



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Modell och verklighet – Hur kan SMHI:s modell S-HYPE användas för att statusklassa näringsämnen i vattendrag?



Rapportnr: 2012:60

ISSN: 1403-168X

Författare: Josefin Jonson

Rapportansvarig: Ragnar Lagergren

Foto: Töftedalsån, lokal Heden. Foto taget av Christian Åberg.

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer/Rapporter.

Förord

Denna rapport är ett examensarbete utfört av Josefin Jonson som omfattar 30 högskolepoäng, och som utfördes under våren 2012 för avläggande av en mastersexamen i miljövetenskap med naturvetenskaplig inriktning vid Göteborgs Universitet. Arbetet gjordes på uppdrag av Länsstyrelsens vattenvårdsenhet i Göteborg, där också idén till studien skapades. Handledare på Länsstyrelsens vattenvårdsenhet var Ragnar Lagergren, och vid Institutionen för biologi och miljövetenskap vid Göteborgs Universitet Johan Höjesjö. Ett tack riktas också till Johan Andersson och Mikael Ljung på Länsstyrelsen, som har hjälpt till under arbetet.

Att bedöma eventuella övergödningsproblem för vattendragen är en viktig del i statusklassningen enligt vattendirektivet, men trots omfattande provtagningar saknas data för bedömningar på många håll. Genom att korrelera modelldata med uppmätta värden visar Josefin i sitt arbete på hur väl SMHI:s modell S-HYPE kan användas för att förutsäga vilka vattendrag som inte når upp till God status för näringsämnen när mätningar saknas.

Ragnar Lagergren,
Länsstyrelsen i Västra Götalands län, juni 2012

Innehåll

Förord	3
Innehåll	4
Sammanfattning	5
1 Inledning	6
1.1 Bakgrund	6
1.1.1 S-HYPE-modellen	6
1.1.2 Statusklassningar och EU:s Ramdirektiv för Vatten	8
1.1.3 Faktorer som påverkar kväves och fosfors kretslopp	8
1.2 Problemställning	9
1.3 Syfte	9
2 Metod	10
2.1 Val av provtagningspunkter	10
2.2 Kartläggning av valda provtagningspunkter i GIS	10
2.3 Hämtning av data från S-HYPE-modellen	11
2.4 Hämtning av mätdata	11
2.5 Slutligt dataunderlag	12
2.6 Insamling av data för miljöparametrar	12
2.7 Statistisk analys	14
2.7.1 Jämförelse av modell- och mätdata	14
2.7.2 Jämförelse av modell- och mätdata med miljöparametrar	14
2.7.3 Kartläggning av residualer och R ² -värden	15
3 Resultat	16
3.1 Regression för samtliga punkter	16
3.2 Samband med miljöparametrar	17
3.3 Regressioner för enskilda stationer	19
3.4 Visualisering av statistiska värden med hjälp av GIS	20
3.4.1 Samtliga punkters residualer	20
3.4.2 Riktningkoefficienter	24
3.4.3 R ² -värden	24
4 Diskussion	25
5 Slutsatser	29
6 Rekommendationer	30
7 Referenser	31

Sammanfattning

Enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten ska alla vattenförekomster inom unionen ha en god status senast år 2015. För arbetet med statusklassningar har SMHI utvecklat den hydrologiska modellen S-HYPE, som gör beräkningar av vattenföring och näringsämnestransporter i vattendrag. Syftet med detta arbete har varit att göra statistiska jämförelser mellan S-HYPE:s beräknade näringshalter och motsvarande halter från mätningar, för att kontrollera precisionen i modellens beräkningar. Studien syftade också till att undersöka huruvida noggrannheten i modellberäkningarna hade en regional variation, samt om den påverkades av olika förhållanden i miljön. Data från S-HYPE samt från mätningar samlades in för totalt 152 provtagningspunkter inom och strax utanför Västra Götalands län. Information samlades också in för åtta olika miljöparametrar vid dessa provtagningspunkter, och med dataunderlaget gjordes ett flertal statistiska analyser.

Resultatet visade att det fanns ett tydligt positivt linjärt samband mellan uppmätt och modellerad data för både totalkväve och totalfosfor ($p < 0,001$, $R^2 = 0,788$ för totalkväve, och $p < 0,001$, $R^2 = 0,623$ för totalfosfor). Det framgick också att modellen hade en varierande precision beroende på var i det undersökta området som den användes, samt att sex av de åtta undersökta miljöparametrarna inte på ett tillräckligt sätt ingick i modellberäkningarna. De huvudsakliga slutsatserna som drogs av denna studie var att en geografisk variation kan finnas i modellens prestanda, samt att det finns faktorer i miljön som S-HYPE-modellen inte tar tillräcklig hänsyn till. Utifrån studien gjordes dock bedömningen att S-HYPE kan vara tillräckligt tillförlitlig för att användas i det fortsatta arbetet med statusklassningar enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

1.1.1 S-HYPE-modellen

Den hydrologiska modellen S-HYPE har utvecklats av SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut), och används för att göra beräkningar av vattenföring och näringsämnestransporter i Sveriges vattendrag. S-HYPE är en nationell tillämpning av modellen HYPE (Hydrological Predictions for the Environment).

HYPE-modellen

HYPE-modellen togs fram av SMHI under åren 2005-2007, och används för att göra beräkningar inom områdena hydrologi och vattenkvalitet. Initiativet till modellen togs med anledning av EU:s Ramdirektiv för Vatten (se ytterligare information nedan). För att tillmötesgå direktivets krav stod det klart att myndigheter skulle behöva ha tillgång till detaljerad hydrologisk och hydrokemisk information. Eftersom eutrofiering har identifierats som det största problemet i inlands- och kustvatten i Sverige, efterfrågades speciellt modellverktyg för kontroll av näringshalter, och detta låg till grund för utvecklandet av HYPE-modellen (Lindström *et al.* 2010).

Modellen simulerar koncentrationer i vatten av organiskt och oorganiskt kväve; löst och partikulärt fosfor; samt summorna av dessa fraktioner: totalkväve och totalfosfor. De största källorna och sänkorna för vatten, fosfor och kväve ingår i HYPE-modellens beräkningar, och data för några parametrar hämtades från litteratur eller andra modeller, men många behövde kalibreras specifikt för HYPE-modellen (Lindström *et al.* 2010).

HYPE-modellen är uppbyggd av ett antal klasser som baseras på jordart och markanvändning. De flesta av modellens parametrar är kopplade till dessa klasser, och klasserna kan utformas på olika sätt beroende på var modellen används. Vattenbalans och grundvattennivåer är faktorer som beräknas utifrån den vattenhållande förmågan i olika jordarter. Andra flödesvägar, till exempel ytavrinning och erosion, beräknas också. Vattenflödet summeras för varje klass och införs i vattendrag, sjöar och reservoarer i varje delavrinningsområde. För att kunna beräkna ämnens uppehållstider, tilldelas varje vattenmiljö en yta och ett djup. När näringsämnen ska modelleras, beskrivs de största källorna till kväve och fosfor för varje jordarts- och markklass. Här ingår både organiskt och oorganiskt kväve samt löst och partikulärt fosfor, och näringsämnena följer vattenflödet genom modellen. För varje jordbruksgröda definieras datum och mängd av gödsling, sådd och skörd. I sjöar och vattendrag beräknar modellen flertalet processer som ingår i kväves och fosfors kretslopp och som påverkar deras halter, till exempel denitrifikation och sedimentation (Strömqvist *et al.* 2012).

HYPE-modellen är ständigt under utveckling, och sedan beskrivningen som gjordes av Lindström *et al.* (2010) har modellen vidareutvecklats i flera avseenden. Bland annat har modellens beräkningar av nederbördens intensitet och dess betydelse för erosionen förbättrats, kantzoner längs vattendrag och diken har införts, och modellen tar nu även hänsyn till atmosfärsdepositionens rumsliga variation och dess beroende av markanvändning (Strömqvist *et al.* 2012).

S-HYPE-modellen

S-HYPE är den tillämpning av HYPE som gjorts specifikt för Sverige. Modellen utvecklades av SMHI under åren 2008-2009, i samråd med länsstyrelser och kommuner. I modellen kan information fås om Sveriges ca 38 000 delavrinningsområden (Göran Lindström, SMHI), vilka hämtats från Svenskt Vattenarkiv (SVAR) (SMHI 2012a). Den data som har använts i modellens beräkningar har hämtats från nationella databaser, och anges i tabellen nedan.

Tabell 1. Data som har använts vid uppbyggnaden av S-HYPE-modellen. Källa: Strömqvist *et al.* (2012).

Typ av data	Data
Meteorologisk data	Nederbörd och lufttemperatur
Geografisk data	Delavrinningsområdets area, jordart, markanvändning, höjd över havet, samt längd på vattendrag
Sjöar	Djup, regleringar, flöde
Näringsinnehåll i mark	Ursprungligt näringsinnehåll
Jordbruk	Grödor, tillsats av gödsel och konstgödsel, samt tidpunkt och mängd för gödsling, samt sådd och skörd
Utsläpp	Landsbygdshushåll, industrier och avloppsreningsverk, atmosfärisk deposition, samt näringsämnen i urbant dagvatten

För de naturbeskrivande data samt de data för utsläpp och jordbruksmetoder som använts vid S-HYPE:s uppbyggnad, har antingen värden för representativa år eller årsmedelvärden använts. Dagliga värden ingår för nederbörd och temperatur (Strömqvist *et al.* 2012).

HYPE-modellens jordarts- och markanvändningsklasser justerades för S-HYPE för att stämma överens med svenska förhållanden. Exempelvis data för olika jordbruksåtgärder togs från regional statistik och baserades på medelvärden från åren 1995-2005. Värden på de initiala halterna av näringsämnen i olika jordar, liksom deras omsättningstider, var beroende av markanvändning, och togs från tidigare litteratur, databaser och modeller. För atmosfärisk deposition användes medelvärden från åren 2001-2004, och djupet i sjöar fick uppskattas med hjälp av deras area (Strömqvist *et al.* 2012).

I S-HYPE-modellens beräkningar ingår många hastighetskoefficienter, konstanter och parametrar. De flesta av dessa har tagits från litteratur och tidigare modeller, och kan därför inte justeras specifikt för S-HYPE. I modellens uppbyggnad finns dock även ett flertal parametrar som är justerbara, och som har kalibrerats manuellt för modellen. Vid kalibreringen har modellens uppskattningar av dessa parametrar kontrollerats mot verkliga förhållanden, och i den mån uppskattningarna i modellen ej varit korrekta har de korrigerats. Detta har även gjorts med hänsyn tagen till tillgänglig kunskap och värden hämtade från litteratur. Ett exempel på en parameter som kalibrerats är vattenbalansen i jorden, vilken jämfördes med vattenflöden som uppmätts under lång tid vid ett stort antal stationer. Det visade sig att datan som angav nederbörd var underskattad i vissa bergsområden, varför nederbördsmängden i modellen ökades i områden som låg minst 400 meter över havet. Dessutom var vattenflödet överskattat i den sydöstra delen av landet, där

klimatet är som torrast, och en korrigeringsfaktor för avdunstning fick därför införas för just denna region. Några exempel på andra parametrar som kalibrerats för modellen är jordarters olika egenskaper, erosion, fluktuationer i grundvattennivåer, näringsupptag i växtlighet, samt omsättning av näringsämnen i ytvattenförekomster (Strömqvist *et al.* 2012).

