



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 21036

Examensarbete 30 hp
Juni 2021

Högfrekventa mätningar av turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor i sju vattendrag

Maria Haglund

Referat

Högfrekventa mätningar av turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor i sju vattendrag

Maria Haglund

Övergödning är ett stort problem i många delar av världen idag. Övergödning innebär att mer näringsämnen tillförs än vad naturen kan tillgodogöra sig vilket kan leda till algbloomning, igenväxning och ibland även syrebrist på bottnar. Ett av Sveriges miljökvalitetsmål är just *Ingen övergödning* och detta mål är långt ifrån uppnått då omfattande problem med övergödning kvarstår. Fosfor är ett ämne som har en betydande roll i övergödningen. För att ta reda på hur mycket fosfor som finns i ett vattendrag tas idag stickprov, oftast månadsvis. Detta är dock för gles och toppar med högre halter riskerar därför att missas och fosforbelastningen i vattendraget kan därmed underskattas. Den provtagningsfrekvens som krävs för att få mer tillförlitliga resultat är däremot för dyr att genomföra då alldeles för många prover skulle behöva tas. Det finns dock lösningar på detta problem. Genom att använda högfrekventa turbiditetsmätningar med hjälp av sensorer i vattendrag kan de månadsvisa mätningarna kompletteras och luckor fyllas igen. Turbiditet, grumlighet, kan nämligen användas som indirekt mätning av halten fosfor då samband finns mellan turbiditet och fosfor.

I denna rapport undersöks hur sambandet mellan turbiditet och halten totalfosfor ser ut för sju olika vattendrag. Samband jämförs också mellan olika årstider och flöden för två av vattendragen. Dessutom beräknas den totala fosforbelastningen för de olika vattendragen och en jämförelse görs mellan högfrekventa turbiditetsmätningar och stickprover för att ta reda på om sensorer är lämpligt på den undersökta platsen.

För samtliga stationer fanns ett signifikant samband mellan turbiditet och halten totalfosfor. Sambandet var i vissa fall olika för olika årstider och även för olika flöden. På några av stationerna förbättrades sambandet då parametrarna konduktivitet och TOC (Totalt organiskt kol) lades till i analysen. Fosforbelastningen på de olika vattendragen varierade med årstid på ett liknande sätt för varje station med en lägre belastning på sommaren och en högre på vintern och våren. Vid jämförelse mellan belastningen beräknad utifrån sensorer och belastningen beräknad utifrån stickprov gav ibland sensorerna ett högre värde och ibland ett lägre värde. Detta indikerar att stickprov i vissa fall kan vara tillräckligt medan sensorer i vissa fall kan vara ett viktigt komplement då stickproverna kan ge en underskattad halt totalfosfor.

*Institutionen för Vatten och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet
Lennart Hjelm's väg 9, Box 7050, SE-75007 Uppsala.*

Abstract

High-frequency measurements of turbidity as an indirect measurement of total phosphorus in seven watercourses

Maria Haglund

Eutrophication is a major problem in many parts of the world today. Eutrophication means that more nutrients are added than nature can absorb, which can lead to algal blooms, overgrowth and sometimes even a lack of oxygen at the seabeds. One of the environmental quality goals in Sweden is *No eutrophication* and this goal is far from being achieved as extensive problems with eutrophication remain. Phosphorus is a substance that plays a significant role in eutrophication. To find out how much phosphorus there is in a watercourse water samples are taken, usually monthly. However, this is too sparse and peaks with higher levels therefore risk being missed and the phosphorus load in the watercourse can thus be underestimated. However, the sampling frequency required to obtain more reliable results is too expensive to carry out as far too many samples would need to be taken. However, there are solutions to this problem. By using high-frequency turbidity measurements with the help of sensors in watercourses the monthly measurements can be supplemented and gaps filled. Turbidity can be used as an indirect measurement of the phosphorus content as there is a connection between turbidity and phosphorus.

This report examines the relationship between turbidity and total phosphorus content for seven different watercourses. Relationships are also compared between different seasons and flows for two of the watercourses. In addition, the total phosphorus load of the different watercourses is calculated and a comparison is made between high-frequency turbidity measurements and grab samples to find out if sensors are suitable at the investigated site.

For all stations there was a significant relationship between turbidity and the total phosphorus content. The relationship was in some cases different for different seasons and also for different flows. At some of the stations the relationship was improved when the parameters conductivity and TOC (Total organic carbon) were added to the analysis. The phosphorus load on the different watercourses varied with the season in a similar way for each station with a lower load in the summer and a higher one in the winter and spring. When comparing the load calculated on the basis of sensors and the load calculated on the basis of grab samples the sensors sometimes gave a higher value and sometimes a lower value. This indicates that grab samples in some cases may be sufficient while sensors in some cases may be an important complement as the grab samples could give an underestimated total phosphorus content.

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural sciences
Lennart Hjelm's väg 9, Box 7050, SE-75007, Uppsala.*

Förord

Detta examensarbete omfattar 30 hp och markerar slutet på fem års studier på Civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.

I arbetet har används data från sju sensorer. Av dessa har tre finansierats av EU-life-projektet Rich Waters, tre har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten som en del av den nationella miljöövervakningen och en sensor av Mälarens Vattenvårdsförbund.

Jag vill tacka min ämnesgranskare Jens Fölster vid Institutionen för Vatten och Miljö, SLU. Tack för all hjälp och allt engagemang du visat för mitt arbete, det har varit ovärderligt. Jag vill också tacka min handledare Emma Lannergård vid Institutionen för Vatten och Miljö, SLU, för all stöttning och goda råd. Stort tack också till Emil Back för all hjälp med Python och att du alltid tagit dig tid att hjälpa mig när jag kört fast. Tack alla tre att ni funnits där hela terminen och stått ut med alla mina frågor.

Slutligen ett tack till min familj och alla vänner som stöttat mig och gjort denna studietid till en fantastisk fin upplevelse!

Maria Haglund
Uppsala, juni 2021.

Copyright © Maria Haglund och Institutionen för Vatten och Miljö, Sveriges
Lantbruksuniversitet

UPTEC W 21036, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad i DiVA, 2021, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.
(<http://www.diva-portal.org/>)

Populärvetenskaplig sammanfattning

Östersjön håller på att blomma över! De senaste åttio åren har Östersjön utsatts för betydande övergödning. Havets ekosystem har ändrats och vi är nog många som tvekar inför ett dopp i det gröna... Inte bara Östersjön är drabbat, sjöar och vattendrag i hela Sverige liksom i många andra delar av världen är påverkade av övergödning. En av bovorna i dramat är näringsämnet fosfor, eller egentligen vi människor som orsakar tillförandet av fosfor i våra vattendrag. För att ta reda på hur vattnet mår och hur hög halt näringsämnen som cirkulerar i vattendraget utförs provtagning på vattnet. Dessa prover tas ofta månadsvis vilket tyvärr är alldeles för sällan då näringsämnen som fosfor ofta kommer i höga halter under kortare perioder och på så sätt lätt missas i de månadsvisa provtagningarna. Halterna underskattas därför ofta. Det skulle krävas många fler prover för att få mer tillförlitliga resultat vilket är både kostsamt och personalkrävande. Ett sätt att lösa problemet är genom att använda sig av andra parametrar. Vattnets grumlighet (turbiditet) är en sådan parameter. Denna kan mätas med hjälp av en sensor i vattendraget vilken mäter varje 15:e minut. Anledningen till att turbiditet kan användas är att det finns samband mellan just grumlighet och halten fosfor. Sambandet ser dock olika ut på olika platser och i denna rapport undersöks detta samband för sju olika vattendrag. Genom att veta hur sambandet ser ut kan man sedan beräkna halten fosfor utifrån turbiditeten som sensorn mäter kontinuerligt och därmed få många fler mätvärden att använda till att göra en analys över tid.

För samtliga sju vattendrag fanns samband mellan vattnets grumlighet och halten totalfosfor. Sambandet var i vissa fall olika beroende på om det var sommar eller vinter, och olika beroende på om vattenflödet var stort eller litet. I flera av vattendragen kunde man också se att sensorerna visade på en högre halt totalfosfor som transporterats under en månad än vad vattenproverna visade, vilket indikerar att de månadsvisa vattenproverna inte alltid ger hela sanningen kring vattnets status. Sensorer kan därför vara ett bra komplement till den vanliga provtagningen för att få en bättre bild av hur mycket fosfor som faktiskt cirkulerar i vattendragen.

Ordförklaringar

Turbiditet: Grumlighet

TotP: Totalfosfor

PO₄-P: Fosfatfosfor

Eutrofiering: Utveckling mot mera näringsrika förhållanden (ne)

Predikterad TotP: TotP beräknat indirekt utifrån turbiditet

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.1.1	Övergödning	1
1.1.2	Miljöövervakning	2
1.1.3	Sensorer	3
1.2	Problemformulering	3
1.3	Syfte och frågeställningar	3
	Frågeställningar	4
1.4	Avgränsningar	4
2	Teori	4
2.1	Turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor	4
2.1.1	Totalfosfor i vattendrag	4
2.1.2	Turbiditet	4
2.1.3	Sambandet mellan turbiditet och totalfosfor	5
2.1.4	Andra parametrar	5
3	Material och metod	6
3.1	Områdesbeskrivningar	6
3.1.1	Vattenkemi	6
3.1.2	Markanvändning	6
3.1.3	Vattenföring	7
3.2	Mätmetoder	8
3.2.1	Sensorer	8
3.2.2	Datahantering	9
3.2.3	Kvalitetsgranskning av data	11
3.3	Beräkningsmetoder	11
3.3.1	Linjär regression	11
3.3.2	Transportberäkning av predikterad TotP	11
3.3.3	Transportberäkningar av uppmätt TotP	11
3.3.4	Transporterad fosfor vid olika flöden	12

4	Resultat	12
4.1	Fördelning av mätdata	12
4.2	Samband mellan variabler	13
4.2.1	Turbiditet och TotP	13
4.2.2	Samband vid olika flöden	16
4.2.3	Samband vid olika årstider	17
4.2.4	Samband mellan TotP samt Turbiditet, TOC och Konduktivitet	19
4.3	Transportberäkningar	20
4.3.1	Transport av TotP	20
4.3.2	Transport vid olika flöden	22
5	Diskussion	23
5.1	Analys av resultat	23
5.1.1	Samband mellan TotP och turbiditet	23
5.1.2	Samband med andra variabler	24
5.1.3	Outliers	25
5.1.4	Postkalibrering	25
5.1.5	Transport av fosfor	25
5.2	Felkällor	27
5.3	Framtida undersökningar	27
6	Slutsats	28
7	Referenser	29
	Appendix	32
A1.	Kvalitetsgranskning av data	32
A2.	R ² -värde och standardfel	
A3.	Transportberäkningar	
A4.	TotP med avseende på flöde	
A5.	Skillnad mellan månadstransporter	

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I detta avsnitt ges en beskrivning av bakgrunden till arbetet.

1.1.1 Övergödning

Fosfor, kväve och kol är nödvändiga näringsämnen för att biologiska processer ska kunna ske (Sharpley et al. 2013). Näringen tillförs på två olika sätt, dels naturligt i form av så kallad bakgrundsbelastning då näring tillförs från marken oberoende av oss människor, och dels så kallad antropogen belastning som är näringstillförseln orsakad av oss människor (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Det finns naturliga skillnader i bakgrundshalter mellan norra och södra Sverige men det antropogena tillskottet av näringsämnen har under de senaste hundra åren varit enormt. Övergödning är ett allvarligt miljöproblem i världen och uppstår då näringsämnen tillförs i större mängd än vad naturen kan tillgodogöra sig (Naturvårdsverket, 2003). Övergödning orsakar igenväxning, algblomning och ibland även syrebrist på bottnar (Naturvårdsverket, 2020b). Dessutom förändras artsammansättningen och den biologiska mångfalden minskar.

Generellt är fosfor och kväve de ämnen som reglerar växtproduktionen och är därmed så kallade tillväxtbegränsande ämnen (Naturvårdsverket, 2003). I svenska sötvatten råder normalt brist på fosfor. Vid tillskott av fosfor sker därför en ökad tillväxt av vegetation och fosfor är således det tillväxtbegränsande ämnet i sjöar och vattendrag samt i vissa kustområden där vattenomsättningen är begränsad. I havet sker en variation mellan kväve och fosfor som tillväxtbegränsande näringsämne (Naturvårdsverket, 2003) och vid övergången mellan sötvatten och saltvatten är fosfor ofta det tillväxtbegränsande näringsämnet (Conley et al. 2009). Det finns vissa organismer som har förmågan att ta upp kväve från luften genom så kallad kvävefixering. I vattenområden med stort överskott på fosfor kan denna kvävefixering vara mycket omfattande (Naturvårdsverket, 2003). Cyanobakterier är sådana organismer som kan fixera kväve. De blommar i sötvatten när tillgången på fosfor är stor och tillgången på kväve är liten. Cyanobakterier kan vara giftiga och orsaka syrebrist och är därför inte särskilt önskvärda (Conley et al. 2009). Vid klassificering av status för näringsämnen i sjöar och vattendrag används enbart fosfor eftersom det främst är just fosfor som bidrar till övergödning i dessa vatten (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019).

Då vattendrag över hela världen är drabbade är övergödning ett av de tydligaste exemplen på hur mänsklig aktivitet orsakar förändringar i biosfären. Övergödning orsakar stora kostnader och påverkar både vattenkvalitet och ekosystemens stabilitet (Smith och Schindler, 2009). I Sverige förekommer övergödning över hela landet och både sjöar, vattendrag och hav är drabbade (Naturvårdsverket, 2020b). Östersjön har utsatts för betydande övergödning sedan 1940-talet vilket har förändrat havets ekosystem (Naturvårdsverket, 2003) och år 2019 var så mycket som

97 procent av Östersjön påverkad av övergödning (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Sjöar och vattendrag är också drabbade av övergödning, särskilt i södra Sverige där jordbruksverksamheten är omfattande och mängden avloppsvatten är större på grund av en större befolkning (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019).

År 2015 antog FN:s generalförsamling en resolution med 17 globala mål, det så kallade Agenda 2030, för att uppnå en bättre och mer hållbar värld (Naturvårdsverket, 2020c). Ett av målen innefattar "Hav och Marina Resurser" och definitionen av målet lyder: "Bevara och nyttja haven och de marina resurserna på ett hållbart sätt för en hållbar utveckling" (Globala målen, 2021). Varje globalt mål har ett antal delmål och för Hav och Marina resurser finns bland annat delmålet att "Minska föroreningarna i havet", där även tillförseln av näringsämnen finns inkluderad och därmed även övergödning (Globala målen, 2021).

I Sverige finns 16 miljö kvalitetsmål som det nationella miljöarbetet ska leda till (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Målen har beslutats av riksdagen och vart fjärde år görs en utvärdering kring hur möjligheterna att nå målen ser ut. Ett av miljö kvalitetsmålen är *Ingen övergödning* som av riksdagen definieras enligt följande: "Halterna av gödande ämnen i marken ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten" (Sveriges miljömål, 2018). Havs- och Vattenmyndigheten ansvarar för uppföljning av detta mål och deras bedömning är att det, trots många åtgärder de senaste åren för att minska övergödning, kvarstår omfattande problem (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Det tar lång tid för miljön att återhämta sig så även om miljö tillståndet förbättrats i vissa områden så behöver åtgärdstakten öka (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019).

1.1.2 Miljöövervakning

För att hålla koll på miljö tillståndet i Sverige finns så kallad miljöövervakning. Denna samordnas av Naturvårdsverket och ger en lägesbeskrivning av hur tillståndet i miljön ser ut samt varnar för eventuella störningar (Naturvårdsverket, 2020c). Miljöövervakningen bygger på återkommande undersökningar som genom att registrera förändringar i naturmiljön visar miljö tillståndet. Förändringar i miljön kan upptäckas genom jämförelse mellan lägesbeskrivningar och tidigare mätningar. För att veta om en förändring är naturlig eller orsakad av människan behövs ofta mätningar över långa tidsperioder vilket innebär att miljöövervakning är ett långsiktigt arbete (Naturvårdsverket, 2020c). I Sverige bygger miljöövervakningen av vattendrag på långa tidsserier med månadsvisa provtagningar av vattenkemi. Dessa mätprogram har underlättat uppföljningen av effekter efter åtgärder mot exempelvis övergödning då transport av näringsämnen från vattendrag till sjöar och hav beräknas (Fölster et al. 2020). Detta sker genom linjär interpolering av vattenkemin från månadsvisa värden till dygnsvärden vilka multipliceras med vattenföringen i vattendraget. För lösta ämnen fungerar denna metod oftast väl men för ämnen som är bundna till partiklar, som partikulär fosfor som ofta transporteras i hög halt under

korta episoder vid höga flöden, kan felen i beräkningen bli betydande (Fölster et al. 2020). Flera studier har visat att månadsvis provtagning ofta underskattar transporten av fosfor (Gippel et al. 1995; Lannergård et al. 2018). Att däremot provta tätare än en gång i månaden är kostsamt och ofta är inte ens dygnsvis provtagning tillräckligt för att fånga in de korta perioderna av höga halter (Fölster et al. 2020).

