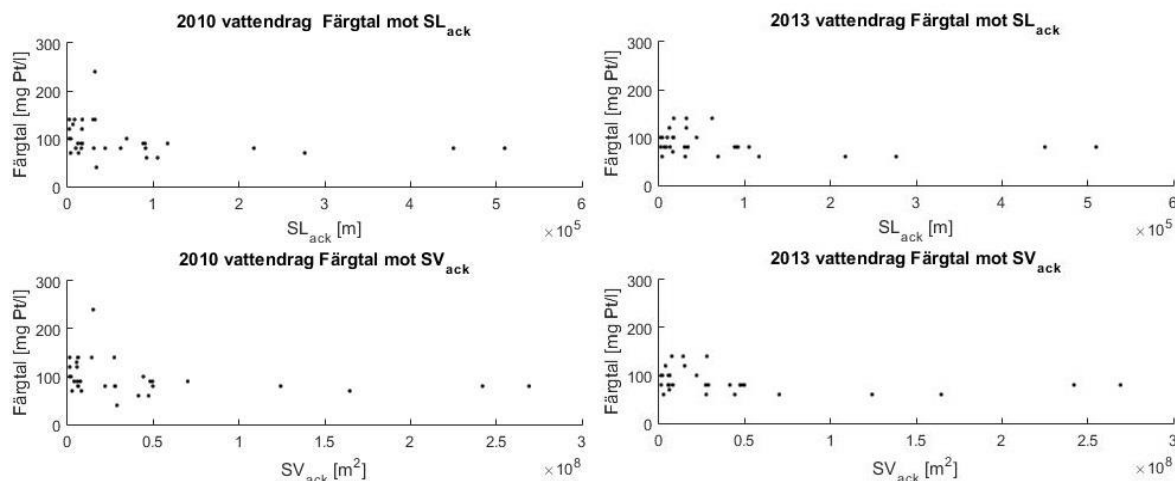
När koncentrationsskillnaderna, delta, mellan stationerna för vattendragen plottades mot de fyra olika avstånden var mönster svårare att upptäcka jämfört med sjöstationerna. Det var en stor variation i koncentration hos vattendragen, vilket innebar att ett spritt mönster med både positiva och negativa värden erhöles. Figur 11 visar grafer över TN där punkterna var homogent fördelade över och under nollan. Av den beräknade Spearman korrelationen för avståndsmodellerna syns en negativ signifikant korrelation. TN koncentrationen minskar mellan vattendragsstationerna när vattnet flödar genom sjöarna. Spearman korrelationen beräknades för samtliga vattenkemiska parametrar och avståndsmodeller, 8.6 Appendix – Tabell 19 och Tabell 20. ANC, ON, pH, PO<sub>4</sub>-P och Tot- P hade en negativ korrelation. Abs, färgtal och IN hade ett mer spritt mönster med både negativa och positiva korrelationer, 8.6 Appendix – Tabell 19 och Tabell 20.



Figur 11. Parvis skillnad (delta) totalkväve mellan samtliga stationer för vattendrag mot de fyra olika avståndsmodellerna. Avståndet är mellan stationerna och beräknat med FLOWS.

När de vattenkemiska parametrarna från vattendragen plottades mot uppströms  $SL_{ack}$  och  $SV_{ack}$  kunde både negativa och positiva mönster ses. Nedan visas graf över färgtal mot  $SL_{ack}$  och  $SV_{ack}$  där en negativ korrelation syns, Figur 12.

Figur 12 visar en tydlig negativ korrelation där färgtalet minskade mot större  $SL_{ack}$  och  $SV_{ack}$ , Tabell 9. Bland de övriga vattenkemiska parametrarna fanns inga tydliga mönster förutom hos Abs, pH och TOC, Tabell 9.



Figur 12. Vattendragens stationer för färgtal mot  $SL_{ack}$  samt  $SV_{ack}$ .

Spearmankorrelationen beräknades för samtliga grafer med p-värde, Tabell 9. Med data från Tabell 9 och Figur 12 syns en negativ signifikant korrelation för färgtal. Tabell 9 visar att det fanns korrelationer som var signifikanta med positiva trender för pH och negativa för Abs, färgtal och TOC.

Tabell 9. Tabell över trenddata för vattenparametrar vattendrag mot  $SL_{ack}$  och  $SV_{ack}$ . De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade medan de som "nästan" är signifikanta ( $0,05 < p < 0,075$ ) är understrukna. Eftersom antalet mätningar är få för  $PO_4\text{-P}$  är det överstruket

|                 | 2010 vattendrag $SL_{ack}$ |                   | 2013 vattendrag $SL_{ack}$ |                   | 2010 vattendrag $SV_{ack}$ |                   | 2013 vattendrag $SV_{ack}$ |                   |
|-----------------|----------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|
|                 | Spearman                   | p-värde           | Spearman                   | p-värde           | Spearman                   | p-värde           | Spearman                   | p-värde           |
| Abs             | <b>-0,4187</b>             | <b>0,0089</b>     | 0,0673                     | 0,7010            | <b>-0,4580</b>             | <b>0,0038</b>     | -0,0325                    | 0,8530            |
| ANC             | 0,1753                     | 0,2926            | 0,1272                     | 0,4666            | 0,1530                     | 0,3591            | 0,1068                     | 0,5414            |
| Färgtal         | <b>-0,4337</b>             | <b>0,0117</b>     | <u>-0,3251</u>             | <u>0,0648</u>     | <b>-0,4923</b>             | <b>0,0067</b>     | <b>-0,4293</b>             | <b>0,0127</b>     |
| IN              | -0,0071                    | 0,9661            | -0,0551                    | 0,7534            | -0,0515                    | 0,7587            | -0,1297                    | 0,4576            |
| ON              | -0,1513                    | 0,3647            | 0,0635                     | 0,7171            | -0,1460                    | 0,3818            | 0,0527                     | 0,7638            |
| pH              | <b>0,4672</b>              | <b>0,0031</b>     | <u>0,3327</u>              | <u>0,0509</u>     | <b>0,4923</b>              | <b>0,0017</b>     | <b>0,3859</b>              | <b>0,0220</b>     |
| $PO_4\text{-P}$ | <del>-0,2142</del>         | <del>0,1966</del> | <del>0,0756</del>          | <del>0,6661</del> | <del>-0,1910</del>         | <del>0,2506</del> | <del>0,0969</del>          | <del>0,5798</del> |
| TN              | -0,0776                    | 0,6433            | -0,0608                    | 0,7286            | -0,0942                    | 0,5737            | -0,1307                    | 0,4543            |
| TOC             | <b>-0,3578</b>             | <b>0,0274</b>     | 0,2680                     | 0,1196            | <b>-0,3649</b>             | <b>0,0243</b>     | 0,2088                     | 0,2286            |
| Tot-P           | -0,1645                    | 0,3238            | -0,1961                    | 0,2588            | -0,1725                    | 0,3003            | -0,1815                    | 0,2967            |

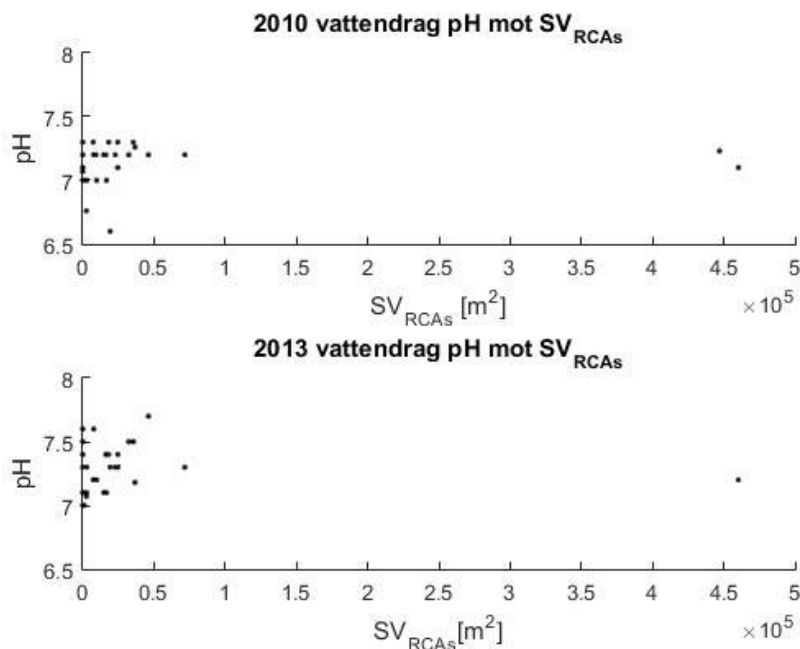
För de övriga parametrarna fanns mönster som visade att en negativ eller positiv korrelation existerar men denna korrelation var inte signifikant.

När grafer tillverkades för RCAs valdes att inte ta med  $SL_{RCA}$  för vattendragen eftersom data saknades. Eftersom dessa stationer är tagna för vattendrag finns inga sjöar inom deras RCA. 12 av 38 punkter för år 2010 och 11 av 35 för år 2013 saknade data om  $SV_{RCA}$ . De stationer som saknade data användes inte i beräkningarna för Spearman korrelationen och p-värdet, Tabell 10.

Tabell 10. Tabell över trenddata för vattenparametrar vattendrag mot  $SV_{RCA}$ . De trender som är signifikanta är fetmarkerade. Eftersom antalet mätningar är få för  $PO_4$ -P är det överstruket

|           | 2010 vattendrag $SV_{RCA}$ |         | 2013 vattendrag $SV_{RCA}$ |               |
|-----------|----------------------------|---------|----------------------------|---------------|
|           | Spearman                   | p-värde | Spearman                   | p-värde       |
| Abs       | - 0,2548                   | 0,2091  | - 0,2944                   | 0,1626        |
| ANC       | - 0,2147                   | 0,4246  | 0,0857                     | 0,7708        |
| Färgtal   | 0,0675                     | 0,7655  | - 0,1182                   | 0,6004        |
| IN        | 0,2453                     | 0,2271  | 0,2777                     | 0,1888        |
| ON        | - 0,2520                   | 0,2142  | 0,0064                     | 0,9768        |
| pH        | 0,2914                     | 0,1487  | <b>0,4261</b>              | <b>0,0379</b> |
| $PO_4$ -P | -                          | -       | -                          | -             |
| TN        | - 0,1166                   | 0,5706  | 0,2448                     | 0,2489        |
| TOC       | - 0,1616                   | 0,4403  | - 0,3100                   | 0,1404        |
| Tot-P     | - 0,2276                   | 0,2738  | 0,0614                     | 0,7756        |

Det är enbart pH för år 2013 som har en korrelation som är signifikant där denna är positiv, Figur 13.