1.1.2 Statusklassningar och EU:s Ramdirektiv för Vatten

I takt med att både befolkningsmängd och industri växer i Europa har tillgången till vatten försämrats, både i kvalitativ och i kvantitativ bemärkelse. Det förändrade klimatet skapar också nya svårigheter genom en ökad nederbördsmängd och en förhöjd havsnivå, vilket kan frigöra miljö- och hälsoskadliga ämnen i marken. Lagstiftning inom Europeiska Unionen som syftar till att åtgärda vattenrelaterade problem har funnits sedan mitten av 1970-talet. En mer sammanhållen reglering för att säkerställa en hållbar vattenanvändning och yt- och grundvatten av god kvalitet infördes först år 2000, då Ramdirektivet för Vatten trädde i kraft. Syftet med direktivet är att upprätta ett ramverk till skydd för samtliga av EU:s inlandsvatten, vatten i övergångszoner, kustvatten och grundvatten (Ekelund Entson *et al.* 2010).

Det yttersta målet med Ramdirektivet för Vatten är att alla yt- och grundvattenförekomster inom EU ska ha uppnått en åtminstone god status senast år 2015. Detta innebär att medlemsstaterna ska arbeta för att tillståndet i vattenförekomsterna i så liten utsträckning som möjligt avviker från vad som är naturligt och opåverkat, med avseende på dels ekologiska och dels kemiska faktorer. I Sverige ansvarar landets fem vattenmyndigheter för detta arbete (Ekelund Entson *et al.* 2010).

Totalfosfor ingår som en parameter i bedömningsgrunderna för ekologisk status. Den ekologiska statusen har fem nivåer: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status. Vid statusklassning med avseende på totalfosfor beräknas först ett referensvärde utifrån lokalens höjd över havet, baskatjoner och absorptionskapacitet. Referensvärdet delas sedan med observerade halter av totalfosfor, vilket ger en ekologisk kvot och denna ger statusen (Naturvårdsverket 2008).

1.1.3 Faktorer som påverkar kväves och fosfors kretslopp

Näringsämnena kväve och fosfor har komplexa kretslopp i naturen, där de förekommer i många olika former. Källorna till dessa näringsämnen är också många, och är både naturliga och antropogena. Många kväveföreningar kan till exempel avges till vatten från mark, avloppsreningsverk, enskilda hushåll och genom atmosfärisk deposition, och förekomsten av dessa kväveföreningar i vattenmiljöer har en stor regional variation. De föreningar som avses är nitrat, ammonium, samt kväve som är bundet i lösta och partikulära organiska ämnen, såsom humus och döda eller levande växt- och djurdelar. Fosfor transporteras till sjöar, våtmarker och vattendrag som löst fosfat, lösta organiska föreningar och partikelbunden fosfor. Vilken form som dominerar varierar mellan olika miljöer, och en viss kunskap saknas. Men uppfattningen är att faktorer som jordart, markanvändning, markens lutning och marktäckning har stor betydelse för sammansättningen, och att vatten som rinner från jordbruksmark innehåller en högre andel partikulärt fosfor än vatten från skogsmark (Tonderski *et al.* 2002).

Det finns ett flertal processer som påverkar avskiljningen av näringsämnen i sjöar, dammar och våtmarker. Detta har också inverkan på de näringshalter som förekommer i vattendrag. Vad gäller kväve är de viktigaste av dessa processer upptag från växter, denitrifikation och sedimentation. För fosfor är upptag från växter och bakterier, sedimentation och komplexbildning de processer som har störst betydelse (Tonderski *et al.* 2002).

Vattenlevande växters upptag av näringsämnen varierar mellan säsonger, och är högst under vår och försommar. Växtligheten utgör också en livsmiljö för nitrifikations- och denitrifikationsbakterier. Även sedimentationen ökar med en större växtlighet, genom ett större nedfall av partiklar genom vattenmassan och en minskad resuspension. Sedimentation sker när rinnande vatten övergår i till exempel en sjö eller en våtmark, då vattnets flödes hastighet minskar och större partiklar därför sjunker till botten. Det sedimenterade kvävet återgår till stor del till vattenmassan, där det kan tas upp av växtlighet eller transporteras vidare, men sedimentationsprocessen är desto viktigare för fosfor, som fäster vid partiklar och sjunker snabbare till botten. Fosfor lagras också i mineralkomplex i sedimentet, och stannar därigenom i sedimentet under en längre tid. Detta sker i större grad vid goda syreförhållanden och lägre pH-värden. Frigörning av näringsämnen från sediment kan innebära en stor belastning på nedströms liggande vattenmiljöer, vilket det är stor risk för till exempel under perioder med höga vattenflöden. Bakteriers upptag av fosfor i den fria vattenmassan och i sediment kan vara mycket effektivt och ha stor betydelse, men fosfor återförs också till vattnet genom frigörelse av organiska föreningar eller då bakterierna dör. Kväve avskiljs från vattenmiljön genom denitrifikation, då nitrat omvandlas till luftburen kvävgas, och bara ett fåtal organismgrupper kan återföra detta kväve till vattenmiljön. Den viktigaste förutsättningen för att denitrifikation ska ske är tillgången till nedbrytbart organiskt material, vilket det brukar finnas gott om i sjöar och våtmarker, till exempel i deras bottensediment (Tonderski *et al.* 2002).

1.2 Problemställning

I Västra Götalands län finns drygt 600 vattendragsvattenförekomster, 275 sjövattenförekomster och 181 grundvattenförekomster (www.viss.lst.se). Omfattande miljöövervakningsinsatser bedrivs av många olika aktörer, men resurserna räcker inte till för att utföra mätningar i alla vatten. I många av dessa saknas därför bland annat mätningar av näringsämnen, vilket är en av de kvalitetsfaktorer för vilka statusklassningar behöver göras enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten. En lösning på detta problem är att använda simuleringsmodeller för de vatten där mätningar saknas. En sådan modell är SMHI:s S-HYPE, som gör beräkningar av transporter av totalkväve och totalfosfor. Genom att jämföra data från denna modell med data från mätningar fås en uppfattning om hur stor modelldatans osäkerhet är, och det kan också ge ett verktyg för hur modellens uppskattningar kan förbättras då mätningar saknas.

1.3 Syfte

Syftet med detta arbete har varit att studera SMHI:s hydrologiska modell S-HYPE, som bland annat används för att göra beräkningar av näringshalter i vattendrag. Genom statistiska analyser undersöktes sambandet mellan modellerad data och data från mätningar, för att kontrollera precisionen i modellens beräkningar. Studien syftade också till att undersöka huruvida noggrannheten i modellberäkningarna hade en regional variation, samt ifall den påverkades av olika förhållanden i miljön.

2 Metod

I denna studie samlades information in för att studera ett större antal vattendrag i företrädesvis Västra Götalands län, med avseende på deras halter av totalkväve och totalfosfor. Ett urval av provtagningspunkter gjordes utifrån geografi, provtagningsfrekvens, miljöövervakningsparameter och mätningarnas startår, och för dessa hämtades och sammanställdes data från SMHI:s modell S-HYPE, liksom data från mätningar. I arbetet samlades också information in om miljöförhållanden vid de utvalda vattendragen. Med detta underlag gjordes statistiska analyser för att studera sambandet mellan modell- och mätdata.

2.1 Val av provtagningspunkter

I databasen VISS (Vatteninformationssystem Sverige), som finns tillgänglig på Internet (www.viss.lst.se), ges utförlig information om de vattenförekomster som finns i Sverige, samt vilken miljöövervakning som sker på olika platser i dessa vattenförekomster. Databasen har utvecklats av vattenmyndigheterna och länsstyrelserna, och innehåller bland annat kartor över alla större sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten i Sverige. För dessa vattenförekomster ger databasen också information om statusklassningar och miljökvalitetsnormer, samt vilken miljöövervakning som utförs för olika typer av parametrar vid utpekade mätstationer. I VISS går det att studera en karta över dessa mätstationer, samt göra datauttag från stationerna. Datauttagen kan avgränsas geografiskt, men också med avseende på exempelvis typ av vattenförekomst och övervakningsprogram.

För att välja ut vilka provtagningsstationer som skulle ingå i denna studie, gjordes ett datauttag ur VISS så som det beskrivs ovan, där den information ingick som var relevant för studien. När en geografisk avgränsning skulle göras för uttaget av data valdes inte Västra Götalands län, vilket är den region inom vilken denna studie huvudsakligen utförts. Uttaget begränsades till distriktet Västerhavet, av skälet att det finns ett antal större vattendrag som till största delen rinner inom Västra Götaland, men som även till viss del sträcker sig utanför regionens gränser. För dessa vattendrag var det relevant att även ta med provtagningspunkter strax utanför länsgränserna. Ett exempel på ett sådant vattendrag är Viskan, som huvudsakligen rinner genom Västergötland men som mynnar i havet i Hallands län.

För att skapa ett urval av provtagningspunkter med information lämplig för denna studie, var det nödvändigt att göra ytterligare begränsningar i det uttag som gjorts från VISS. Till att börja med valdes de provtagningspunkter ut där parametern totalfosfor hade studerats. För dessa punkter gjordes antagandet att data även fanns för totalkväve. Ett urval gjordes också vad gällde provtagningsfrekvens, där de stationer valdes ut som hade provtagningar sex gånger per år eller mer, för att på så vis skapa ett brett dataunderlag. För att dataunderlaget skulle vara tillräckligt stort, valdes slutligen också de stationer bort som hade startår 2006 eller senare.

2.2 Kartläggning av valda provtagningspunkter i GIS

För att studera de utvalda punkterna med avseende på deras lokalisering och spridning, samt för att inhämta ytterligare information om olika förhållanden vid dessa lokaler, var det nödvändigt att göra en geografisk kartläggning av provtagningspunkterna. Detta gjordes med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) och datorprogrammet ArcGis 9. I ArcGis skapades en karta över Västra Götaland, och med hjälp av de koordinater som ingick i datauttaget från VISS, lades de utvalda provtagningspunkterna in i denna karta. Från länsstyrelsens databas kunde även annan information hämtas och läggas till.

Bland annat användes information om länets huvud- och delavrinningsområden, vattenförekomster i form av sjöar och vattendrag, samt en fastighetskarta, som på ett precist sätt visade till exempel vattenförekomsters och städers utbredning, samt olika typer av markanvändning.

Kartläggningen var även viktig för att ytterligare precisera urvalet av provtagningspunkter, så att endast de punkter användes som låg långt ner i sina respektive avrinningsområden. Med hjälp av fastighetskartan undersöktes också om den nedre delen av delavrinningsområdet dominerades av jordbruksmark, då det var extra viktigt att punkten låg långt nedströms. Med hjälp av fastighetskartan noterades även att några provpunkter var placerade i sjöar, samt att några punkter på grund av felaktiga koordinater inte var placerade i en vattenförekomst, och dessa punkter fick uteslutas.