1.1.3 Sensorer

För att kunna uppskatta den exakta belastningen av näringsämnen i ett vattendrag krävs en bra upplösning och därmed en hög frekvens på provtagningarna. Den frekvens som krävs för att få representativa prover är dock logistiskt och ekonomiskt omöjlig att genomföra på grund av antalet prover som behöver samlas in och analyseras (Jones et al. 2012). Högfrekventa mätningar med sensorer kan förenkla detta och fånga även perioder som annars skulle missats genom vanlig provtagning (Jones et al. 2011). Men trots utvecklingen av sensorteknologin finns det vissa vattenkvalitetsparametrar som dessvärre är svåra att mäta på plats och en av dessa är totalfosfor som oftast analyseras i ett lab (Jones et al. 2011). Det finns dock vissa parametrar som mäts högfrekvent som kan användas som ersättare för att uppskatta koncentrationen av ett annat ämne i vattnet. Ett sådant ämne är turbiditet som är en optisk mätning på spridningen av ljus i vattenprovet. Turbiditet kan i många fall användas för att indirekt mäta just halten totalfosfor (Jones et al. 2011).

1.2 Problemformulering

Insamlad data används ofta för att bedöma behovet av åtgärder för att motverka exempelvis övergödning och eftersom åtgärderna kan vara kostsamma är det viktigt med noggrannhet och tillförlitlighet (Skarbøvik och Roseth, 2015). Därför förväntas behovet av kostnadseffektiva metoder att öka och högfrekventa sensorer kan då bli ett allt viktigare verktyg vid övervakning av vatten i framtiden (Skarbøvik och Roseth, 2015).

Olika jordar har olika egenskaper och därmed olika kapacitet att adsorbera fosfor (Djodjic et al. 2012; Naturvårdsverket, 2005) och eftersom turbiditet är beroende av sedimentets partiklar och färgen på vattnet i vattendraget (Gippel, 1995) så behövs platsspecifika samband (Jones et al. 2011). Lokala studier krävs därför vid varje specifik plats för att ta reda på om och hur sambandet mellan turbiditet och totalfosfor är användbart vid just den platsen.

1.3 Syfte och frågeställningar

Syftet med denna studie är att undersöka om högfrekventa mätningar av turbiditet kan användas för att indirekt mäta halten totalfosfor i sju olika vattendrag. Dessutom att undersöka hur mycket transportberäkningar med sensorer skiljer sig från beräkningar baserade på vanlig provtagning. Eventuella platsspecifika samband kommer förhoppningsvis att kunna användas för att

komplettera den vanliga provtagningen och på så sätt ge en bättre bild av den sammanlagda halten fosfor som transporteras i vattendragen.

Frågeställningar

1. På vilka platser är sambandet mellan turbiditet och TotP tillräckligt bra för att kunna användas som transportberäkningar?
2. Påverkas sambandet mellan turbiditet och TotP av flöden och årstider?
3. Finns systematiska skillnader mellan transport av TotP beräknad utifrån sensorer respektive månatliga vattenprover?

1.4 Avgränsningar

I denna rapport analyseras endast sju vattendrag eftersom det är i just dessa vattendrag det finns en sensor placerad. För att veta hur sambanden ser ut för andra vattendrag behövs undersökningar på varje plats för sig eftersom sambanden är platsspecifika.

2 Teori

2.1 Turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor

I detta avsnitt beskrivs turbiditet och hur det kan användas till att mäta halten totalfosfor.

2.1.1 Totalfosfor i vattendrag

Fosfor i vatten kan finnas både som löst fosfor och som partikulärt bunden fosfor. Den lösta fosfor är biologiskt tillgänglig medan den partikulärt bundna fosfor måste genomgå vissa reaktioner för att bli tillgänglig för växter. Fosfor kan dessutom finnas i antingen organisk eller oorganisk form. När fosfor transporteras till vattendrag kan både löst och partikulärt bunden fosfor reagera med jorden som vattnet passerar vilket kan ändra den påverkan fosfor har på eutrofieringen (Naturvårdsverket, 2005). I vattendrag kan partikulär fosfor sedimentera och sedan i ett långt senare skede bli tillgänglig för upptag. Detta kan exempelvis ske vid turbulens och resuspension av sedimenten i samband med speciella väderförhållanden (Naturvårdsverket, 2005). Totalfosfor är summan av löst och partikulärt bunden fosfor (Jones et al. 2011). Ofta varierar halterna av partiklar mycket snabbare än lösta ämnen och det kan vara korta pulser av höga halter i samband med högflöden. Detta gör att en stor del av den partikelbundna fosfor transporteras under korta flödestoppar som lätt missas i provtagningen som endast sker månadsvis (Fölster et al. 2015).

2.1.2 Turbiditet

Turbiditet (förkortat *turb*) är ett optiskt mått på spridningen av ljus som passerar genom ett vattenprov (Jones et al. 2011) vilket orsakas av suspenderat material (Villa et al. 2019). Turbiditet kan alltså ses som ett mått på partikelhalten i vattnet (Fölster et al. 2015) och kallas ibland även grumlighet (Lannergård et al. 2017). Turbiditet ingår sedan 2010 som obligatorisk

parameter i den svenska miljöövervakningen och kan mätas kontinuerligt i vattendraget med hjälp av en fast monterad sensor (Fölster et al. 2015). Mätvärden av turbiditet rapporteras i olika enheter beroende på mätprincipen (Fölster et al. 2020), vanligtvis i enheterna NTU (Nephelometric Turbidity Unit) eller i FNU (Formazin Nephelometric Unit) (USGS, 2017) där skillnaden beror på våglängden av ljuskällan. NTU används då ljuskällan har vitt ljus och FNU används vid monokromt, nära infrarött, ljus (Fölster et al. 2020).

2.1.3 Sambandet mellan turbiditet och totalfosfor

Det finns en korrelation mellan turbiditet och halten suspenderat material och turbiditet kan därmed ge ett mått på partikelhalten och en uppskattning av halten totalfosfor (Fölster et al. 2015). Detta baseras på att det mesta av den fosfor som transporteras i vattendrag är i partikulär form (Villa et al. 2019). Eftersom turbiditet kan mätas kontinuerligt direkt i vattendraget kan man mycket lättare beskriva hur halten suspenderat material ser ut över tid till skillnad mot vanlig provtagning där denna typ av analys inte är möjlig (Fölster et al. 2015). Tanken är att turbiditetsmätningar ska kunna komplettera de månadsvisa provtagningarna och därmed förbättra uppskattningen av ämnestransport i vattendrag (Fölster et al. 2015).

Sambandet mellan turbiditet och andra parametrar påverkas av partiklarnas komposition och storleksfördelning. Turbiditetssignalen är mer känslig för finkornigt material än partiklar i sandstorlek (Lannergård et al. 2018). Lermineral, järnoxider och organiskt material kan bära med sig fosfor och denna typ av fosforkoncentrationer har visats korrelera bra med turbiditet (Lannergård et al. 2018). Vad gäller färgen på vattnet finns ett ämne som kallas gilvin, eller gulämne, som är ett löst organiskt ämne som absorberar blått ljus och därmed ger vattnet en brungul färg (Gippel et al. 1995). Vissa turbiditetsmätare kan påverkas på liknande sätt av gilvin vilket kan ställa till problem om turbiditet används som index för koncentrationen suspenderade partiklar (Gippel et al. 1995). Storlek och fördelning på partiklarna i vattnet samt vattnets färg varierar naturligt både i tid och rum vilket gör att sambandet mellan turbiditet och koncentrationen suspenderat material är olika på olika avrinningsområden och vid olika tider. Platsspecifika samband kan därför vara till hjälp för att minska denna variation liksom även samband som är specifika för olika årstider (Gippel et al. 1995).

2.1.4 Andra parametrar

Sambandet mellan turbiditet och totalfosfor kan ibland förbättras genom att man även inkluderar andra parametrar utöver turbiditet (Jones et al. 2011). En sådan parameter är konduktivitet (förkortat *kond*). Konduktivitet är enkelt och billigt att mäta och skulle eventuellt kunna fungera som ett komplement till turbiditetsmätningar i de fall då det finns fosfor från olika hydrologiska ursprung i ett vattendrag (Villa et al. 2019). På platser där den största andelen fosfor är i löst form kan en korrelation med konduktivitet hjälpa till att förfina regressionen (Jones et al. 2011).

Även organiskt material är en parameter som ibland kan hjälpa till att öka säkerheten i uppskattningen av totalfosfor om det kombineras med turbiditetsmätningar (Fölster et al. 2020).

3 Material och metod

3.1 Områdesbeskrivningar

De vattendrag som undersökts är Dalälven vid stationen Älvkarleby, Hågaån vid Lurbo bro, Kilaån i Nyköping, Skivarpsån vid Skivarp i Skåne, Fyrisån vid Flottsund, Sävjaån vid Kuggebro och Sagån vid Målhammar mellan Västerås och Enköping. Dessa stationer valdes då det finns en sensor placerad i respektive vattendrag.

3.1.1 Vattenkemi

I Tabell 1 där genomsnittliga vattenkvalitetsvariabler från stickprov för respektive station presenteras kan utläsas att Dalälven hade betydligt lägre halter för samtliga variabler jämfört med resterande stationer vilket tyder på klarare vatten än övriga vattendrag.

Tabell 1. Vattenkemi från stickprov för respektive station.

Station	Fosfatfosfor (PO ₄ -P) (µg/l)	Totalfosfor (TotP) (µg/l)	Turbiditet (Turb) (FNU)	Konduktivitet (Kond) (mS/m)	Totalt Organiskt Kol (mg/l)
Dalälven	3	12	2	5	8
Fyrisån	29	64	13	48	17
Hågaån	30	68	23	47	15
Kilaån	25	66	19	11	17
Sagån	55	110	41	34	15
Skivarpsån	79	131	14	58	10
Sävjaån	35	70	20	47	17

3.1.2 Markanvändning

Avrinningsområdena varierade i storlek mellan 94 km² och 28 566 km² och andelen jordbruksmark mellan 2 % och 75 %, Tabell 2. Data är framtagen med hjälp av Nationella Marktäckedatabasen.

Tabell 2. Avrinningsområdets area (km²) samt markanvändning (%) för respektive station.

Station	Area (km ²)	Våtmark (%)	Åkermark (%)	Exploaterad mark (%)	Övrig mark (%)	Vatten (%)	Skog (%)	Skog på våtmark (%)
Dalälven	28 566	10	2	0	12	7	64	4
Fyrisån	1795	2	24	2	11	1	56	4
Hågaån	121	2	21	2	11	0	59	5
Kilaån	400	3	15	0	8	5	65	4
Sagån	849	1	34	1	8	1	53	2
Skivarpsån	94	1	75	2	14	0	7	0
Sävjaån	709	2	22	1	10	1	60	4

Även lerhalten för varje avrinningsområde togs fram med hjälp av Nationella Marktäckedatabasen och redovisas i Tabell 3 nedan. Där kan utläsas att Dalälvens avrinningsområde i princip inte innehåller lera alls medan Sagåns och Skivarpsåns avrinningsområden är betydligt mer lerrika.

Tabell 3. Andelen lera på respektive stations avrinningsområde.

Station	Andel lera (%) på hela avrinningsområdet	Andel lera (%) på åkermarken
Dalälven	0	18
Fyrisån	9	35
Hågaån	10	42
Kilaån	6	35
Sagån	14	41
Skivarpsån	13	17
Sävjaån	9	37

3.1.3 Vattenföring

Utifrån erhållen flödesdata från SMHI beräknades medelvattenföringen för respektive station och en stor skillnad kan noteras mellan stationerna där Dalälven har en mycket högre medelvattenföring än resterande stationer vilket visas i Tabell 4.

Tabell 4. Medelvattenföring för varje station.

Station	Medelvattenföring (m ³ /s)
Dalälven	356,7
Fyrisån	12,2
Hågaån	1,4
Kilaån	0,7
Sagån	4,8
Skivarpsån	0,9
Sävjaån	4,1

3.2 Mätmetoder

3.2.1 Sensorer

Sensorer som mäter vattenkvalitet upp till flera gånger per timme har tidigare varit känsliga och därför krävt mycket underhåll för att kunna fungera. Tekniken har dock gått framåt och numera är sensorerna strömsnåla, robusta och lättanvända och kan vara kvar i vattendraget i flera månader utan att behöva underhållas (Fölster et al. 2020). Det finns olika typer av sensorer som mäter olika parametrar. I detta projekt har turbiditetssensorer använts och turbiditet mäts då genom att sensorn sänder ut en ljusstråle varpå det spridda ljuset mäts. Sensorerna är anslutna till en sond och denna innehåller strömförsörjning samt loggar den data som kommer in. För att förhindra påväxt på sönerna som kan störa mätningarna sker rengöring kontinuerligt, oftast mekaniskt i form av exempelvis borste och ibland i kombination med biocid (Fölster et al. 2020).

Strömförsörjningen i sonden sker antingen genom en extern energikälla eller med batterier. Sensorerna kan vara kopplade till en enhet som skickar data trådlöst till en server som lagrar data. Data skickas regelbundet och gör det möjligt att följa mätningarna i realtid. Detta kallas telemetri och på senare tid har denna utrustning utvecklats till att vara mer anpassad för fält då de kräver mindre ström (Fölster et al. 2020). Två typer av sonder har använts i detta arbete och det är YSI EXO2 och InSitu Aquatroll 600. Från dessa sonder har data laddats upp med telemetri till servrar varifrån data hämtats.

3.2.2 Datahantering

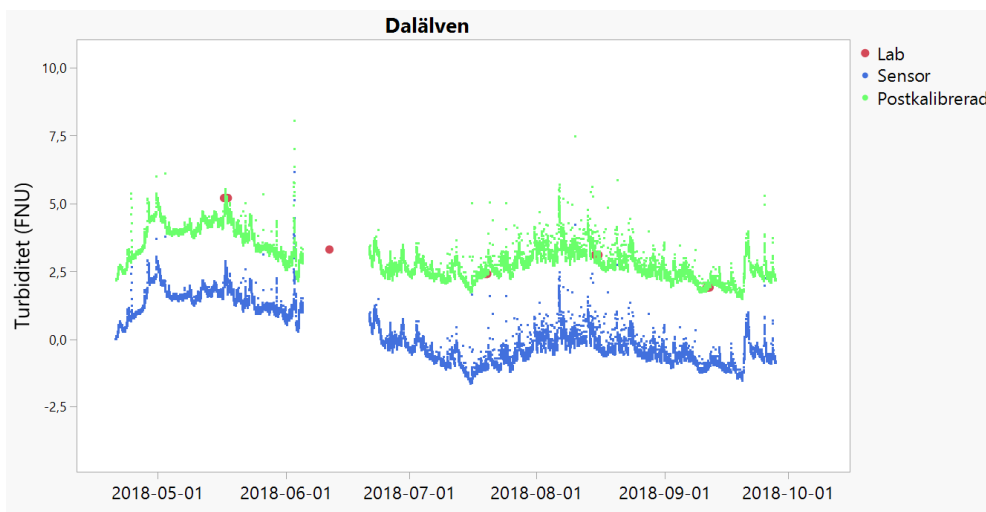
Den senast tillgängliga sensordatan laddades ner från serverna Masinotek och HydroVu till en sensordatabas med tidigare sensordata från stationerna. Den nya sensordatan rensades i ett Pythonskript från värden som ansågs vara outliers. Värden som var orimligt höga, så kallade spikar, och som inte hade en uppenbar förklaring ansågs vara felaktiga och rensades bort. Värden som avvek med minst tre standardavvikelser från dygnsmedelvärdet identifierades också men för att undvika att rensa bort sanningsenliga höga värden tillades ytterligare villkor baserat på skillnaden mellan temporärt intilliggande observationer då spikar identifierades. En utförlig beskrivning av metoden finns i en rapport av Lannergård med flera (Lannergård et al. 2019). Den andel sensordata som rensades bort för var under eller kring en procent för respektive station och för Dalälven rensades ingen data bort vilket visas i Tabell 5.

Tabell 5. Andel borttagen data för respektive station.

Station	Andel borttagen data
Dalälven	0 %
Fyrisån	0,39 %
Hågaån	0,37 %
Kilaån	0,22 %
Sagån	1,0 %
Skivarpsån	0,066 %
Sävjaån	1,1 %

Den rensade datan importerades sedan till programmet JMP (Version Pro 15) och sammanfördes med data från stickprov i en tabell. Därefter plottades grafer av turbiditeten från sensorn mot turbiditeten från stickproverna och dessa jämfördes och granskades för att hitta eventuella perioder med avvikande sensordata. Dessa avvikelser kan ha uppstått antingen på grund av att det blivit drift i sensorn, mättekniska problem med instrumentet eller att sensorn varit placerad en bit ifrån platsen där stickprov hämtats. Dessa perioder fick sedan gå genom ett annat skript för att kalibreras genom så kallad postkalibrering då sensordata justeras utifrån data från stickprov för dessa perioder. Skriptet innehåller två olika metoder för postkalibrering, en så kallad multiplikativ och en färförskjutna metod. Båda metoderna går ut på att sensordata förskjuts med avseende på de stickprovsdata som togs närmast före och efter den tidpunkt då sensorvärdet loggades. Den färförskjutna metoden används ofta då sensordata innehåller negativa värden för att inte minustecknets inverkan ska förstärkas. För de sju stationerna i detta projekt användes båda metoderna beroende på vad som var mest lämpligt. Ett exempel på postkalibrering för Dalälven visas i Figur 1. De röda punkterna markerar data från stickprov (lab), de blå är

sensordata och de gröna är sensordata då den postkalibrerats och därmed anpassats efter stickprovdata.