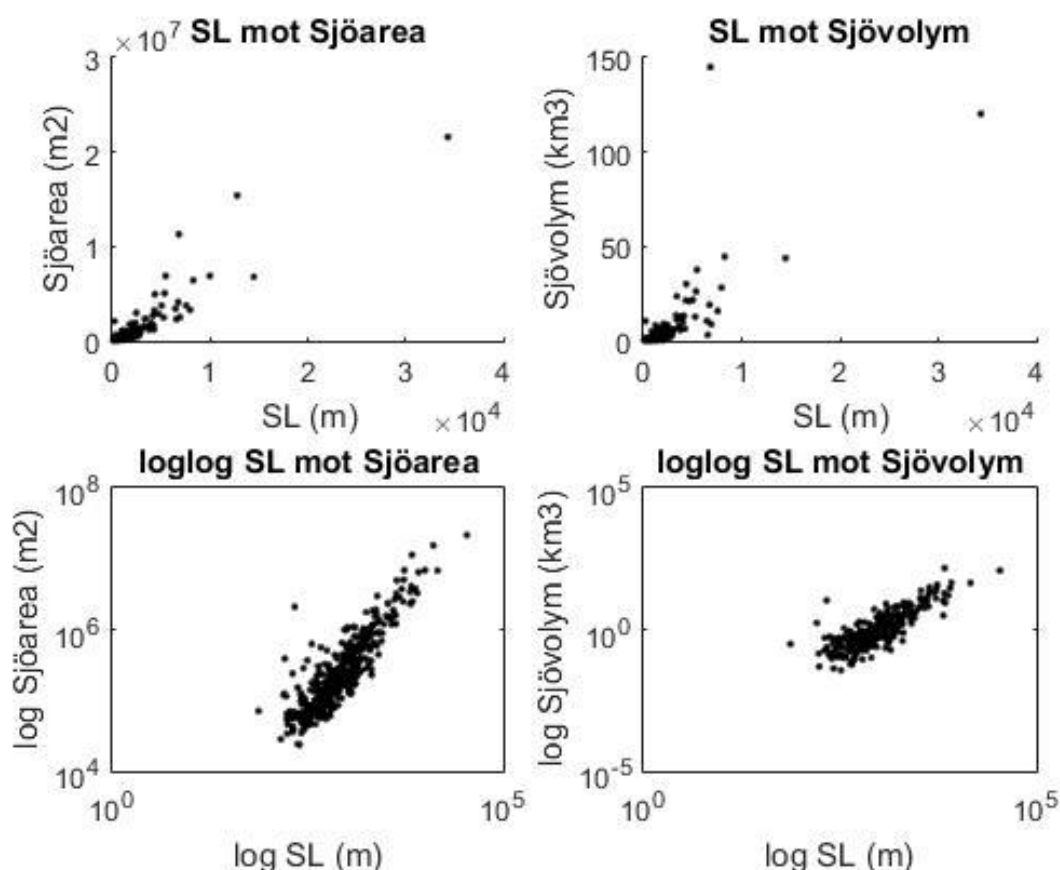


Figur 13. Vattendragens stationer för pH mot  $SV_{RCA}$ .

### 4.3 SL mot sjöegenskaper

SL plottades mot respektive sjös egenskaper som medeldjup, maxdjup, sjövolym och sjöarea. Mönster och korrelation existerade där denna korrelation var positiv och signifikant för samtliga parametrar. Figur 14 visar hur SL ökade när sjöars volym och area ökade.

De två översta punkterna i Figur 14 för SL mot Sjövolym är Solgen och Mycklaflon där dessa var de två största sjöarna med data. Från Figur 15 kan man se att det är flera inlopp till Solgen men endast ett utlopp.

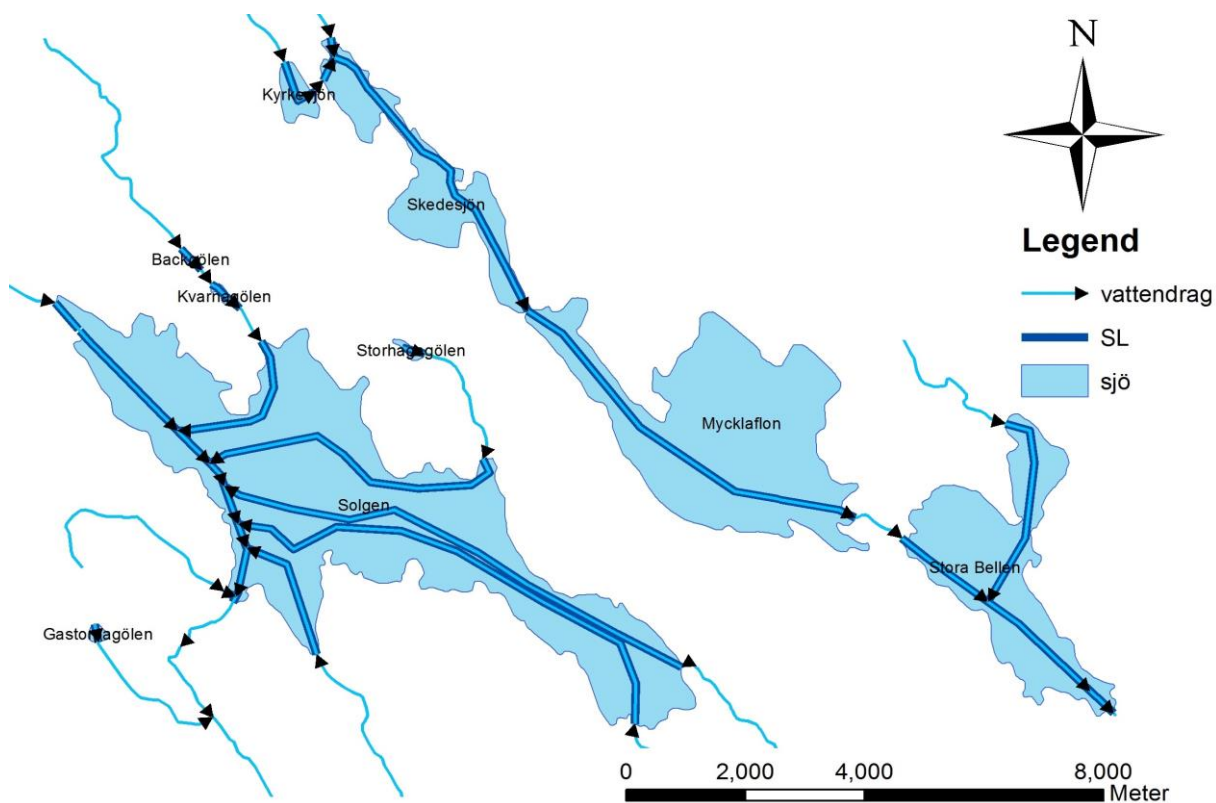


Figur 14. Grafer för SL mot sjöarea och sjövolym samt respektive graf i loglog skala.

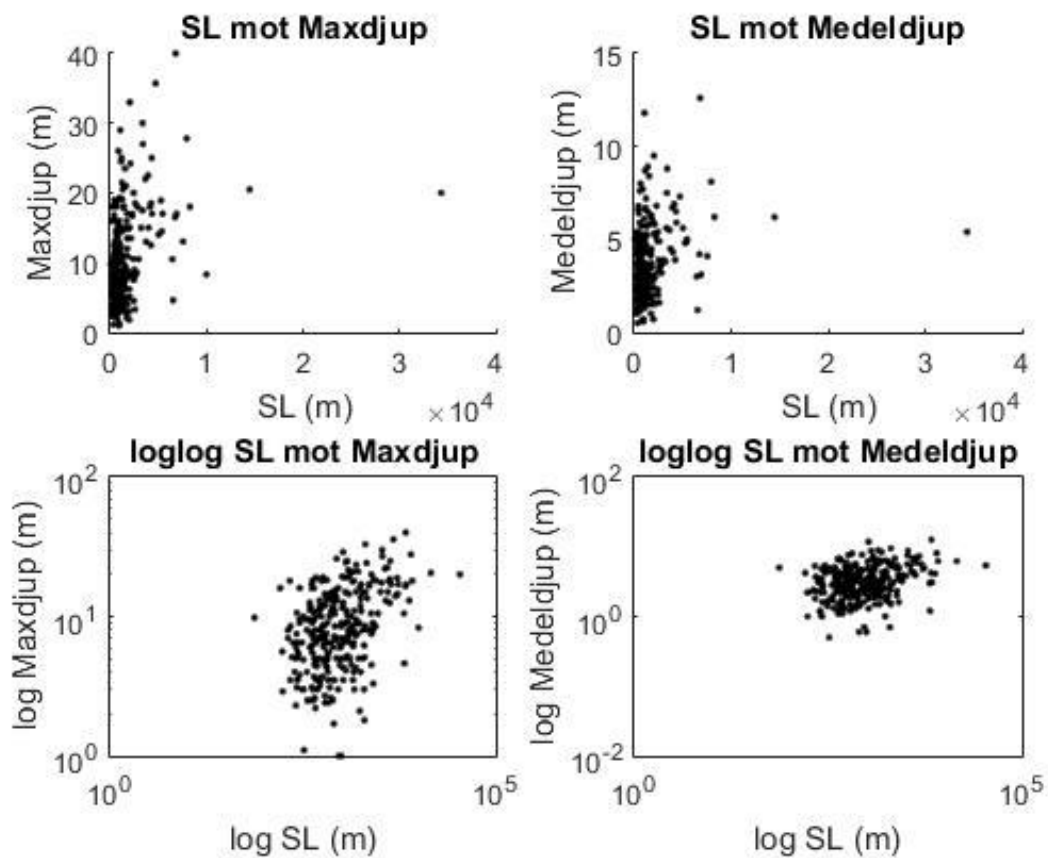
Spearmankorrelationen beräknades för SL mot samtliga sjöegenskaper då dessa var signifikanta, Tabell 11. Korrelationen beräknades för de vanliga graferna och inte för loglog. Av data från Tabell 11 och Figur 16 ser man att det även skedde en ökning av SL då medel- och maxdjupen i sjön ökar. Medeldjupet är ej beräknat manuellt för sjöarna i studien utan data är hämtat från SMHI.

Tabell 11. Tabell över Spearmankorrelation för SL mot samtliga sjöegenskaper och p-värde samt antal datapunkter

|           | Area   | p-värde | Volym  | p-värde  | Maxdjup | p-värde  | Medeldjup | p-värde  |
|-----------|--------|---------|--------|----------|---------|----------|-----------|----------|
| Mätningar | 443    |         | 281    |          | 283     |          | 281       |          |
| SL        | 0,8426 | 0       | 0,7856 | 6.81e-60 | 0,3754  | 6.70e-11 | 0,2973    | 3.83e-07 |



Figur 15. Översiktsbild över Solgen och Mycklaflon där man kan se att det är betydligt fler SL linjer för Solgen då den har flera inlopp och endast ett utlopp.



Figur 16. Grafer för SL mot Maxdjup och Medeldjup samt respektive graf i loglog skala.

## 5 Diskussion

Det var från början tänkt att analysera från år 1970 till 2010 men då brister fanns i data valdes att använda åren 2010 och 2013. Detta var för att skillnaden i vattenföringen vid Emsfors beräknat som månadsmedelvärde var störst för dessa år efter 2007.

Miljöövervakningsdata mellan åren 1970 och 1990 från Emåförbundet saknade en större mängd data som erfordrades för analyseringen. Antalet mätningar som utfördes per år mellan 1970 och 1990 varierade mellan en och två stycken. Mätningarna mellan 2000 och 2014 varierar mellan 6 – 12 stycken. Mätning av ANC parametrarna började inte förrän 2007. Därmed gjordes avgränsningen att inte studera årtalen före 2007 eftersom data saknades.