2.3 Hämtning av data från S-HYPE-modellen

Modellen S-HYPE beskrivs i detalj under *Inledning*. Denna modell finns tillgänglig på SMHI:s hemsida, på adressen <http://vattenweb.smhi.se>, varifrån modelldatan hämtades i februari 2012. För att påbörja hämtningen, studerades först den karta över de utvalda provtagningsstationerna som skapats i ArcGis. Där identifierades inom vilka delavrinningsområden punkterna låg, och samma delavrinningsområde letades upp i S-HYPE:s karta. För datauttaget valdes den längsta möjliga tidsperioden, 1990-2011, samt provtagningsfrekvensen en gång/månad. I uttaget angavs information om vattenföring samt transporter av totalkväve och totalfosfor för hela avrinningsområdet, vilket inkluderade det valda delavrinningsområdet samt alla områden uppströms detta område.

I S-HYPE:s beräkningar angavs vattenföringen i enheten m^3/s , och näringstransporterna angavs i enheten kilogram. Det var dock nödvändigt att räkna om transportvärdena för kväve och fosfor till halter, för att kunna göra jämförelser med de mätvärden som senare skulle hämtas. Därför gjordes först värdena för vattenföringen om från m^3/s till $\text{l}/\text{mån}$, och därefter dividerades näringstransporternas värden med denna vattenmängd. Detta resulterade i halter för varje månadsmedelvärde, vilka fick enheten $\mu\text{g}/\text{l}$.

2.3.1 Beräkning av medelvärden

Modellen S-HYPE togs fram som en del i arbetet med att göra statusklassningar för vattendrag, enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten, vilket beskrivs mer utförligt under *Inledning*. Vid den miljöövervakning som ligger till grund för statusklassningar används medelvärden för tre år. Arbetet med vattenförvaltningen i Sverige genomförs i 6-årscykler. Genom att i denna studie använda 6-årsmedelvärden av modellens och mätdatans månadsvärden, kunde dataunderlaget jämföras med det som används i den svenska vattenförvaltningen, samt även ställas i relation till arbetet med statusklassningar. Det gjorde också datan mer robust, vilket ökade dess tillförlitlighet.

2.4 Hämtning av mätdata

Den största delen av de data som samlats in vid mätningar för provtagningspunkterna, fanns i länsstyrelsens egen databas. Hos länsstyrelsen samlar man in olika typer av information från flertalet miljöövervakningsprogram i länet, i vilka datan för denna studie ingick.

För vissa provtagningspunkter fanns dock inte data att tillgå i länsstyrelsens databas. Denna fick istället hämtas från Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). SLU har till uppgift att samla in och tillgängliggöra olika typer av information som rör miljöövervakning, och på hemsidan finns bland annat data från olika

övervakningsprogram för sötvatten. För några stationer fanns inte heller data att tillgå på SLU:s hemsida, och dessa fick därför uteslutas från arbetet. Liksom för datan från S-HYPE, beräknades 6-årsmedelvärden även av mätdatan.

2.4.1 Justeringar i datan

I några fall fanns det i den uppmätta datan mätningar som angavs som mer än (>) eller mindre än (<) ett visst värde. Dessa kunde inte användas då medelvärden skulle beräknas i Excel. För att skapa ett tillförlitligt dataunderlag, byttes de mätningar som låg under ett visst värde ut mot halva detta värde (till exempel blev <5 till 2,5). Hade dessa värden istället tagits bort så hade medelhalten blivit överskattad, och hade värdena istället ersatts med 0 så hade det kunnat innebära en underskattning. För de mätningar som låg över ett visst värde togs endast >-tecknet bort, medan siffrorna behölls (>1500 blev till 1500). På ett antal ställen i datan från länsstyrelsens databas saknades värden från specifika månader. I enstaka fall var mätvärdenas storlek inte säkert fastställd, vilket var markerat med parentestecken. Dessa värden plockades bort för denna studie.

År 2010 bytte man på SLU metod för att analysera halten av totalkväve, från att ha beräknat summan av så kallat Kjeldahlkväve samt nitrit- och nitratkväve, till TNb-metoden (SLU 2012). För detta arbete har det inneburit att de data som har hämtats från SLU har haft två olika resultat för totalkväve i 17 fall. Vid fem mätstationer användes båda metoderna under en övergångsperiod, då det har funnits två värden för totalkväve under ett antal månader. I dessa fall har det varit nödvändigt att göra om den ena typen av resultat, genom att med hjälp av en enkel regressionsanalys beräkna förhållandet mellan de två olika typerna av resultat, för att göra datan för totalkväve enhetlig. De förhållanden som gavs var $y = 0,4312 \cdot x + 300,08$, $y = 1,039 \cdot x - 33,836$, $y = 0,4056 \cdot x + 452,97$, $y = 0,4138 \cdot x + 501,82$, samt $y = 0,7674 \cdot x + 195,81$. Dessa förhållanden visar att en variation finns i sambandet mellan analysmetoderna, och signifikans fanns bara för ett av dessa samband. Sambandet var dock signifikant då en regression gjordes för de sammanlagda data från dessa fem stationer. Förhållandet användes sedan för att göra om värdena från TNb-metoden så att de stämde överens med resultaten från den tidigare metoden. Slutligen, i de fall då man upphört med den första analysmetoden samtidigt som man börjat med den nya, har ingen ny beräkning gjorts av resultaten från den ena metoden. Istället har de nya värdena fått ersätta de gamla det år som övergången genomfördes.

2.5 Slutligt dataunderlag

I beskrivningarna ovan framställs hur dataunderlaget för denna studie skapades. Där anges också hur de olika begränsningar gjordes som var nödvändiga för att få ett urval av information som var relevant. Detta resulterade i ett underlag av totalt 152 provtagningspunkter inom eller strax utanför Västra Götalands län.

I den statistiska analys som skulle utföras, var det nödvändigt att varje provtagningspunkt kunde representeras av endast ett värde. För att åstadkomma detta valdes 6-årsmedelvärdena från 2005-2010 ut till den statistiska analysen.

2.6 Insamling av data för miljöparametrar

En del av syftet med denna studie var att undersöka i vilken mån sambandet mellan data från S-HYPE-modellen och data från mätningar varierade beroende på ett antal olika förhållanden i miljön. Nedan presenteras de åtta parametrar som valdes ut, och som bedömdes ha betydelse för modellens uppskattningar av näringshalterna. För dessa sammanställdes data för de utvalda provtagningspunkterna.

2.6.1 Identifiering av avrinningsområden

För att datan från de ovan nämnda parametrarna skulle representera hela näringsämnesbelastningen vid provtagningspunkterna, var det nödvändigt att samla in data för hela avrinningsområdet för respektive punkt. Ett avrinningsområde utgjordes av det delavrinningsområde inom vilket en provtagningspunkt var placerad, samt alla de eventuella delavrinningsområden som låg längre uppströms.

För de flesta av de parametrar som skulle studeras, angavs datan för varje delavrinningsområde. För att begränsa den mängd data som skulle hämtas, var det därför nödvändigt att välja ut de provtagningspunkter för vilka avrinningsområdet bestod av endast ett eller ett fåtal delavrinningsområden. Med hjälp av den karta som skapats i ArcGis kunde dessa provtagningspunkter och deras respektive avrinningsområden identifieras, och detta resulterade i sammanlagt 47 punkter.

2.6.2 Andel jordbruksmark och skogsmark samt medelhöjd över havet

Några av de parametrar som studerades för respektive avrinningsområde var andelen jordbruksmark respektive skogsmark, samt medelhöjd över havet. Information om dessa parametrar fanns knuten till de delavrinningsområden som ingick i kartan som skapats i ArcGis, varifrån data för samtliga av de 47 utvalda provtagningspunkterna hämtades. Jordbruks- och skogsmark fanns angivet både i km² och i procent för varje område, och medelhöjden över havet angavs i meter. För de provtagningspunkter där data behövde hämtas från fler än ett delavrinningsområde, beräknades medelvärden av den insamlade datan för medelhöjd. För andelen jordbruks- och skogsmark delades den sammanlagda arean med avrinningsområdets area, för att på så sätt få den totala andelen.

2.6.3 Jordart och lutning

Data för parametrarna jordart och lutning hämtades ur länsstyrelsens databas. Datan angavs för varje delavrinningsområde, men för dessa parametrar avsåg datan endast den areal inom respektive delavrinningsområde som var jordbruksmark. Informationen ansågs dock likväl kunna representera förhållandena på dessa platser. Data saknades dessutom för ett flertal av de utvalda delavrinningsområdena, och därför kunde jordart och lutning endast analyseras för totalt 35 provtagningspunkter.

I länsstyrelsens databas fanns information om den jordart som var dominerande inom respektive delavrinningsområde. För varje jordart finns också numeriska värden, vilka representerar referensvärdet för totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) (se *Statusklassningar och EU:s Ramdirektiv för Vatten under Bakgrund* för mer information) för jordbruksmark på respektive kombination av jordart och utlakningsregion. Ett högre värde på jordarten representerar generellt en mindre partikelstorlek. Olika mängder organiskt material ingår också i jordarterna.

Lutning angavs för varje delavrinningsområde med värdet 1, 2 eller 3. För denna parameter kunde inte medelvärden räknas ut för de provtagningspunkter som berördes av fler än ett delavrinningsområde. Eftersom lutningen endast avsåg jordbruksareal, valdes för dessa provtagningspunkter därför värdet från det delavrinningsområde som hade störst andel jordbruksmark.

2.6.4 Area och sjöprocent

Information om area och sjöprocent fanns angivna för varje avrinningsområde i de dokument som tidigare hade laddats ner från S-HYPE-modellen, och kunde därför sammanställas för samtliga 152 provtagningspunkter. I de nedladdade dokumenten från S-HYPE angavs arean för varje avrinningsområde i km².

Avrinningsområdenas sjöprocent motsvarar den andel av områdets yta som utgörs av sjöar.

2.6.5 Specifik avrinning

Det vattenflöde från ett område i naturen som orsakas av regn eller snösmältning kallas avrinning. Avgörande för avrinningens storlek är därför nederbörds mängden, samt hur mycket vatten som magasineras i området eller återgår till atmosfären genom avdunstning och transpiration. Ofta uttrycks avrinningen som specifik avrinning, vilket är avrinning per ytenhet, och ett mått på den långsiktiga vattentillgången i området. Enheten som brukar användas är mm/år (SMHI 2012b). Data för den specifika avrinningen fick beräknas manuellt, med hjälp av information om vattenföring och areal från de 152 dokument som laddats ner från S-HYPE. Genom att dela den totala vattenföringen ($m^3/månad$) med avrinningsområdets area (m^2), erhöles ett mått på den specifika avrinningen för varje provtagningspunkt, som fick enheten m/månad. Av dessa månatliga värden beräknades 6-årsmedelvärden, vilka kunde användas i den statistiska analysen.