Figur 1. Turbiditet från sensor (blå), stickprov (lab, röd) samt postkalibrerad (grön) turbiditet.

Valet av perioder att postkalibrera sker subjektivt och postkalibrering bör därför utföras endast då det är nödvändigt. I Tabell 6 redovisas hur stor andel av sensordata för respektive station som postkalibrerats.

Tabell 6. Andel postkalibrerad data för respektive station.

Station	Postkalibrerad data (%)
Dalälven	34
Fyrisån	13
Hågaån	26
Kilaån	21
Sagån	72
Skivarpsån	6
Sävjaån	19

Den postkalibrerade datan importerades sedan till JMP där TotP beräknades med hjälp av regressionskvationerna från stickprovdata och turbiditeten från sensorerna. För den stickprovdata som saknade tidpunkt för provtagning sattes tiden till 12:00 då tiden ansågs vara en rimlig tid för provtagning. Detta gällde för all data innan år 2019, samt vissa sporadiska

mätningar även efter 2019. Eftersom sensorerna ger många värden varje dygn medan stickproverna endast ger ett värde användes det sensorvärde som registrerats närmast stickprovet i tidpunkt. Perioder då sensorn inte verkade fungera exkluderades från beräkningar.

3.2.3 Kvalitetsgranskning av data

Turbiditeten från sensorerna plottades mot turbiditeten från stickproven för att se hur väl sensordata stämde överens med data från stickprov. Analysen utfördes för att få en överblick av skillnaden mellan sensor och stickprov för de olika stationerna. Den sensordata som registrerats närmast stickprovet i tid användes. Samtliga grafer finns presenterade i Appendix.

3.3 Beräkningsmetoder

3.3.1 Linjär regression

Stickprovsdata för varje station laddades ned från SLU:s miljödatabas för perioden 2010 till 2021, eller så långt det fanns data (SLU, u.å). Regressionsanalys utfördes i JMP mellan olika variabler, dels mellan TotP och turbiditet, och dels mellan TotP och konduktivitet, TOC och turbiditet tillsammans. Regressionsmodeller beräknades för hela modellen med alla parametrar tillsammans när det fanns signifikans.

För de stationer där extraprov hämtats, Hågaån och Skivarpsån, undersöktes korrelation både med och utan extraprov för att se om dessa gjort någon skillnad. Extraprov har hämtats vid tillfällena då sensorerna larmat på grund av hög turbiditet vid exempelvis höga flöden.

För Skivarpsån och Fyrisån undersöktes även sambanden med avseende på flöde samt med avseende på årstid för att se om sambandet kunde förbättras. Dessutom undersöktes om sambanden för dessa stationer förbättrades med parametrarna TOC och konduktivitet.

3.3.2 Transportberäkning av predikterad TotP

Uppmätt vattenföringsdata (flödesdata) för fyra av stationerna beställdes från SMHI och för de andra tre där sådana data saknades laddades modellerade dygnsvärden ned från SMHI:s vattenwebb. Transportberäkningar utfördes i JMP genom att multiplicera den predikterade koncentrationen TotP med flödesdata (korrigerat för deras enheter) för varje station. Den sammanlagda mängden predikterad TotP som transporterats under en månad erhöles för varje station.

3.3.3 Transportberäkningar av uppmätt TotP

Eftersom stickprovtagning sker månadsvis krävdes en interpolering av mätvärdena för att uppskatta hur mycket TotP som transporterats varje månad. Månadsdata linjärinterpolerades till dygnsvärden som sedan multiplicerades med dygnsflöden till dygnstransport, vilka sedan summerades till månadstransporter. Detta utfördes i excel-makrot Flownorm utifrån halten TotP

och vattenföringen vid stationen. En uppmätt mängd TotP i ton per månad erhöles och denna kunde sedan jämföras med den predikterade mängden beräknad utifrån sensordata. De månader som hade färre mät dagar än 20 exkluderades från transportberäkning och de månader som hade fler än 20 dagar men färre än 30 skalades upp till 30 för att kunna jämföras med andra månader.

En jämförelse mellan den totala transporten TotP beräknad utifrån sensorer och utifrån stickprov för respektive station utfördes och sammanställdes i en tabell. En statistisk undersökning utfördes också i form av ett parat t-test för att se om skillnaderna i månadstransport mellan de två metoderna var signifikanta för respektive station. För Skivarpsån som var den enda stationen som hade icke-normalfördelad data användes istället Wilcoxon signed rank test.

3.3.4 Transporterad fosfor vid olika flöden

Grafer plottades med predikterad och uppmätt fosforbelastning för olika flöden för att se hur flödet påverkar fosforbelastningen och om det är skillnad mellan de två metoderna med avseende på flöde. Dessa grafer finns presenterade i Appendix samt ett exempel i avsnitt 4.3.2.

4 Resultat

4.1 Fördelning av mätdata

Medelvärde, maxvärde, 10-percentilen och 90-percentilen för turbiditeten från stickprov respektive sensor för alla stationer presenteras i Tabell 7. Max-värdet för stickprov skiljer sig mycket från max-värdet för sensordata medan medelvärdena är mer lika för de flesta stationer. För Hågaån däremot är dock även skillnaden i medelvärde relativt stor. Outliers är exkluderade.

Tabell 7. Medelvärde med 10-percentilen och 90-percentilen samt maxvärde för turbiditeten för respektive station.

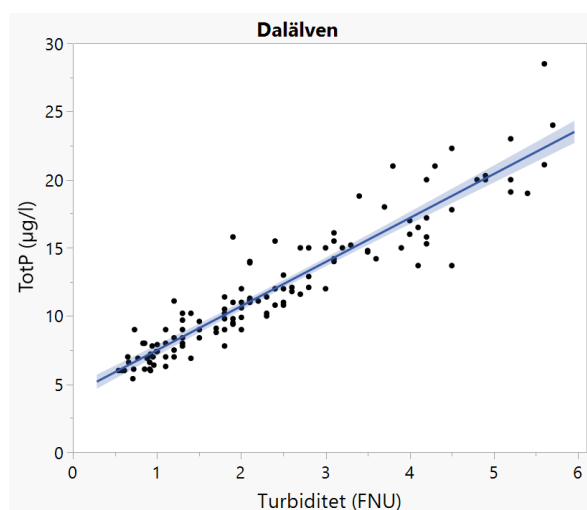
Station	Medel (10% - 90%) (FNU) Stickprov	Medel (10% - 90%) (FNU) Sensor	Max (FNU) Stickprov	Max (FNU) Sensor
Dalälven	2,7 (1,1 - 4,9)	3,3 (1,4 - 3,6)	5,6	387,4
Fyrisån	12,8 (4,4 - 29,0)	12,3 (3,8 - 27,5)	79,0	217,1
Hågaån	25,0 (7,0 - 63,0)	42,5 (7,6 - 94,6)	120,0	1478,2
Kilaån	19,5 (2,2 - 45,0)	21,9 (1,0 - 59,0)	120,0	616,7
Sagån	52,5 (4,7 - 170,0)	54,8 (19,0 - 140,2)	170,0	783,0
Skivarpsån	9,4 (1,4 - 26,4)	10,7 (1,8 - 23,0)	82,0	1097,1
Sävjaån	16,3 (4,0 - 31,0)	19,7 (3,2 - 37,7)	94,0	1098,0

4.2 Samband mellan variabler

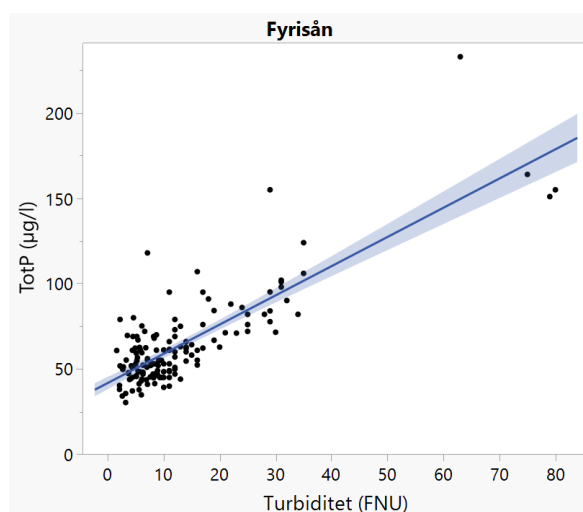
I detta avsnitt presenteras sambandet mellan variabler, dels mellan turbiditet och TotP och dels mellan TotP och turbiditet, TOC och konduktivitet tillsammans. Dessutom presenteras samband vid olika årstider och flöden.

4.2.1 Turbiditet och TotP

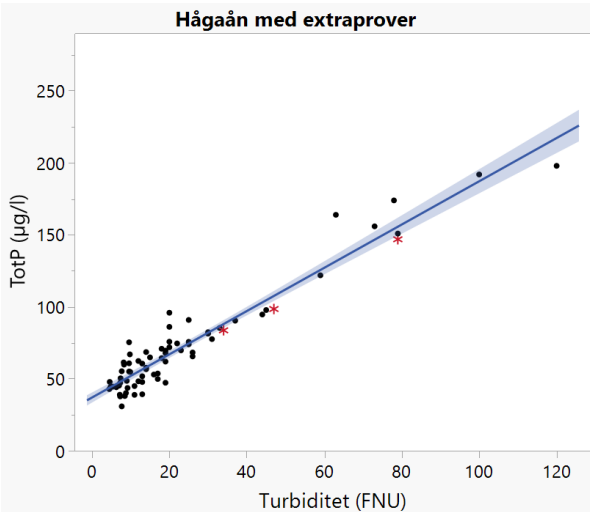
Sambandet mellan TotP och turbiditet samt dess regressionslinje redovisas för samtliga stationer i Figur 2-Figur 8. För Dalälven är fördelningen av mätpunkter jämn över hela mätspannet medan resterande stationer har en mer ojämn fördelning med fler mätpunkter vid lägre värden och färre vid högre värden.



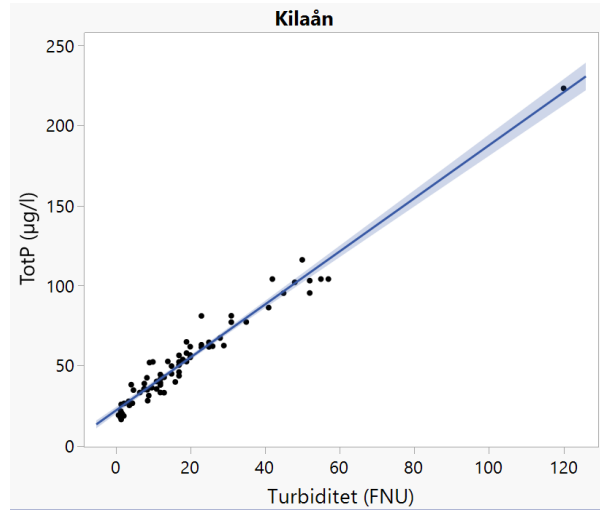
Figur 2. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Dalälven. R^2 -värdet är 88,0 % och standardfelet 1,6 µg/l. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



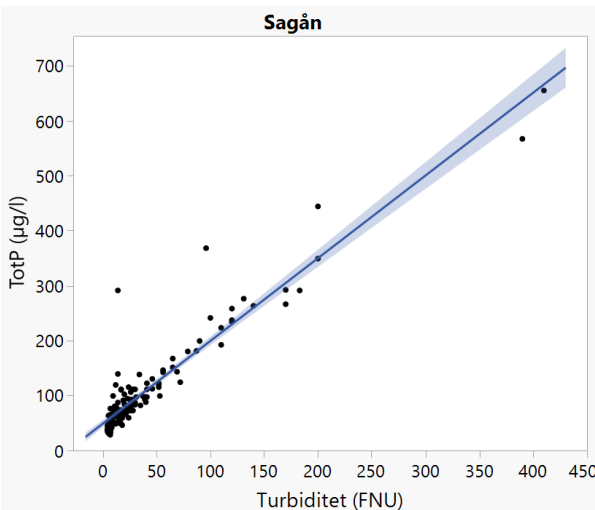
Figur 3. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Fyrisån. R^2 -värdet är 67,0 % och standardfelet 16 µg/l. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



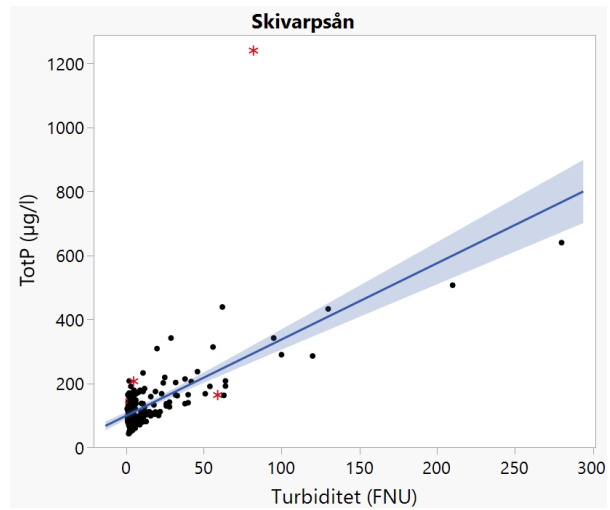
Figur 4. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Hågaån med extraprover. R^2 -värdet är 92,0 % och standardfelet 10 $\mu\text{g/l}$. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



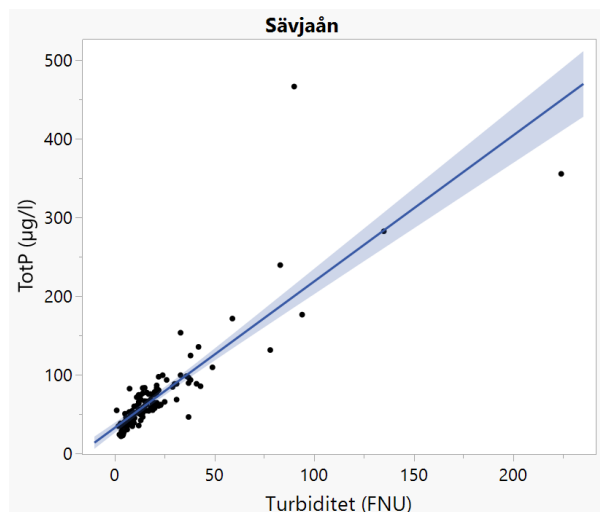
Figur 5. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Kilaån. R^2 -värdet är 96,0 % och standardfelet 6,4 $\mu\text{g/l}$. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



Figur 6. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Sagån. R^2 -värdet är 89,1 % och standardfelet 32 $\mu\text{g/l}$. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



Figur 7. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Skivarpsån med extraprover. R^2 -värdet är 45,5 % och standardfelet 78 $\mu\text{g/l}$. Outliern då TotP var 1240 $\mu\text{g/l}$ togs i augusti 2020 och utan denna blev r^2 -värdet 66,6 %. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.



Figur 8. TotP mot turbiditet, båda från stickprov, samt regressionslinje för Sävjaån. R^2 -värdet är 73,9 % och standardfelet 29 $\mu\text{g/l}$. Outliern med ett TotP-värde på 466 $\mu\text{g/l}$ togs i januari 2010 och utan denna blev r^2 -värdet 86,9 %. Det blå området visar regressionslinjens konfidensintervall.

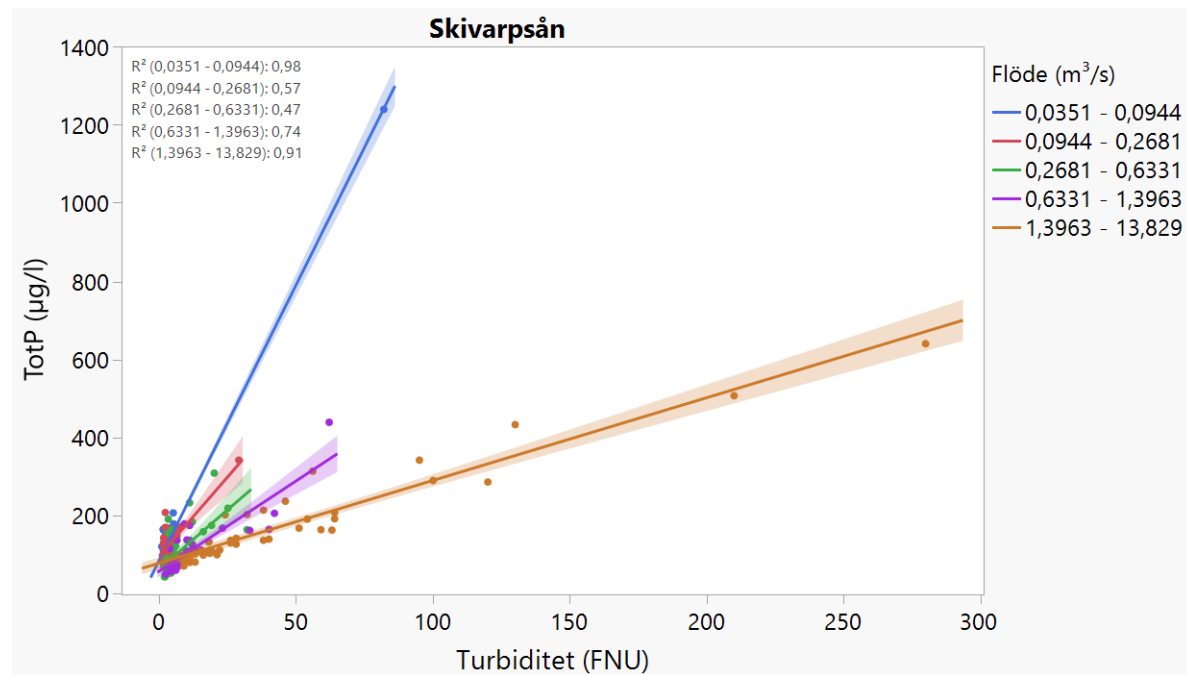
Regressionsekvationer för sambandet mellan turbiditet och totalfosfor erhöles för samtliga stationer. Intercept och lutning skilde sig åt mellan stationerna där Dalälven hade ett betydligt lägre intercept och en högre lutning än resterande stationer. Ekvationerna presenteras i Tabell 8 nedan.