### 5.1 Ny hydrologi mot SVARS

Om modelleringen utförts med Lantmäteriets och SMHI:s data – ny hydrologi, hade samtliga flätade vattendrag krävt korrigering vilket resulterar i en ändring av vattnets flödesväg. Om fel vattendrag korrigerats ger det en felaktig bild av vattnets verkliga väg. Det skulle varit tidskrävande att fastställa vilket vattendrag som borde korrigerats. Därav förkastades vattendragen från ny hydrologi. Enbart ett fåtal flätade vattendrag erfordrade korrigering av data från SVAR. Data från ny hydrologi var mer noggrann och skulle rimligtvis innebära att mer exakta resultat erhöles om denna data använts istället för data från SVAR. Detta var något som inte studerades p.g.a. tidsbrist.

In- och utloppen i en sjö kan ligga var som helst och det är därmed viktigt att studera data över sjöns egenskaper och placeringen av stomlinjer. I denna studie korrigerades inte SL för några av sjöarna. Som nämndes tidigare fanns det nio sjöar som innehöll fler än ett inlopp. Om stomlinjerna hade korrigerats så att de skulle gått ihop i ett tidigare stadie istället för att gå bredvid varandra, hade resultatet blivit annorlunda, Figur 15. Då ny hydrografi innehåller fler antal vattendrag än SVAR:s hade SL blivit större för respektive sjö och det hade i sin tur givet ett annorlunda resultat. Detta är för att mängden inlopp till sjöarna hade ökat. Därmed kan det vara intressant att studera hur SL kan modelleras på ett annorlunda sätt. Denna studie visade att det fanns skäl för fortsatta undersökningar av hur vattnets väg genom sjöar kan modelleras på ett mer effektivt och noggrannare sätt än den enkla SL strategin. Det finns en möjlighet att bättre resultat skulle uppnås om SL beräknades fram med hjälp av diverse verktyg i ArcGIS än att de blev utklippta från vattendragen ur SVAR:s-databas. Det är också intressant att studera hur korrelationen mellan SL och sjöegenskaperna förhåller sig till upplösningens förmågan hos vattendragen. Vid högre upplösning av vattendragen kommer vattendragen innehålla bättre precision, därmed kommer längden av vattendragen vara annorlunda. Kommer starkare korrelationer uppnås om bättre upplösning används på vattendragen?

### 5.2 Spridning av mätvärden - QCD

Orsaken till skillnader mellan det totala QCD medelvärdet på samtliga parametrar för sjöar och vattendrag, Tabell 7, var det kraftigt fluktuerande värdet på parametern IN, 8.4 Appendix. Vid jämförelse av vattendragen var QCD för IN nästan 3 gånger större för år 2013 än 2010. Det var alltså en mycket större spridning av data för oorganiskt kväve. Anledningen till detta berodde på att många mätpunkter låg under detekteringsgränsen, Tabell 5, och när

det förekom punkter med betydligt högre koncentration gav detta en större spridning, Tabell 7. De höga värdena kan bero på att vissa stationer låg nedströms städer eller reningsverk, dessa ger ett ökat tillskott av bl.a. kväve och fosfor.

När vattenkemiparametrarna för vattendragen jämfördes var det skillnad i koncentrationen för vissa av dem, 8.4 Appendix 8.4 – Tabell 14 & Tabell 15. För Abs i vattendragsstationerna var 25 percentil mycket lägre för år 2013 än år 2010 vilket innebär att ett högre värde på QCD erhålls för år 2013, 8.4 Appendix – Tabell 14 & Tabell 15. Anledningen till det höga QCD värdet för PO<sub>4</sub>-P hos sjöstationerna var för att det var många mätningar som var under detekteringsgränsen, Tabell 7. Detta syns tydligt eftersom värdena för 25 och 50 percentil är samma, 8.4 Appendix – Tabell 12 & Tabell 13. För TOC och Tot-P hos sjöstationerna var skillnaden på QCD liten mellan åren men stor för vattendragsstationerna. Detta berodde på att det var större maxvärden för parametrarna år 2013 medan medianen och 25 percentil var nästan detsamma, 8.4 Appendix.

Det en liten skillnad på QCD sjöar för färgtalet men som nämndes ovan är det inte någon större spridning av 25 eller 75 percentil. Detsamma gäller för sjöars IN då det är många värden under detekteringsgränsen. I övrigt är det inte någon större skillnad mellan vattenkemiparametrarna för de två åren.

En anledning till att QCD skiljer mellan åren 2010 och 2013 kan bl.a. bero på vattenföringen, Figur 4. Då det nästan var dubbelt så stor vattenföring 2010 mot 2013 kommer ämnena i vattnet vara mer utspädda. De dominerade flödesvägarna i marken ändras vid högt flöde men också uppehållstiden i sjöar. Detta innebär att de vattenkemiska processer som sker i sjöar och vattendrag kommer att få olika lång tid på sig att verka när flödet ändras. När vattnet rinner längs med vattendragen tillkommer det ämnen från omkringliggande mark där bl.a. städer, miljöfarlig verksamhet och andra typer av markområden finns. Kväve och fosfor kommer bl.a. från reningsverk och enskilda avlopp och rinner ut i vattendragen. Olika partiklar och joner kommer från vägar och städer som bidrar till att koncentrationen av de vattenkemiska parametrarna ökar.

Dessa utsläppspunkter kan antingen vara en punktkälla (reningsverk, miljöfarlig verksamhet, enskilda avlopp) eller en diffuskälla (åkermark, skogsmark). Vid ett lågt flöde blandas vattnet mellan sjöar och vattendrag inte lika mycket som vid ett högt. Mänsklig påverkan har därmed större inverkan på vattenkemin. Lågt flöde kan även leda till en ökad skiktning i sjöar, därmed blandar sig sjöarna inte i samma grad. Om flertalet punktkällor finns kan man vid ett lågt flöde identifiera dessa lättare, flödet från dessa måste därmed antas vara oberoende av flödet i vattendraget och konstant. Det är för att vattnet från punktkällorna inte kommer att "spädas ut" lika mycket som vid ett högt flöde. Vid högt flöde finns det mer vatten vilket innebär att flödet från diffusa källor, t.ex. åkermark, ökar då vattnet rinner genom marken. Vid ett högt flöde kommer grundvattennivån stiga och därmed ökar flödet genom marken. Om flödet i marken ökar kommer en större mängd partiklar lösa sig i vattnet. Därav ökar utsläppen från diffusa källor vid högre flöden. Det är alltså lättare att identifiera diffusa källor som kan ha en stor påverkan på vattenkemi om analysering av data görs vid högt flöde än vid lågt flöde.

Analysering av de övriga marktyperna från SMD visade på att signifikanta korrelationer fanns mellan de vattenkemiska parametrarna och omkringliggande mark som åker- och betesmark. Detta var något som inte studerades vidare på grund av tidsbrist.

### 5.3 Korrelation

Flertalet av de signifikanta korrelationerna som erhöles för sjöar var från år 2013, Tabell 8. Det kan bero på att flödet det året var hälften så stort som för 2010. Det kommer att vara större skillnad och spridning av de vattenkemiska parametrarna, större värde på QCD, ju mindre flödet är, Tabell 7. Detta innebär att vid låga flöden kommer en större variation mellan stationerna som kan ge upphov till att specifika trender blir mer signifikanta. Data valdes med största och minsta flöde eftersom variationen i vattenkemi kan variera mycket.

När Spearman korrelationen för vattenkemiparametrarna för vattendragen beräknades togs inte stationerna med som inte innehöll någon SV. När STARS beräknar RCA för varje vattendrag kommer den göra en avgränsning vid noden nedanför varje sjö, Figur 7. Detta innebär att de stationer som var belägna vid ett vattendrag kommer inte ha någon sjö i sitt RCA. Därmed kommer vattendragsstationerna inte innehålla någon SL. SV var inte med i modelluppbyggnaden i STARS och kunde på så vis beräknas till vattendragsstationerna. SV var av rasterformat och med större kvantitet än SMHIS sjöar. Sambandet mellan de vattenkemiska parametrarna och sjöarean var i intresse att studera, därav valdes de stationer bort som inte innehöll någon SV. Om dessa stationer hade tagits med i beräkningarna hade deras sjöarea varit noll. De skulle bidragit till ett felvärde då de inte har någon sjö som ligger i deras RCAs som kan påverka dem direkt.

### 5.4 Vattenkemiparametrar

Från Figur 9 kan man avläsa att det skedde en koncentrationsökning av totalkväve i vattnets flödesriktning för samtliga avståndsmodeller. När beräkningar utförts har skillnader uppströms beräknats, alltså om det skedde en ökning eller minskning mellan två stationer i vattnets riktning. Resultat från sjöstationerna visade att det skedde en koncentrationsökning mellan stationerna för flertalet vattenkemiska parametrar, 8.6 Appendix – Tabell 17 och Tabell 18.

Eftersom SL var en asymmetrisk modell och visade samma mönster som hydrologiskt asymmetriskt och symmetriskt avstånd innebar detta att sjöar har en större påverkan av de vattenkemiska parametrarna än vattendragen. Spearman korrelationen för SL var starkare än asymmetriskavståndsmodell vilket tyder på att SL hade en starkare påverkan. Det är viktigt att poängtera att skalorna mellan hydrologiskt asymmetriskt och SL i Figur 9 är olika. Det är en potentiell skillnad i storleksordning. Koncentrationen ökade för de vattenkemiska parametrarna ur ett landskapsperspektiv. Alltså sett ur hela vattendraget så skedde en koncentrationsökning mellan sjöstationerna när vattnet flödade genom landskapet. Som nämnts tidigare skiljer de vattenkemiska processerna sig åt mellan sjöar och vattendrag. Abs och färgtal ökade i koncentration för vattendragsstationerna i vattnets flödesriktning under år 2013 och det kan bero på att partiklar löser sig i vattnet pga. vattnets erosionsförmåga på kanterna i vattendraget. Under 2010 var korrelationen istället negativ och kan förklaras genom att flödet var större och därmed skedde en utspädning av partiklarna i vattnet mellan stationerna, 8.6 Appendix – Tabell 19 och Tabell 20. TOC ökade också i koncentrationen då denna ökning kan bero på en ökad kolmängd från bl.a. skogsmark.

När jämförelse gjorts mot SL asymmetrisk flödesväg kommer de stationer som var högst upp i vattendraget inte att påverkas lika mycket av de omkringliggande faktorerna som stationerna längre ned i nätverket. Resultat från modelleringen visade att det skedde en

koncentrationsökning för större delen av de vattenkemiska parametrarna i vattnets flödesriktning men att flertalet av dem hade en negativ korrelation mot SL och SV. Detta kan bero på att mängden ämnen från omkringliggande mark ökade ju längre ned i vattendraget man kom. När vattenkemin jämfördes mellan stationer uppströms kom alltså en ökning att synas. Stationerna längst ned i vattendraget har alltså fått en ökad mängd ämnen. Ämnena kan komma som nämnts ovan från enskilda avlopp, reningsverk, åkermark och städer. Från Figur 11 kan man se att när delta TN ligger mellan – 2000 och – 500 och när avståndet ökar mellan stationerna finns en mängd punkter som skiljer sig från de övriga. Punkterna ligger på en rad där koncentrationsskillnaden mellan stationerna är ungefär densamma. Detta kan vara för att en mätstation har en betydligt lägre koncentration TN än övriga. Vid jämförelse kommer det synas att en kraftig koncentrationsminskning har skett mellan dessa stationer. Detta innebär att det är en eller flera stationer som har ett avvikande värde jämfört med övriga som kan bero på ett mätfel.