2.7 Statistisk analys

Vid analysen användes statistikprogrammet Mypstat, som är en studentversion av programmet Systat. Den statistiska analys som gjordes med datan var linjär regression. Vid varje analys skapades ett punktdiagram, där datan från S-HYPE utgjorde den oberoende variabeln på x-axeln, och mätdatan utgjorde den beroende variabeln på y-axeln. I diagrammen redovisades även regressionslinjen för det uppskattade sambandet mellan modell- och mätdata, gränserna för datans 95-procentiga konfidensintervall, samt gränserna för det 95-procentiga prediktionsintervallet, som är det intervall inom vilket framtida y-värden för varje värde på x kommer att ligga med 95 % säkerhet (Zar 1999).

Analyserna gav även information om statistiska värden. Ett värde som användes under detta arbete var R^2 -värdet för varje analys. R^2 -värdet i en regression kan ha en storlek mellan 0 och 1, och står för regressionens förklaringsgrad, vilket innebär i vilken utsträckning variationen hos den beroende variabeln kan förklaras av variationen hos den oberoende variabeln. Detta kan betraktas som ett mått på regressionslinjens styrka, eller styrkan i förhållandet mellan x- och y-värden. P-värdet för en regression representerar signifikansen i sambandet mellan x- och y-data. Då p-värdet är mindre än 0,05 anses sambandet vara signifikant. Vid de statistiska analyserna användes också värdet på regressionslinjernas lutning (r), samt punkternas residualer, vilket är avståndet mellan en punkt och regressionslinjen (Zar 1999).

2.7.1 Jämförelse av modell- och mätdata

Under den ena delen av den statistiska analysen jämfördes modelldata med mätdata, med syftet att se i vilken mån dessa överensstämde. Analysen gjordes för 6-årsmedelvärdena från 2005-2010 av totalkväve respektive totalfosfor för samtliga 152 provtagningspunkter.

Denna analys gjordes också för kväve respektive fosfor för 49 enskilda punkter, där datan utgjordes av punkternas månadsvärden. Punkterna valdes ut med hänsyn tagen till deras geografiska spridning, eftersom syftet med dessa stationsspecifika analyser var att studera huruvida modell- och mätdata hade olika tydliga samband i olika regioner.

2.7.2 Jämförelse av modell- och mätdata med miljöparametrar

Den andra delen av den statistiska analysen syftade till att jämföra sambandet mellan datan från modell respektive mätningar, med datan för de olika miljöparametrar som tagits fram. Det gjorde det möjligt att granska huruvida ett likartat samband mellan modell och mätningar fanns för såväl de låga som de höga värdena av en viss miljövariabel. En multipel regressionsanalys gjordes för varje

miljöparameter för totalkväve respektive totalfosfor, där varje miljöparameter utgjorde en andra oberoende variabel. I en multipel regression skapas en ekvation som beskriver sambandet mellan en beroende variabel och två eller flera oberoende variabler (Aktiesite.se 2012).

2.7.3 Kartläggning av residualer och R^2 -värden

För denna studie var det också relevant att studera några av regressionsanalysens statistiska värden utifrån deras lokalisering i länet. Från regressionen av det samlade dataunderlagets 6-årsmedelvärden, sammanställdes samtliga punkters residualer, och med hjälp av koordinaterna lades punkterna med tillhörande residualvärden in i den karta som skapats i ArcGis. Med hjälp av residualvärdena bedömdes huruvida modellen gjorde över- eller underskattningar av näringshalterna. En punkt med ett negativt residualvärde ligger nedanför analysens regressionslinje, och innebär att modelldatans värde är överskattat. Punkter med positiva residualer befinner sig ovanför analysens regressionslinje, då modellens värde är underskattat. Genom att i kartan dela in residualerna i kategorier, blev det möjligt att se om det fanns områden i Västra Götaland där modellen tycktes göra över- alternativt underskattningar av näringshalterna. Utifrån denna kartläggning kunde sedan ytterligare statistiska analyser göras för provtagningspunkterna inom några utvalda områden.

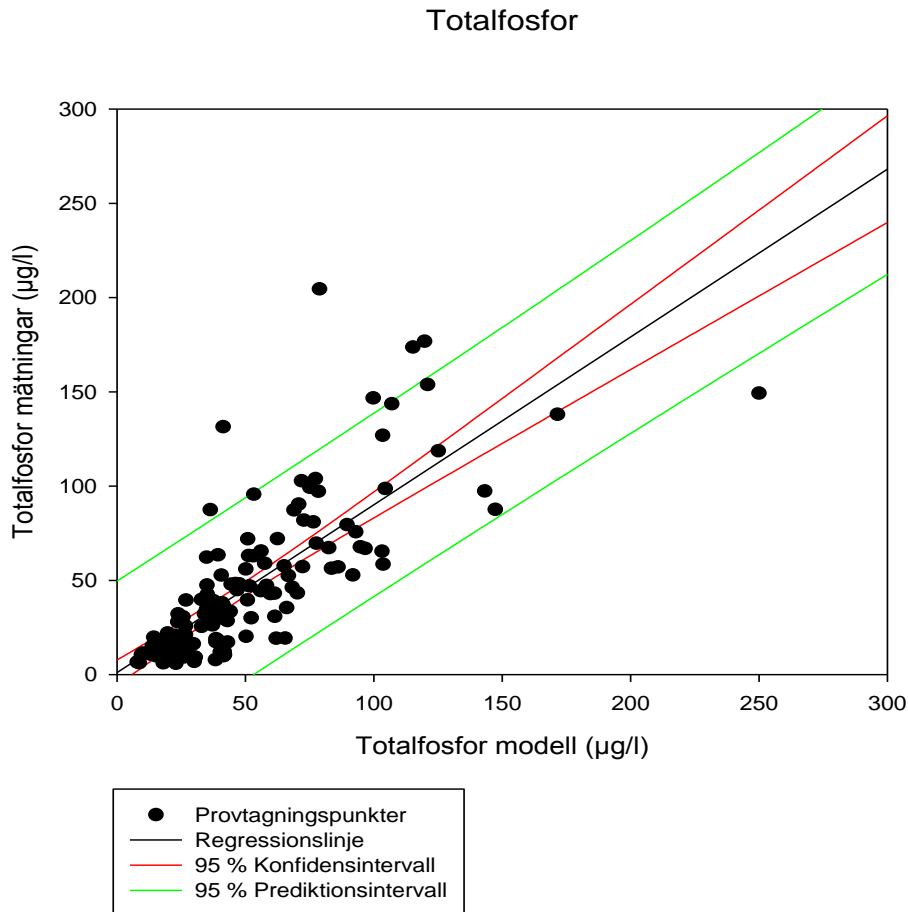
På samma sätt som beskrivits ovan, gjordes en sammanställning av de R^2 -värden och riktningkoefficienter som erhöles från analyserna av månadsvärdena för ett antal enskilda provtagningspunkter. På så sätt kunde även dessa värden studeras utifrån den geografiska placeringen hos respektive punkt.

3 Resultat

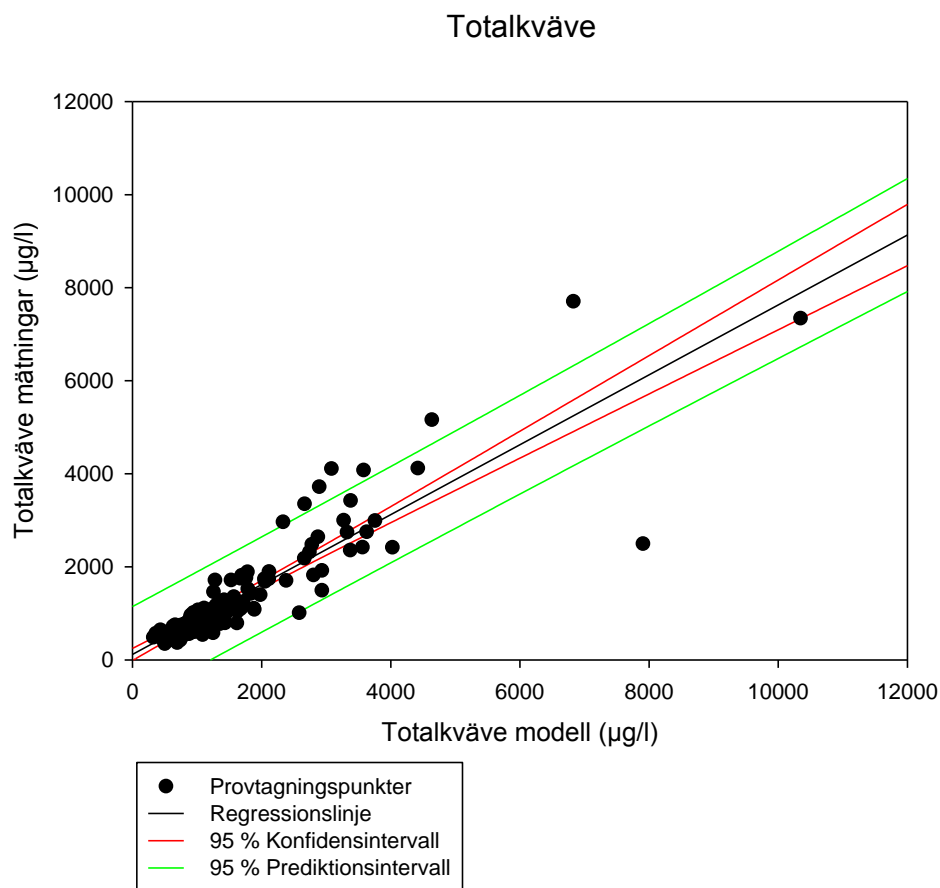
Resultaten av de statistiska analyser som gjordes redovisas under rubrikerna nedan.

3.1 Regression för samtliga punkter

Den regressionsanalys som gjordes av 6-årsmedelvärdena för totalkväve och totalfosfor för samtliga 152 provtagningspunkter, resulterade i de diagram som visas nedan.



Figur 1. I diagrammet visas sambandet mellan totalfosfors modelldata och mätdata för 6-årsmedelvärdet för samtliga 152 provtagningspunkter. I diagrammet visas också datans regressionslinje, samt de 95-procentiga konfidens- och prediktionsintervallen.



Figur 2. I diagrammet visas sambandet mellan totalkväves modelldata och mätdata för 6-årsmedelvärdet för samtliga 152 provtagningspunkter. I diagrammet visas också datans regressionslinje, samt de 95-procentiga konfidens- och prediktionsintervallen.

I Figur 1 och 2 ovan visas ett tydligt positivt linjärt samband mellan uppmätt och modellerad data för både totalkväve och totalfosfor ($p < 0,001$, $R^2 = 0,788$ och $r = 0,751$ för totalkväve, och $p < 0,001$, $R^2 = 0,623$ och $r = 0,89$ för totalfosfor). I båda fall är spridningen på den modellerade datan relativt hög, varför prediktionen får sägas vara låg. Spridningen är extra stor vid de högsta halterna.