Tabell 8. Regressionsekvation för sambandet mellan TotP och turbiditet för samtliga stationer.

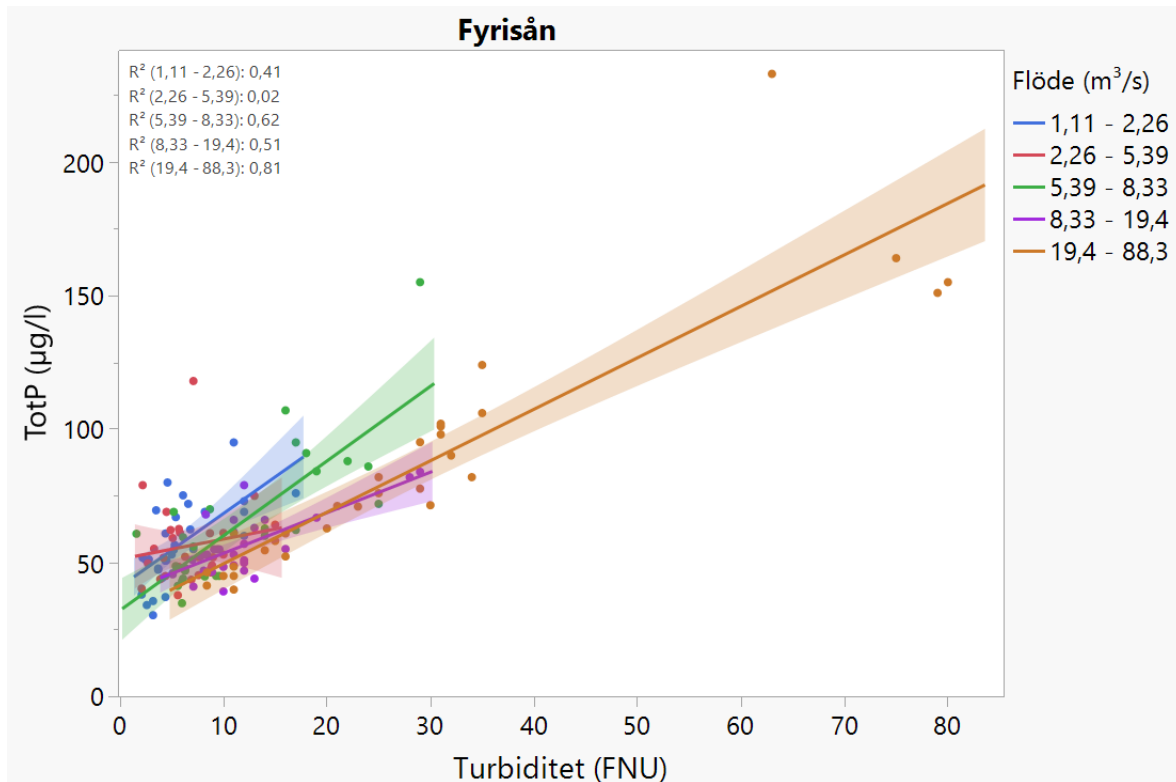
Station	Regressionsekvation (TotP i $\mu\text{g/l}$ och Turb i FNU)
Dalälven	TotP = 4,27 + 3,23 * Turb
Fyrisån	TotP = 41,75 + 1,71 * Turb
Hågaån	TotP = 36,92 + 1,52 * Turb
Kilaån	TotP = 21,84 + 1,66 * Turb
Sagån	TotP = 48,61 + 1,51 * Turb
Skivarpsån	TotP = 98,95 + 2,38 * Turb
Sävjaån	TotP = 32,23 + 1,86 * Turb

4.2.2 Samband vid olika flöden

I Figur 9 och Figur 10 nedan visas sambandet mellan turbiditet och TotP vid olika flöden för Skivarpsån respektive Fyrisån och det kan noteras tydliga skillnader mellan sambanden för de olika flödesintervallen. Uppdelningen av flödesintervall har skett så att antalet prover i varje intervall ska vara ungefär lika. För Skivarpsån varierar antalet prover för de olika intervallen mellan 49 och 50 prover medan intervallen för Fyrisån varierar mellan 29 och 31 prover.



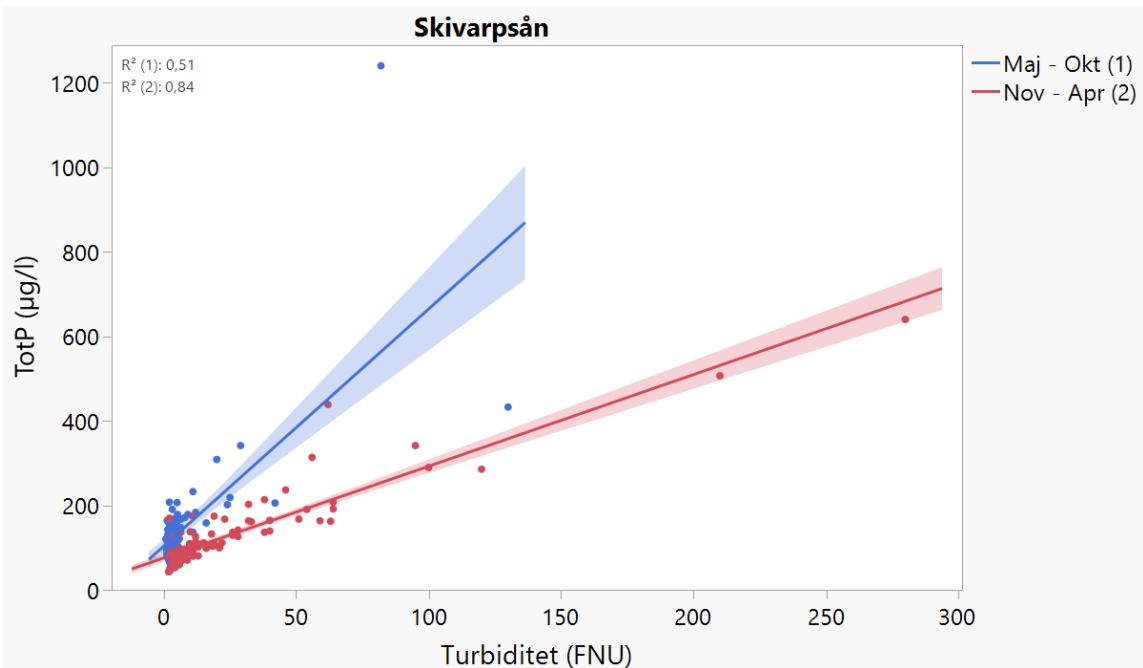
Figur 9. Regressionslinjer för olika flödesintervall för Skivarpsån. R²-värdet för respektive flödesintervall visas i övre vänstra hörnet i grafen där siffrorna inom parentes är flödesintervallet.



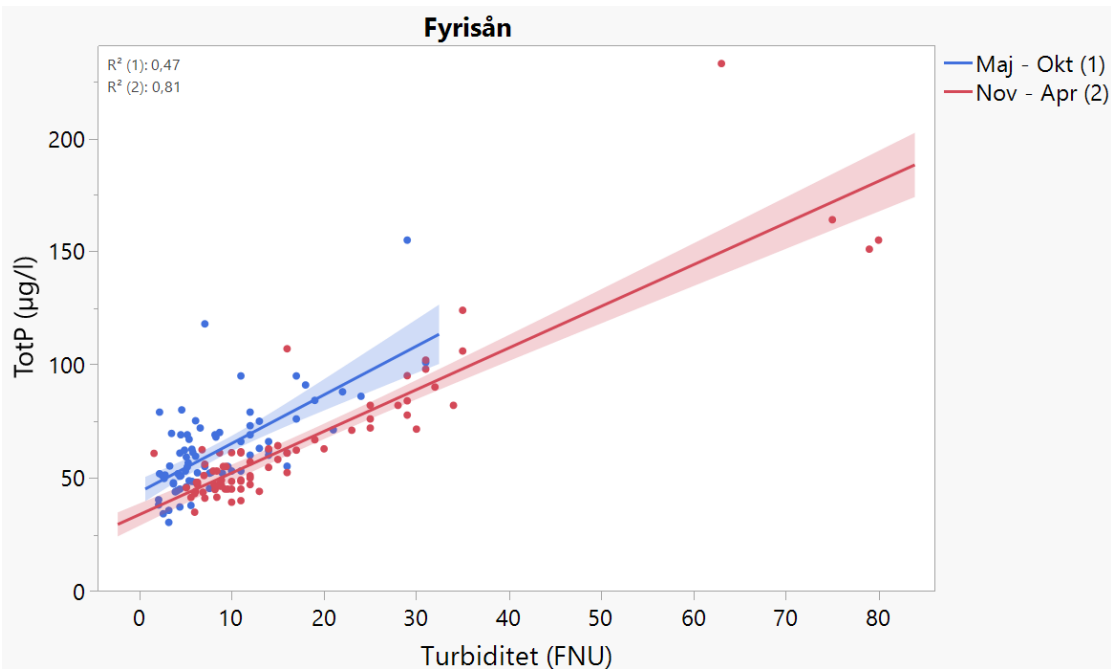
Figur 10. Regressionslinjer för olika flödesintervall för Fyrisån. R^2 -värdet för respektive flödesintervall visas i övre vänstra hörnet i grafen där siffrorna inom parentes är flödesintervallet.

4.2.3 Samband vid olika årstider

I Figur 11 och Figur 12 nedan visas sambandet mellan turbiditet och TotP vid olika årstider för Skivarpsån respektive Fyrisån. Sommarhalvåret (blå linje) motsvarar maj till oktober medan vinterhalvåret (röd linje) motsvarar november till april och man kan i grafen se att sambandet skiljer sig mycket mellan årstiderna. För Skivarpsån är antalet sommarprover 131 och vinterprover 118 och för Fyrisån är antalet sommarprover 78 och vinterprover 74.



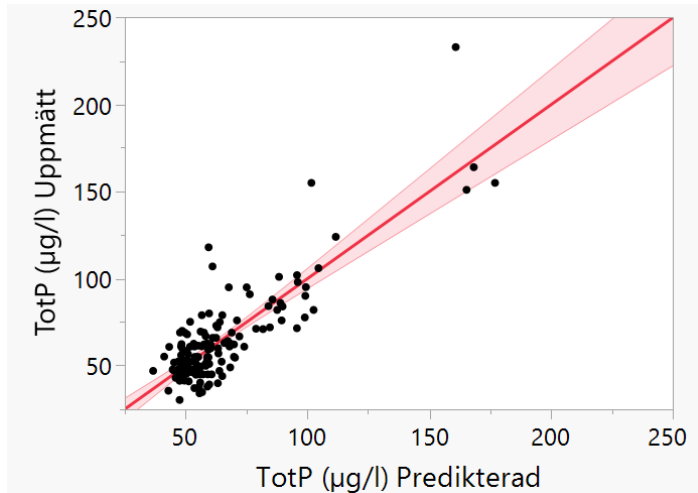
Figur 11. Sambandet mellan TotP och Turbiditet vid olika årstider för Skivarsån. Blå linje visar sommarhalvåret med r^2 -värde 51 % och röd linje visar vinterhalvåret med r^2 -värde 84 %. R^2 -värdet för respektive årstid visas i övre vänstra hörnet i grafen där (1) motsvarar sommarhalvåret och (2) vinterhalvåret.



Figur 12. Sambandet mellan TotP och Turbiditet vid olika årstider för Fyrisån. Blå linje visar sommarhalvåret med r^2 -värde 47 % och röd linje visar vinterhalvåret med r^2 -värde 81 %. R^2 -värdet för respektive årstid visas i övre vänstra hörnet i grafen där (1) motsvarar sommarhalvåret och (2) vinterhalvåret.

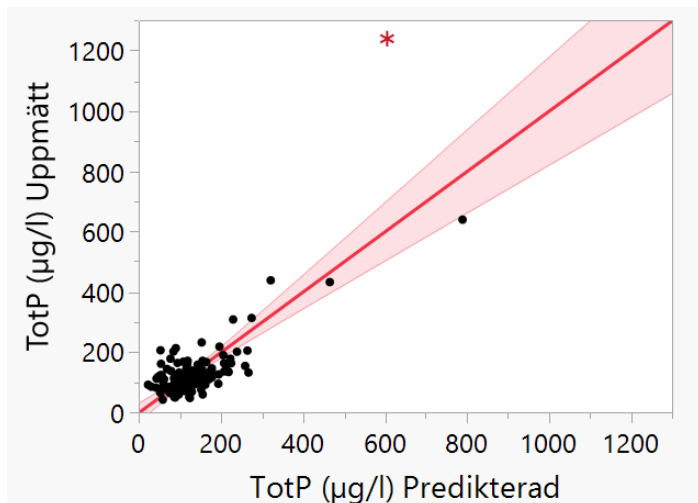
4.2.4 Samband mellan TotP samt Turbiditet, TOC och Konduktivitet

Vid regressionsanalys med multipel regression för Fyrisån då sambandet undersöktes mellan TotP och turbiditet, TOC och konduktivitet erhöles ett r^2 -värde på 71 % och ett standardfel på 15 $\mu\text{g/l}$. I plotten för modellen med uppmätta värden mot predikterade värden i Figur 13 kan utläsas att många prover är tagna vid låga halter medan höga halter har väldigt få prover.



Figur 13. Uppmätta värden av TotP mot predikterade värden från regressionsmodell med turbiditet, TOC och konduktivitet för Fyrisån. Det röda området motsvarar linjens konfidensintervall.

Vid regressionsanalys med multipel regression för Skivarpsån då sambandet mellan TotP och turbiditet, TOC och konduktivitet undersöktes erhöles ett r^2 -värde på 60 % och ett standardfel på 79 $\mu\text{g/l}$. Detta visas i Figur 14. Analys utfördes även utan det avvikande värdet då resterande värden tycktes ligga längs en rät linje. Utan outliern blev r^2 -värdet 71 % och standardfelet 41 $\mu\text{g/l}$. Även i detta fall kan utläsas att de flesta prover är tagna vid lägre halter.



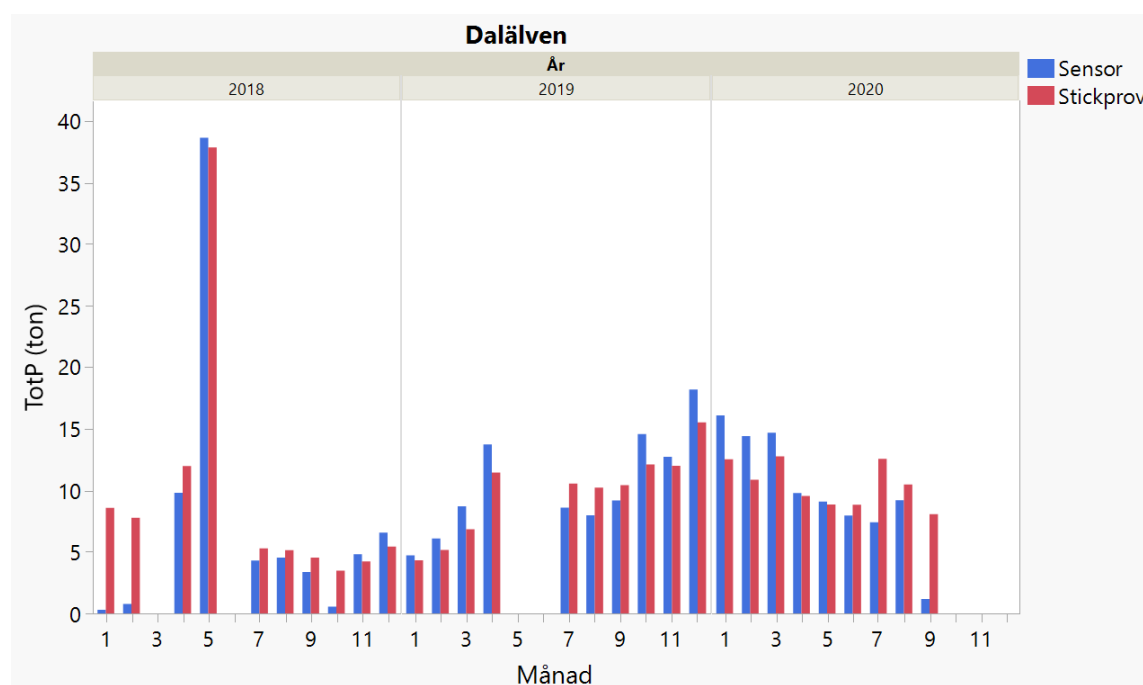
Figur 14. Uppmätta värden av TotP mot predikterade värden från regressionsmodell med turbiditet, TOC och konduktivitet för Skivarpsån. Det röda området motsvarar linjens konfidensintervall.