Spearman korrelationen för färgtal vid vattendragsstationerna är starkare och mer signifikanta för år 2010 än 2013, Tabell 9. Detta kan bero på att månadsmedelflödet var större för år 2010 vilket innebär att färgtalet är korrelerat mot flödet.

De samband som kunde dras från ovanstående resultat var att halterna av de vattenkemiska parametrarna i sjöarna ökade där denna ökning kom från omkringliggande områden, sett från ett landskapsperspektiv. Koncentrationen minskade när vattnet går genom sjöar där sjöarna fungerar som sänka.

Sjödata från SMHI innehöll enbart 450 sjöar där minsta arean var 2,3 ha. Downing, (2010) nämnde att de små akvatiska systemen är extremt viktiga för miljön. Om noggrannare sjödata med bättre upplösning använts vid modelluppbyggnaden hade ett annat resultat av analyserna förmodligen erhållits. Det skulle varit intressant att studera hur storleken på de akvatiska systemen skiljer sig åt i ett landskapsperspektiv och hur stor påverkan de har på de vattenkemiska parametrarna. Det skulle även varit intressant att studera hur våtmarker förändrar vattnets kemi då det flödar genom våtmarken i ett landskapsperspektiv.

## 5.5 Kolsänkor

Flertalet källor nämner att en av sjöarnas funktioner var att sänka kolhalten. De kan fungera som en kolsänka p.g.a. sedimentationsprocessen. Resultatet från analyseringen visade att TOC hade en negativ korrelation mot sjöstationer  $SL_{RCAs}$ , Tabell 8, och vattendragsstationer  $SL_{ack}$ ,  $SV_{ack}$ , Tabell 9, för år 2010 som var signifikanta. Detta innebär att sjöar hade en betydande roll för mängden kol i vattnet då koncentrationen av TOC minskade med en ökande sjöarea. Det fanns också mönster på att koncentrationen av TOC ökade i vattnets färdriktning genom landskapet. Koncentrationen av TOC för sjöstationerna hade en positiv korrelation mot avståndsmodellerna, 8.6 Appendix – Tabell 17 och Tabell 18, medan vattendragsstationerna hade en blandad korrelation, 8.6 Appendix – Tabell 19 och Tabell 20.

## 5.6 STARS

Guiden tillverkad av Peterson (2015) gav en bra bild över hur STARS bör användas och vad som var möjligt. Det gick givetvis att använda andra typer av scripts då STARS inte innehöll alla verktyg från FLoWS utan enbart de mest nödvändiga som gjorde det möjligt att bygga upp Lsn. Beräkningsverktygen som var inkluderade i STARS tillät överföring av information

mellan RCA till vattendragen och vattendragen till stationerna. I det här examensarbetet användes enbart marktäckesdata i formen av rasterfiler. Enligt Peterson, (2015) skall det gå att använda vektorfiler som bakgrundsdata men detta testades aldrig.

Vid ett steg i beräkningsprocessen användes Spatial Analyst - Zonal Statistics som beräknade arean av en rasterfil till varje RCA. Detta kunde enbart göras för ett raster i taget. Vid modellering användes flera olika bakgrundsdata där denna beräkning behövdes utföras för varje fil. Det var ett väldigt tidskrävande steg. Om STARS kunde inkludera ett liknande script som gjorde det möjligt att behandla flertalet rasterfiler samtidigt skulle det vara av stor nytta.

Det som STARS inte inkluderar är beräkningen av RCAs som användes i den här studien, Reach Contributing Area Sites - RCAs. Det är enligt min mening ett bra sätt att tilldela en area för samtliga stationer. Det var en enkel beräkning som antog att bakgrundsdata som finns inom varje RCA var homogent distribuerad över området. Det var stor skillnad i area mellan alla RCA och stationernas position på vattendraget. Därmed kommer RCAs vara av större noggrannhet än att anta att hela RCA är uppströms stationen. Ett script som redan fanns i STARS var "Watershead attributes" som beräknade den ackumulerade arean till varje station. Ett script kunde skrivas som beräknade den ackumulerade arean inom varje RCA till den station som fanns inom området, RCAas (RCA- accumulated site). Detta skulle innebära att ett korrekt värde av uppströmsliggande area direkt kopplat till stationen erhöles. Av detta kunde man studera skillnaden av RCAas mellan stationerna istället för att använda min beräkning av RCAs som antog att området inom RCA är homogent. Detta kommer enligt min mening att bidra till bättre beräkningar och noggrannare resultat. Eftersom det fanns starka korrelationer mellan RCAs och de vattenkemiska parametrarna kommer resultatet vid användning av RCAas vara av större noggrannhet.

Ett sett att kringgå detta problem är att manuellt implementera noder vid mätstationernas positioner för att sedan använda verktyget som beräknar RCA till vattendragen. Det man då behöver göra är att först beräkna stationernas position till vattendragen genom de verktyg som finns i STARS. Därefter, manuellt sätta in noder och ändra de relationstabeller som fanns mellan noderna och vattendragen för att senare använda det script som beräknar RCA mellan noderna. På så sätt bör stationerna få det "verkliga" RCA beräknade till sig istället för att använda RCAs som antog att data i RCA var homogent fördelat över området.

Om ett nytt verktyg konstruerades i STARS kunde detta beräkna avrinningsområdet till varje station. Detta skulle ge möjligheten att för varje station se hur vattnet flödar till denna och studera hur området såg ut uppströms.

## **5.7 Användning**

Detta examensarbete visar att man på ett bra och noggrant sätt kan konstruera en modell över ett vattendrag där ett antal olika typer av bakgrundsinformation kunde studeras. Studien visade även att det går på ett bra sätt modellera mönster av de vattenkemiska parametrarna genom vattendragen vilket innebär att kommuner och länsstyrelser kan göra detta för att få bättre kontroll över ytvatten. Eftersom data från bl.a. SMHI och Lantmäteriet är öppen kan kommuner, landsting och länsstyrelser använda dessa. Det skulle på så sätt vara möjligt för dem att studera samband mellan de olika vattenkemiska parametrarna mot lokal bakgrundsdata. Data som enskilda avlopp, reningsverk, miljöfarlig verksamhet, markanvändning och geologiska data kunde implementeras i modellen. Varför en försämring

skett i en specifik region kunde studeras om vattenkemidata samlades in för området. Detta är något som kommuner och länsstyrelser borde göra för att få bättre kontroll över kvalitén på ytvatten.

## **5.8 Framtida studier**

Studier inom sjöars påverkan av ändring i vattenkemi där hänsyn tas till omkringliggande markkvalitet är ett forskningsområde. Genom ett fördjupat arbete med noggranna vattendrag kan man se hur stor korrelation det finns mellan olika sorters vattenkemiparametrar och jordegenskaper. Detta kan göras genom att exempelvis buffra vattendragens bredd från 10 m upp till 100 m då olika sorters bakgrundsdata studeras. Att buffra innebär att göra vattendragslinjerna tjockare. Dessa bakgrundsdata kan vara skogsdata – kNN, jordlayersdata eller geologisk data. Man kommer då att kunna studera hur stor påverkan omkringliggande mark har på vattenkemin i ett större perspektiv. Andra typer av forskningsområden är sjöars påverkan hos vattenkemin i vattendragen. Om mätningar av vattenkemi sker före och efter olika sjöar då noggrann och kvalitetssäkrad data finns för sjöns närområde kan modeller kartlägga vilka omkringliggande parametrar som kan påverka de vattenkemiska parametrarna. Ett sådant projekt kräver mycket arbete men resultaten kan bli väldigt goda om det utförs korrekt. Om resultat kan ges i form av ett mått på hur mycket de vattenkemiska parametrarna förändras av t.ex. olika geologiska egenskaper kan vattendrag och sjöars kemiska uppsättning uppskattas utifrån dessa. Detta tillsammans med att kontinuerligt utföra mätningar av vattenkemin kan en sådan modell bli till stor nytta då data från samtliga sjöar och vattendrag i Sverige inte är utfört. Det kan ge enkla men realistiska uppskattningar av hur naturen och miljön kan förändras om en ändring av vattenkemin sker uppströms.

Genom att kartlägga vattendrag, sjöar, våtmarker, dammar m.m. kan en bra och detaljerad karta skapas över vattenkemi med omkringliggande verksamheter, industrier, hushåll och naturområden. Om och när en olycka sker kan man med snabba och enkla medel kontrollera hur vattnet rör sig samt att man snabbt kan se var de största riskerna är samt var resurserna bör läggas. Detta kan hjälpa kommuner och länsstyrelser att effektivisera sitt miljöarbete så att snabbare och bättre beslut kan tas och stora besparingar kan göras. Besparingarna kan istället användas till ett säkrare miljöskydd och förbättrade åtgärder om olyckor eller byggnationer behöver göras.

## 6 Slutsatser

Att använda SL vid modellering som vattnets väg genom sjöar var ett enkelt och bra sätt där stark korrelation fanns mellan SL och sjöegenskaperna. Detta innebar att vattnets väg genom sjöar kan på ett förenklat sätt beskrivas med virtuella vattendrag. För att uppnå bästa noggrannhet bör samtliga SL utvärderas och eventuellt korrigeras innan modellering genomförs.

Samtliga resultat från analyseringen visade på att sjöar hade en stor påverkan på de vattenkemiska parametrarna. Koncentrationen av de vattenkemiska parametrarna minskade när vattnet strömmar genom sjöar. Ur ett landskapsperspektiv ökade däremot koncentrationerna längs med vattendragen. Korrelation fanns mellan de vattenkemiska parametrarna och SL samt SV. Den parameter som fluktuerar mest var IN enligt QCD. Den starkast signifikanta Spearmankorrelationen som erhöles var 0,49 för pH vattendragsstationen år 2010 mot  $SV_{ack}$ .

STARS var en bra uppsättning med verktyg som gjorde det möjligt att på ett enkelt och effektivt sätt bygga upp ett nätverk av vattendrag och utföra diverse beräkningar mellan bakgrundsfiler, RCA, vattendrag, stationer och prediktionspunkter. Utifrån modelleringssynpunkt fanns det goda förutsättningar att använda STARS vid modellering av vattenkemiska interaktioner mellan sjöar och vattendrag men också mot omkringliggande områden. Jag anser att STARS bör utvecklas mer och innehålla verktyg som möjliggör beräkningar av flera filtyper samtidigt. Jag anser också att ett script som beräknar RCAas eller någon liknande areabestämning till stationer bör implementeras i STARS.

## 7 Referenser

- Ahlcrona, E., 2003. Svenska CORINE Marktäckedata - Nomenklatur och klassdefinitioner.
- Algesten, G., Sobek, S., Bergström, A.-K., Ågren, A., Tranvik, L.J., Jansson, M., 2004. Role of lakes for organic carbon cycling in the boreal zone. *Glob. Change Biol.* 10, 141–147. doi:10.1111/j.1365-2486.2003.00721.x
- Analysmetoder - Emån & Emåförbundet [WWW Document], 2015. URL <http://www.eman.se/se/vattenkvalitet/kontrollprogram/analysmetoder> (accessed 4.27.15).
- Apps, M.J., Kurz, W.A., Luxmoore, R.J., Nilsson, L.O., Sedjo, R.A., Schmidt, R., Simpson, L.G., Vinson, T.S., 1993. Boreal forests and tundra. *Water. Air. Soil Pollut.* 70, 39–53. doi:10.1007/BF01104987
- ArcGIS Resources, 2014. ArcGIS Help 10.2 - An overview of the Spatial Analyst Toolbox [WWW Document]. URL <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html#//009z00000003000000>
- Benedini, M., Tsakiris, G., 2013. Water Quality in the Context of Water Resources Management, in: *Water Quality Modelling for Rivers and Streams*. Springer Netherlands, pp. 1–9, ISBN 978-94-007-5508-6 or 978-94-007-5509-3.
- Bloesch, J., 2009. Sediments of Aquatic Ecosystems, in: Likens, G.E. (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 479–490, ISBN 978-0-12-370626-3.
- Braun, H., 2010. Incorporating lakes into ordinary kriging interpolation of stream water chemistry. *Stockh. Univ.*
- Callow, J.N., Van Niel, K.P., Boggs, G.S., 2007. How does modifying a DEM to reflect known hydrology affect subsequent terrain analysis? *J. Hydrol.* 332, 30–39. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.020
- Dent, C.L., Grimm, N.B., 1999. Spatial Heterogeneity of Stream Water Nutrient Concentrations over Successional Time. *Ecology* 80, 2283–2298. doi:10.2307/176910
- Downing, J.A., 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica* 29, 9–24.
- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., Sjöberg, K., 1994. Relationships Between Species Number, Lake Size and Resource Diversity in Assemblages of Breeding Waterfowl. *J. Biogeogr.* 21, 75–84. doi:10.2307/2845605
- Emåförbundet, 2015. Beskrivning - Emån & Emåförbundet [WWW Document]. Beskr. Av Emåförbundet. URL <http://www.eman.se/se/emafoerbundet/beskrivning> (accessed 4.27.15).
- Emåförbundet, 2011. Recipienkontroll Årsrapport 2011 (No. 2011).
- Emåförbundet-vattennkvalitet, 2015. Vattenkvalitet - Emån & Emåförbundet [WWW Document]. Vattenkvalitet - Hur Mår Emån. URL <http://www.eman.se/vattenkvalitet/kontrollprogram.aspx> (accessed 4.27.15).
- Emån [WWW Document], 2015. URL <http://www.eman.se/> (accessed 1.19.15).
- Engberg, A., 2002. Svenska CORINE Marktäckedata - Produktspecifikation.
- ESRI, 2015. Esri - GIS Mapping Software, Solutions, Services, Map Apps, and Data [WWW Document]. URL <http://www.esri.com/> (accessed 4.29.15).
- Esri, 2015. ArcGIS Help 10.2 - Mosaic (Data Management) [WWW Document]. ArcGIS Resour. URL <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html#//001700000097000000> (accessed 5.15.15).

- Esri, 2014. ArcGIS Help 10.2 - Reclassify (Spatial Analyst) [WWW Document]. ArcGIS Resour. URL <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html#//009z000000sr000000> (accessed 5.14.15).
- Francis, A., 1998. Business mathematics and statistics. Letts Educational.
- Ganio, L.M., Torgersen, C.E., Gresswell, R.E., 2005. A Geostatistical Approach for Describing Spatial Pattern in Stream Networks. *Front. Ecol. Environ.* 3, 138–144. doi:10.2307/3868541
- Gunn, J., Steedman, R.J., Ryder, R., 2003. Boreal Shield Watersheds: Lake Trout Ecosystems in a Changing Environment. CRC Press.
- Helsel, D.R., 1990. Less than obvious - statistical treatment of data below the detection limit. *Environ. Sci. Technol.* 24, 1766–1774. doi:10.1021/es00082a001
- Isaak, D.J., Peterson, E.E., Ver Hoef, J.M., Wenger, S.J., Falke, J.A., Torgersen, C.E., Sowder, C., Steel, E.A., Fortin, M.-J., Jordan, C.E., Ruesch, A.S., Som, N., Monestiez, P., 2014. Applications of spatial statistical network models to stream data. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 1, 277–294. doi:10.1002/wat2.1023
- Jana, R., Reshmidevi, T.V., Arun, P.S., Eldho, T.I., 2007. An enhanced technique in construction of the discrete drainage network from low-resolution spatial database. *Comput. Geosci.* 33, 717–727. doi:10.1016/j.cageo.2006.06.002
- Jay M Ver Hoef, E.E.P., 2014. SSN: An R Package for Spatial Statistical Modeling on Stream Networks. *J. Stat. Softw.* 56.
- Jenson, S.K., Domingue, J.O., 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 54, 1593–1600.
- Köhler, S.J., Buffam, I., Seibert, J., Bishop, K.H., Laudon, H., 2009. Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *J. Hydrol.* 373, 44–56. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.04.012
- Länsstyrelsen, 2015. Vattenförvaltningens mål [WWW Document]. URL <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenforvaltning/Pages/vattenforvaltningens-mal.aspx> (accessed 4.15.15).
- Lantmäteriet, 2015a. Om Hydrografi i nätverk - Lantmäteriet [WWW Document]. Lantmäteriet. URL <http://www.lantmateriet.se/sv/Om-Lantmateriet/Samverkan-med-andra/Hydrografi-i-natverk/Om-Hydrografi-i-natverk/> (accessed 5.19.15).
- Lantmäteriet, 2015b. GSD-Höjddata, grid 2+ [WWW Document]. Lantmäteriet. URL [/sv/Kartor-och-geografisk-information/Hojddata/GSD-Hojddata-grid-2/](http://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Hojddata/GSD-Hojddata-grid-2/) (accessed 5.19.15).
- Lantmäteriet,, SMHI, 2015. Informationsblad Hydrografi i nätverk.
- Lindström, G., 2014. S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige | SMHI [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560> (accessed 4.29.15).
- Little, L.S., Edwards, D., Porter, D.E., 1997. Kriging in estuaries: as the crow flies, or as the fish swims? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Urbanization and Southeastern Estuaries* 213, 1–11. doi:10.1016/S0022-0981(97)00006-3
- Löfgren, S., Forsius, M., Andersen, T., 2003. Vattens färg - Klimatbetingad ökning av vattens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag.

- Lyon, S.W., Braun, H., Temnerud, J., 2011. Accounting for instream lakes when interpolating stream water chemistry observations. *J. Spat. Hydrol.* 11, 1–20.
- Mårtensson, J., Wingqvist, E.-M., Pettersson, O., 2013. Leveransbeskrivning Vattendrag Vd\_I\_2012\_2.
- Moore, D.R.J., 1998. Ambient water quality criteria for organic carbon in British Columbia. Environ. Resour. Manag. Dep. Minist. Environ. Lands Parks Vic. BC, Water Quality.
- Naturvårdsverket tar över Svenska Marktäckedata [WWW Document], 2014. . Naturvårdsverket. URL <http://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pessmeddelanden/Naturvardsverket-tar-over-Svenska-Marktackedata/> (accessed 5.19.15).
- Norling, R., Gustavsson, R., Herngren, H., 2009. Inventering av Mal Silurus glanis i Båvenområdet 2007 och 2008 (Naturvårdsenheten 2009 No. 2009:13), Naturvårdsenheten 2009. Länsstyrelsen i Södermanlands län, NYKÖPING.
- Nydén, T., 2013. Recipientkontroll 2011- 2013 (Årsrapport).
- Olden, J.D., Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., 2001. Spatial Isolation and Fish Communities in Drainage Lakes. *Oecologia* 127, 572–585.
- Peterson, E.E., 2015. STARS: SPATIAL TOOLS FOR THE ANALYSIS OF RIVER - SYSTEMS VERSION 2.0.0 - A TUTORIAL.
- Peterson, E.E., Merton, A.A., Theobald, D.M., Urquhart, N.S., 2006. Patterns of Spatial Autocorrelation in Stream Water Chemistry. *Environ. Monit. Assess.* 121, 571–596. doi:10.1007/s10661-005-9156-7
- Peterson, E.E., Theobald, D.M., Ver Hoef, J.M., 2007. Geostatistical modelling on stream networks: developing valid covariance matrices based on hydrologic distance and stream flow. *Freshw. Biol.* 52, 267–279. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01686.x
- Peterson, E.E., Ver Hoef, J.M., 2014. STARS: An ArcGIS toolset used to calculate the spatial information needed to fit spatial statistical models to stream network data. *J Stat Softw* 56, 1–17.
- Pettersson, O., Wingqvist, E.-M., 2013. Leveransbeskrivning för Vattenytor Vy\_y\_2012\_2.
- Risinger, B., 2015. Nationell strategi för prioritering av vatten - åtgärder inom jordbruket (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:10 No. 978-91-87025-81-5). Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Saunders, W., 1999. Preparation of DEMs for Use in Environmental Modeling Analysis [WWW Document]. Prep. DEMs Use Environ. Model. Anal. URL <http://proceedings.esri.com/library/userconf/proc99/proceed/papers/pap802/p802.htm> (accessed 4.29.15).
- SCB, 2015. Markanvändning enligt Svenska Marktäckedata (SMD) - Statistiska centralbyrån [WWW Document]. URL [http://www.scb.se/sv\\_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Miljo/Markanvandning/Markanvandning-enligt-Svenska-Marktackedata-SMD/#](http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Miljo/Markanvandning/Markanvandning-enligt-Svenska-Marktackedata-SMD/#) (accessed 4.27.15).
- SLU, 2012. Samordnad recipientkontroll (SRK) - SLU - Sveriges lantbruksuniversitet [WWW Document]. Samordn. Recip. SRK. URL <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/srk/> (accessed 4.27.15).
- SMHI, 2013. Nätverksbildade vattendrag (SVAR2012) - visningstjänst [WWW Document]. Nätverksbildade Vattendrag SVAR2012 - Visningstjänst. URL <https://www.geodata.se/GeodataExplorer/GetMetaData?UUID=fd1c0d8-140e-4e32-9e7d-28de302343a8> (accessed 5.19.15).

- SMHI, 2011. Vad gör SMHI? | SMHI [WWW Document]. URL <http://www.smhi.se/omsmhi/om-smhi/vad-gor-smhi-1.8125> (accessed 4.27.15).
- SMHI Licensavtal, 2012.
- Steedman, R.J., 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 92–96. doi:10.1139/f00-119
- Steiner, J., 2013. GIS@Ideon Emån - Nationell Hydrografi.
- Stibe, L., 2013. Vattenkvalitet i Hallands sjöar : Resultat från omdrevsprogrammet 2007-2012. Länsstyrelsen.
- Svensk författningssamling 2010:1770 Förordning (2010:1770) om geografisk miljöinformation - riksdagen.se [WWW Document], 2010. URL [http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/Svenskforfattningssamling/Forordning-20101770-om-geog\\_sfs-2010-1770/](http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/Svenskforfattningssamling/Forordning-20101770-om-geog_sfs-2010-1770/) (accessed 4.15.15).
- Theobald, D.M., Norman, J.B., Peterson, E., Ferraz, S., Wade, A., Sherburne, M.R., 2006. Functional Linkage of Water basins and Streams (FLoWS) v1 User's Guide: ArcGIS tools for Network-based analysis of freshwater ecosystems. *Nat. Resour. Ecol. Lab Colo. State Univ. Fort Collins CO* 43.
- USDA, 2015a. SSN & STARS - Other Software | Air, Water, & Aquatic Environments (AWAE) Program - USDA Forest Service Science - RMRS [WWW Document]. U. S. Dep. Agric. URL [http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/projects/SSN\\_STARS/other\\_software.html](http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/projects/SSN_STARS/other_software.html) (accessed 5.20.15).
- USDA, 2015b. SSN & STARS: Tools for Spatial Statistical Modeling on Stream Networks | Air, Water, & Aquatic Environments (AWAE) Program - USDA Forest Service Science - RMRS [WWW Document]. Tools Spat. Stat. Model. Stream Netw. URL <http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/projects/SpatialStreamNetworks.shtml> (accessed 4.29.15).
- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A.J., Schulze, E.-D., Rebmann, C., Moors, E.J., Granier, A., Gross, P., Jensen, N.O., Pilegaard, K., Lindroth, A., Grelle, A., Bernhofer, C., Grünwald, T., Aubinet, M., Ceulemans, R., Kowalski, A.S., Vesala, T., Rannik, Ü., Berbigier, P., Loustau, D., Guðmundsson, J., Thorgeirsson, H., Ibrom, A., Morgenstern, K., Clement, R., Moncrieff, J., Montagnani, L., Minerbi, S., Jarvis, P.G., 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature* 404, 861–865. doi:10.1038/35009084
- Weyhenmeyer, G.A., Fröberg, M., Karlun, E., Khalili, M., Kothawala, D., Temnerud, J., Tranvik, L.J., 2012. Selective decay of terrestrial organic carbon during transport from land to sea. *Glob. Change Biol.* 18, 349–355. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02544.x
- Zar, J.H., 1972. Significance Testing of the Spearman Rank Correlation Coefficient. *J. Am. Stat. Assoc.* 67, 578–580. doi:10.2307/2284441

## 7.1 Muntliga Referenser och kontakter

Janos Steiner  
Länsstyrelsen Kalmar  
Telefon: 010-2238303

Kommunikationsenheten [GIS]  
[janos.steiner@lansstyrelsen.se](mailto:janos.steiner@lansstyrelsen.se)  
[www.lansstyrelsen.se/kalmar](http://www.lansstyrelsen.se/kalmar)

Ilan Leshem  
Emåförbundet  
Telefon: 0383-97345  
Mobil: 070 534 00 45

Verksamhetsansvarig  
[ilan.leshem@eman.se](mailto:ilan.leshem@eman.se)  
[www.eman.se](http://www.eman.se)

Thomas Nydén  
Emåförbundet  
Telefon: 0383-973 40  
Mobil: 073 344 78 16

Limnolog  
[thomas.nyden@eman.se](mailto:thomas.nyden@eman.se)  
[www.eman.se](http://www.eman.se)

Johan Temnerud  
SLU  
Telefon: 070 351 48 40

Forskare, Sektionen för geokemi och hydrologi  
[johan.temnerud@slu.se](mailto:johan.temnerud@slu.se)

## 8 Appendix

Här redovisas de bilagor som nämns i rapporten. Detta avsnitt syftar till att ge läsaren en bättre förståelse och en bredare överblick över vilka data som använts och hur den har modifierats. Data taget från olika sidor har omstrukturerats för att passa den modell som STARS behöver för att fungera.

Appendix är uppdelat i olika delar. Se **Innehåll** för ytterligare information.

### 8.1 Appendix - Parameterförklaring

|                   |                                                                                                                                                                                                                       |
|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| pH                | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |
| Abs               | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |
| TOC               | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |
| Färgtal           | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |
| ON                | Beräkningar av alla värden $ON = TN - IN$ .                                                                                                                                                                           |
| $NO_3^- + NO_2^-$ | Alla värden, de som låg under detektionsgränsen, $<50 \mu\text{g/l}$ , har tilldelats värdet $25 \mu\text{g/l}$ .                                                                                                     |
| IN                | Alla värden, de värden som låg under detekteringsgränsen ( $NO_2^-$ , $NO_3^-$ eller $NH_4^+$ ) har summerats ihop.                                                                                                   |
| TN                | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |
| $NH_4^+ - N$      | Alla värden, de som låg under detektionsgränsen, $<20 \mu\text{g/l}$ , har tilldelats värdet $10 \mu\text{g/l}$ . Förutom "Emån.nedre.vetlanda.ARV" (2010) $<50 \mu\text{g/l}$ tilldelats värdet $25 \mu\text{g/l}$ . |
| ANC               | Alla värden, de som låg under detektionsgränsen, $<2 \text{ mekv/l}$ , har tilldelats värdet $1 \text{ mekv/l}$ .                                                                                                     |
| $PO_4 - P$        | Alla värden, de som låg under detektionsgränsen, $<5 \mu\text{g/l}$ , har tilldelats värdet $2 \mu\text{g/l}$ .                                                                                                       |
| Tot-P             | Oförändrad parameter.                                                                                                                                                                                                 |

## 8.2 Appendix - SMD Uppdelning

De 57 olika klasserna från SMD tillverkat av Lantmäteriet och Naturvårdsverket delades upp i 12 nya kategorier.

| Kod (8 bitar)   | Kategori                                | Kod (8 bitar)         | Kategori                               |
|-----------------|-----------------------------------------|-----------------------|----------------------------------------|
| <b><u>1</u></b> | <b><u>Städer</u></b>                    | <b><u>8</u></b>       | <b><u>Blandskog</u></b>                |
| 1               | Tät stadstruktur                        | 48                    | Blandskog ej på myr eller berg i dagen |
|                 | Orter >200 invånare och mindre omr      |                       |                                        |
| 2               | av grönt                                | 50                    | Blandskog på berg-i-dagen              |
|                 | Orter >200 invånare och med större      |                       |                                        |
| 3               | områden av grönt                        |                       |                                        |
| 4               | Orter <200 invånare                     | <b><u>9</u></b>       | <b><u>Naturligmark</u></b>             |
| 5               | "Enstaka hus och gårdsplaner"           | 51                    | Naturlig gräsmark                      |
| 20              | Campingplats och fritidsbebyggelse      | 53                    | Busksnår                               |
|                 |                                         | 60                    | Områden med sparsam vegetation         |
| <b><u>2</u></b> | <b><u>Miljöfarlig verksamhet</u></b>    | <b><u>10</u></b>      | <b><u>HyggeUngskog</u></b>             |
|                 | Industri, handelsenheter, offentlig     |                       |                                        |
| 6               | service, mm                             | 54                    | Hygge                                  |
|                 | Väg och järnvägsnät med                 | 55                    | Ungskog                                |
| 7               | kringområden                            |                       |                                        |
| 8               | Hamnområden                             | <b><u>11</u></b>      | <b><u>Myr</u></b>                      |
| 10              | Grus- och sandtag                       | 71                    | Blöt myr                               |
| 11              | Övriga mineralextraktionsplatser        | 72                    | Övrig myr                              |
| 12              | Deponier                                | 41                    | Lövskog på myr                         |
| 13              | Byggplatser                             | 46                    | Barrskog på myr                        |
| 15              | Idrottsanläggning, skjutbana, mm        | 49                    | Blandskog på myr                       |
| <b><u>3</u></b> | <b><u>Urbana grönområden</u></b>        | <b><u>12</u></b>      | <b><u>Sjöar och våtmarker</u></b>      |
| 14              | Urbana grönområden                      | 70                    | Limnogen våtmarker                     |
| 18              | Golfbana                                | 74                    | Saltpåverkade kärr, marskland          |
| 19              | Ej urban park                           | 81                    | Sjöar och dammar, öppen yta            |
| <b><u>4</u></b> | <b><u>Åkermark, Frukt &amp; bär</u></b> | 82                    | Sjöar och dammar, igenväxande yta      |
| 30              | Åkermark                                |                       |                                        |
| 31              | Frukt och bärödling                     | <b><u>No data</u></b> |                                        |
| <b><u>5</u></b> | <b><u>Betesmark</u></b>                 | 83                    | Kust lagun                             |
| 32              | Betesmark                               | 84                    | Estuarier                              |
| <b><u>6</u></b> | <b><u>Lövskog</u></b>                   | 85                    | Kust hav och oceaner, öppen yta        |
| 40              | Lövskog ej på myr eller berg i dagen    | 86                    | Kust hav och oceaner, igenväxande yta  |
| 42              | Lövskog på berg-i-dagen                 | 80                    | Vattendrag                             |
|                 |                                         | 73                    | Torvtäkt                               |
| <b><u>7</u></b> | <b><u>Barrskog</u></b>                  |                       |                                        |
| 43              | Barrskog på lavmark                     |                       |                                        |
| 44              | Barrskog ej på lavmark 7-15 meter       |                       |                                        |
| 45              | Barrskog ej på lavmark > 15 meter       |                       |                                        |
| 47              | Barrskog på berg-i-dagen                |                       |                                        |

### 8.3 Appendix - Matlab script

Här finns de två Matlab script som användes vid beräkningarna.

#### 8.3.1 QCD

Samtliga vattenkemiska parametrar sparades i vektorer då scriptet nedan användes för att beräkna fram QCD.

```
% Infoga vattenkemi parameter
x = Vattenkemiparameter_KolumnVvektor;
Nx = size(x,1);
Nx1 = size(x',1);
% Beräkning av medelvärde
mx = mean(x);
% Beräkning av standard avvikelsen
sigma = std(x);
% Beräkning av median
medianx = median(x);
% Sortering av data
y = sort(x);
% Beräkning av första kvartilen
Q(1) = median(y(find(y<median(y)))));
% Beräkning av andra kvartilen
Q(2) = median(y);
% Beräkning av tredje kvartilen
Q(3) = median(y(find(y>median(y)))));
% Beräkning av IQR
IQR = Q(3)-Q(1);
% Beräkning av första kvartilen QCD
QCD = IQR/Q(2);

% Visning av resultatet
disp(['Number of points: ', num2str(Nx1)]);
disp(['Mean: ', num2str(mx)]);
disp(['Standard Deviation: ', num2str(sigma)]);
disp(['Median: ', num2str(median)]);
disp(['25th Percentile: ', num2str(Q(1))]);
disp(['50th Percentile: ', num2str(Q(2))]);
disp(['75th Percentile: ', num2str(Q(3))]);
disp(['Quartile coefficient of dispersion: ', num2str(QCD)]);
```

#### 8.3.2 Spearmankorrelation

Data från SMD, SL och sjöegenskaper fanns sparad för varje station och år där det skapades en matris A som inne höll detta. Det skapades en ny matris för varje körning då dess första kolumn bestod av en vattenkemiparameter, M. Spearmankorrelationen beräknades fram med scriptet nedan för varje vattenkemiskparameter.

```
M = ["Vattenkemisk parameter", A];

%Spearmankorrelation med p-värde
[RHO,PVAL] = corr(M, 'type', 'Spearman')
```

## 8.4 Appendix - QCD

Samtliga värden är beräknade med Matlab scriptet i 8.3 Appendix. NaN betyder "Not a Number" och indikerar på ett beräkningsfel, i detta fall var antalet mätningar för få. De fetmarkerade värdena är av intresse där skillnader förekommer mellan åren.

Tabell 12. QCD värden för sjöar 2010. Eftersom antalet mätningar är få för Abs är det överstruket

|              | 2010<br>Abs      | 2010<br>ANC | 2010<br>Color | 2010<br>IN  | 2010<br>ON | 2010<br>pH | 2010<br>PO4P | 2010<br>TN | 2010<br>TOC | 2010<br>Tot-P |
|--------------|------------------|-------------|---------------|-------------|------------|------------|--------------|------------|-------------|---------------|
| Mätningar    | <del>2</del>     | 26          | 24            | 26          | 26         | 26         | 26           | 26         | 26          | 24            |
| Medel        | <del>0,08</del>  | 500         | 76,46         | 59,27       | 539,27     | 7,27       | 4,31         | 598,54     | 11,77       | 15,58         |
| 25 Percentil | <del>0,066</del> | 410         | 50            | 12,5        | 408        | 7          | 2            | 468        | 9,5         | 10,5          |
| 50 Percentil | <del>0,08</del>  | 490         | 65            | 35          | 521        | 7,2        | 2            | 568,5      | 11          | 14,5          |
| 75 Percentil | <del>0,094</del> | 570         | 80            | 140         | 600        | 7,4        | 6            | 683        | 14          | 20            |
| QCD          | <del>0,35</del>  | 0,32        | <b>0,46</b>   | <b>3,64</b> | 0,37       | 0,056      | 2            | 0,38       | 0,4         | 0,66          |

Tabell 13. QCD värden för sjöar 2013. Eftersom antalet mätningar är få för Abs är det överstruket

|              | 2013<br>Abs     | 2013<br>ANC | 2013<br>Color | 2013<br>IN | 2013<br>ON | 2013<br>pH | 2013<br>PO4P | 2013<br>TN | 2013<br>TOC | 2013<br>Tot-P |
|--------------|-----------------|-------------|---------------|------------|------------|------------|--------------|------------|-------------|---------------|
| Mätningar    | <del>4</del>    | 25          | 24            | 25         | 25         | 25         | 25           | 25         | 25          | 25            |
| Medel        | <del>0,11</del> | 530         | 86,87         | 59,32      | 540,36     | 7,40       | 3,8          | 599,68     | 12,08       | 18            |
| 25 Percentil | <del>NaN</del>  | 390         | 42,5          | 10         | 407,5      | 7,3        | 2            | 442,5      | 7,85        | 11,5          |
| 50 Percentil | <del>0,11</del> | 500         | 60            | 35         | 526        | 7,4        | 2            | 573        | 11          | 17            |
| 75 Percentil | <del>NaN</del>  | 580         | 100           | 174,5      | 617,5      | 7,5        | 5            | 655,5      | 14,45       | 22            |
| QCD          | <del>NaN</del>  | 0,38        | <b>0,96</b>   | <b>4,7</b> | 0,40       | 0,027      | 1,5          | 0,37       | 0,6         | 0,62          |

Tabell 14. QCD värden för vattendrag 2010. Eftersom antalet mätningar är få för PO<sub>4</sub>-P är det överstruket

|              | 2010<br>Abs | 2010<br>ANC | 2010<br>Color | 2010<br>IN  | 2010<br>ON | 2010<br>pH | 2010<br>PO4 P   | 2010<br>TN | 2010<br>TOC | 2010<br>Tot-P |
|--------------|-------------|-------------|---------------|-------------|------------|------------|-----------------|------------|-------------|---------------|
| Mätningar    | 38          | 20          | 33            | 38          | 38         | 38         | <del>6</del>    | 38         | 38          | 37            |
| Medel        | 0,23        | 550         | 98,18         | 139,61      | 640,34     | 7,13       | <del>4</del>    | 779,95     | 13,98       | 25,84         |
| 25 Percentil | 0,17        | 430         | 80            | 61          | 501        | 7          | <del>3</del>    | 607        | 11          | 15            |
| 50 Percentil | 0,20        | 520         | 90            | 126         | 576        | 7,2        | <del>3,5</del>  | 703,5      | 13          | 23            |
| 75 Percentil | 0,28        | 660         | 135           | 166         | 733        | 7,3        | <del>4</del>    | 897        | 16          | 33            |
| QCD          | <b>0,60</b> | 0,44        | 0,61          | <b>0,83</b> | 0,40       | 0,042      | <del>0,29</del> | 0,41       | <b>0,38</b> | <b>0,78</b>   |

Tabell 15. QCD värden för vattendrag 2013. Eftersom antalet mätningar är få för PO<sub>4</sub>-P är det överstruket

|              | 2013<br>AbsF | 2013<br>ANC | 2013<br>Color | 2013<br>IN  | 2013<br>ON | 2013<br>pH | 2013<br>PO4P   | 2013<br>2013 | 2013<br>TOC | 2013<br>Tot-P |
|--------------|--------------|-------------|---------------|-------------|------------|------------|----------------|--------------|-------------|---------------|
| Mätningar    | 35           | 17          | 33            | 35          | 35         | 35         | <del>3</del>   | 35           | 35          | 35            |
| Medel        | 0,19         | 760         | 88,79         | 195         | 616,17     | 7,28       | <del>8</del>   | 811,17       | 11,85       | 25,57         |
| 25 Percentil | 0,078        | 500         | 60            | 59          | 498        | 7,1        | <del>3</del>   | 593          | 11          | 15            |
| 50 Percentil | 0,17         | 670         | 80            | 115         | 539        | 7,3        | <del>4</del>   | 707          | 12          | 18            |
| 75 Percentil | 0,24         | 850         | 100           | 299         | 636        | 7,5        | <del>17</del>  | 854          | 13,2        | 25            |
| QCD          | <b>0,98</b>  | 0,52        | 0,5           | <b>2,09</b> | 0,26       | 0,054      | <del>3,5</del> | 0,37         | <b>0,18</b> | <b>0,56</b>   |

## 8.5 Appendix – Spearmankorrelation ackumulerad sjöar

Nedan visas diverse resultat som inte är medtagna till rapporten men som kan ge en djupare förståelse. Från Tabell 16 syns att ingen signifikant korrelation finns men många av parametrarna visar antingen en positiv eller negativ trend.

Tabell 16. Sammanställning över Spearmankorrelationen med p-värde för sjöars stationer för SL<sub>ack</sub> och ackumulerad SMD. Eftersom antalet mätningar för Abs är få är det överstruket

|                    | 2010 sjöar SL <sub>ack</sub> |                   | 2013 sjöar SL <sub>ack</sub> |         | 2010 sjöar SL <sub>ack</sub> |                   | 2013 sjöar SL <sub>ack</sub> |         |
|--------------------|------------------------------|-------------------|------------------------------|---------|------------------------------|-------------------|------------------------------|---------|
|                    | Spearman                     | p-värde           | Spearman                     | p-värde | Spearman                     | p-värde           | Spearman                     | p-värde |
| Abs                | <del>-0,3084</del>           | <del>0,1253</del> | -0,2265                      | 0,2764  | <del>-0,2870</del>           | <del>0,1552</del> | -0,2265                      | 0,2764  |
| ANC                | 0,0981                       | 0,6335            | -0,0608                      | 0,7729  | 0,1562                       | 0,4459            | -0,0062                      | 0,9767  |
| Färgtal            | 0,1007                       | 0,6247            | 0,1880                       | 0,3681  | 0,0417                       | 0,8397            | 0,1020                       | 0,6277  |
| IN                 | 0,2589                       | 0,2016            | 0,2130                       | 0,3067  | 0,2468                       | 0,2242            | 0,2174                       | 0,2966  |
| ON                 | -0,0472                      | 0,8189            | -0,2808                      | 0,1740  | -0,0951                      | 0,6441            | -0,3346                      | 0,1021  |
| pH                 | 0,2824                       | 0,1621            | 0,0565                       | 0,7883  | 0,3204                       | 0,1106            | 0,1237                       | 0,5558  |
| PO <sub>4</sub> -p | -0,1404                      | 0,4940            | -0,3071                      | 0,1354  | -0,0776                      | 0,7063            | -0,3201                      | 0,1188  |
| TN                 | 0,0164                       | 0,9366            | -0,1715                      | 0,4123  | -0,0369                      | 0,8579            | -0,2262                      | 0,2770  |
| TOC                | -0,0058                      | 0,9775            | -0,0848                      | 0,6869  | -0,0943                      | 0,6469            | -0,1719                      | 0,4112  |
| Tot-P              | 0,1429                       | 0,4861            | -0,2392                      | 0,2495  | 0,1299                       | 0,5271            | -0,2593                      | 0,2107  |

## 8.6 Appendix – Vattenkemiska parametrar mot avståndsm modeller.

Här presenteras Spearman korrelationen och p-värden för de vattenkemiska parametrarna mot avståndsm modellerna som erhöles vid analyseringen. I Appendix 8.7 finns det Matlab script som användes för framtagning av dessa data.

Tabell 17. Spearman korrelationen tillsammans med p-värdet för sjöstationernas vattenkemiska parametrar år 2010, S10, mot de fyra avståndsm modellerna. De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade medan de som "nästan" är signifikanta ( $0,05 < p < 0,075$ ) är understrukna. Eftersom antalet mätningar är få för Abs kunde beräkningar inte genomföras

|                    | S10 Euklidiskt |               | S10 Symmetriskt |         | S10 Asymmetriskt |               | S10 SL        |               |
|--------------------|----------------|---------------|-----------------|---------|------------------|---------------|---------------|---------------|
|                    | Spearman       | p-värde       | Spearman        | p-värde | Spearman         | p-värde       | Spearman      | p-värde       |
| Abs                | -              | -             | -               | -       | -                | -             | -             | -             |
| ANC                | - 0,0075       | 0,8923        | - 0,0975        | 0,0792  | 0,0191           | 0,9008        | <u>0,2867</u> | <u>0,0566</u> |
| Färgtal            | <b>0,2315</b>  | <b>0,0001</b> | 0,0791          | 0,1899  | 0,1565           | 0,3285        | <b>0,3663</b> | <b>0,0185</b> |
| IN                 | <b>0,2690</b>  | <b>0</b>      | 0,0359          | 0,5191  | <b>0,2969</b>    | <b>0,0477</b> | <b>0,3494</b> | <b>0,0186</b> |
| ON                 | <b>0,1435</b>  | <b>0,0096</b> | 0,0696          | 0,2109  | 0,0851           | 0,5786        | <b>0,5119</b> | <b>0,0003</b> |
| pH                 | 0,0575         | 0,3016        | 0,0313          | 0,5745  | 0,0411           | 0,7888        | 0,0633        | 0,6795        |
| PO <sub>4</sub> -P | 0,0091         | 0,87          | - 0,0672        | 0,2271  | <b>- 0,3099</b>  | <b>0,0383</b> | 0,1666        | 0,2739        |
| TN                 | <b>0,2158</b>  | <b>0,0001</b> | 0,0953          | 0,0864  | 0,1892           | 0,2132        | <b>0,5827</b> | <b>0</b>      |
| TOC                | <b>0,2569</b>  | <b>0</b>      | 0,0675          | 0,2247  | - 0,0533         | 0,7278        | <b>0,5677</b> | <b>0</b>      |
| Tot-P              | <b>0,1070</b>  | <b>0,0641</b> | 0,0110          | 0,8490  | - 0,1669         | 0,2847        | 0,0217        | 0,8902        |

Tabell 18. Spearman korrelationen tillsammans med p-värdet för sjöstationernas vattenkemiska parametrar år 2013, S13, mot de fyra avståndsm modellerna. De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade medan de som "nästan" är signifikanta ( $0,05 < p < 0,075$ ) är understrukna. Eftersom antalet mätningar är få för Abs kunde beräkningar inte genomföras

|                    | S13 Euklidiskt  |               | S13 Symmetriskt |               | S13 Asymmetriskt |               | S13 SL          |               |
|--------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|------------------|---------------|-----------------|---------------|
|                    | Spearman        | p-värde       | Spearman        | p-värde       | Spearman         | p-värde       | Spearman        | p-värde       |
| Abs                | -               | -             | -               | -             | -                | -             | -               | -             |
| ANC                | 0,0293          | 0,6128        | - 0,1005        | 0,0821        | 0,0393           | 0,8021        | <b>0,3842</b>   | <b>0,0114</b> |
| Färgtal            | <b>0,3541</b>   | <b>0</b>      | <b>0,1331</b>   | <b>0,0270</b> | 0,2493           | 0,1160        | <b>0,4649</b>   | <b>0,0022</b> |
| IN                 | <b>0,3127</b>   | <b>0</b>      | 0,0919          | 0,1121        | <b>0,7358</b>    | <b>0</b>      | 0,0766          | 0,6255        |
| ON                 | <b>0,2239</b>   | <b>0,0001</b> | 0,0937          | 0,1052        | 0,1270           | 0,4157        | <b>0,5207</b>   | <b>0,0004</b> |
| pH                 | - <b>0,1401</b> | <b>0,0152</b> | - <b>0,1400</b> | <b>0,0152</b> | <u>0,2862</u>    | <u>0,0628</u> | - <u>0,2752</u> | <u>0,0740</u> |
| PO <sub>4</sub> -P | 0,0611          | 0,2912        | - 0,0118        | 0,8386        | - 0,0844         | 0,5907        | 0,2443          | 0,1143        |
| TN                 | <b>0,3002</b>   | <b>0</b>      | <b>0,1159</b>   | <b>0,0448</b> | <b>0,3860</b>    | <b>0,0106</b> | <b>0,5450</b>   | <b>0,0002</b> |
| TOC                | <b>0,3558</b>   | <b>0</b>      | <b>0,1958</b>   | <b>0,0007</b> | <b>0,3251</b>    | <b>0,0334</b> | <b>0,6465</b>   | <b>0</b>      |
| Tot-P              | 0,0274          | 0,6366        | - 0,0523        | 0,3663        | 0,0005           | 0,9973        | 0,2611          | 0,0908        |

Tabell 19. Spearmankorrelationen tillsammans med p-värdet för vattendragsstationernas vattenkemiska parametrar år 2010, V10, mot de fyra avståndsmodellerna. De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade. Eftersom antalet mätningar är få för PO<sub>4</sub>-P är det överstruket

|                    | V10 Euklidiskt     |                   | V10 Symmetriskt    |                   | V10 Asymmetriskt  |                   | V10 SL            |                |
|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|
|                    | Spearman           | p-värde           | Spearman           | p-värde           | Spearman          | p-värde           | Spearman          | p-värde        |
| Abs                | <b>-0,0936</b>     | <b>0,0130</b>     | <b>-0,0836</b>     | <b>0,0267</b>     | <b>-0,1573</b>    | <b>0,0297</b>     | -0,1188           | 0,1296         |
| ANC                | -0,0045            | 0,9488            | -0,0463            | 0,5039            | -0,1024           | 0,4354            | 0,0195            | 0,8922         |
| Färgtal            | <b>-0,0989</b>     | <b>0,0231</b>     | -0,0705            | 0,1056            | -0,0823           | 0,3317            | -0,1198           | 0,1965         |
| IN                 | -0,0437            | 0,2471            | 0,0067             | 0,8600            | <b>0,1432</b>     | <b>0,0482</b>     | -0,1055           | 0,1788         |
| ON                 | <b>-0,2223</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,1743</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,3008</b>    | <b>0</b>          | <b>-0,4404</b>    | <b>0</b>       |
| pH                 | 0,0138             | 0,7141            | -0,0292            | 0,4396            | -0,0108           | 0,8821            | 0,0919            | 0,2419         |
| PO <sub>4</sub> -P | <del>-0,1425</del> | <del>0,6125</del> | <del>-0,0090</del> | <del>0,9746</del> | <del>0,3591</del> | <del>0,6333</del> | <del>0,1026</del> | <del>0,9</del> |
| TN                 | <b>-0,1936</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,1317</b>     | <b>0,0005</b>     | <b>-0,1467</b>    | <b>0,0429</b>     | <b>-0,3811</b>    | <b>0</b>       |
| TOC                | <b>-0,0860</b>     | <b>0,0226</b>     | <b>-0,0824</b>     | <b>0,0289</b>     | <b>-0,1533</b>    | <b>0,0342</b>     | -0,0996           | 0,2044         |
| Tot-P              | <b>-0,3090</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,2385</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,4481</b>    | <b>0</b>          | <b>-0,4038</b>    | <b>0</b>       |

Tabell 20. Spearmankorrelationen tillsammans med p-värdet för vattendragsstationernas vattenkemiska parametrar år 2013, V13, mot de fyra avståndsmodellerna. De trender som är signifikanta ( $p < 0,05$ ) är fetmarkerade. Eftersom antalet mätningar är få för PO<sub>4</sub>-P är det överstruket

|                    | V13 Euklidiskt     |                   | V13 Symmetriskt    |                   | V13 Asymmetriskt  |                   | V13 SL                    |                          |
|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------------|--------------------------|
|                    | Spearman           | p-värde           | Spearman           | p-värde           | Spearman          | p-värde           | Spearman                  | p-värde                  |
| Abs                | <b>0,2924</b>      | <b>0</b>          | <b>0,2249</b>      | <b>0</b>          | <b>0,4438</b>     | <b>0</b>          | 0,1524                    | 0,0507                   |
| ANC                | <b>-0,2024</b>     | <b>0,0015</b>     | <b>-0,2046</b>     | <b>0,0013</b>     | <b>-0,1017</b>    | 0,4128            | <b>-0,4820</b>            | <b>0,0003</b>            |
| Färgtal            | <b>0,1984</b>      | <b>0</b>          | <b>0,1845</b>      | <b>0</b>          | 0,0654            | 0,4081            | 0,0015                    | 0,9861                   |
| IN                 | <b>-0,0832</b>     | <b>0,0274</b>     | -0,0125            | 0,7401            | 0,1082            | 0,1301            | <b>-0,2177</b>            | <b>0,0050</b>            |
| ON                 | <b>-0,1445</b>     | <b>0,0001</b>     | -0,0659            | 0,0809            | <b>-0,2781</b>    | <b>0,0001</b>     | <b>-0,2157</b>            | <b>0,0054</b>            |
| pH                 | -0,0564            | 0,1352            | <b>-0,1381</b>     | <b>0,0002</b>     | -0,0286           | 0,6897            | -0,1305                   | 0,0948                   |
| PO <sub>4</sub> -P | <del>-0,1513</del> | <del>0,1129</del> | <del>-0,1332</del> | <del>0,1635</del> | <del>0,0371</del> | <del>0,8666</del> | <del><b>-0,5377</b></del> | <del><b>0,0317</b></del> |
| TN                 | <b>0,1190</b>      | <b>0,0016</b>     | -0,0270            | 0,4750            | -0,0545           | 0,4465            | <b>-0,3099</b>            | <b>0,0001</b>            |
| TOC                | <b>0,2216</b>      | <b>0</b>          | <b>0,1999</b>      | <b>0</b>          | <b>0,2686</b>     | <b>0,0001</b>     | 0,0756                    | 0,3345                   |
| Tot-P              | <b>-0,2712</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,1731</b>     | <b>0</b>          | <b>-0,3157</b>    | <b>0</b>          | <b>-0,3112</b>            | <b>0</b>                 |

## 8.7 Appendix – Matlab script

Beräkning av Spearman korrelation för avståndsmodellerna. Matris A är koncentrationsskillnaden mellan samtliga stationer och matris B till E är avståndsmodellerna.

```
% A = Vattenkemiska parametern
A = ____;
% A12 är den nya vektorn från
matris A med samtliga värden från
nedre delen
[NrowsA NcolsA] =size(A);
k = 0;
for c=1:NcolsA
    for r=(1+c):NrowsA
        k=k+1;
        A12(k,1) = A(r,c);
    end
end

% B = Euklidiskt avstånd
B = ____;
% B12 är den nya vektorn från
matris B med samtliga värden från
nedre delen
[NrowsB NcolsB] =size(B);
k = 0;
for c=1:NcolsB
    for r=(1+c):NrowsB
        k=k+1;
        B12(k,1) = B(r,c);
    end
end

% C = Symmetriskt avstånd
C = ____;
% C12 är den nya vektorn från
matris C med samtliga värden från
nedre delen
[NrowsC NcolsC] =size(C);
k = 0;
for c=1:NcolsC
    for r=(1+c):NrowsC
        k=k+1;
        C12(k,1) = C(r,c);
    end
end

% D = Asymmetriskt avstånd
D = ____;
% D12 är den nya vektorn från
matris D med samtliga värden från
nedre delen
[NrowsD NcolsD] =size(D);
k = 0;
for c=1:NcolsD
    for r=(1+c):NrowsD
```

```
        k=k+1;
        D12(k,1) = D(r,c);
    end
end

% E = SL avstånd
E = ____;
% E12 är den nya vektorn från
matris E med samtliga värden från
nedre delen
[NrowsE NcolsE] =size(E);
k = 0;
for c=1:NcolsE
    for r=(1+c):NrowsE
        k=k+1;
        E12(k,1) = E(r,c);
    end
end

% Skapar nya matriser för
respektive avståndsmodell
% Euklidiskt avstånd
Btot=[A12,B12];
Btot1=Btot(~any(isnan(Btot),2),:);
%Tar bort alla rader som
innehåller NaN
% Symmetriskt avstånd
Ctot=[A12,C12];
Ctot1=Ctot(~any(isnan(Ctot),2),:);
%Tar bort alla rader som
innehåller NaN
% Asymmetriskt avstånd
Dtot=[A12,D12];
Dtot1=Dtot(~any(isnan(Dtot),2),:);
%Tar bort alla rader som
innehåller NaN
% SL avstånd
Etot=[A12,E12];
Etot1=Etot(~any(isnan(Etot),2),:);
%Tar bort alla rader som
innehåller NaN

% Euklidiskt avstånd
[R_Euk,P_Euk] = corr(Btot1,
'type', 'Spearman')
% Symmetriskt avstånd
[R_Sym,P_Sym] = corr(Ctot1,
'type', 'Spearman')
% Asymmetriskt avstånd
[R_Asy,P_Asy] = corr(Dtot1,
'type', 'Spearman')
% SL avstånd
[R_SL,P_SL] = corr(Etot1, 'type',
'Spearman')
```