Studeras diagrammet för totalfosfor lite närmare, kan det noteras att för de lägre värdena av mätdata finns en stor spridning på modellens värden. För mätvärden som ligger mellan ca 5,9 och 20,8 µg/l, har modellen beräknat halterna till mellan ca 7,8 och 65,4 µg/l. I diagrammet för totalkväve finns inte denna spridning, utan sambandet följs i större utsträckning vad gäller de låga värdena.

3.2 Samband med miljöparametrar

Ytterligare regressionsanalyser gjordes där de utvalda miljöparametrarna ingick som en andra oberoende variabel. Resultatet visar att sambandet mellan modellens precision och miljöparametrarna varierar mycket.

I tabellen nedan redovisas några statistiska värden från analyserna, vilka kan användas för att tolka parametrarnas betydelse för modellens förklaringsgrad. Då en miljöparameter har en signifikant effekt på modellens förklaringsgrad, innebär detta att modellen inte på ett tillräckligt sätt tar hänsyn till denna parameter i sina beräkningar.

Nedan beskrivs också de matematiska sambanden mellan de olika parametrarna respektive regressionen för modell- och mätdata. Sambanden uttrycks i form av funktionen för en multipel regression: $Y = \alpha + \beta X + \varepsilon Z$. ε representerar här respektive miljöparameters påverkan på modellens förklaringsgrad (R^2 -värdet). I de fall då en miljöparameter har en signifikant betydelse för modellens beräkningar, är det också möjligt att bedöma huruvida beräkningarna är över- eller underskattningar. Ett negativt värde på ε innebär att modellen gör överskattningar då parametrarnas värden är höga, medan ett positivt värde innebär underskattningar vid höga parametervärden.

Andel skogsmark. Vad gäller skogsmark är sambandet mellan parametrarnas värden och regressionen mellan modell- och mätdata negativt för totalfosfor. Detta kan uttryckas som: $P_{\text{mät}} = 84,6 + 0,562 * P_{\text{mod}} - 98,3 * \text{skogandel}$ ($p=0,011$ och 6,7 % påverkan på förklaringsgraden, enligt Tabell 2 nedan). Detta samband indikerar att modellen gör överskattningar av fosforhalterna ju högre andelen skogsmark är i avrinningsområdet. För totalkväve fanns ingen signifikant inverkan på de modellerade halternas överensstämmelse med mätdata.

Medelhöjd över havet. För fosfor erhöles följande negativa samband för parametern: $P_{\text{mät}} = 54,5 + 0,643 * P_{\text{mod}} - 0,234 * \text{medelhöjd över havet}$ ($p=0,002$, 11,2 % påverkan). Modellen kan här sägas överskatta fosforhalterna då avrinningsområdets medelhöjd över havet är större. Avrinningsområdets höjd över havet hade ingen signifikant betydelse för totalkväve.

Sjöprocent. Parametrarnas samband med totalfosfor kan uttryckas med funktionen $P_{\text{mät}} = 12 + 0,813 * P_{\text{mod}} - 1,8 * \text{sjöprocent}$ ($p < 0,001$, 4,8 % påverkan). Detta tyder på att modellen överskattar halterna av totalfosfor då andelen sjöar i avrinningsområdet är större. Avrinningsområdets sjöprocent är inte signifikant för beräkningarna av totalkväve.

Jordart. Den dominerande jordarten i avrinningsområdet har ett positivt samband för totalfosfor. Detta samband kan uttryckas med funktionen $P_{\text{mät}} = -24,6 + 0,606 * P_{\text{mod}} + 806,7 * \text{jordart}$ ($p=0,001$, 16,8 % påverkan). Modellen gör således överskattningar av halterna av totalfosfor då värdet på jordarten är högre. Denna parameter har dock ingen signifikans för exaktheten i de modellerade kvävehalterna.

Andel jordbruksmark. För totalkväve finns ett positivt samband, vilket kan uttryckas som $N_{\text{mät}} = -67,7 + 0,48 * N_{\text{mod}} + 3158,6 * \text{jordbruksandel}$ ($p=0,009$, 3,8 % påverkan). Detta innebär att modellen underskattar halterna av totalkväve vid en hög andel jordbruksmark. Parametern påverkade inte modellens fosforberäkningar.

Specifik avrinning. Följande samband erhöles för den specifika avrinningen: $N_{\text{mät}} = 1647,8 + 0,623 * N_{\text{mod}} - 0,028 * \text{specifik avrinning}$ ($p=0,002$, 1,3 % påverkan). Modellen kan således sägas överskatta halterna av totalkväve vid en större specifik avrinning. Parametern hade ingen signifikant betydelse för precisionen i de modellerade fosforhalterna.

Lutning. Den genomsnittliga lutningen i avrinningsområdet har ingen signifikant inverkan på tillförlitligheten i modellens beräkningar av varken totalkväve eller totalfosfor.

Area. Avrinningsområdets area uppvisar ingen signifikant inverkan på överensstämmelsen mellan modell- och mätdata, för någon av de undersökta näringsämnen.

Tabell 2. Sammanställning av ett antal av de statistiska värden som erhållits då de olika parametrarna analyserats. På grund av de svårigheter som funnits vid hämtningen av datan för parametrarna, har inte samma provtagningspunkter analyserats för samtliga parametrar. Antalet provtagningspunkter vid de olika analyserna har också varierat något. På grund av detta har en separat regressionsanalys gjorts av endast modell- och mätdata för respektive dataset, vilket har resulterat i separata R^2 -värden, i tabellen kallade "R² Modell". Vid analyserna för respektive miljöparameter har värdet kallat "R² Adjusted" noterats. Detta är den förklaringsgrad som modellen skulle ha fått om respektive parameter bättre hade inkluderats i dess beräkningar. I tabellen anges även i vilken utsträckning R^2 -värdet förändras då miljöparametrarna ingår i analysen. P-värdena indikerar om de undersökta parametrarna påverkar sambandet mellan modell- och mätdata. Signifikanta p-värden är markerade med fetstil.

Miljöparameter	Antal provtagningspunkter	Totalfosfor				Totalkväve			
		R^2 Modell	R^2 Adjusted	% Förändring i R^2	<i>P</i> parameter	R^2 Modell	R^2 Adjusted	% Förändring i R^2	<i>P</i> parameter
Sjöprocent	152	0,623	0,653	+4,8	<0,001	0,788	0,785	-0,4	0,945
Area	152	0,623	0,618	-0,8	0,804	0,788	0,785	-0,4	0,701
Specifik avrinning	152	0,623	0,628	+0,8	0,054	0,788	0,798	+1,3	0,002
Andel jordbruksmark	47	0,596	0,593	-0,5	0,2	0,737	0,765	+3,8	0,009
Andel skogsmark	47	0,596	0,636	+6,7	0,011	0,737	0,741	+0,5	0,102
Medelhöjd över havet	47	0,596	0,663	+11,2	0,002	0,737	0,725	-1,7	0,68
Jordart	35	0,601	0,702	+16,8	0,001	0,61	0,607	-0,5	0,199
Lutning	35	0,601	0,577	-4,2	0,781	0,61	0,606	-0,7	0,207

3.3 Regressioner för enskilda stationer

För 49 enskilda stationer analyserades månadsvärdena av modell- och mätdata. Sambandet mellan modell- och mätdata från dessa analyser hade stor variation, både mellan stationer och mellan de två olika näringsämnen.

Av de analyser som gjordes för totalfosfor var sambandet mellan modell- och mätdata signifikant för 22 provtagningspunkter. Vid dessa punkter hade analyserna R^2 -värden mellan 0,02 och 0,22. Alla utom en av analyserna hade värden mellan 0,02 och 0,12. Den återstående hade ett värde mellan 0,19 och 0,22.

Regressionslinjerna för dessa analyser hade riktningskoefficienter med värden mellan 0,126 och 6,273.

Vid totalkväves analyser fanns en signifikans för totalt 31 provtagningspunkter. Regressionsanalyserna för dessa punkter hade R^2 -värden som varierade mellan 0,03 och 0,52. De flesta värden låg mellan 0,03 och 0,13, men det fanns också ett

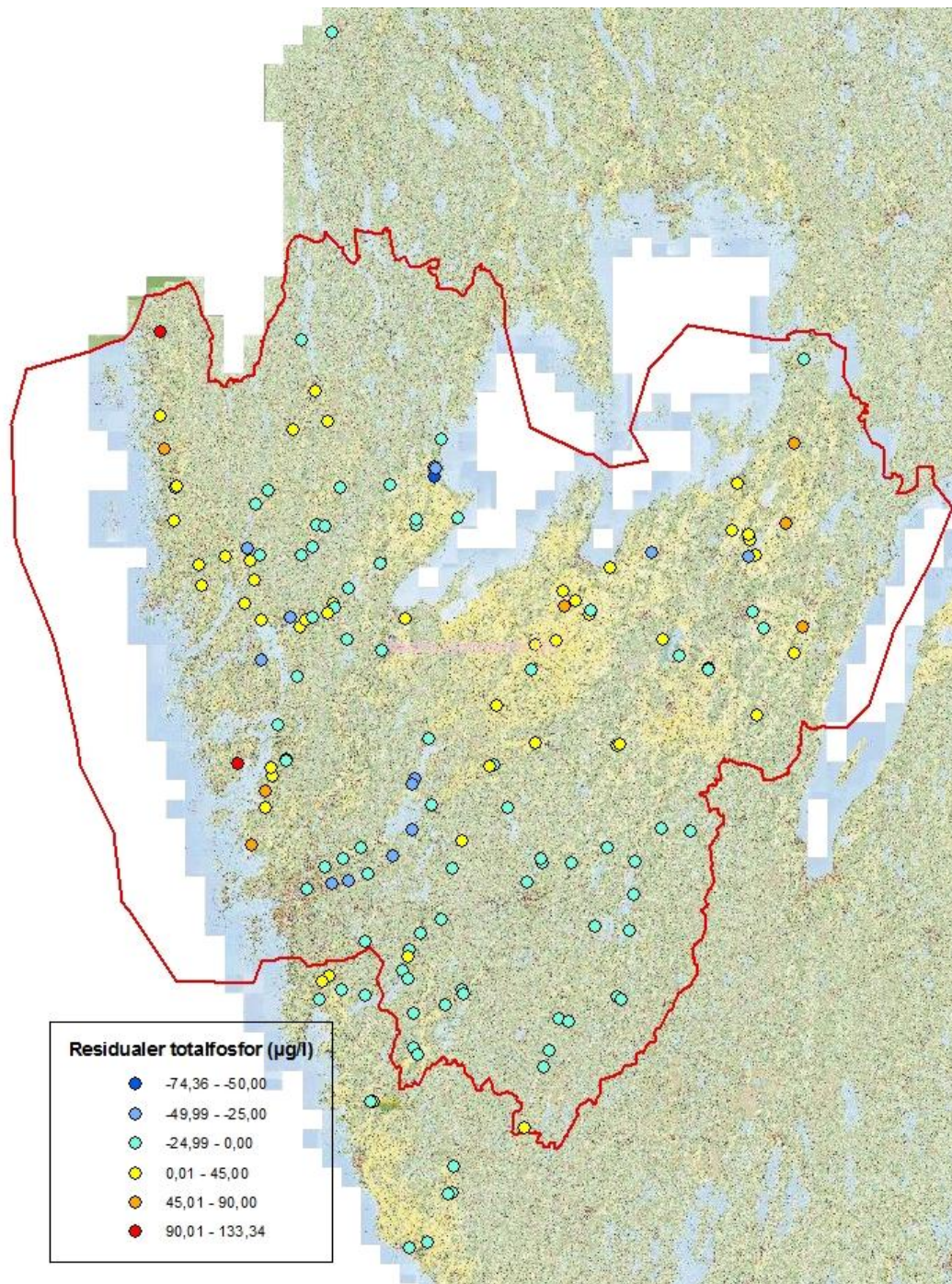
antal punkter med högre värden, mellan 0,27 och 0,52. Riktningkoefficienterna för analysernas regressionslinjer låg mellan -0,575 och 1,45. För tre stationer var riktningkoefficienterna negativa.