4.3 Transportberäkningar

I detta avsnitt presenteras resultatet från beräkningarna av transporterad TotP.

4.3.1 Transport av TotP

Jämförelse mellan den predikterade och den uppmätta halten TotP för varje månad presenteras i form av stapeldiagram. Den uppmätta halten är fosforhalten som beräknats utifrån stickprov och visas i diagrammet som röda staplar medan den predikterade halten är beräknad utifrån sensormätningar och visas som blå staplar. De månader som hade mindre antal mät dagar än 20 är exkluderade. Resultatet för Dalälven presenteras i Figur 15 och i diagrammet kan utläsas att stickprov ibland ger en högre sammanlagt halt TotP och att sensorer ibland ger en högre halt. Övriga stationer presenteras i Appendix.



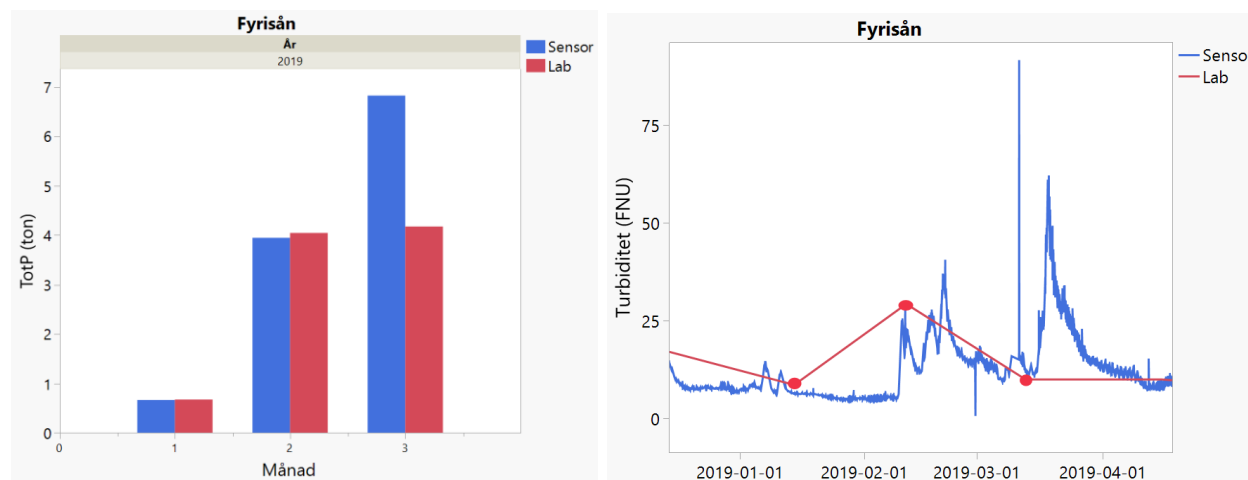
Figur 15. TotP per månad för Dalälven där halten TotP beräknad utifrån sensorer visas som blå staplar och halten beräknad utifrån stickprov visas som röda staplar.

I Tabell 9 presenteras en sammanställning över den totala transporterade mängden TotP för hela mätperioden beräknad utifrån stickprov och sensor för vardera station samt hur många månader som inkluderades i beräkningen. Även resultatet från statistiskt test för skillnaden mellan alla enskilda månadstransporter är sammanställt i samma tabell. Statistiskt test för samtliga stationer finns även presenterat i Appendix. I tabellen kan utläsas att sensorerna gav en högre halt transporterad TotP för Fyrisån, Hågaån, Skivarpsån och Sävjaån, stickproven gav en högre halt för Dalälven och Sagån och för Kilaån var halten från stickprov och sensorer lika stor. För Sagån var antalet månader med data betydligt färre än övriga stationer. Från det statistiska testet kan även utläsas att skillnaden i transport var signifikant för tre av stationerna.

Tabell 9. TotP-transport beräknad utifrån stickprov och utifrån sensor samt antalet månader inkluderade i beräkningen. Markerat är också signifikansen för skillnad i månadstransport.

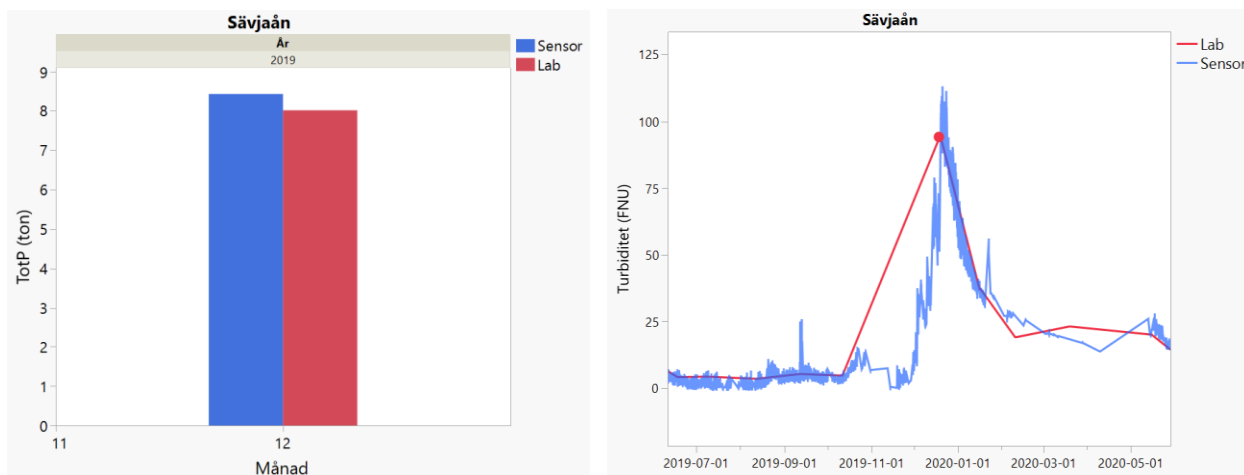
Station	Totala summan transporterad TotP (ton) från stickprov	Totala summan transporterad TotP (ton) från sensor	Antal månader med data	n.s = icke sign. * = p 0,01-0,05 ** = p 0,001-0,01 *** = p<0,001
Dalälven	288	268	29	n.s
Fyrisån	76	78	32	n.s
Hågaån	13	15	30	*
Kilaån	4	4	34	n.s
Sagån	28	24	8	n.s
Skivarpsån	6	8	26	*
Sävjaån	51	60	69	**

Analys gjordes även vid två olika månader då den predikterade halten fosfor och den uppmätta halten var relativt lika respektive olika för att se om provtagning då skett under en turbiditetstopp eller om provtagning förbisett en eventuell turbiditetstopp och om detta i så fall påverkat den sammanlagda halten. Vid analys av Fyrisån 2019 var den predikterade halten totalfosfor i mars högre än den uppmätta halten medan halterna i februari och mars i stort sett var lika mellan de två metoderna. I Figur 18 nedan visas att stickprovet för Fyrisån i februari togs på en turbiditetstopp medan stickprovet i mars istället togs mellan turbiditetstoppar. För januari var turbiditetstoppen låg och därför skilde sig inte värdet från stickprov och sensorvärdet åt så mycket.



Figur 16. Turbiditet från stickprover (röd) och från sensor (blå) för Fyrisån 2019. Stickproverna markeras med punkter för januari, februari och mars i grafen till höger.

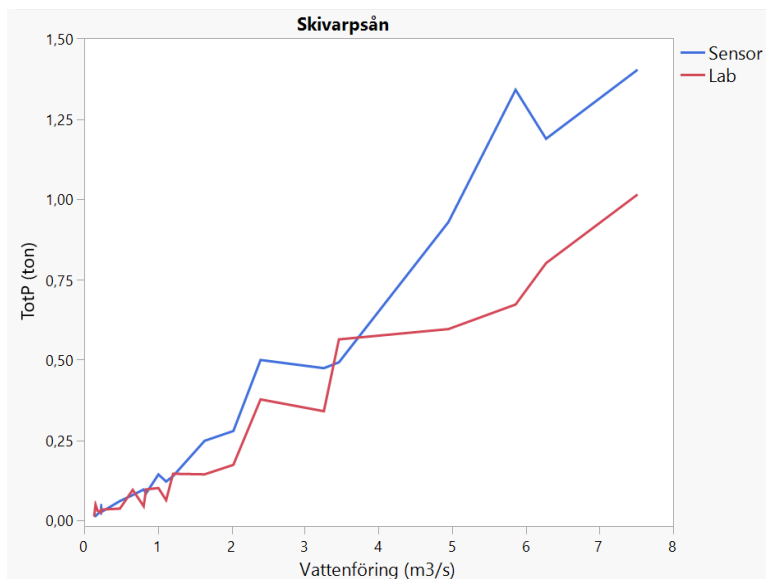
Analys av Sävjaån i december 2019 gav en uppmätt halt som var 95 % av den predikterade halten. I Figur 19 nedan kan utläsas att stickprovet för december togs mitt i en turbiditetstopp.



Figur 17. Diagrammet till vänster visar transporterad halt TotP från sensor (blå) respektive stickprov (lab, röd). Grafen till höger visar turbiditeten från sensor (blå) respektive stickprov (lab, röd) för samma period.

4.3.2 Transport vid olika flöden

Predikterad och uppmätt halt TotP plottat mot vattenföring för Skivarpsån visas i Figur 20 nedan. I grafen kan utläsas att halten TotP ökar med ökad vattenföring både för sensor och stickprov. Grafer för resterande stationer presenteras i Appendix.



Figur 18. Den månadsvisa fosforbelastningen beräknad utifrån stickprov (lab, röd) och sensor (blå) vid olika flöden för Skivarpsån.

5 Diskussion

5.1 Analys av resultat

I detta avsnitt analyseras det erhållna resultatet.

5.1.1 Samband mellan TotP och turbiditet

Sambandet mellan TotP och turbiditet var signifikant för alla stationer och r^2 -värdet var över 70 % för fem av stationerna. Tidigare studier har konstaterat att platsspecifika samband är nödvändigt (Gippel et al. 1995) vilket även denna studie visar då sambandet mellan turbiditet och TotP var olika för stationerna. Analys av endast r^2 -värden kan ge en felaktig bild av sambanden eftersom det ofta bara var några få höga värden vilket ger höga r^2 -värden (se t.ex Figur 6). Detta hade kunnat vara fallet för Kilaån som hade ett mycket högt r^2 -värde (96 %) och där endast ett mätvärde hade höga värden och resten var samlade vid lägre nivåer (se Figur 5). Standardfelet var dock relativt lågt för Kilaån och r^2 -värdet var högt (93 %) även utan denna höga mätpunkt vilket tyder på att den enskilda punkten i detta fall inte förfinade regressionen särskilt mycket. I denna typ av analyser då det ofta är endast ett fåtal höga värden är standardfelet ett bättre mått för att jämföra sambanden mellan stationer. Sagån hade ett högt r^2 -värde (89 %) men ett relativt högt standardfel (se Figur 6) så i detta fall visade r^2 -värdet troligen på ett något bättre samband än det egentligen var. För övriga stationer spelade det ingen större roll för slutsatsen om r^2 -värdet eller standardfelet användes då de visade på likvärdiga samband.

Den station som hade lägst halt TotP och PO₄-P (Tabell 1) hade lägst intercept i regressionsekvationerna (Tabell 8) och den station som hade högst halt TotP och PO₄-P hade högst intercept vilket inte är helt förvånande eftersom TotP är beroende variabel i ekvationen. Interceptet kan dessutom ses som ett mått på den lösta andelen TotP eftersom det är värdet då turbiditeten är 0. Den station som hade lägst genomsnittlig turbiditet hade också störst lutning i ekvationen och den station som hade högst turbiditet hade lägst lutning vilket inte heller är helt förvånande då turbiditet är den oberoende variabeln i ekvationen. Att partiklarnas komposition och storleksfördelning påverkar sambandet vilket Lannergård skriver i sin rapport (Lannergård et al. 2018) verkade också bekräftas då regressionsekvationen för exempelvis Dalälven som har en mycket låg lerhalt skilde sig betydligt från ekvationerna för Sagån och Hågaån som båda har högre lerhalt. För dessa två vattendrag med hög lerhalt var interceptet högre än för Dalälven, medan Dalälven istället hade högre lutning på regressionslinjen.

Tidigare studier har visat att sambanden ser olika ut beroende på årstid (Gippel et al. 1995). För Fyrisån och Skivarpsån där r^2 -värdet var lägre än 70 % testades sambandet med avseende på årstid för att se om teorin stämde för dessa vattendrag. Vid analys av sambandet med avseende på årstid noterades en stor skillnad mellan sommarhalvåret (maj-oktober) och vinterhalvåret (november-april) där en uppdelning i de två perioderna ledde till helt olika regressionslinjer vars r^2 -värden skilde sig mycket (se Figur 11 och Figur 12). Förklaringen till de olika sambanden kan vara att det under sommarhalvåret är mer växtlighet och mer löst fosfor som transporteras vilket

leder till högre halter TotP även vid lägre turbiditet, medan det under vinterhalvåret är mer barmark och inte lika mycket löst fosfor som cirkulerar. För båda stationerna var r^2 -värdet betydligt högre på vinterhalvåret än sommarhalvåret vilket kan ha sin förklaring i att det under vinterhalvåret är barmark vilket leder till mer erosion och således större andel partikelbunden fosfor som når vattendraget. Den partikelbundna fosfor är den som korrelerar med turbiditeten och därför blir sambandet bättre då andelen partikelbunden fosfor är högre. På sommarhalvåret däremot då växtligheten är rikligare är en större andel av totalfosfor i löst form och denna har inte samma korrelation med turbiditet som den partikelbundna fosfor har.

Något annat som kan noteras av analysen är att för Skivarpsån skiljer sig lutningarna åt mellan regressionslinjerna för de två årstiderna medan det för Fyrisån är interceptet som skiljer dem åt. En anledning till detta kan vara att för Skivarpsån som är jordbruksdominerad och har hög lerhalt så beror skillnaderna på om marken är bevuxen eller inte, enligt tidigare resonemang. För Fyrisån däremot som är belastad av reningsverken beror skillnaderna istället troligen på att under sommaren då flödet är lågt så blir påverkan från reningsverken större jämfört med på vintern. En slutsats som kan dras av allt detta är att det skulle kunna vara en bra idé att använda olika samband för olika årstider.

Sambandet mellan TotP och turbiditet undersöktes även med avseende på flöde för Skivarpsån och Fyrisån. När det gäller flödet verkar sambandet mellan TotP och turbiditet vara bättre ju högre flödet är, åtminstone vid analys av r^2 -värden från regressionslinjerna hos respektive flödesintervall. Detta kan bero på att det vid låga flöden kan bli höga toppar i halten TotP på grund av punktkällor och små regnskurar och det kan vara helt annat material som då följer med. Vid höga flöden däremot beror turbiditeten av eroderade lerpartiklar och dessa har relativt konstant sammansättning. För Skivarpsån gav även det lägsta flödesintervallet ett väldigt högt r^2 -värde men detta beror troligen bara på att ett enskilt mätvärde hade signifikant högre halt TotP än de övriga vilket gav en regressionslinje med ett högt r^2 -värde vilket ger en något felaktig bild av att sambandet är bättre än det egentligen är.

5.1.2 Samband med andra variabler

Flera studier har visat att andra variabler utöver turbiditet kan hjälpa till att förbättra sambandet med TotP (Jones et al. 2011; Fölster et al. 2020). För att testa detta analyserades Skivarpsån och Fyrisån vars samband mellan turbiditet och TotP hade lägst r^2 -värde. Då TOC, konduktivitet och turbiditet analyserades tillsammans och samband undersöktes med TotP blev sambandet något bättre än då endast turbiditet analyserades, vilket styrker teorin. I analysen av sambandet mellan TotP och TOC, konduktivitet och turbiditet tillsammans som visas i Figur 13 och Figur 14 kunde utläsas att de flesta prover var tagna vid låga halter så fler prover tagna vid höga värden vore värdefullt vid vidare analyser.

5.1.3 Outliers

Andelen data som rensades bort antingen på grund av att de räknades som outliers i Pythonskriptet eller att de var orimliga var för de flesta stationer under eller kring en procent. Det utstickande värdet för Skivarpsån då TotP var 1240 µg/l var ett extraproov som hämtats på sommaren och det är inte omöjligt att värden är orimligt höga under sommaren då det kan ha varit torrt och sedan plötsligt kommit en skur som drar med sig fosfor som hunnit samlas till en större mängd. Därför gjordes analyser även utan detta värde då det ansågs vara en outlier. Maxvärdet från sensor var för flera av stationerna mycket högt (Tabell 7) vilket kan ha sin förklaring i att endel värden som borde rensats bort som outliers missades av Pythonskriptet. Detta är något som därför kan behöva undersökas vidare för att minska risken att felaktiga värden blir kvar.