3.4 Visualisering av statistiska värden med hjälp av GIS

Med hjälp av geografiska informationssystem kartlades residualerna för samtliga 152 provtagningspunkter, samt R^2 -värdena för de statistiska analyser som gjorts för 22 respektive 31 enskilda punkter för totalfosfor och totalkväve.

3.4.1 Samtliga punkters residualer

Kartan i Figur 3 nedan visar att modellens precision hade en stor variation inom Västra Götaland. En övervägande del av provtagningspunkterna i det jordbruksdominerade området mellan Vänern och Vättern hade positiva residualer, liksom en majoritet av punkterna vid eller i närheten av den bohusländska kusten. Detta innebär att det statistiska sambandet mellan modell- och mätdata inte följs i dessa områden på grund av att modellens uppskattningar är för låga. Tre områden domineras av provpunkter med negativa residualer; länets södra del, området vid Säveån och Lärjeån samt de södra delarna av Dalsland. I dessa områden var det följaktligen vanligt att modellen gjorde överskattningar av fosforhalterna.

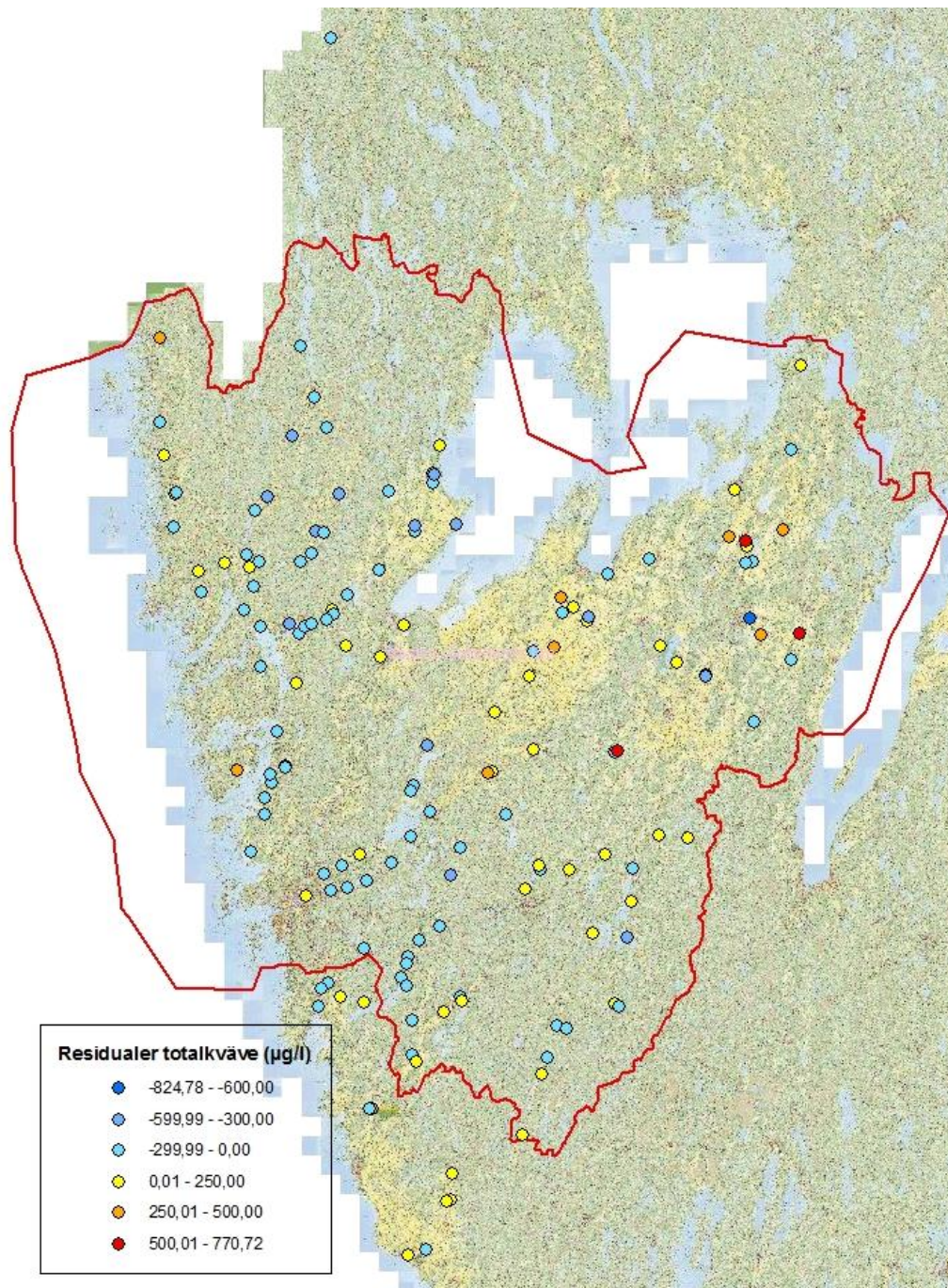


Figur 3. I denna karta visas residualerna från regressionsanalysen för totalfosfor med samtliga 152 provtagningspunkter.

Några regioner i länet valdes ut för att genom en regressionsanalys närmare undersöka sambandet mellan modell- och mätdata för totalfosfor. Den första regionen var avrinningsområdena för de tre vattendragen Tidan, Lidan och Nossan, vilka rinner över Västgötaslätten och mynnar i Vänern. Analysen resulterade i ett R^2 -värde på 0,679 för dessa provtagningspunkter. Det andra området var de två avrinningsområdena för Dalbergså och Holmsån respektive Upperudsälven, vilka rinner till Vänern genom södra Dalsland respektive de sydvästra delarna av Värmland. Där gavs R^2 -värdet 0,963. Den tredje regionen var den bohusländska kusten, från Kungsbackaområdet i söder till den norska gränsen i norr, och R^2 -

värdet var här 0,427. Samtliga analyser hade en signifikans $<0,001$. Dessa R^2 -värden är att jämföra med 0,623, som erhöles för hela länets provtagningspunkter. Prediktionsintervallen i analyserna från område ett och tre var stora, vilket tyder på att modellens beräkningar var relativt osäkra. Det fanns dock en tillräcklig precision för att samma värde som valts ut från modellen även skulle inbegripas i motsvarande mätvärden. I område två kunde man dock se att modelldatan låg något över mätdatans värden.

De geografiska trenderna för totalkväves residualer visas i Figur 4. En stor del av de mer positiva residualerna återfanns på Västgötaslätten, vilket som tidigare nämnts tyder på underskattade modellvärden. Till skillnad från fosfor var de flesta av modellens kväveberäkningar överskattade längs Bohusläns kust, liksom i södra Dalsland, samt i Säveån.



Figur 4. I denna karta visas residualerna från regressionsanalysen för totalkväve med samtliga 152 provtagningspunkter.

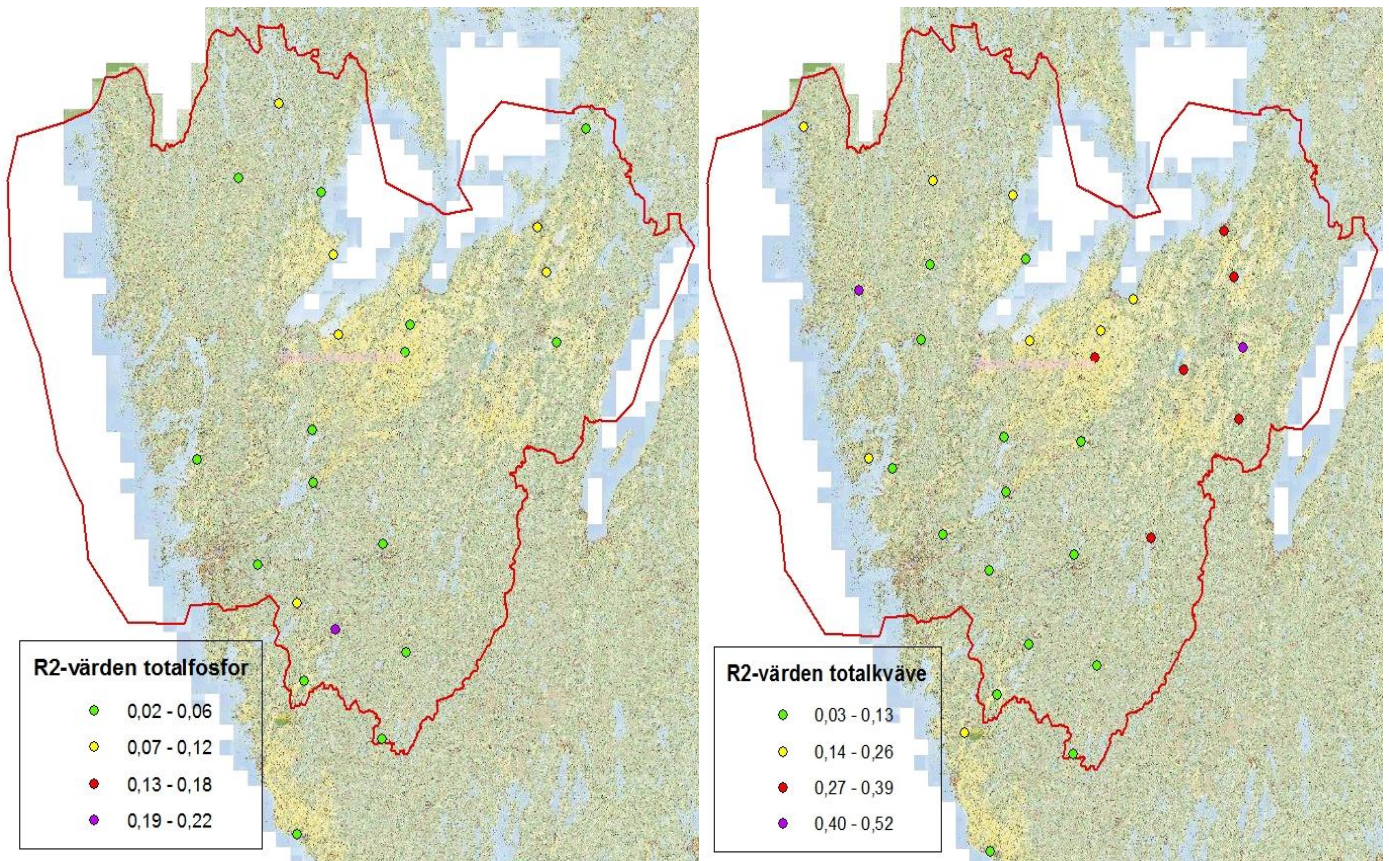
Samma tre områden som för totalfosfor valdes ut för att göra närmare statistiska analyser av totalkväve. För provtagningspunkterna på Västgötaslätten gav detta ett R^2 -värde på 0,687. För området nordväst om Vänern var R^2 -värdet 0,801, och för Bohusläns kust 0,637. Samtliga värden hade en signifikans $<0,001$. För hela länets provtagningspunkter var R^2 -värdet 0,788.

Liksom då totalfosfor analyserades, visade analysernas prediktionsintervall att modellen hade en viss precision på Västgötaslätten och längs Bohusläns kust, men i området i Dalsland och Värmland var modellvärdena återigen något högre än mätvärdena.

3.4.2 Riktningkoefficienter

Vid analyserna av fosfor för de 22 enskilda stationerna, hade samtliga regressionslinjer en positiv lutning. De flesta av de värden som erhöles var relativt låga, men för några stationer i Dalsland hade analysernas regressionslinjer en något starkare lutning. För kväves 31 stationer hade en större del av regressionslinjerna en svag positiv lutning. Något högre värden fanns framför allt i Dalsland. Några negativa värden fanns för stationer längs Bohuskusten.

3.4.3 R²-värden



Figur 5 och 6. I dessa kartor är R²-värdena från analyserna av totalfosfor respektive totalkväve utplacerade.

I Figur 5 och 6 ovan har R²-värdena från de stationsvisa analyserna kartlagts. Av de 22 provtagningspunkter som analyserades med avseende på totalfosfor, visar kartan att flertalet av de som hade något högre R²-värden finns i områden som domineras av jordbruksmark på Västgötaslätten eller strax nordväst om Vänern. Något högre R²-värden kunde också ses i länets sydvästra del, samt i Dalsland. Vid analyserna av totalkväve finns det större geografiska skillnader. Alla utom ett av de högre R²-värdena erhöles från stationer på Västgötaslätten. Värdena är något högre längs Bohuslänns kust, samt i Dalsland. Övriga provtagningspunkter hade relativt låga R²-värden.

4 Diskussion

Studerar man de statistiska värden som erhållits vid analyserna av samtliga 152 provtagningspunkter, kan man sluta sig till att ett starkt samband finns mellan modell- och mätvärden för både totalkväve och totalfosfor. R^2 -värdena är 0,788 respektive 0,623, och en stor signifikans finns i båda fallen ($p < 0,001$ för båda näringsämnen). Både för totalkväve och totalfosfor finns en relativt stor spridning på den modellerade datan, vilket innebär att prediktionen är relativt låg.

Av de undersökta åtta parametrarna hade de följande en signifikant betydelse för modellens uppskattningar av totalkväve eller totalfosfor: avrinningsområdets jordbruks- och skogsandel, sjöprocent, jordart, specifik avrinning samt medelhöjd över havet. Detta pekar på att modellen inte på ett tillräckligt sätt tar hänsyn till dessa parametrar när näringshalter ska beräknas.

Enligt Strömqvist *et al.* (2012) ska ingen geografisk skillnad finnas i S-HYPE-modellens prestanda; det vill säga, modellen ska vara väl fungerande oavsett var i Sverige den används. Under detta arbete gjordes dock statistiska analyser som gav olika resultat för olika platser i Västra Götalands län.

Ett stort antal studier har tidigare gjorts för att analysera modellerna HYPE:s och S-HYPE:s kapacitet. I några av dessa har brister upptäckts i modellberäkningarna, vilket delvis kan användas i denna diskussion för att förklara några av analysernas utfall.

Regressioner för samtliga 152 punkter

Ovan nämns att modellens förklaringsgrad är något bättre för totalkväve än för totalfosfor. Ca 79 % respektive ca 62 % av variationen hos mätdatan kan förklaras av modellens beräkningar. Även vid tidigare undersökningar har denna skillnad funnits i S-HYPE:s precision. Vid studien av Strömqvist *et al.* (2012) var modellens förklaringsgrad 88 % och 59 % för totalkväve respektive totalfosfor.

Vid tidigare undersökningar har man angett många olika skäl till skillnaden i modellberäkningarna. Dessa skulle även kunna förklara något av denna studies resultat. Strömqvist *et al.* (2012) undersökte bland annat om förklaringsgraden varierade över året, och kom fram till att den var likartad för totalkväve, men att den var något sämre för totalfosfor under sommarhalvåret. Detta förklarades med att vattenflödet är lägre under sommaren, så att ett mindre fel i flödesberäkningarna då har stor inverkan på beräkningarna av fosfor. Vad gäller kväve, visade sig modellen göra bättre uppskattningar av oorganiskt kväve än av organiskt. I södra Sverige är jordbruksmark vanligt förekommande, och en större andel av kvävet i marken är därför oorganiskt. Detta kan förklara det något bättre resultatet för totalkväve i Västra Götaland.

Miljöparametrarna

Resultatet visade att vid en större sjöprocent i avrinningsområdet gjorde modellen överskattningar av totalfosfor. Detta skulle kunna förklaras med att partikelbunden fosfor har en benägenhet att sedimentera i stillastående vatten. Vid en högre sjöprocent sedimenterar en större del av fosfor och förs med andra ord ur vattenmassan, vilket kan förklara varför modellen gör överskattningar. I Strömqvist *et al.* (2012) beskrivs också att det finns brister i modellens uppskattningar av skiktningen i sjöar, vilket gör framför allt fosforberäkningarna något osäkra.

En orsak till att modellen överskattade fosforhalterna vid en hög andel skog kan vara det faktum att både erosion och vattenflöde är mindre i områden med mer växtlighet, vilket gör läckaget av partikulärt fosfor mindre (Lindström *et al.* 2010).

Genom att träd dessutom transpirerar mer än fältskiktets vegetation, vilket bidrar till en mer varierande grundvattennivå, påverkas också avrinningen och därmed transporten av näringsämnen till vattendrag (Tonderski *et al.* 2002).

Enligt Tabell 2 har den dominerande jordarten i avrinningsområdet en stor inverkan på modellens förklaringsgrad (R^2 -värdet förbättrades med 16,8 %), och modellens fosforvärden är generellt överskattade då jorden har en mindre partikelstorlek. Förlusten av partikelbunden fosfor till vattenmiljöer blir större vid en större erosion, och erosionen är högre för jordar med större partikelstorlek. I händelsen att det finns brister i modellens beräkningar av jorderosion, kan detta vara ett bakomliggande skäl.

Det har varit svårt att finna en bra förklaring till varför modellen gör överskattningar av fosfor vid en hög medelhöjd över havet. Lindström *et al.* (2010) skriver att jordarts- och markklasserna som ingår i modellen också kan användas som höjdzoner, med utgångspunkt i värden på temperatur och snömängd. Om felberäkningar finns i dessa faktorer så skulle det kunna förklara det resultat som gavs här.

Vid en hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet visade resultatet att modellen underskattar halterna av totalkväve. Strömqvist *et al.* (2012) menar att S-HYPE-modellens höga upplösning gör att det uppstår problem med att inkludera viss småskalig information, till exempel vattnets flödesvägar samt tidpunkter för jordbruksåtgärder, vilket gör det svårt att beräkna variationer som sker över kort tid. I den undersökning som gjordes av Strömqvist *et al.* (2009) diskuterades vattenavledning och utdikning som två parametrar för vilka HYPE-modellen behöver göra bättre beräkningar. Dessa faktorer skulle kunna orsaka en viss osäkerhet. Vid hög specifik avrinning var modellens kväveberäkningar överskattade. Enligt Tonderski *et al.* (2002) medför höga vattenflöden i sjöar och våtmarker en ökad resuspension av sedimenterade näringsämnen, och detta skulle kunna vara ett område där modellen gör överskattningar och som behöver förbättras.

Avrinningsområdets lutning och area uppvisade inte någon signifikant betydelse för modellens uppskattningar. Förklaringen till detta kan vara att modellen på ett tillräckligt sätt tar hänsyn till dessa parametrar i sina beräkningar.

Geografiska skillnader i modellens precision

I Figur 3 under *Resultat* är det möjligt att se att modellen har en tendens att underskatta halterna av totalfosfor längs den bohuslänska kusten. Detta är ett näringsrikt område, och ett kuperat landskap där erosionen kan vara stor. Detta skapar förutsättningar för ett stort läckage av fosfor (Länsstyrelsen Dalarnas län 2008), och detta läckage kan vara större än vad som beräknas. Underskattningar görs också på Västgötaslätten, där en stor del av landskapet är jordbruksmark, och näringshalterna är höga. De södra delarna av Dalsland är också jordbruksdominerade, men här gör modellen snarare överskattningar. Resultatet är något otydligt, men visar generellt att ett samband kan finnas mellan högre fosforhalter och underskattningar i modellens beräkningar. Kartan visar också att modellen ofta gör överskattningar av fosforhalterna i länets södra del, vilket är ett skogsdominerat område där halterna troligen är lägre. En källa till osäkerhet kan vara att fosforförlusterna kan ha stor rumslig och tidsmässig variation, vilket skapar generella svårigheter med att göra förutsägelser av halterna (Länsstyrelsen Dalarnas län 2008).

Figur 4 visar att samma geografiska skillnader inte finns för totalkväve. Liksom för fosfor görs fler underskattningar av halterna på den näringsrika Västgötaslätten. Detta samband syns dock inte längs Bohusläns kust, där det snarare är vanligare

med överskattningar. Detta skulle kunna ha att göra med att andra förhållanden råder vad gäller till exempel erosion och jordart. Överskattningar görs också vid de allra flesta provtagningspunkterna i Dalsland. Det är något svårt att dra säkra slutsatser även av detta. Göran Linstrom på SMHI menar att S-HYPE-modellen behöver förbättras vad gäller beräkningarna av atmosfärisk deposition, som kan vara överskattade och en källa till osäkerhet. Detta skulle kunna förklara något av det mer varierade resultatet för kväve. Med utgångspunkt i framför allt resultatet från det näringsrika jordbrukslandskapet i Västergötland, skulle en trend kunna vara att underskattningar oftare görs även vid högre kvävehalter.

I Figur 5 och 6 är förklaringsgraden generellt större i de näringsrika regionerna; Västgötaslätten, södra Dalsland och i någon mån vid Bohuslänns kust. Detta tyder på att modellen kan vara något bättre anpassad till modellering i näringsrika regioner. Studeras Figur 1, som visar totalfosforhalterna i länet, kan man även se att det finns en stor spridning i modellens beräkningar vid låga näringshalter. Vid tidigare utvärderingar av modellerna HYPE och S-HYPE av Lindström *et al.* (2010) respektive Strömquist *et al.* (2012) kunde inga betydande regionala skillnader i simuleringarna upptäckas. Detta gör resultaten i denna studie mer osäkra, men de skulle likväl kunna ligga till grund för ytterligare analyser av S-HYPE-modellens kapacitet. Lindström *et al.* (2010) menar också att fler studier behövs för att undersöka modellens förmåga på regional nivå.