5.1.4 Postkalibrering

Det skilde sig ganska mycket mellan de olika stationerna hur stor andel av datan som postkalibrerades. Dalälven hade ganska hög andel postkalibrerad data vilket kan ha orsakats av att vattendraget har låga nivåer av turbiditet vilket gör att det är större risk för drift i sensorn då fel i kalibrering får större betydelse. Det kan därför vara extra viktigt med kalibrering just på platser eller tillfällen då nivåerna är låga. Hågaån och Kilaån hade också en ganska stor andel postkalibrerad data och även dessa stationer hade ganska låga halter vilket kan vara en förklaring. Skivarpsån däremot hade betydligt högre halter TotP och turbiditet och endast en liten andel av data från denna station postkalibrerades vilket tyder på att det finns en koppling mellan halter och behov av postkalibrering. Sagån hade högst andel postkalibrerad data men en anledning till detta var troligtvis att det saknades en hel del sensordata från Sagån vilket gjorde att en relativt kort period analyserades och eftersom en stor del av den data som fanns behövde postkalibreras blev andelen stor. Valet av perioder att postkalibrera sker subjektivt genom studie av dataplotter vilket är en svaghet i metoden. Ett objektiva kriterium för när man ska postkalibrera skulle därför behöva utvecklas för att möjliggöra en så rättvis bedömning som möjligt. Det kan finnas perioder då det är tydligt att postkalibrering är nödvändig vid exempelvis drift i sensor medan dynamiska perioder eller perioder med väldigt varierande värden är mer svårbedömda.

5.1.5 Transport av fosfor

Flera tidigare studier har visat att vanlig provtagning ofta ger en underskattad transport av fosfor (Gippel et al. 1995; Lannergård et al. 2018). Även i denna studie gav sensordata oftast en högre transport än vad halten beräknad utifrån stickprov gav men ibland även det motsatta (Tabell 9). Generellt verkar skillnaden mellan halten beräknad utifrån sensor och stickprov vara störst under vinter och vår, medan skillnaden är mindre under sommaren då även halterna är lägre. En orsak kan vara att flödet ofta är lägre under sommaren och därmed även fosfortransporten. Att fosfortransporten är lägre vid låga flöden än vid höga flöden kunde ses vid analys av transporten vid olika flöden (Figur 18) där högre flöden gav högre fosforbelastning både för predikerad och uppmätt halt fosfor. Detta gällde även för resterande stationer som finns presenterade i

Appendix. I Skivarpsån (Figur 18) kunde även utläsas att ju högre flöden desto större var skillnaden mellan den predikterade fosforbelastningen och den uppmätta. Detta var dock inte lika tydligt för de andra stationerna så någon slutsats kring just detta är för osäkert att dra.

Studier har visat att sensorer är ett bra komplement till den ordinarie provtagningen då de fångar in toppar av högre turbiditet (Fölster et al, 2015). För att testa detta jämfördes transporten beräknad med de två metoderna. I fyra av stationerna gav sensorerna en högre total fosforhalt än vad data från stickprov gav när man summerade ihop alla månadstransporter (Tabell 9). Hos två av stationerna gav stickprov en högre fosforhalt och hos en av stationerna gav sensordata och stickprov en lika hög halt totalfosfor. Med andra ord ger sensorerna ibland en underskattad och ibland en överskattad fosforhalt. Noteras kan att vid den ena av de två stationer där stickprov påvisat högre halt än sensordata analyserades endast åtta månader vilket är en relativt kort period att dra slutsatser ifrån. Det verkar därmed som att sensorerna vid längre tids undersökning oftast ger en högre halt än stickprov. Vid analys av lerhalten på respektive stations avrinningsområde kunde noteras att lerhalten var högre vid de stationer där sensorerna också påvisat en högre halt TotP än vad stickproverna påvisat, medan lerhalten var lägre vid de stationer där stickproverna påvisat högre halt TotP. En högre lerhalt på avrinningsområdet innebär mer lermineral som kan bära med sig fosfor och dessutom en större risk för toppar vid högflöden på grund av erosion vilket skulle kunna vara anledningar till att skillnaderna blir större då mer fosfor transporteras som fångas upp av sensorerna men lätt missas av de månadsvisa vattenproverna. Om detta är något som gäller generellt skulle sensorer kunna vara särskilt lämpligt i vattendrag vars avrinningsområde har en högre lerhalt. Vid statistisk analys med parat t-test och Wilcoxon signed rank test kunde konstateras att hos tre av stationerna var skillnaden i månadstransport mellan de två metoderna signifikant. För samtliga av dessa tre stationer gav sensordata ett högre värde än data från stickprov vilket styrker teorin om att sensorer är viktiga komplement till stickprover. Skillnaderna för övriga stationer kan alltså vara tillfälliga.

Något som också kan påverka om sensorerna ger en överskattad eller en underskattad halt gentemot interpolering av data från stickprov är om stickprover är hämtade under en turbiditetstopp eller mellan turbiditetstoppar. Då ett prov var hämtat i en turbiditetstopp var halterna betydligt mer lika varandra än om provet var hämtat mellan turbiditetstoppar (Figur 16). I det senare fallet förbises höga halter och den totala fosforhalten blir underskattad om hänsyn endast tas till stickprover. Om ett prov istället tas på en topp skulle den totala halten till och med kunna bli överskattad av data från stickprov vid interpolering, men att provet tas just på en turbiditetstopp är mindre sannolikt än att det tas mellan toppar.

Eftersom stickprover verkar kunna förbise höga toppar och underskatta fosforbelastningen skulle sensorer kunna vara ett viktigt komplement till stickprover i miljöövervakningen. Ju säkrare underlag som finns i övervakningen desto godare är chanserna att miljö kvalitetsmålet *Ingen*

övergödning kan uppnås och vidare att även delar av de globala miljömålen i Agenda 2030 kan uppnås genom minskning av näringsämnen till vattendrag.

5.2 Felkällor

För att kunna sammanföra stickprovdata och sensordata behövdes både datum och tid då stickprovet var hämtat. För all stickprovdata innan 2018 samt vissa ytterligare sporadiska dagar för de flesta stationer saknades däremot tidpunkt. Därför sattes tiden till 12:00 på dessa data för att kunna sammanföra dem med sensordata. Tiden 12.00 valdes dels för att vara konsekvent med samma tid och dels för att 12.00 är mitt på dagen och en rimlig tid för provtagning. Detta är dock en felkälla då värdet kan skilja ganska mycket beroende på när under dagen provtagning sker och kan därför orsaka viss felaktig jämförelse med sensordata.

Att postkalibrera data kan också vara en felkälla. Detta är en anledning till att postkalibrering undviks i möjligaste mån och bara utförs då det är tydligt att det faktiskt behövs. Postkalibrering kan dock vara nödvändig då drift kan ske i sensorerna vilket annars ger felaktiga värden. Även valet av perioder att postkalibrera är en ganska stor felkälla då de ofta sker subjektivt.

5.3 Framtida undersökningar

Eftersom sambandet mellan turbiditet och totalfosfor är platsspecifikt behövs undersökningar och analyser på varje plats för sig för att veta hur sambandet ser ut just för varje specifikt vattendrag. Även de vattendrag som undersökts i denna rapport bör analyseras mer framöver när data från längre tidsserier finns att tillgå. Ju längre perioder som analyseras desto mindre är risken att tillfälliga mätfel påverkar resultatet i stort och samband kan därmed dras med större säkerhet. Att utveckla en metod med objektiva kriterier för postkalibrering skulle också möjliggöra säkrare och mer tillförlitliga analyser för framtiden.

6 Slutsats

På samtliga stationer var sambandet mellan TotP och turbiditet signifikant och regressionsanalys gav höga r^2 -värden för fem av stationerna vilket talar för att högfrekventa mätningar av turbiditet bör kunna användas för transportberäkningar vid dessa vattendrag. För de två stationer där r^2 -värdet var lägre än 70 % kunde konduktivitet och TOC förbättra prediktionen vilket tyder på att högfrekventa mätningar även bör kunna användas vid dessa två vattendrag om de omfattar fler parametrar än turbiditet. Sambandet mellan turbiditet och TotP ser olika ut för olika vattendrag vilket gör att platsspecifika samband är nödvändigt och de höga r^2 -värdena pekar på att stickprov är ett bra verktyg till att ta fram sambanden.

Sambandet påverkas av flöden då ett högre flöde verkar ge ett bättre samband än ett lägre flöde. Även årstider påverkar sambandet som verkar vara bättre på vinterhalvåret än sommarhalvåret. En slutsats som kan dras av detta är att samband som är specifika för olika årstider samt för olika flöden kan ge en bättre prediktion av TotP.

Det kan finnas systematiska skillnader mellan transport av TotP beräknad utifrån sensorer respektive månatliga vattenprover. Eftersom stickprover tas månadsvis är det sannolikt att provet tas mellan turbiditetstoppar än precis på en topp och den totala transporten blir då underskattad. Om stickprovet däremot råkar tas just på en topp kan istället den sammanlagda halten TotP överskattas. Huruvida provet är taget på en topp eller mellan toppar får alltså stor påverkan på den månadsvisa fosfortransporten och detta kan ge stora skillnader i transporten beräknad utifrån sensorer respektive månatliga prover.

7 Referenser

Conley, D.J. Paerl, H.W. Howarth, R.W. Boesch, D.F. Seitzinger, S.P. Havens, K.E. Lancelot, C. Likens, G.E. 2009. *Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus*. Science, Vol. 323. 1014-1015. Tillgänglig: DOI: 10.1126/science.1167755

Djordjic, F. Hellgren, S. Futter, M. Brandt, M. 2012. *Suspenderat material - transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar*. SMED Rapport Nr 102. 1-33. Norrköping: SMHI. Tillgänglig: urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-7153

Fölster, J. Lannergård, E. Valley, S. Olshammar, M. 2020. *Sensorer för vattenkvalitet i miljöövervakning av vattendrag - Hur användbara är de i praktiken?* IVL - Svenska Miljöinstitutet. 1-36. Tillgänglig: oai:DiVA.org:ivl-80

Fölster, J. Rönnback, P. 2015. *Turbiditet som mått på suspenderat material och totalfosfor*. SLU Rapport 2015:2. 1-26. Uppsala: SLU. Tillgänglig: urn:nbn:se:slu:epsilon-e-4405

Gippel, C.J. 1995. *Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams*. Hydrological Processes. Vol. 9,1. 83-97. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360090108>

Globala Målen. 2021. *Hav och marina resurser*. 2021-02-23. Tillgänglig: <https://www.globalamalen.se/om-globala-malen/mal-14-hav-och-marina-resurser/>. [2021-05-03]

Harper, D. 1992 *What is eutrophication?* I Eutrophication of Freshwaters. Springer, Dordrecht. 1-28. Tillgänglig: https://doi.org/10.1007/978-94-011-3082-0_1

Havs- och Vattenmyndigheten. 2019. *Ingen övergödning - Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2019*. Rapport 2019:1. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.e8d4e81168852243c2431c5/1548678825311/rapport-2019-1-ingen-overgodning-fordjupad-utvardering.pdf>.

Jones, A.S. Stevens, D.K. Horsburgh, J.S. Mesner, N.O. 2011. *Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations*. Journal of the American Water Resources Association, JAWRA. Vol. 47,2. 239-253. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00505.x>

Jones, A.S. Horsburgh, J.S. Mesner, N.O. Ryel, R.J. Stevens, D.K. 2012. *Influence of sampling frequency on estimation of annual total phosphorus and total suspended solids loads*. Journal of

the American Water Resources Association, JAWRA. Vol. 48,6. 1258-1275. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2012.00684.x>

Lannergård, E. Fölster, J. 2017. *Bättre kunskap om våra vatten med sensorer*. Sveriges vattenmiljö - från källa till hav. 2018-06-14. Tillgänglig: <https://www.sverigesvattenmiljo.se/artiklar/battre-kunskap-om-vara-vatten-med-sensorer> [Hämtad 2021-03-25]

Lannergård, E. Ledesma, J.L.J. Fölster, J. Futter, M.N. 2018. *An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations*. Science of the Total Environment. Vol. 651,1. 103-113. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.127>

Naturvårdsverket. 2003. *Ingen övergödning - underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Rapport 5319. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5319-1.pdf>

Naturvårdsverket. 2005. *Fosforförluster från mark till vatten*. Rapport 5507. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5500/91-620-5507-0/>

Naturvårdsverket. 2020a. *Agenda 2030 och globala hållbarhetsmålen*. 2020-10-15. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Agenda-2030-och-globala-hallbarhetsmalen/>. [Hämtad 2021-05-03]

Naturvårdsverket. 2020b. *Ingen övergödning*. 2020-03-31. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Ingen-overgodning/> [Hämtad 2021-01-19]

Naturvårdsverket. 2020c. *Miljöövervakning följer tillståndet i miljön*. 2020-11-09. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/>. [Hämtad 2021-05-03]

Sharpley, A. Jarvie, H.P. Buda, A. May, L. Spears, B. Kleinman, P. 2013. *Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practises to Mitigate Future Water Quality Impairment*. Journal of Environmental Quality. Vol. 42. 1308-1326. Tillgänglig: doi:10.2134/jeq2013.03.0098

Skarbøvik, E. Roseth, R. 2015. *Use of sensor data for turbidity, pH and conductivity as an alternative to conventional water quality monitoring in four Norwegian case studies*. Acta

Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science. Vol. 65,1. 63-73. Tillgänglig: doi:10.1080/09064710.2014.966751

SLU. *SLU Miljödata*. Tillgänglig: <https://miljodata.slu.se/MVM/Search>. [Hämtad 2021-05-31]

SMHI. *SMHI vattenwebb*. Tillgänglig: <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea>. [Hämtad 2021-04-12].

Smith, V.H. Schindler, D.W. 2009. *Eutrophication Science: where do we go from here?* Trends in Ecology & Evolution. Vol. 24,4. 201-207. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>.

Sveriges miljömål. 2018. Tillgänglig: <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/>. [Hämtad 2021-02-08]

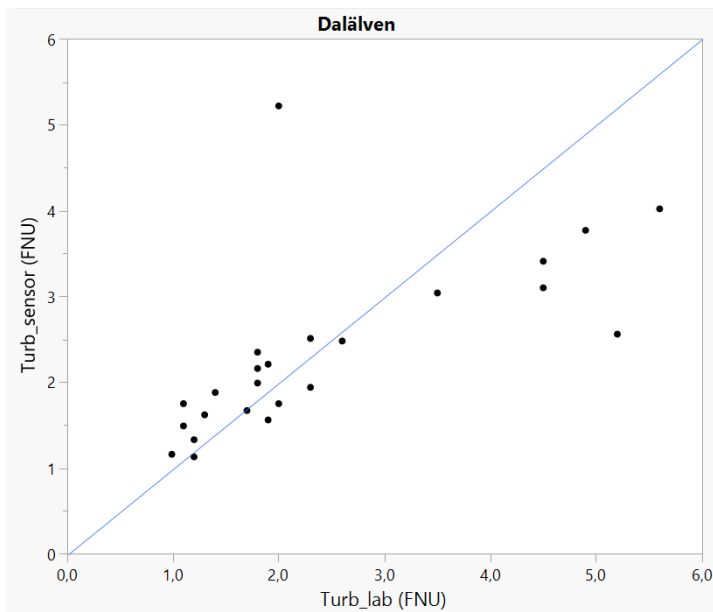
USGS, 2017. *Turbidity - Units of Measurement*. Tillgänglig: <https://or.water.usgs.gov/grapher/fnu.html>. [Hämtad 2021-02-24]

Villa, A. Fölster, J. Kyllmar, K. 2019. *Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods*. Environ Monit Assess 191, 605. Tillgänglig: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7775-7>

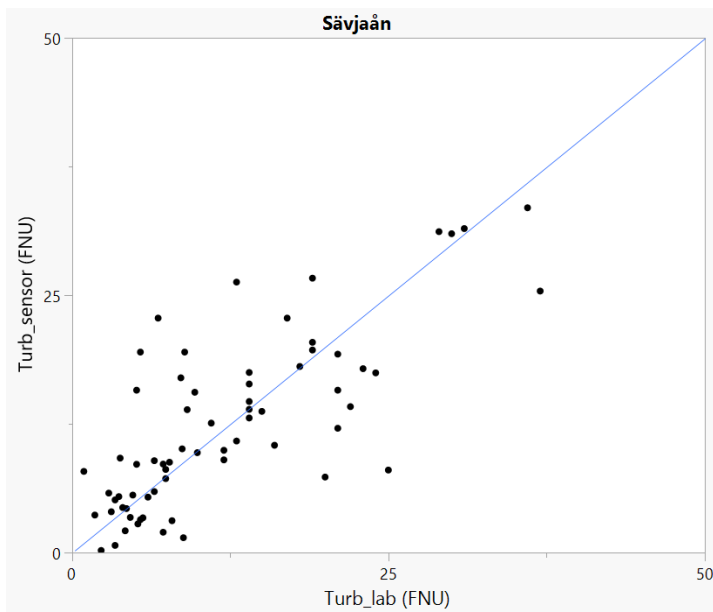
Appendix

A1. Kvalitetsgranskning av data

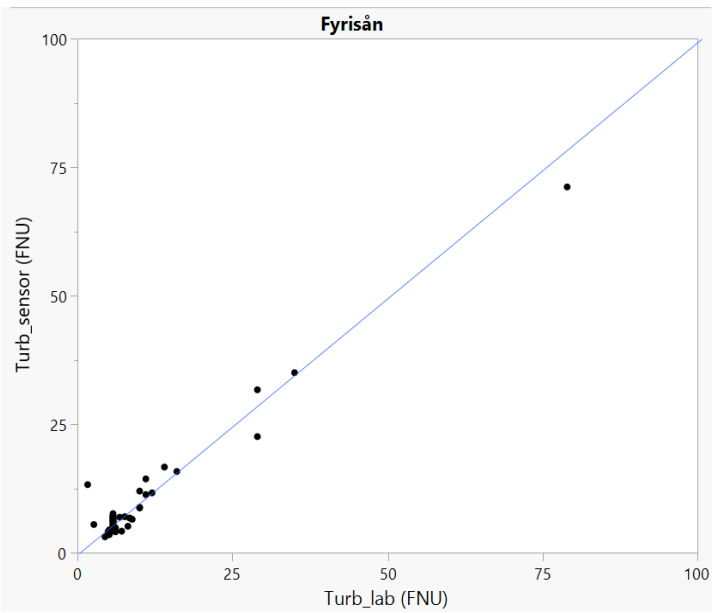
Grafer över sensorturbiditet mot turbiditet från stickprov för alla stationer presenteras i Figur A1-A6 nedan.



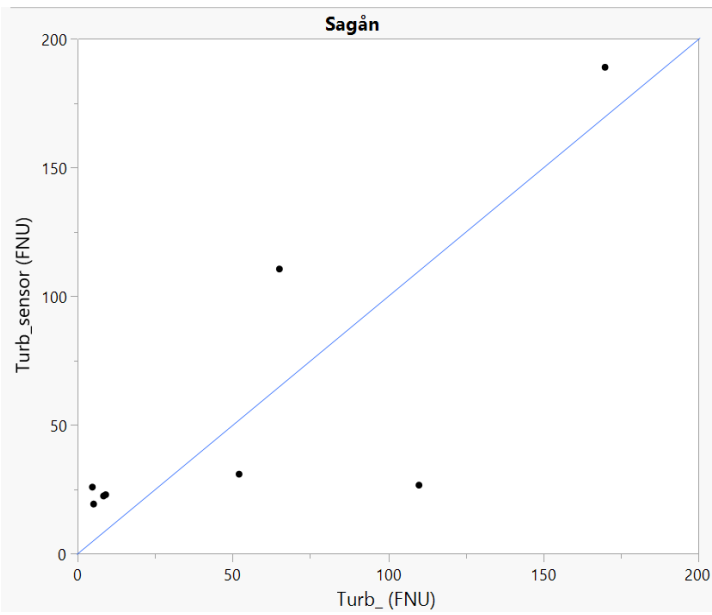
Figur A1. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Dalälven.



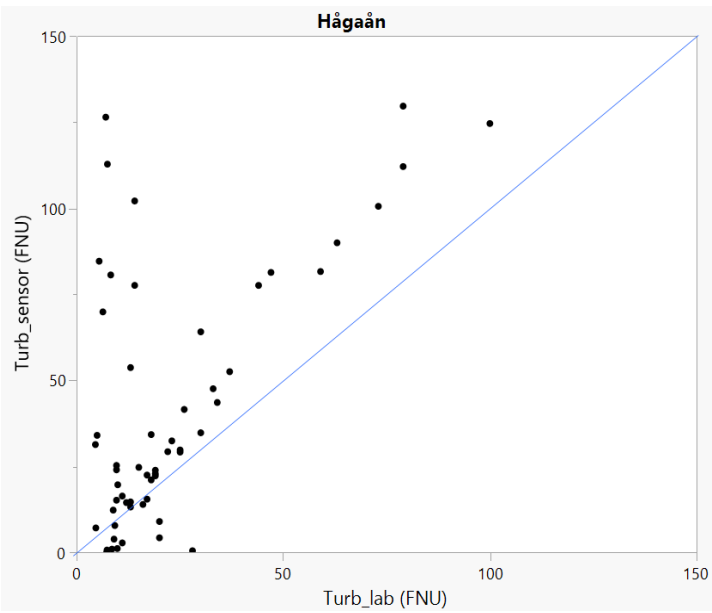
Figur A2. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Sävjaån.



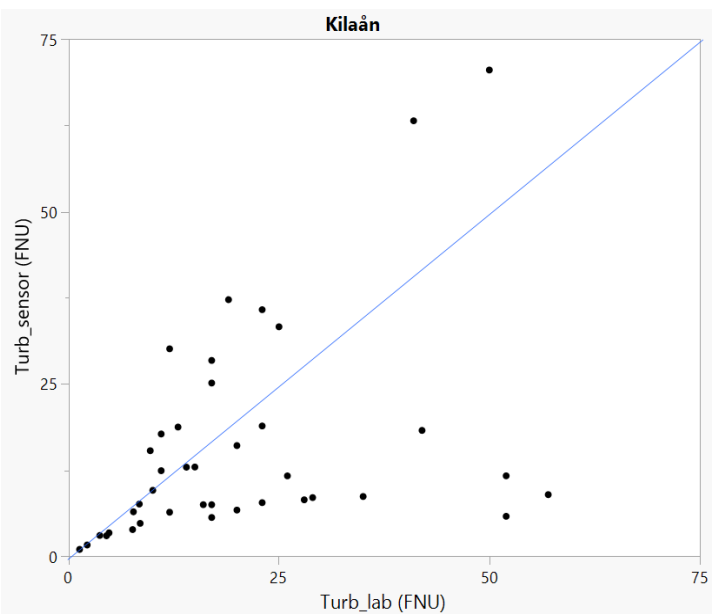
Figur A3. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Fyrisån.



Figur A4. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Sagån.



Figur A5. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Hågaån.



Figur A6. Turbiditet från sensor mot turbiditet från stickprov (lab) för Kilaån.

A2. R²-värde och standardfel

Vardera stations r²-värde samt standardfel presenteras i Tabell A1 nedan.

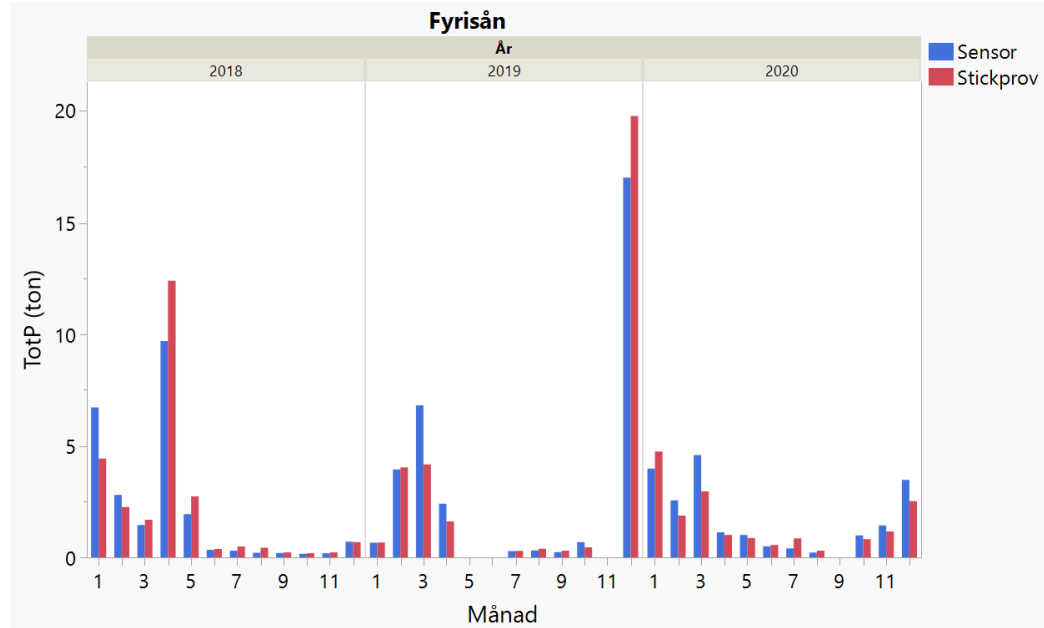
Tabell A1. r²-värdet samt standardfelet för respektive station.

Station	r ² (%)	Standardfel (µg/l)
Dalälven	88,0	1,6
Fyrisån	67,0	16
Hågaån	92,0	10
Kilaån	96,0	6,4
Sagån	89,1	32
Skivarpsån	45,5 (66,6 utan outliern)	78 (43 utan outliern)
Sävjaån	73,9 (86,9 utan outliern)	29 (16 utan outliern)

A3. Transportberäkningar

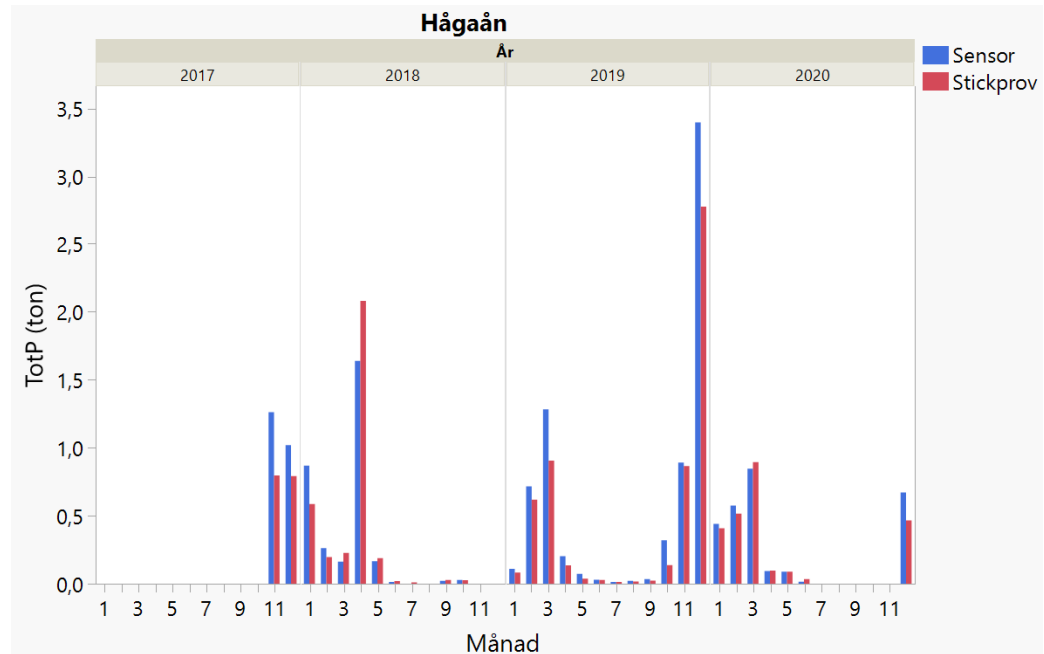
Jämförelse mellan den predikerade och den uppmätta halten TotP för varje månad presenteras i form av stapeldiagram i Figur A7-A12. Halten beräknad utifrån sensorer visas som blå staplar och halten beräknad utifrån stickprov visas som röda staplar.

Fyrisån



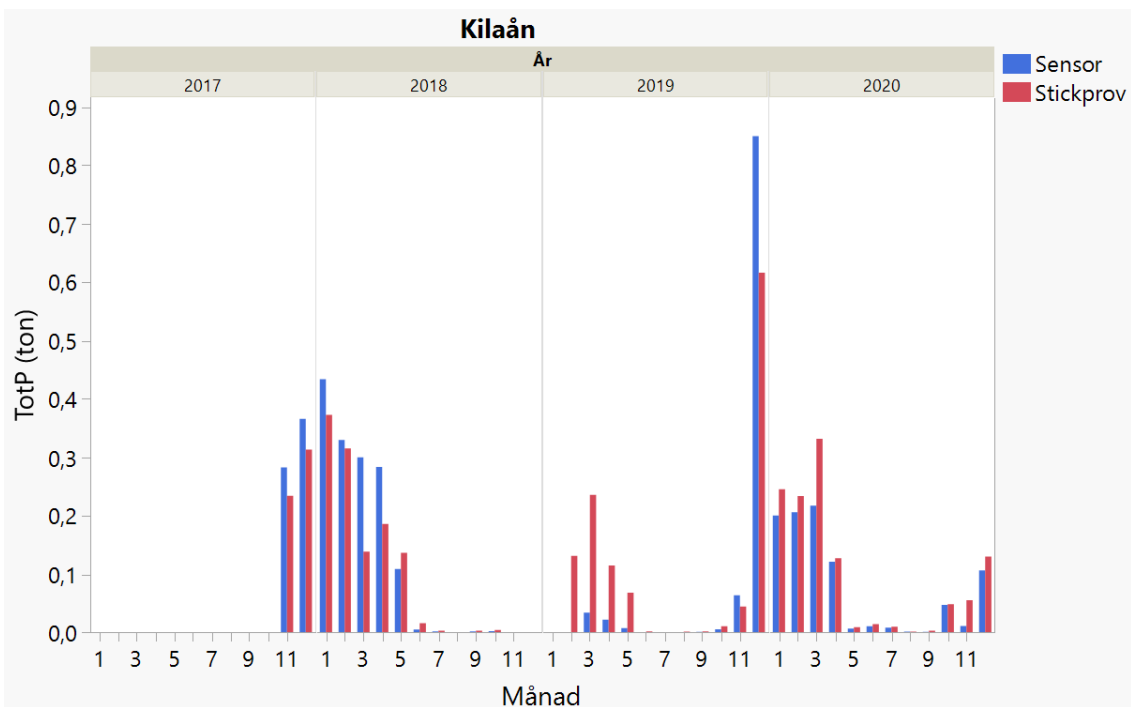
Figur A7. TotP per månad för Fyrisån.

Hågaån



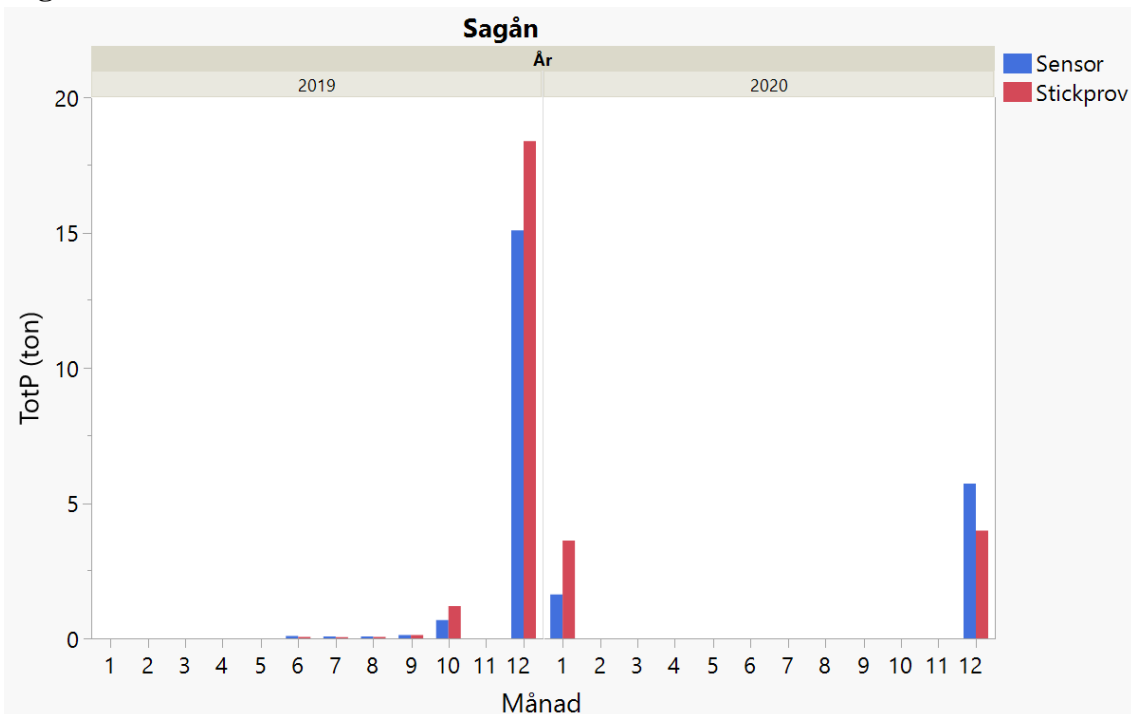
Figur A8. TotP per månad för Hågaån.

Kilaån



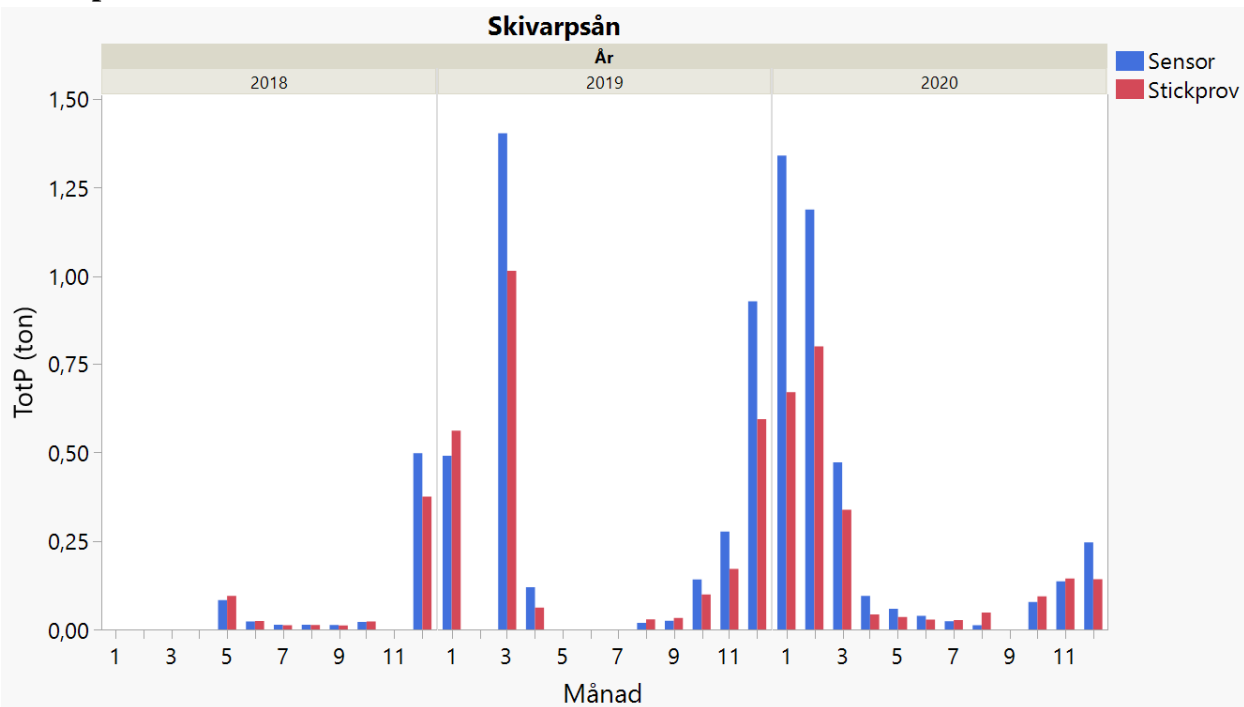
Figur A9. TotP per månad för Kilaån.

Sagån



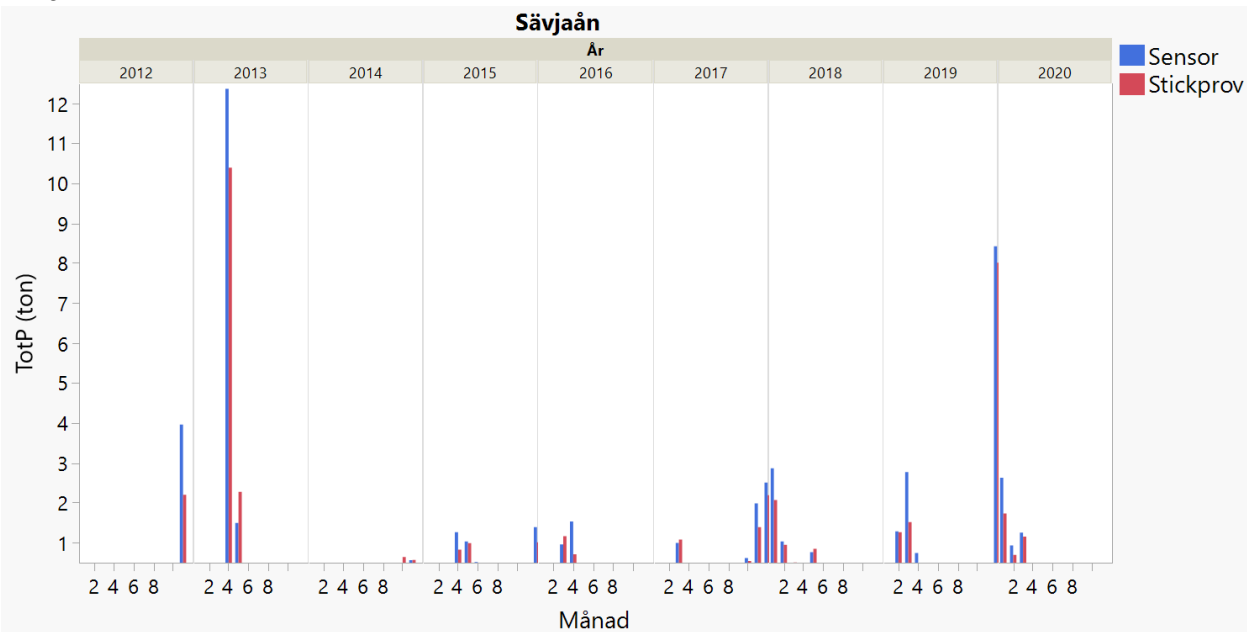
Figur A10. TotP per månad för Sagån.

Skivarpsån



Figur A11. TotP per månad för Skivarpsån.

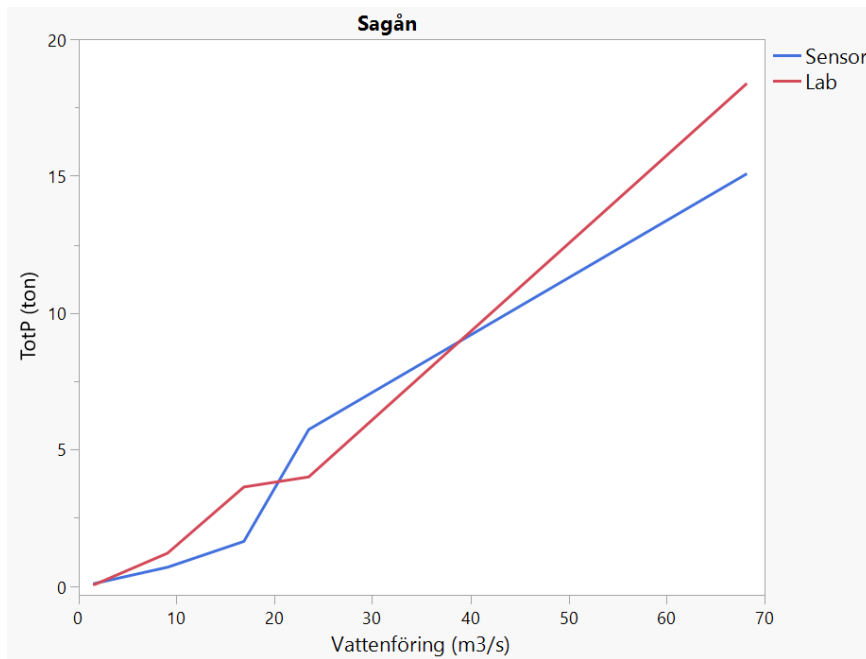
Sävjaån



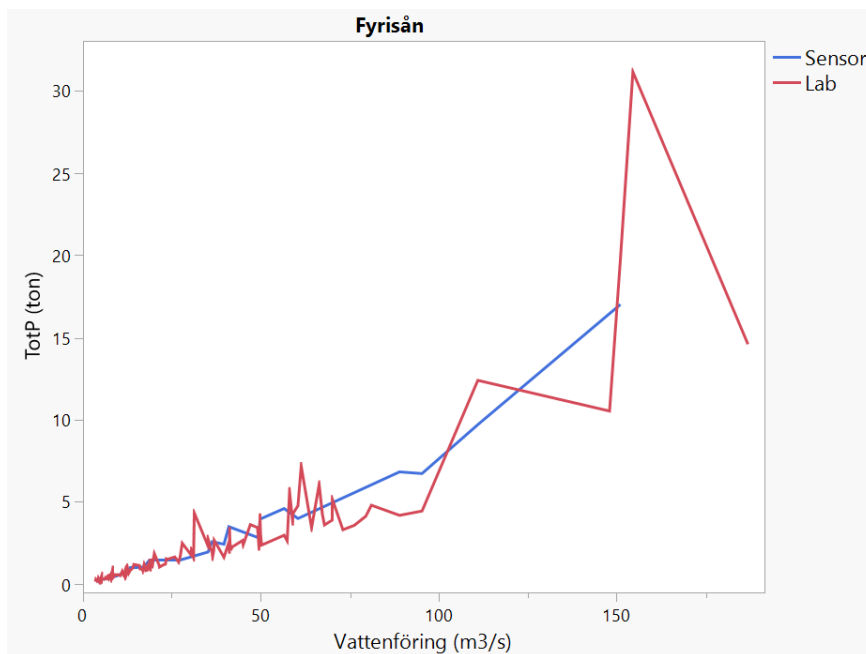
Figur A12. TotP per månad för Sävsån.

A4. TotP med avseende på flöde

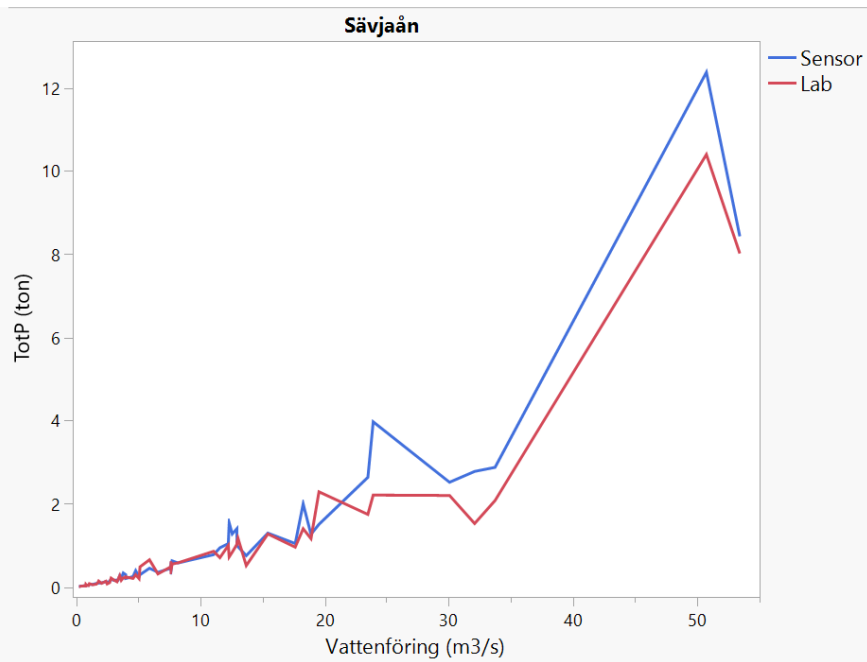
Grafer med totala halten TotP beräknad utifrån sensor (blå) respektive stickprov (röd) med avseende på flöde presenteras i Figur A13-A18. Samtliga stationer presenteras utom Skivarpsån som presenterades tidigare i rapporten.



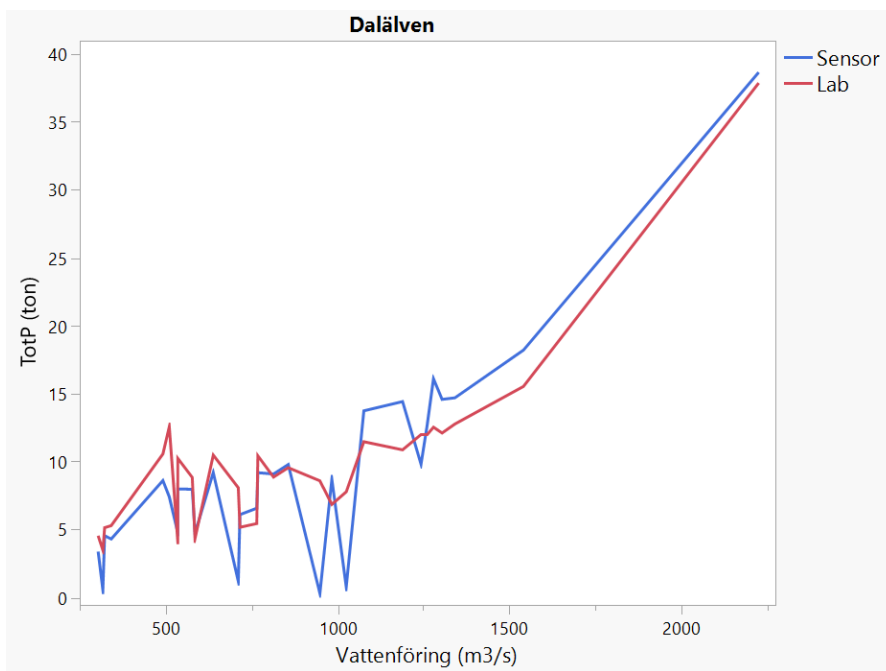
Figur A13. TotP vid olika flöde för Sagån.



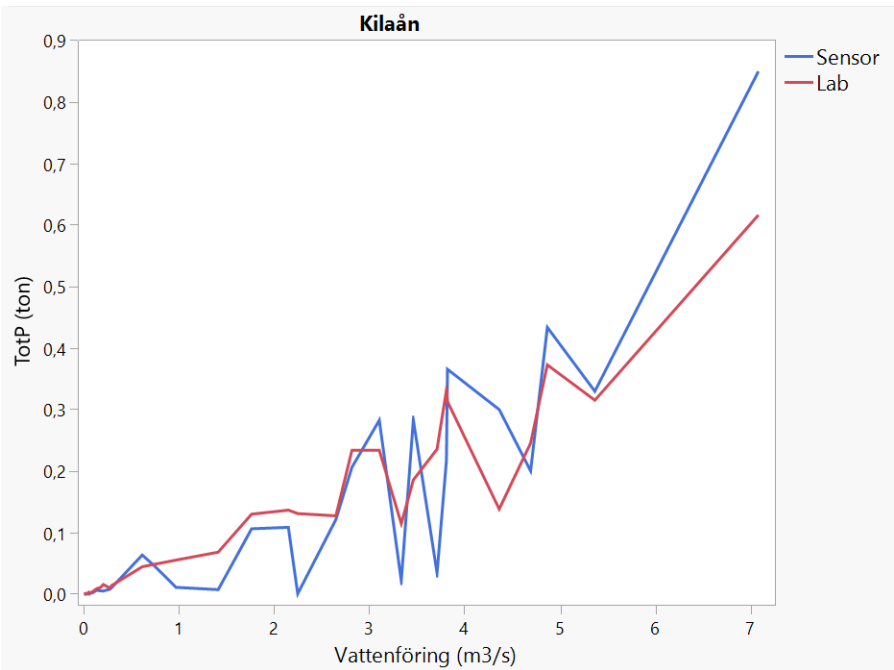
Figur A14. TotP vid olika flöde för Fyrisån.



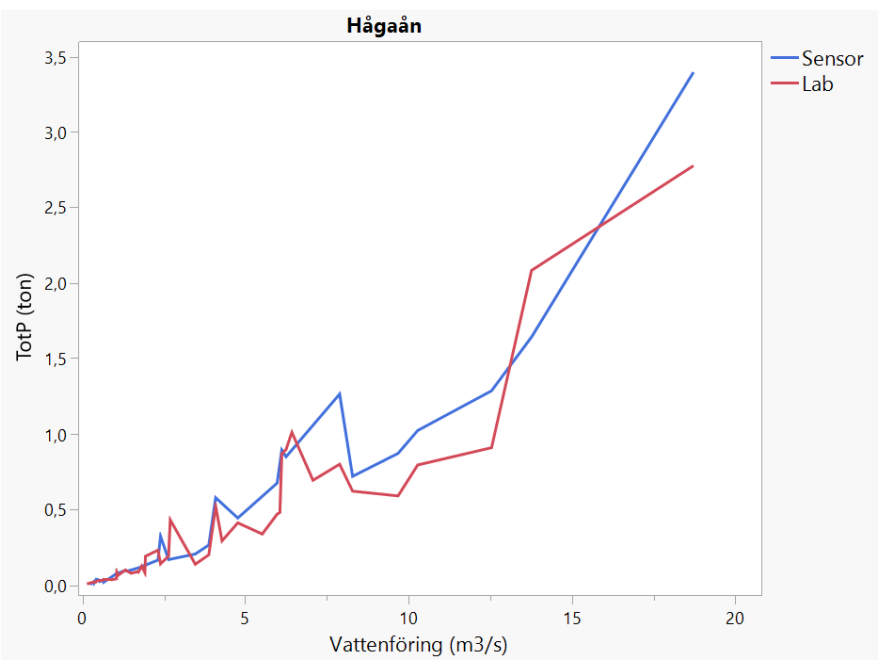
Figur A15. TotP vid olika flöde för Sävjaån.



Figur A16. TotP vid olika flöde för Dalälven.



Figur A17. TotP vid olika flöde för Kilaån.



Figur A18. TotP vid olika flöde för Hågaån.

A5. Skillnad mellan månadstransporter

Resultatet från parat t-test och Wilcoxon signed rank test där signifikans för skillnad i månadstransport undersöktes presenteras i Tabell A2. Predikterad skillnad anger hur mycket större månadstransport sensorerna gav än stickprov vilket gör att ett negativt värde motsvarar en högre transport från stickprov.

Tabell A2. Resultat från parat t-test och Wilcoxon signed rank test.

Station	n.s = icke sign. * = p 0,01-0,05 ** = p 0,001-0,01 *** = p<0,001	Predikterad skillnad (ton)	Antal värden (månader) som jämförts
Dalälven	n.s	- 20	29
Fyrisån	n.s	2	32
Hågaån	*	2	30
Kilaån	n.s	0	34
Sagån	n.s	- 4	8
Skivarpsån	*	2	26
Sävjaån	**	9	69