Modellens lämplighet vid statusklassningar

I Figur 1 och 2 kan man göra en bedömning av modellens lämplighet för statusklassningar. De 95-procentiga prediktionsintervallen ger de nedre och övre gränser inom vilka mätdata värden kommer att ligga med 95 % säkerhet för varje modellvärde. Då modellvärdet för fosfor i Figur 1 till exempel är 150 µg/l, kan man sluta sig till att mätvärdet med 95 % säkerhet kommer att ligga mellan ca 80 och 180 µg/l. Som tidigare nämnts finns här en relativ osäkerhet, men fosforberäkningarna kan ändå vara användbara vid statusklassningar, liksom i vattenförvaltningens arbete. På samma sätt ser man i Figur 2 att då modellvärdet för kväve är 4000 µg/l kommer mätvärdet att ligga mellan ca 2000 och 4200 µg/l. Även utifrån detta kan S-HYPE-modellen i denna studie tolkas som något osäker. Den kan dock göra beräkningar av kvävehalter med en viss precision, och kan vara användbar i arbetet med åtgärdsprogram för näringsämnen i vattenförvaltningsarbetet.

Under *Bakgrund* beskrivs hur statusen i vattendrag beräknas. För många jordbruksdominerade områden är det vanligt att gränsen mellan god och måttlig status för halten av totalfosfor beräknas till ca 50 µg/l. Med hjälp av prediktionsintervallet kan man i Figur 1 se att detta motsvarar en modellerad halt mellan 0 och ca 100 µg/l. Med tanke på den stora spridning som finns hos modellens lägre värden i detta diagram, är det dock svårt att med säkerhet säga att modellen med fördel kan användas för klassificering av god eller hög status, då halten alltså bör vara under 50 µg/l. Däremot kan man med större säkerhet sluta sig till att modellen kan användas för klassificering av de lägre statusnivåerna, då halterna är högre än 50 µg/l. Ytterligare studier är motiverade för att undersöka precisionen vidare.

Separata regressionsanalyser gjordes för de tre områdena Västgötaslätten, Bohuskusten samt ett område nordväst om Vänern. Dessa regioner valdes ut med hjälp av kartorna i Figur 3 och 4, och de karaktäriserades av antingen över- eller underskattade modellvärden. Dessa analyser gav R²-värden som kunde skilja sig mycket från hela länets R²-värden för kväve och fosfor. Detta indikerar att modellens beräkningar kan ha en varierande precision beroende på var den används. Stämmer detta skulle det också kunna innebära att modellen beroende på

region kan vara olika väl lämpad att använda för statusklassningar enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten. Också de analyser som gjordes vid utvalda stationer hade riktningskoefficienter som kunde vara både positiva och negativa, där en större del av de positiva värdena gavs i något mer näringsrika områden. Detta kan också tyda på att modellens användbarhet varierar regionalt.

Allmän diskussion

I Strömquist *et al.* (2012) dras slutsatsen att S-HYPE-modellen fungerar som bäst i stora, reglerade avrinningsområden. Det anses också bland annat att modellens beräkningar av totalfosfor behöver förbättras. Man har även sett att modellen antar samma värde för markanvändning, utsläppskällor och aktiviteter inom jordbruket över tid, trots att variationer kan förekomma. Försök genomförs dock för att samla in årlig information om dessa parametrar, vilket kan förbättra modellens förmåga att förutse tidsmässiga variationer. Strömquist *et al.* anser dock att modellen är användbar för simuleringar i avrinningsområden där mätningar saknas, och att den kan användas av myndigheter som gör statusklassningar enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten. Enligt Lindström *et al.* (2010) behöver några aspekter av HYPE-modellen ytterligare utveckling. Det berör vattnets ytavrinning, samt processer längs flodbankar och vid översvämning av jordbruksmark. Man såg också ett behov av att utvärdera kapaciteten vid enskilda mätstationer. Modellen ansågs vara ett bra simuleringsverktyg, men ett flertal modeller behövs som underlag för viktigare beslut, enligt Lindström *et al.* (2010). Dessa tidigare studier förstärker bilden av att S-HYPE-modellen, liksom HYPE-modellen, behöver utvecklas vidare på ett antal områden.

I en studie gjord av Donnelly *et al.* (2011) användes HYPE-modellen för att simulera näringshalter vid olika klimatscenarier. Studien visade att ett förändrat klimat kan ha en stor påverkan på näringshalterna, och att förändringarna kan variera mycket beroende på region. Ändrad temperatur och nederbörd påverkade näringscyklernas processer, till exempel växtupptag, erosion och primärproduktion. Detta visade på betydelsen av en modell som kan utgå ifrån regionala förhållanden, samt vikten av att anpassa HYPE-modellen till ett förändrat klimat. Studien av Donnelly *et al.* (2011) visar också på att modeller som används i miljöövervakningsarbetet kan vara viktiga hjälpmedel för att förutse och förebygga effekterna av klimatförändringar.

Felkällor

Vid denna studie kan styrkan i S-HYPE-modellens förklaringsgrad ha påverkats av faktumet att modellen beräknar månadsmedelvärden, medan mätningarna gjorts vid enskilda tillfällen varje månad. I mätdata ingår således inte den variation som kan finnas under en månad.

Som beskrivits ovan, beräknades 6-årsmedelvärden av datans månadsvärden, för att skapa ett mer robust och lätthanterligt dataunderlag. Medelvärden kan dock vara osäkra, eftersom de är känsliga för värden som skiljer sig mycket från övrig data, och medianer hade kunnat ge ett mer robust dataunderlag.

5 Slutsatser

Resultaten från studien visade att modellen S-HYPE beräknar näringshalter som överensstämmer med mätningar. Resultaten visade dock också att sambandet varierade, beroende på ett antal olika faktorer. Följande slutsatser kunde dras:

- S-HYPE är en hydrologisk modell som med tillräcklig precision kan beräkna halter av totalkväve och totalfosfor i vattendrag vid 152 provtagningspunkter inom och strax utanför Västra Götalands län. Modellens beräkningar är något mer precisa vad gäller totalkväve jämfört med totalfosfor.
- Det finns faktorer i miljön som påverkar tillförlitligheten i modellens resultat, och som inte på ett tillräckligt sätt ingår i dess beräkningar.
- Den kan finnas en variation i precisionen hos S-HYPE-modellens beräkningar beroende på i vilken region den används. Halterna av totalkväve och totalfosfor i denna studie tenderar att underskattas i näringsrika områden, samt överskattas i mer näringsfattiga områden. Modellens beräkningar förefaller också vara något säkrare i regioner där näringshalterna är högre.
- Modellen gör beräkningar med en precision som i vissa fall kan anses vara tillräcklig för statusklassningar enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten. Precisionen kan bli större genom att avgränsa det geografiska område inom vilket modellen tillämpas.
- Ytterligare analyser behövs för att undersöka och utveckla exaktheten i modellens beräkningar när det gäller förhållanden i miljön. Det finns också skäl att granska huruvida modellens lämplighet har en regional variation.

6 Rekommendationer

Denna studie visade att flertalet faktorer i miljön inte på ett fullständigt sätt ingår i S-HYPE-modellens beräkningar. Ytterligare utvärderingar och utveckling av modellen på dessa områden kan därför vara motiverade. Vidare visade resultatet i studien att modellens kapacitet kan variera beroende på var i landet den används, vilket också ger skäl till fler granskningar.

S-HYPE-modellens beräkningar är tillräckligt precisa för att den ska kunna användas vid statusklassningar enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten, och kan därför fortsätta att tillämpas i detta arbete.

7 Referenser

Aktiesite.se, 2012. Tillgängligt via:

http://www.aktiesite.se/Statistik/Regression/multipel_regression.htm. Besökt 2012-05-24.

Donnelly et al. 2011. *Modelling climate change effects on nutrient discharges from the Baltic Sea catchment: processes and results*. IAHS Publ. 348:1-6, 145-150.

Ekelund Entson, Martina et al., 2010. *Mot samma mål? Implementeringen av EU:s Ramdirektiv för vatten i Skandinavien*. Göteborg: Handelshögskolan vid Göteborgs Universitet.

Lindström, G. et al., 2010. *Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales*. Hydrology Research, 41.3-4 2010, 295-319.

Länsstyrelsen Dalarnas län, 2008. *Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna*. Rapport 2008:17. Länsstyrelsen Dalarnas län.

Naturvårdsverket, 2008. *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. Bilaga A till Handbok 2007:4. Naturvårdsverket.

SLU, 2012. Tillgängligt via: <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/totalkvave/>. Besökt 2012-05-18.

SMHI, 2012a. Tillgängligt via:

<http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-1.560>. Besökt 2012-05-18.

SMHI, 2012b. Tillgängligt via: <http://www.smhi.se/publikationer/avrinningen-i-sverige-1.6352>. Besökt 2012-05-24.

SMHI VattenWeb, <http://vattenweb.smhi.se>

Strömqvist, J. et al., 2009. *Using recently developed global data sets for hydrological predictions, 8th IAHS Scientific Assembly, Hyderabad*. IAHS Publ. 333, 121-127.

Strömqvist, J. et al, 2012. *Water and nutrient predictions in ungauged basins: set-up and evaluation of a model at the national scale*. Hydrological Sciences Journal, 57 (2) 2012, 229-247.

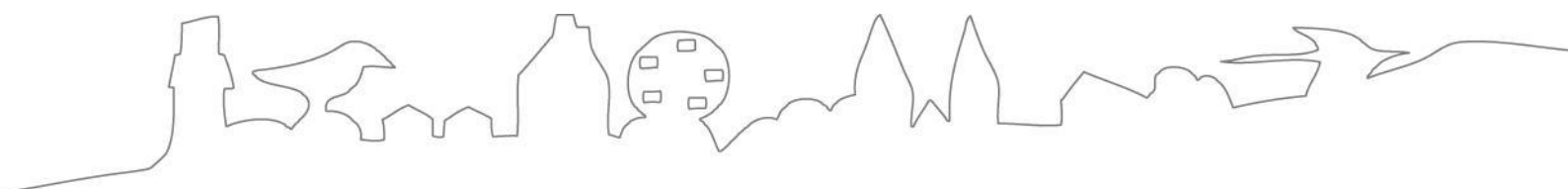
Tonderski, Karin et al., 2002. *Våtmarksboken*. Västervik: Vattenstrategiska Forskningsprogrammet.

VISS, Vatteninformationssystem Sverige, www.viss.lst.se

Zar, Jerrold H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4e uppl. New Jersey: Prentice-Hall, Inc.

Personer:

Göran Lindström, SMHI. Muntligen 2012-04-05.



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN