

Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i Kalmar län



Länsstyrelsen
Kalmar län



Europeiska jordbruksfonden
för landsbygdsutveckling. Europa
investerar i landsbygdsområden

Havs
och Vatten
myndigheten

Titel:	Näringsavskiljning i anlagda våtmarker Kalmar län
Författare:	Josefin Nilsson, Högskolan i Halmstad Antonia Liess, Högskolan i Halmstad Stefan Weisner, Högskolan i Halmstad
Forskargrupp:	Antonia Liess, Högskolan i Halmstad Stefan Weisner, Högskolan i Halmstad Josefin Nilsson, Högskolan i Halmstad Per Magnus Ehde, Högskolan i Halmstad
Uppdragsgivare:	Länsstyrelsen Kalmar län
Rapportens utgivningsdatum:	2020-10-31
Omslagsbild:	Hossmo våtmark, foto taget 2019-05-20 av Josefin Nilsson
Karttillstånd:	Länsstyrelsen Kalmar län © Lantmäteriet
Övriga foton:	Josefin Nilsson, om inte annat anges
Projektnamn:	Uppföljning av anlagda våtmarker i Kalmar län, under tidsperioden år 2015–2020
Finansiärer i projektet:	Havs- och vattenmyndigheten Jordbruksverket via Landsbygdsprogrammet Rydberglaboratoriet för tillämpad naturvetenskap, Högskolan i Halmstad
Ansvarig projektsamordnare:	Eva T Hammarström, Länsstyrelsen Kalmar län
Projektgrupp:	John-John Bertholdsson, Länsstyrelsen Kalmar län Maria Hauxwell, Länsstyrelsen Kalmar län Carina Pålsson, Länsstyrelsen Kalmar län Jan Sannestam, Länsstyrelsen Kalmar län Jens Ratcovich, Länsstyrelsen Skåne Jonas Nilsson, Linnéuniversitetet Samuel Hylander, Linnéuniversitetet
Anlitade konsulter:	Niclas Bergqvist, MJK Jens Nilsson, Emåförbundet Ilan Lesham, Emåförbundet Fredrik Holmberg, SYNLAB Daniel Alvunger, SYNLAB Johan Pettersson, SYNLAB Uffe, Kurt och Bertil, Veteranpoolen

Förord

I denna rapport presenteras resultaten av projektet *Uppföljning av anlagda våtmarker i Kalmar län*, som genomförts mellan år 2015 och 2020 med syftet att utvärdera näringsavskiljningen i anlagda våtmarker inom Kalmar län. Länsstyrelsen Kalmar län (härefter benämnd som Länsstyrelsen) har varit ansvarig för projektets genomförande. Slutrapporten har tagits fram av författarna vid Högskolan i Halmstad (härefter benämnda som vi), på uppdrag av Länsstyrelsen. MJK har levererat provtagare, flödesmätare samt teknisk support och har tillsammans med Emåförbundet byggt upp mätöverfall vid provtagningspunkterna. Analyser och provinsamlingar är gjorda av SYNLAB (tidigare ALcontrol). Projektet har, i sin helhet, kostat cirka 10,5 miljoner kronor och har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket via landsbygdsprogrammet samt Rydberglaboratoriet för tillämpad naturvetenskap vid Högskolan i Halmstad.

Innehållsförteckning

Förord	2
Innehållsförteckning	3
Sammanfattning	5
1 Inledning	7
1.1 Bakgrund	7
1.1.1 Övergödning i Östersjön	7
1.1.2 Kväve- och fosforavskiljning i våtmarker	7
1.1.3 Våtmarker i Sverige	8
1.1.4 Våtmarker i Kalmar län	8
1.2 Rapportens syfte och mål	9
2 Metod	9
2.1 Platsbeskrivning	9
2.1.1 Hanåsa	11
2.1.2 Resmo	13
2.1.3 Påboda	15
2.1.4 Grisbäck	17
2.1.5 Hossmo	18
2.1.6 Häckenstad	20
2.2 Utrustning	22
2.2.1 Provtagare	22
2.2.2 Flödesmätare	24
2.2.3 Övrig utrustning	26
2.3 Provtagning och analys	26
2.3.1 Flödesproportionell provtagning	26
2.3.2 Provinsamling och analyser	27
2.4 Databearbetning	27
2.4.1 Flöde	27
2.4.2 Koncentration	29
2.4.3 Näringstransport och avskiljning	31
2.5 Övrig hydraulik	32
2.5.1 Djupmätning och teoretisk uppehållstid	32
2.5.2 Spårämnesstudie	33
2.5.3 Uppskattning av hydraulisk effektivitet	34
3 Resultat och diskussion	34

3.1 Hydraulik.....	34
3.1.1 Uppmätt flöde i särkopplade våtmarker	34
3.1.2 Uppmätt utloppsflöde i sammankopplade våtmarker	37
3.1.3 Djup.....	41
3.1.4 Uppehållstid.....	45
3.1.5 Hydraulisk effektivitet.....	46
3.2 Kväve	49
3.2.1 Potentiell underskattning av kvävekoncentration	49
3.2.2 Kvävekoncentration	50
3.2.3 Kvävebelastning och utloppstransport	57
3.2.4 Kumulativ kväveavskiljning.....	64
3.2.5 Kväveavskiljning i förhållande till belastning.....	69
3.2.6 Kväveavskiljning per år.....	71
3.2.7 Procentuell kväveavskiljning.....	73
3.3 Fosfor	74
3.3.1 Potentiell underskattning av fosforkoncentration	74
3.3.2 Fosforkoncentration	75
3.3.3 Fosforbelastning och utloppstransport	80
3.3.4 Kumulativ fosforavskiljning.....	86
3.3.5 Fosforavskiljning i förhållande till belastning.....	92
3.3.6 Fosforavskiljning per år.....	95
3.3.7 Procentuell fosforavskiljning.....	97
3.4 Övriga parametrar	98
3.4.1 Vattentemperatur.....	98
3.4.2 pH, konduktivitet, färgtal och turbiditet.....	99
3.5 Avslutande diskussion.....	99
3.5.1 Skillnader i kväve- och fosforavskiljning mellan våtmarkerna i studien.....	99
3.5.2 Faktorer som påverkar näringsavskiljning	101
3.5.3 Olika enheter på näringsavskiljning.....	103
3.5.4 Provtagnings- och beräkningsproblematik.....	104
4 Slutsats	106
Referenser	108
Bilaga 1 – Olika former av kväve	113
Bilaga 2 – Olika former av fosfor	120

Sammanfattning

I den här studien beräknades kväve- och fosforavskiljningen utifrån automatiserad flödesproportionell provtagning i fem anlagda våtmarker i Kalmar län under tre års tid samt i ett anlagt fosfordike i länet under två år (fortsättningsvis benämns alla sex studieobjekt som våtmarker). Syftet med studien var att utvärdera funktionen av våtmarker i Kalmar län för avskiljning av kväve och fosfor. I rapporten presenteras även nya beräkningsmetoder som tagits fram för att hantera de osäkerheter som oundvikligen följer av denna typ av situ-studier. Denna rapport bör kunna bidra till förbättrade mätmetoder och analyser i framtida våtmarksstudier.

De våtmarker som ingår i studien är lokaliserade i fem olika kommuner i Kalmar län. Våtmarkerna som studerats är Hanåsa (Högsby kommun), Resmo (Mörbylånga kommun), Påboda (Torsås kommun), Grisbäck (Torsås kommun), Hossmo (Kalmar kommun) och Häckenstad (Västerviks kommun). Urvalet av våtmarker är gjort av Länsstyrelsen med målsättningen att få ett representativt urval av våtmarker i Kalmar län. Våtmarkerna i studien skiljer sig därför från varandra både i utformning och i vilken omgivning de är anlagda. De flesta av våtmarkerna är cirka en halv hektar stora, men den största våtmarkens area är 2,5 hektar och den minsta har en area på endast 220 kvadratmeter. Några av våtmarkerna har mycket hög andel åkermark i tillrinningsområdet, medan andra våtmarker främst har skog i sitt tillrinningsområde.

Flödesproportionell provtagning har kontinuerligt genomförts vid in- och utlopp i fem våtmarker från november 2016 till och med december 2019, och i en våtmark från maj 2018 till och med december 2019. I tre av våtmarkerna mättes flöde både vid inlopp och utlopp, och i tre av våtmarkerna mättes flöde endast vid utlopp. Flödesmätning gjordes en gång per minut, och varje vecka hämtades vattenprover från våtmarkerna för att analyseras för bland annat innehåll av näringsämnen. Den data som samlats in har sedan bearbetats, beräknats och korregerats för att kunna användas i bedömningen av våtmarkernas näringsavskiljning.

Flödena i våtmarkerna följde vanligen tydliga säsongsmönster där sommarflöden var låga och flödestoppar skedde under höst, vinter och vår. Resmo, på Öland, hade längre torrperioder än övriga våtmarker i studien. Näringskoncentrationerna vid de olika våtmarkernas inlopp var i genomsnitt under studien mellan 1,7 och 9,9 mg kväve per liter och mellan 64 och 157 µg fosfor per liter. Kvävet var huvudsakligen i form av nitratkväve, och fosfor var i huvudsak partikelbunden fosfor. Både kväve- och fosforavskiljning i våtmarkerna ökade med ökad belastning. Den genomsnittliga årliga kväve- och fosforavskiljningen per hektar vattenyta skiljde sig stort mellan våtmarkerna. Den varierade från negativ avskiljning i den största våtmarken till över 1 000 kg per hektar vattenyta och år för både kväve och fosfor i den minsta våtmarken (tabell 1). Angivet i procent avskildes i genomsnitt upp till 14 % av den årliga kvävebelastningen och upp till 70 % av den årliga fosforbelastningen. Jämfört med tidigare modellerad kväve- och fosforavskiljning för våtmarker i Kalmar län och andra delar av Sverige var avskiljningen i våtmarkerna i denna studie generellt högre.

Tabell 1. Genomsnittlig kväve- och fosforavskiljning angivet per hektar vattenyta och år och i procent av den årliga belastningen i de sex våtmarkerna i studien. På grund av mätosäkerheter anges avskiljningen i vissa av våtmarkerna som ett intervall.

Våtmark	Kväveavskiljning		Fosforavskiljning	
	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	%
Hanåsa	-351	-37	-49	-91
Resmo	407	3,8	19	31
Påboda	845 – 1 013	12 – 14	20 – 28	22 – 29
Grisbäck	523 – 899	7,2 – 12	113 – 153	45 – 54
Hossmo	346 – 965	2,7 – 7,3	-1,1 – 14	-4,4 – 13
Häckenstad	1471	4,3	1 688	70

Resultaten i denna studie visar att våtmarker i Kalmar län kan uppnå hög näringsavskiljning, men att skillnaderna mellan olika våtmarker är stora. Resultaten visar också att hög kväve- och fosforavskiljning kan uppnås i våtmarker med relativt låg andel åkermark i tillrinningsområdet, och att mycket hög fosforavskiljning kan uppnås i små våtmarker även utan en djuphåla. Projektet bidrar till en bättre bild av vilken avskiljning av kväve och fosfor som kan uppnås i anlagda våtmarker i södra Sverige. Resultat från projektet kan tillsammans med tidigare mätningar utgöra en grund för säkrare modellberäkningar av kväve- och fosforavskiljning, vilka kan användas för att på ett enklare sätt undersöka avskiljningen i ett större antal våtmarker eller för att prediktera vad som kan uppnås i planerade våtmarksprogram.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Övergödning, även kallad eutrofiering, sker när extra näringsämnen (kväve och fosfor) tillförs till hav, sjöar eller andra vattendrag. Delvis sker övergödningen naturligt, men den förstärks av mänsklig påverkan. Idag är övergödning ett vida spritt problem som påverkar vattenmassor världen över (Smith, 2003; Le Moal et al., 2019), inklusive Östersjön (t.ex. Andersen et al., 2017).

1.1.1 Övergödning i Östersjön

Mängden kväve och fosfor som årligen transporteras till Östersjön ökade under 1900-talet (Schernewski & Neumann, 2005; Gustafsson et al., 2012) och var i början av 2000-talet dubblat för kväve och tredubblat för fosfor jämfört med 150 år tidigare (Gustafsson et al., 2012). Detta har lett till att merparten av Östersjön numera klassificeras som påverkad av övergödning och att vissa delar till och med klassas som mycket påverkade av övergödning (Andersen et al., 2017; Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Övergödningen av Östersjön har lett till en rad negativa konsekvenser, däribland återkommande problem med toxiska algbloomningar (SMHI, 2020a) och stor utbredning av syrefattiga och syrefria bottnar (Hansson et al., 2010).

Sverige bidrar med näringsämnen till Östersjön främst i form av diffusa utsläpp från jordbruks- och skogsmark. Av den svenska antropogena näringsbelastningen till den södra delen av Östersjön (Egentliga Östersjön) härstammar ungefär hälften från jordbruk (Hansson et al., 2019). För att motverka övergödningen i Östersjön krävs därför insatser som stoppar näringstransporter från jordbruk till hav. En sådan insats är anläggande av våtmarker.

1.1.2 Kväve- och fosforavskiljning i våtmarker

Våtmarkers förmåga att avskilja både kväve och fosfor från vatten är väl känd och våtmarker har därför blivit en vanlig åtgärd mot övergödning såväl i Sverige som i andra delar av världen (Land et al., 2016). Den huvudsakliga processen för kväveavskiljning i våtmarker är denitrifikation: bakteriell omvandling av nitratkväve till luftburen kvävgas (Weisner et al., 1994; Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). I avrinningsvatten från åkermark finns kvävet främst i form av nitratkväve (Fleischer et al., 1987; Arheimer & Wittgren, 2002; Vymazal, 2007). Om en betydande andel av kvävet är i form av organiskt bundet kväve eller ammoniumkväve måste det omvandlas i våtmarken till nitrat innan det kan avskiljas via denitrifikation (Kadlec & Wallace, 2009).

Fosfor i våtmarker kan antingen uppträda som lösta fosfatjoner eller vara bundet till löst eller partikulärt organiskt eller oorganiskt material (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). I avrinning från åkermark är fosfor främst i form av partikelbunden fosfor (Geranmayeh & Aronsson, 2015). Fosfor avskiljs från vattnet både genom sedimentation och upptag i växter (Vymazal, 2007). Sedimentation av partikelbunden fosfor är ofta den huvudsakliga avskiljningsprocessen (Kadlec & Wallace, 2009). Både sedimenterad och växtbunden fosfor kan dock återgå till vattenmassan. Växtbunden fosfor kan återgå till vattnet när växtmaterial bryts ner (Kadlec & Wallace, 2009) och sedimenterad fosfor kan resuspendera vid till exempel plötsliga flödesökningar (Jordbruksverket, 2004; Geranmayeh et al., 2018).

1.1.3 Våtmarker i Sverige

Sedan 1990-talet har omkring 12 000 hektar våtmarker anlagts eller återställts i Sverige (Strand & Weisner, 2013; Naturvårdsverket, 2019). Majoriteten av våtmarksanläggningar i Sverige har skett via stöd från landsbygdsprogrammet. Flertalet anlagda våtmarker i Sverige är belägna i landets sydvästra delar (SMHI, 2020b) där andelen åkermark är som störst (SCB, 2019). En stor del av våtmarkerna är anlagda med syftet att minska läckage av näringsämnen och/eller gynna biologisk mångfald (Naturvårdsverket, 2019; SMHI, 2020b), vilket i många fall uppnås (Strand & Weisner, 2013; Weisner et al., 2015). Anläggandet av våtmarker kan ha många olika syften och positiva miljöeffekter och bidrar till möjligheten att nå flera av Sveriges miljö kvalitetsmål, till exempel *Ingen övergödning*, *Myllrande våtmarker*, *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård* och *Ett rikt odlingslandskap*.

För att möjliggöra hög kväve- och fosforavskiljning bör en våtmark placeras där belastningen är som högst (Jordbruksverket, 2004; Feuerbach, 2014; Weisner et al., 2015). Det innebär generellt att våtmarker bör placeras i jordbrukslandskap (Jordbruksverket, 2004), i och med att näringsläckaget är som högst från åkermark (Hansson et al., 2019). Modelleringar av kväve- och fosforavskiljning i våtmarker i Sverige har visat att våtmarker som anlagts med fokus på näringsavskiljning kan ha en genomsnittlig kväve- och fosforavskiljning på 500 respektive 50 kg per hektar vattenyta och år, och att avskiljningen i enskilda mycket välfungerande våtmarker kan vara 1 000 kg kväve och 100 kg fosfor per hektar vattenyta och år (Weisner et al., 2015). I praktiken är det dock inte möjligt att uppnå så hög näringsavskiljning i alla våtmarker i större våtmarksprogram, vilket resulterar i lägre genomsnittlig avskiljning samt stor skillnad i avskiljning mellan olika våtmarker (Svensson et al., 2004; Brandt et al., 2009; Strand & Weisner, 2013; Weisner et al., 2016).

En begränsning med tidigare svenska våtmarksstudier är att lokaliseringen av våtmarker i Sverige inte är jämnt fördelad. De områdena med flest våtmarker har även de mest välstuderade våtmarkerna, medan ordentlig kunskap om näringsavskiljning i våtmarker i andra områden saknas. Våtmarker i de mest studerade områdena är ofta de som ligger till grund för modellering av näringsavskiljning i våtmarker i andra delar av Sverige (t.ex. Arheimer & Wittgren, 2002; Svensson et al., 2004; Weisner & Thiere, 2010). Förutsättningarna för näringsavskiljning skiljer sig dock mellan olika delar av Sverige. För att modellerna ska kunna förbättras och på bättre sätt kunna användas för att prediktera avskiljning i våtmarker i olika delar av Sverige behöver mer data, med större geografisk spridning, samlas in.

1.1.4 Våtmarker i Kalmar län

Enligt Länsstyrelsen (Ratcovich, 2015) är den modellerade näringsavskiljningen i Weisner & Thiere (2010) inte representativ för våtmarker i Kalmar län, på grund av att modellerna inte är anpassade för länets nederbördsmönster. Modellerna är baserade på data insamlad från våtmarker belägna i Skånes och Hallands län (Svensson et al., 2004; Weisner & Thiere, 2010) där den normala årsnederbörden är 25 % respektive 65 % högre än i Kalmar län (Ohlsson et al., 2015; Persson et al., 2015a; Persson et al., 2015b). Länsstyrelsen anser dessutom att det slumpmässiga urvalet av våtmarker från Kalmar län som undersöktes i Weisner & Thiere (2010) inte kan representera övriga våtmarker i länet, samt att fler studier med faktiska mätdata behövs (Ratcovich, 2015). Därför initierade Länsstyrelsen projektet, inom vilket fem anlagda våtmarker i Kalmar län studerades under tre års tid, och under knappt två år följdes

även ett anlagt fosfordike i Kalmar län. Flödesmätning och provtagning har skett automatiserat, och vattenprover har samlats in flödesproportionellt vid varje våtmarks inlopp och utlopp. Resultatet är en omfattande studie av kväve- och fosforavskiljning i ett urval av våtmarker i Kalmar län.

1.2 Rapportens syfte och mål

Syftet med denna rapport är att klarlägga hur de utvalda våtmarkerna i Kalmar län har fungerat med avseende på näringsavskiljning. Detta har krävt en ingående analys av provtagningsproblematik vid denna typ av mätningar och utveckling av beräkningsmetoder. Denna problemanalys bör vara relevant att beakta vid planering och upplägg av framtida våtmarksuppföljningar i Sverige. Målet är att utöka den kunskap som finns om våtmarkers näringsavskiljning i Sverige, samt att denna rapport ska kunna bidra till förbättrade mätmetoder och analyser i framtida våtmarksstudier.

2 Metod

Studiedesignen, inklusive urval av våtmarker och val av provtagningsmetoder, är gjord av Länsstyrelsen. Databearbetning, dataanalys och sammanställandet av denna rapport har gjorts av forskargruppen vid Högskolan i Halmstad. All databearbetning är gjord i Microsoft Excel och statistiska analyser är gjorda i IBM SPSS Statistics 24.

2.1 Platsbeskrivning

I studien ingår fem anlagda våtmarker samt ett anlagt fosfordike (i rapporten benämns alla sex studieobjekt som våtmarker) belägna i Kalmar län, som ligger i sydöstra Sverige.

Våtmarkerna är utspridda över hela länet; från norr till söder, från kust till inland och från fastland till ö (figur 2.1:1). Urvalet av våtmarker gjordes av Länsstyrelsen år 2015. Av de cirka 380 våtmarker som anlagts i Kalmar län mellan år 1995 och 2011 genomfördes okulär fältbesiktning i 84 stycken. Syftet med besiktningen var att bedöma näringsavskiljningen i våtmarkerna utifrån kriterier så som markanvändning i tillrinningsområdet, vegetationstäckning, våtmarkens utformning samt placering av våtmarkens in- och utlopp. Därefter gjordes ett urval på cirka 20 av de 84 fältbesökta våtmarkerna som ansågs vara representativa för våtmarker i Kalmar län. Efter ytterligare fältbesök och kontakt med markägare återstod till slut fem våtmarker, i vilka provtagning och flödesmätning påbörjades i november 2016. I maj 2018 lades Häckenstad till i studien. Urvalsprincipen beskrivs mer detaljerat i Länsstyrelsens rapport Ratcovich (2015).



Figur 2.1:1. Karta över Kalmar län med lokalisering för studiens sex våtmarker markerade. Karta från Lantmäteriet.

Våtmarkerna är lokaliserade i fem olika kommuner i länet och anlades mellan två och nio år innan denna studie påbörjades (observera att Häckenstad inkluderades i studien först år 2018; tabell 2.1:1). En våtmarks tillrinningsområde är det område från vilket avrinning till slut kommer att hamna i våtmarken. Våtmarkerna i denna studie har tillrinningsområden på mellan cirka 100 och 1 000 hektar, och våtmarkernas vattenytor utgör mellan 0,018 och 0,26 % av tillrinningsområdet. Våtmarkernas tillrinningsområden är bedömda via GIS av Länsstyrelsen i samarbete med Emåförbundet.

Tabell 2.1:1. Lokalisering (kommun), anläggningsår, tillrinningsområde samt vattenytans storlek som andel av tillrinningsområdets storlek för de sex våtmarkerna i studien.

Våtmark	Kommun	Anläggning	Tillrinningsområde (ha)	Vattenyta/tillrinningsområde (%)
Hanåsa	Högsby	2008	978	0,26
Resmo	Mörbylånga	2011	501	0,15
Påboda	Torsås	2007	171	0,23
Grisbäck	Torsås	2011	524	0,16
Hossmo	Kalmar	2008	342	0,19
Häckenstad	Västervik	2016	125	0,018

Den kväve- och fosforavskiljning som presenteras i denna rapport anges vanligen per hektar vattenyta, vilket inte är detsamma som per hektar våtmarksområde. Vattenytan är storleken på våtmarkens vattenyta, medan våtmarksområde är hela den markareal som avsatts för anläggandet eller som markägaren får skötselersättning för. Vattenytan är i de flesta fall väsentligt mycket mindre än våtmarksområdet (tabell 2.1:2). Storleksskillnaden mellan vattenyta och våtmarksområde i Hanåsa ligger inom marginalen för felmätning. Vattenytor är uppmätta via Lantmäteriets onlinetjänst Min karta.

Tabell 2.1:2. Vattenytans och våtmarksområdets storlek för de sex våtmarkerna i studien.

Våtmark	Vattenyta (ha)	Våtmarksområde (ha)
Hanåsa	2,5	2,3
Resmo	0,75	1,0
Påboda	0,40	2,0
Grisbäck	0,82	2,5
Hossmo	0,66	1,5
Häckenstad	0,022	0,050

2.1.1 Hanåsa

Hanåsa är den största våtmarken i studien. Den anlades 2008 intill en stor mjölkgård, i en beteshage för nötkreatur (tabell 2.1.1:1). Tillrinningsområdet består huvudsakligen av skog och endast till 8,6 % av åkermark. Syftet med anläggandet var att avskilja näringsämnen. I södra kanten av våtmarken har en vall byggts upp för att öka kapaciteten för vattenmagasinerings.

Tabell 2.1.1:1. Karakteristika för Hanåsa. Bedömningar är gjorda av Länsstyrelsen med hjälp av GIS och fältdata. Då vegetation i princip saknas i våtmarken är huvudsaklig vegetationstyp inte angiven.

Hanåsa, fastighetsbeteckning Hanåsa 16:61	
Andel åkermark inom tillrinningsområde (%)	8,6
Bete (inom 200 m från våtmarken)	Ja, nötkreatur
Vegetationstäckning (% av vattenyta)	< 5
Huvudsaklig vegetationstyp	-
Inloppstyp	Vattendrag
Utloppstyp	Munk
Djuphåla	Ja
Huvudsyfte med anläggning	Näringsavskiljning
Placering	I vattendrag

Hanåsa tillförs vatten med den bäck som rinner genom våtmarken (figur 2.1.1:1). I det norra hörnet av våtmarken finns ett potentiellt, mindre biflöde där vatten kan rinna ner i våtmarken från ladugårdsplanen. Vid utloppet går vattnet från våtmarken till bäcken via en munk (även kallat nivåbrunn). Provtagningen vid både in- och utlopp har skett i bäcken. Ungefär i mitten av Hanåsa finns tre mindre öar.



Figur 2.1.1:1. Flygfoto av Hanåsa. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Foto från Lantmäteriet.

I Hanåsa växter det i princip inga växter alls, förutom gräs på öar och runt om våtmarken (figur 2.1.1:2). Lite alger har vid tillfällen funnits i kanten på våtmarken. Nötkreaturen har haft möjlighet att ta sig fram till och ut i våtmarken, på grund av avsaknad av staket samt att botten är kompakt nog för djuren att gå på. Hanåsa bedömdes inledningsvis av Länsstyrelsen som undermålig för näringsavskiljning.



Figur 2.1.1:2. Bild på Hanåsa tagen från våtmarkens södra sida. Bild tagen 2019-05-21.

2.1.2 Resmo

Resmo anlades 2011 i Mörbylånga kommun på Öland. Våtmarken ligger i vattendraget Resmobäcken och kallas därför Resmo. Vattenytan är 0,75 hektar, vilket gör våtmarken till mellanstor i jämförelse med övriga våtmarker i studien. Våtmarken omges av kortklippt gräs. I resterande del av närområdet finns både åkermark, bostadsområden, gräsmattor och vägar (tabell 2.1.2:1). Andelen åkermark i tillrinningsområdet är mycket hög i Resmo.

Tabell 2.1.2:1. Karakteristika för Resmo. Bedömningar är gjorda av Länsstyrelsen med hjälp av GIS och fältdata.

Resmo, fastighetsbeteckning Mörbylånga 11:27	
Andel åkermark inom tillrinningsområde (%)	93
Bete (inom 200 m från våtmarken)	Nej
Vegetationstäckning (% av vattenyta)	100
Huvudsaklig vegetationstyp	Undervattensväxter
Inloppstyp	Rör
Utloppstyp	Dämme
Djuphåla	Ja
Huvudsyfte med anläggning	Damm
Placering	I vattendrag

Resmo består av två bassänger som är sammankopplade via en grund kanal. Vattnet från Resmobäcken kommer in i våtmarken från ett rör som går under den asfalterade cykelvägen. Provtagning vid inloppet har gjorts framför samt i röret (två olika metoder användes i Resmo, se mer under rubrik 2.2.2 Flödesmätare). Syftet med anläggande av Resmo var i första hand att magasinera vatten. Vid utloppet finns det därför en uppdamning som håller kvar vatten i våtmarken. Utloppsprover togs vid dämnet (figur 2.1.2:1).



Figur 2.1.2:1. Flygfoto av Resmo. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Placering av utlopp och provtagningspunkt utlopp sammanfaller. Foto från Lantmäteriet.

Botten i Resmo är till stor del täckt av undervattensväxter, vilken är den huvudsakliga vegetationstypen i våtmarken. I kanterna finns det även en del övervattensväxter (figur 2.1.2:2). Den totala täckningsgraden av växter var 100 % år 2015 enligt Länsstyrelsens inventering. Karp har planterats in i våtmarken, men på grund av vattnets klarhet och utbredningen av undervattensväxter så bedömde Länsstyrelsen att endast ett lågt antal karpar fanns kvar i våtmarken vid studiens början. Resmo bedömdes inledningsvis av Länsstyrelsen som mycket bra för kväveavskiljning och bra för fosforavskiljning.



Figur 2.1.2:2. Bild på Resmo tagen från våtmarkens södra sida. Bild tagen 2019-05-20.

2.1.3 Påboda

Påboda anlades i Torsås kommun år 2007 och är den äldsta våtmarken i denna studie. Vattenytan är 0,40 hektar, vilket gör Påboda till en av studiens minsta våtmarker. Både den närmaste omgivningen och tillrinningsområdet består till största del av åkermark. Påboda anlades med syftet att avskilja näringsämnen (tabell 2.1.3:1). Mellan åkrarna och våtmarken finns en tio meter bred skyddszon som ska hindra delar av näringstransporterna från åkrarna vid kraftiga regn.

Tabell 2.1.3:1. Karakteristika för Påboda. Bedömningar är gjorda av Länsstyrelsen med hjälp av GIS och fältdata.

Påboda, fastighetsbeteckning Påboda 6:15	
Andel åkermark inom tillrinningsområde (%)	77
Bete (inom 200 m från våtmarken)	Nej
Vegetationstäckning (% av vattenyta)	40
Huvudsaklig vegetationstyp	Övervattensväxter
Inloppstyp	Vattendrag
Utloppstyp	Rör
Djuphåla	Nej
Huvudsyfte med anläggning	Näringsavskiljning
Placering	I vattendrag

Påboda tillförs vatten från den bäck som rinner genom våtmarken. Provtagningspunkten vid inloppet var placerad i bäcken. Vid utloppet lämnar vattnet våtmarken via ett rör under en gräsbevuxen bro. Provtagning vid utloppet har skett efter röret (figur 2.1.3:1). Utformningen av Påboda är lång och ganska smal. Innan denna studie påbörjades rensades den västra delen av våtmarken med jämna mellanrum, medan den östra delen främst hölls torrlagd.



Figur 2.1.3:1. Flygfoto av Påboda. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Foto från Lantmäteriet.

På grund av de skötselåtgärder som genomförts så varierar vegetationstäckningen från låg i västra delen till mycket hög i östra delen av våtmarken (figur 2.1.3:2). Den totala täckningen i våtmarken uppskattades till 40 % år 2015, och utgörs främst av övervattensväxter. I kanterna runt våtmarken växer både träd och vass. Länsstyrelsen bedömde initialt näringsavskiljningen i Påboda som måttlig.



Figur 2.1.3:2. Bild på Påboda tagen från våtmarkens södra sida. Bild tagen 2019-05-20.

2.1.4 Grisbäck

Grisbäck anlades år 2011 och ligger precis som Påboda i Torsås kommun. Grisbäck är den näst största våtmarken i studien med en vattenyta på 0,82 hektar. Våtmarkens närmaste omgivning består främst av klippt gräs och åkermark, men tillrinningsområdet består till största del av barrskog. Grisbäck anlades med syftet att avskilja näringsämnen (tabell 2.1.4:1).

Tabell 2.1.4:1. Karakteristika för Grisbäck. Bedömningar är gjorda av Länsstyrelsen med hjälp av GIS och fältdata.

Grisbäck, fastighetsbeteckning Grisbäck 5:1	
Andel åkermark inom tillrinningsområde (%)	23
Bete (inom 200 m från våtmarken)	Nej
Vegetationstäckning (% av vattenyta)	100
Huvudsaklig vegetationstyp	Undervattensväxter
Inloppstyp	Rör
Utloppstyp	Munk
Djuphåla	Ja
Huvudsyfte med anläggning	Näringsavskiljning
Placering	Sidovåtmark

Grisbäck är placerad som en sidovåtmark till bäcken Grisbäcken, från vilken en del av bäckens vatten leds in i våtmarken via ett rör. Provtagningspunkten vid inloppet var placerad vid början på röret. Utloppet är placerat strax innan våtmarkens östligaste punkt och består av en munk samt en stenlagd kanal. Vid riktigt höga vattenstånd i Grisbäck kan vatten lämna våtmarken via kanalen, men vattnet går huvudsakligen igenom munken där provtagning skett (figur 2.1.4:1).



Figur 2.1.4:1. Flygfoto av Grisbäck. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Placering av utlopp och provtagningspunkt utlopp sammanfaller. Foto från Lantmäteriet.

Grisbäck har mycket hög täckning av växter, främst av undervattensväxter. I våtmarkens västra del täcks stora delar av ytan av övervattensväxter, medan våtmarkens östra del har en öppnare vattenyta (figur 2.1.4:2). Länsstyrelsens initiala bedömning av näringsavskiljning i Grisbäck var hög kväveavskiljning och måttlig fosforavskiljning.



Figur 2.1.4:2. Bild på Grisbäck tagen från våtmarkens norra sida. Bild tagen 2019-05-20.

2.1.5 Hossmo

Hossmo anlades år 2008 i Kalmar kommun. Vattenytan är 0,66 hektar, vilket i jämförelse med övriga våtmarker i studien är medelstort. Våtmarken är anlagd i en beteshage för nötkreatur och omges av åkerlandskap. Syftet med anläggningen var avskiljning av näringsämnen (tabell 2.1.5:1).

Tabell 2.1.5:1. Karakteristika för Hossmo. Bedömningar är gjorda av Länsstyrelsen med hjälp av GIS och fältdata.

Hossmo, fastighetsbeteckning Hossmo 1:53	
Andel åkermark inom tillrinningsområde (%)	70
Bete (inom 200 m från våtmarken)	Ja, nötkreatur
Vegetationstäckning (% av vattenyta)	60
Huvudsaklig vegetationstyp	Undervattensväxter
Inloppstyp	Vattendrag
Utloppstyp	Dämme
Djuphåla	Ja
Huvudsyfte med anläggning	Näringsavskiljning
Placering	Sidovåtmark

Hossmo är egentligen en sidovåtmark till ett krondike som rinner bredvid våtmarken. Under denna studie har diket dock varit igensatt efter våtmarkens inlopp för att tvinga in hela flödet i

våtmarken. Provtagningspunkten vid inloppet var placerad i diket. Början av våtmarken består av en smal kanal med branta kanter, som sedan övergår i en bredare våtmark. Utloppstypen i Hossmo är ett lägre dämme placerat i den kanal som leder från våtmarken och tillbaka till krondiket (figur 2.1.5:1).



Figur 2.1.5:1. Flygfoto av Hossmo. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Foto från Lantmäteriet.

Hossmo bedömdes 2015 ha en täckningsgrad av växter på 60 % främst bestående av undervattensväxter, men även flytblads- och övervattensväxter finns i våtmarken. I de öppna vattenytorna har det periodvis dessutom funnits stora mängder flytande alger (figur 2.1.5:2). Avskiljningen av både kväve och fosfor bedömdes som hög i Länsstyrelsens initiala bedömning.



Figur 2.1.5:2. Bild på Hossmo tagen från våtmarkens nordöstra sida. Bild tagen 2019-05-20.

2.1.6 Häckenstad

Häckenstad (fastighetsbeteckning Häckenstad 1:8) anlades år 2016 i Västerviks kommun. Häckenstad är ett fosfordike men benämns våtmark i denna rapport. Häckenstad inkluderades i projektet först 2018. På grund av att våtmarken tillkom senare i projektet så är den inte fältinventerad, undersökt med hjälp av GIS eller bedömd gällande näringsavskiljning av Länsstyrelsen. Bedömning av markanvändning i närområdet är gjord utifrån flygfoton (figur 2.1.6:1).



Figur 2.1.6:1. Flygfoto av Häckenstad. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp och trianglar visar var provtagning skett. Placering av in-/utlopp och provtagningspunkter sammanfaller. Foto från Lantmäteriet.

På grund av att Häckenstad är ett breddat dike snarare än våtmark så är vattenytans storlek mycket mindre i Häckenstad än i övriga våtmarker, och vattenytan är mindre i förhållande till tillrinningsområdets storlek (figur 2.1.6:2). Vattenytan är 0,022 hektar. I närområdet finns utöver åkrar även en gård med nötkreatur samt betesmarker och barrskog.



Figur 2.1.6:2. Bild på Häckenstad tagen från våtmarkens norra ände. Bild tagen 2019-05-21.

2.2 Utrustning

Utrustningen som använts för provtagning och flödesmätning installerades i våtmarkerna i början på november 2016 (med undantag för Häckenstad där utrustning installerades i början maj 2018) och flödesmätning påbörjades kort därefter (tabell 2.2:1). Löpande provtagning och flödesmätning har skett automatiserat av provtagnings- och flödesmätarmaskiner fram till provinsamling då en mänsklig provtagare åkt ut till varje våtmark för att hämta vattenprover och ladda ner flödesdata från provtagarna. Provinsamling har gjorts en gång per provtagningsvecka: varje vecka från och med vecka 45, 2016, (vecka 18, 2018, för Häckenstad) till och med vecka 52, 2019. Den tid som förflutit mellan två provinsamlingar, en provtagningsperiod, varierade mellan fyra och nio dagar och var i 84 % av fallen sju dagar.

Tabell 2.2:1. Studietiden för varje våtmark i studien, angivet som månadsintervall, startvecka och antal provtagningsperioder.

Våtmark	Studietid	Startvecka	Antal provtagningsperioder
Hanåsa	Nov 2016 – dec 2019	Vecka 45, 2016	164
Resmo	Nov 2016 – dec 2019	Vecka 45, 2016	164
Påboda	Nov 2016 – dec 2019	Vecka 45, 2016	164
Grisbäck	Nov 2016 – dec 2019	Vecka 45, 2016	164
Hossmo	Nov 2016 – dec 2019	Vecka 45, 2016	164
Häckenstad	Maj 2018 – dec 2019	Vecka 18, 2018	86

2.2.1 Provtagare

I anslutning till varje våtmarks inlopp och utlopp fanns en provtagningspunkt varifrån data samlats in. Alla provtagningspunkter ($n = 12$) utrustades med en automatisk provtagare av modell Teledyne Isco 6712 Standard Portable Sampler (figur 2.2.1:1). Provtagarna består av sex huvuddelar: sugslang, pump, uppsamlingskärl, kontrollpanel, batteri och inbyggt minne. Information om provtagarnas funktion är hämtad från instruktionsboken (Teledyne Isco, 2001).



Figur 2.2.1:1. Typen av provtagare som använts i denna studie, modell Teledyne Isco 6712 Standard Portable Sampler. Bild från Teledyne Isco, 2001.

Vattenprov togs av de automatiska provtagarna genom att pumpen sög in vatten från våtmarken via sugslangen. För att undvika att slam och sediment hamnade i vattenprovet var en sil monterad i slutet på sugslangen, vilken förankrades ovanför våtmarkens botten. Sugslang och sil blåstes ren både innan och efter ett prov togs, genom att pumpen ändrade riktning och blåste ut luft och kvarvarande vatten. Alla vattenprover som samlades in av provtagaren under provtagningsperioden lagrades i samma uppsamlingskärl inuti provtagaren. Uppsamlingskärlet rymde 9,5 liter vatten.

Provtagarna drevs av 12-voltsbatterier. Inställningar av provtagaren gjordes via kontrollpanelen, och på dess tillhörande display visades aktuell status på provtagningen samt varningar och felmeddelanden, till exempel att batteriet började bli dåligt. Det inbyggda minnet i provtagarna lagrade den data som samlades in under provtagningsperioden.

Provtagarna var placerade på land så nära provtagningspunkten som möjligt för att minimera längden på sugslangen. Provtagarna hade ett lock samt ett omgivande hölje av hårdplast. För att ytterligare skydda provtagarna mot väder, vind och övrig yttre påverkan placerades varje provtagare i ett 660-liters sopkärl som förankrades i marken med träpålar och hölls låst med hänglås (figur 2.2.1:2).



Figur 2.2.1:2. Provtagare placerad inuti sopkärl för skydd mot väder, vind och annan yttre påverkan från exempelvis nötkreatur. Bild från Hossmo inlopp 2019-05-20.

2.2.2 Flödesmätare

I denna studie särskiljs mellan två olika typer av automatisk vattenprovtagning: särkopplad och sammankopplad provtagning. I våtmarker med särkopplad provtagning (särkopplade våtmarker) har flöde mätts vid både inlopp och utlopp, och i våtmarker med sammankopplad provtagning (sammankopplade våtmarker) har flöde endast mätts vid utlopp. Den automatiska flödesproportionella provtagningen styrs av flödesmätarna, och kommer därmed i sammankopplade våtmarker att i både in- och utlopp styras av flödesvariationer i enbart utloppet. Flödesmätning vid både inlopp och utlopp innebär att vattenprovtagarna kan styras av flödesvariationer i in- respektive utlopp på ett mer korrekt sätt. Att endast mäta flöde vid utlopp är dock det vanligaste sättet att göra flödesmätningar i våtmarker, och är alltså hur mätningar huvudsakligen är gjorda i många tidigare studier (t.ex. Braskerud, 2002a; Weisner et al., 2015; Johannesson et al., 2017).

De särkopplade våtmarkerna i denna studie är Hanåsa, Resmo och Påboda (t.o.m. februari 2018), och de sammankopplade är Påboda (fr.o.m. februari 2018), Grisbäck, Hossmo och Häckenstad (tabell 2.2.2:1). Genomgående i rapporten presenteras först särkopplade våtmarker i bokstavsordning, sedan Påboda (där provtagning var både sär- och sammankopplad) och sist sammankopplade våtmarker i bokstavsordning. Av de totalt 12 provtagningspunkterna var nio (åtta efter februari 2018) utrustade med aktiva flödesmätare. Flödesmätarna mätte flöde (i liter per sekund) en gång per minut och gav vid provinsamling ett summerat flöde, det vill säga den totala vattenvolym som passerat under provtagningsperioden.

Tabell 2.2.2:1. Provtagningsmetod och tekniktyp som användes i de sex våtmarkerna i studien, samt under vilket månadsintervall och antal provtagningsperioder de olika metoderna användes.

Våtmark	Provtagning	Tekniktyp	Dataserie	Perioder
Hanåsa	Särkopplad	Mätöverfall	Nov 2016 – dec 2019	164
Resmo	Särkopplad	Mätöverfall	Nov 2016 – jan 2019	114
Resmo	Särkopplad	Doppler, mätöverfall*	Jan 2019 – dec 2019	50
Påboda	Särkopplad	Mätöverfall	Nov 2016 – feb 2018	66
Påboda	Sammankopplad	Mätöverfall	Feb 2018 – dec 2019	98
Grisbäck	Sammankopplad	Mätöverfall	Nov 2016 – dec 2019	164
Hossmo	Sammankopplad	Mätöverfall	Nov 2016 – dec 2019	164
Häckenstad	Sammankopplad	Mätöverfall	Maj 2018 – dec 2019	86

*Dopplermätning vid inlopp och mätöverfall vid utlopp.

Vid de provtagningspunkter där flöde uppmätts (utom inloppet till Resmo under 2019) hade ett v-format mätöverfall (figur 2.2.2:1) installerats, för att få ett samband mellan vattennivå (före överfallet) och vattenflöde. Mätöverfallets storlek och vinkel på v:et var bestämda utifrån bland annat förväntade minimum- och maximumflöden i våtmarken, och skiljde sig därför mellan olika våtmarker. I utloppet i Grisbäck användes ett specialdesignat mätöverfall placerat i utloppsmunken.



Figur 2.2.2:1. Vattenflöde över ett v-format mätöverfall. Bild från Påboda utlopp 2019-05-20.

De flödesmätare som användes i studien var av modell Teledyne Isco 730 Bubbler Flow Module (med undantag för Resmo inlopp 2019), som består av fyra huvuddelar: kompressor, bubbl slang, tryckgivare och processor. Flödesmätarens funktion bygger på tryckmätning. Kompressorn skapar ett flöde av luftbubblor genom bubblslangen. I änden på bubblslangen, som är placerad under vattenytan, sitter en tryckgivare som registrerar vilket tryck som krävs för att få en luftbubbla att lämna slangen och gå ut i vattnet. Den mängd tryck som behövs är direkt kopplat till vattendjupet över tryckgivaren.

Flödesmätarens tryckgivare placerades på mätöverfallets uppströmssida, där även silen på sugslangen till provtagaren var placerad. Mätöverfallets exakta form gav ett känt förhållande mellan vattenpelarens höjd över v:et och flödet vid just den provtagningspunkten. Baserat på detta förhållande räknade flödesmätarens processor ut flödet, och detta kommunicerades

sedan till provtagaren som samlade in vattenprover och lagrade all flödesdata. I sammankopplade våtmarker, där flödesmätning endast gjorde vid utlopp, var flödesmätaren sladdkopplad till både provtagaren vid inloppet och provtagaren vid utloppet.

Under studiens gång ändrades provtagningen i Påboda och tekniktypen i Resmo (tabell 2.2.2:1). I februari 2018 togs mätöverfallet vid Påbodas inlopp bort och flöde slutade att mätas vid den punkten. Mätöverfallet togs bort även vid Resmos inlopp i januari 2019, men ersattes med flödesmätning av annan tekniktyp som inte kräver mätöverfall. Den nya flödesmätaren i Resmo var en dopplerflödesmätare av modellen Teledyne Isco TIENet 350 Area Velocity Sensor, monterad inuti inloppsröret. Dopplerflödesmätaren mäter vattendjupet med tryckmätare och flödes hastigheten genom att kontinuerligt sända ut en ultraljudssignal mot vattenflödet och ta emot de ultraljudsvågor som reflekteras från partiklar och bubblor i vattnet. På grund av dopplereffekten och vattnets rörelse skiljer sig frekvensen mellan utgående och inkommande ljudvågor, och flödesmätaren kan räkna ut flödet baserat på vattendjupet och den frekvensskillnaden. Information om flödesmätarnas funktion är hämtad från instruktionsböckerna (Teledyne Isco, 1995; Teledyne Isco, 2012).

2.2.3 Övrig utrustning

Utöver provtagning och flödesmätning så mättes vattentemperatur och regnmängd vid våtmarkerna. En temperaturgivare var kopplad till varje flödesmätare och registrerade vattentemperatur när flödesmätning gjordes. Temperaturdata lagrades tillsammans med övriga data i provtagarens internminne och laddades ner vid provinsamling. En regnmätare som manuellt avlästes och tömdes vid provinsamling var monterad vid varje våtmark.

Slangar och uppsamlingskärl med mera rengjordes och utbyttes av den mänskliga provtagaren när det behövdes. Kalibrering av mätinstrument skedde löpande och batterier till provtagare byttes var tredje vecka eller varje gång provtagaren indikerat att det behövts. Provtagare och flödesmätare var inköpta av MJK (www.mjk.se), som även bidragit med teknisk support under studiens gång. Mätöverfall utformades och byggdes av MJK och Emåförbundet (www.eman.se).

2.3 Provtagning och analys

2.3.1 Flödesproportionell provtagning

Kopplingen mellan provtagare och flödesmätare möjliggjorde flödesproportionell provtagning av våtmarkernas in- och utloppsvatten, vilket innebär att delprov tas i förhållande till flödet. Högre flöden gav frekventare provtagningar, och lägre flöden minskade provtagningsfrekvensen. I särkopplade våtmarker togs inloppsprover i proportion till inloppsflöde och utloppsprover i proportion till utloppsflöde, men i sammankopplade våtmarker togs både in- och utloppsprover i proportion till utloppsflöde.

Ett delprov bestod av 30 ml vatten som provtagarna tog in varje gång flödesmätaren signalerade att en bestämd vattenvolym, ett satt flödesvolymintervall, passerat provtagaren. Flödesvolymintervallet skiljde sig mellan olika våtmarker och varierade mellan provtagningsperioder. Intervallet för kommande provtagningsperiod bestämdes av den mänskliga provtagaren i samband med provinsamling. Intervallet bestämdes så att mängden vatten i uppsamlingskärlet vid periodens slut skulle vara mellan minimum- och maximumvolymen om flödet blev som förväntat under perioden (baserat på väderprognoser och tidigare flöden i våtmarken). Minimumvolymen var den minsta mängd vatten som krävdes för analyser. Med marginaler för spill med mera var minimumvolymen en liter vatten,

vilket motsvarade 33 delprov. Maxvolymen var uppsamlingskärlets volym på 9,5 liter, motsvarande 315 prov. I vissa fall, när flödet överstigit det förväntade flödet, hade provtagningen körts klart innan provtagningsperioden varit över. Det innebär att 315 delprover togs och provtagningen avslutades innan provinsamling.

2.3.2 Provinsamling och analyser

Vid provinsamling kopplades en bärbar dator till provtagaren och alla lagrade data (flöde och temperatur) lästes in via programmet Flowlink (Teledyne Isco's Flowlink 5.1). Dessutom skrev den mänskliga provtagaren ett fältprotokoll för varje provtagningspunkt. Fältprotokollet innehöll vissa data samt samlad information om event under perioden, exempelvis driftstörningar och underhållsåtgärder som genomförts.

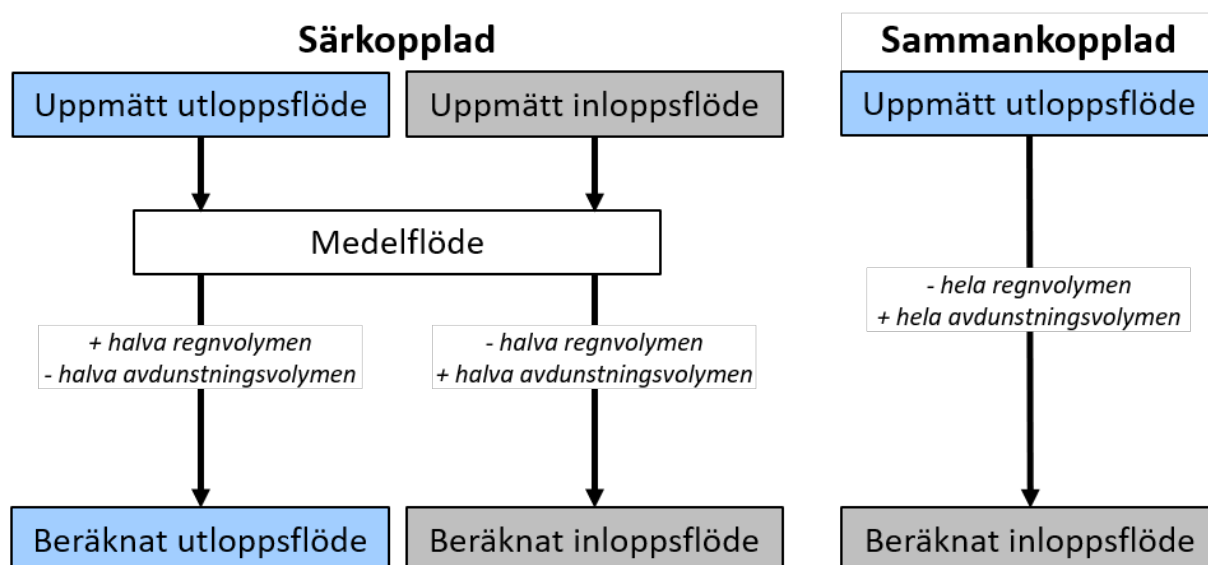
Vid provinsamling tog den mänskliga provtagaren två vattenprover vid varje provtagningspunkt: ett veckoprov och ett stickprov. Veckoprovet togs ur provtagarens uppsamlingskärl och var därmed det flödesproportionella vattenprovet. Stickprovet togs direkt i vattnet nära provtagaren. Båda proven togs i 500 ml-provflaskor. Efter insamling förpackades veckoprov och stickprov i kylväskor och skickades på analys samma dag.

Alla provtagningar och vattenanalyser gjordes av SYNLAB (www.synlab.se) i enlighet med standard SS-EN ISO/IEC 17025:2018. I veckoprover mättes koncentration av totalkväve och totalfosfor. I stickproven mättes koncentration av totalkväve, nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$), ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), samt för pH-värde, konduktivitet, färgtal och turbiditet. I denna rapport antas allt kväve som inte är nitrat-, nitrit- eller ammoniumkväve vara organiskt kväve (samma definition som i t.ex. Arheimer et al., 1996 och Löfgren, 2012) och allt fosfor som inte är fosfatfosfor antas vara partikelbunden fosfor (samma definition som i t.ex. Weisner & Thiere, 2010 och Johannesson et al., 2017).

2.4 Databearbetning

2.4.1 Flöde

Vi särskiljer mellan två olika flöden i våtmarkerna: uppmätt flöde samt beräknat flöde, båda uttryckta som total vattenvolym som passerat under provtagningsperioden. Det uppmätta flödet vid en provtagningspunkt är summan av de flöden som flödesmätaren uppmätt varje minut. I särkopplade våtmarker finns det således uppmätt flöde vid både in- och utlopp, medan det i sammankopplade våtmarker finns uppmätt flöde endast vid utlopp. I särkopplade våtmarker finns det en risk att skillnader mellan uppmätta flöden i in- och utlopp beror på olika kalibrering av flödesmätarna vilket kan leda till systematiska fel i efterföljande dataanalyser. Det beräknade flödet utgår därför från medelvärdet av uppmätt in- och utloppsflöde (särkopplade våtmarker) eller uppmätt utloppsflöde (sammankopplade våtmarker) och är regn- och avdunstningskorrigerade, vilket beskrivs i figur 2.4.1:1. Våtmarkernas hydrauliska belastning är i denna rapport definierat som beräknat inloppsflöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod.



Figur 2.4.1:1. Beräkning av inlopps- och utloppsflöden i särkopplade och sammankopplade våtmarker. Alla flöden är i m³ per provtagningsperiod (cirka sju dagar). Flödesmätaren gav varje period ett uppmätt flöde vid varje provtagningspunkt där flöde mättes: vid in- och utlopp i särkopplade våtmarker och endast vid utlopp i sammankopplade våtmarker. Beräknade flöden i särkopplade våtmarker utgår från medelvärde av uppmätt in- och utloppsflöde under perioden. Beräknat utloppsflöde i särkopplade våtmarker är medelflödet plus den regnvolymer som tillkommit på halva våtmarkens vattenyta under perioden (halva regnvolymer), minus den avdunstningsvolym som avgått från halva våtmarkens vattenyta under perioden (halva avdunstningsvolymen). Beräknat inloppsflöde i särkopplade våtmarker är medelflödet minus halva regnvolymer plus halva avdunstningsvolymen. Inloppsflöde har beräknats i sammankopplade våtmarker genom att hela regnvolymer subtraherats och hela avdunstningsvolymen adderats till det uppmätta utloppsflödet under perioden.

Regnvolymer, den totala vattenvolymer som tillkommit till våtmarken via regn på vattenytan under provtagningsperioden, är uträknad baserat på regnmätning och vattenytans storlek. Vanligen räknades regnvolymer ut baserat på den regnmätning som genomförts vid varje våtmark, men när regnmätning på plats saknats (1 % av provtagningsperioderna) användes data från närmaste aktiva SMHI-väderstation (SMHI, 2020c) för att räkna ut regnvolymer. Avdunstningsvolymen, den totala vattenvolymer som lämnat våtmarken via avdunstning under provtagningsperioden, är uträknad baserat på potentiell avdunstning och vattenytans storlek. I beräkningar av avdunstningsvolym har vi utgått från månadsmedelvärden för potentiell avdunstning som Brandt & Grahn (1998) tagit fram för Kalmarregionen.

Vid de tillfällen när uppmätt flöde saknats vid en av punkterna i särkopplade våtmarker (in- eller utlopp) är beräknat flöde baserat på flödesmätningen vid den andra punkten, med regn- och avdunstningskorrigeringar för hela vattenytan. De provtagningsperioder när uppmätta flöden (och därmed även medelflöde) var noll m³ per period är ingen regn- eller avdunstningskorrigering gjord på beräknade flöden. Om uppmätta flöden var noll så var alltså även beräknade flöden noll. I de fall då regn- och avdunstningskorrigeringar resulterat i flöden mindre än noll är flödet noterat som noll m³ per period.

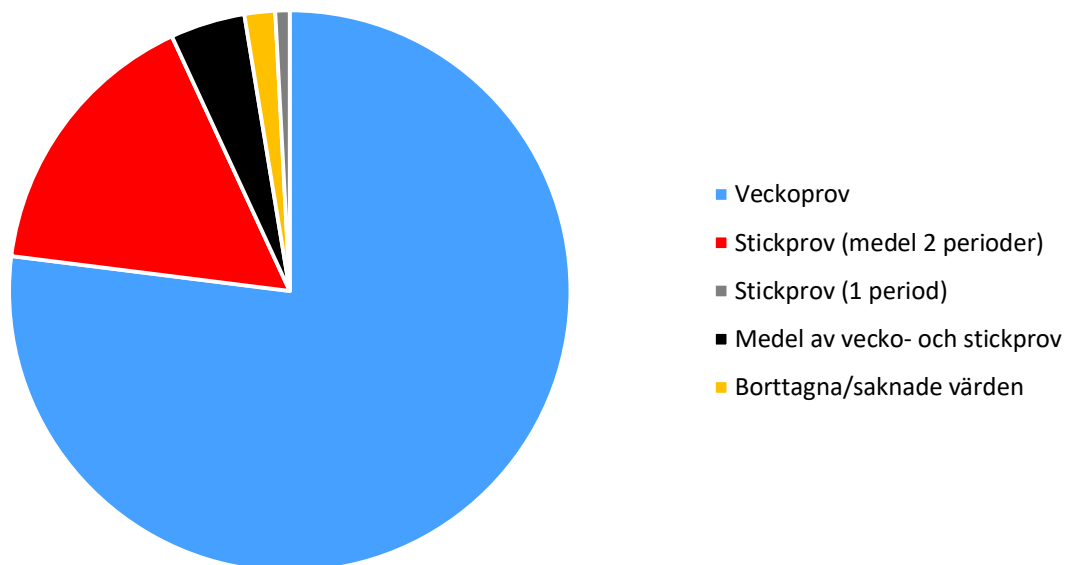
Inför dataanalyserna slogs de minutliga flödesmätningarna samman till ett medelflöde per halvtimme för att få hanterbara datamängder. Samtidigt rensades dataserierna på orealistiska värden, som till exempel plötsliga nollvärden i en annars flödesmässigt stabil period eller plötsliga höga flöden hundrafalt högre än det förväntade vattenflödet. Denna första databearbetning gjordes av Länsstyrelsen.

Utifrån fältprotokollen från varje provtagningspunkt och provtagningsvecka gjorde vi en bedömning av flödenas tillförlitlighet och delade in provtagningsveckornas flöden i tre kategorier: (1) All flödesmätning sannolikt korrekt, (2) summerat flöde saknas eller är felaktigt, (3) all flödesmätning sannolikt felaktig. För alla flöden i kategori 1 är det summerade flödet från provtagarna använt som det uppmätta flödet. Detta är gjort som regel, i 91 % av fallen. För flöden i kategori 2 har vi räknat ut den totala vattenvolym som passerat flödesmätaren under provtagningsperioden, genom att multiplicera medelvärdet av alla halvtimmesflöden under perioden med periodens längd. Detta är gjort i undantagsfall (2 % av fallen), och endast om flödesmätning pågått under minst halva provtagningsperioden. Alla flöden i kategori 3 har tagits bort ur dataserierna (7 % av fallen).

2.4.2 Koncentration

Kväve- och fosforkoncentrationer i veckoprov är som regel använda för att representera koncentrationerna i våtmarkerna. I vissa fall när den flödesproportionella provtagningen inte fungerat har veckoproven ersatts med stickprov. Den vanligaste anledningen till att veckoprov saknats vissa perioder är nollflöden (flöde = 0 m³ under en period), vilket främst skedde under somrarna. Den flödesproportionella provtagningen krävde att flödet var större än noll, annars kunde inga delprover samlas in och därmed kunde inte heller något veckoprov tas. Nollflöden förklarar 73 % av tillfällena när veckoprov saknats. I dessa fall togs stickprov i mer eller mindre stillastående vatten, förutsatt att våtmarken inte var torr i anslutning till provtagarna. Övriga 27 % av saknade veckoprov berodde på att flödet varit lägre än det förväntade flödet (att delprovets sammanlagda volym var mindre än minimumvolymen för analys) eller tekniska problem med provtagare och/eller flödesmätare.

När den automatiska provtagningen fungerat under minst 50 % av provtagningsperiodens flöde används veckoprov för att representera koncentrationerna i våtmarkerna (77 % av perioderna; figur 2.4.2:1). När det funnits ett veckoprov, men provtagningen fungerat under mindre än 50 % av periodens flöde, används medelvärdet av koncentrationen i veckoprovet och i den veckans stickprov (4 % av perioderna). Om veckoprov helt saknats en period är medelvärdet av koncentrationerna i stickprovet den perioden och föregående period använt (16 % av perioderna), men saknas ett av de stickproven är koncentrationen i det andra stickprovet använt (1 % av perioderna). Om veckoprov och båda stickproven saknas är perioden borttagen ur dataserien (2 % av perioderna). Alla koncentrationer under detektionsgränsen för analys är satta till detektionsgränsen.



Figur 2.4.2:1. Andel provtagningsperioder när koncentrationer i veckoprov eller stickprov är använda för att representera koncentrationen av totalkväve och totalfosfor i våtmarken under provtagningsperioden. Angivet i procent av det totala antalet provtagningsperioder för varje provtagningspunkt (n = 1 812).

Kvävekoncentrationen i det vatten som kommer in till en våtmark påverkas till viss del av flödesregimen, det vill säga om flödet är i form av normalflöde eller flödestopp. Största delen kväve transporteras till våtmarken under normala flödesförhållanden (Frazar et al., 2019), men kvävekoncentrationer kan kortvarigt öka i början av en flödestopp (Arheimer et al., 1996; Frazar et al., 2019). Ökningen är störst om tillrinningsområdet består av jordbruksmark (Vaughan et al., 2017; Frazar et al., 2019) och sambandet mellan flöde och koncentration kan variera med säsong (Arheimer et al., 1996; Vaughan et al., 2017). Fosforkoncentrationen i en våtmark beror på flödesregim till större del än vad kväve gör. Inkommande vatten har högst koncentration under höga flöden och ju högre en flödestopp är desto högre är fosforkoncentrationen (Johannesson et al., 2017; Frazar et al., 2019).

Momentana vattenflöden vid en våtmarks in- och utlopp kommer till viss grad att skilja sig från varandra på grund av att våtmarker buffrar och fördröjer vattenflödet (Weisner et al., 2015). Det innebär att en flödestopp vid inloppet kommer märkas senare i utloppet, samt att flödestoppar kommer vara något utslätade när de märks vid utloppet (Kadlec & Wallace, 2009; Weisner et al., 2015). När provtagning vid inlopp tas i proportion till utloppsflöde (sammankopplad provtagning) riskeras koncentrationstoppar att delvis missas i provtagningen, eftersom provtagningsfrekvensen går upp först när flödet ökat vid utloppet, vilket kan leda till en generell underskattning av inloppskoncentrationen (Weisner et al., 2015). Risken för grova underskattningar är större för fosfor än för kväve, i och med att fosforkoncentrationer är starkare kopplade till de flödestoppar som delvis missas vid sammankopplad provtagning (Weisner et al., 2015; Johannesson et al., 2017; Frazar et al., 2019).

För att ta hänsyn till detta har vi korrigerat inloppskoncentrationen av kväve och fosfor i alla sammankopplade våtmarker, utom Häckenstad. Häckenstad är så pass liten (0,022 hektar) att en flödesökning vid inlopp bör ge en nära omedelbar flödesökning vid utlopp, och därmed inte resultera i någon nämnvärd underskattning av inloppskoncentration. Korrigering av inloppskoncentration är gjord i fyra steg:

- (1) Test av korrelationer mellan inloppsflöde och inloppskoncentration för att undersöka risken att inloppskoncentrationer underskattas om provtagning inte görs proportionellt mot inloppsflödet. Dessa test gjordes för särkopplade våtmarker eftersom inloppsflöde mättes endast i dessa. Korrelationerna är gjorda mellan koncentration av totalkväve och totalfosfor i stickprov från inloppet och inloppsflödet samma halvtimme som stickprovet togs. För varje våtmark gjordes åtta korrelationer: kväve och fosfor separat samt uppdelat på årets fyra säsonger.
- (2) Beräkning av flödesviktad inloppskoncentration av kväve och fosfor baserat på in- respektive utloppsflöde för att simulera skillnader i uppmätt inloppskoncentration vid särkopplad respektive sammankopplad flödesproportionell provtagning. Uträkningarna är gjorda enligt ekvation 2.4.2:1, där inloppskoncentration är koncentration av kväve eller fosfor i stickprov tagna vid våtmarkens inlopp, flöde är antingen inloppsflöde eller utloppsflöde (samma i täljare och nämnare) den halvtimmen när stickprovet togs, och alla datum är varje datum under ett år när både flödesmätning (vid inlopp och utlopp) och inloppsstickprov från våtmarken funnits. Även detta gjordes för särkopplade våtmarker eftersom inloppsflöde mättes endast i dessa.

Ekvation 2.4.2:1.

Flödesviktad inloppskoncentration

$$= \frac{\text{summan av (inloppskoncentration} \times \text{flöde) alla datum}}{\text{summan av flöde alla datum}}$$

- (3) Jämförelse av de två flödesviktade inloppskoncentrationerna. Om den flödesviktade inloppskoncentrationen blir högre när den viktas mot inloppsflöde än när den viktas mot utloppsflöde indikerar det en potentiell underskattning av inloppskoncentration i sammankopplade våtmarker. Den potentiella underskattningen av kväve- eller fosforkoncentration som kan fås när provtagning sker sammankopplat har beräknats som den procentuella skillnaden mellan flödesviktad inloppskoncentration viktad mot inloppsflöde och flödesviktad inloppskoncentration viktad mot utloppsflöde.
- (4) Slutligen har vi korrigerat inloppskoncentrationer i sammankopplade våtmarker baserat på den potentiella underskattningen. Vi har räknat med samma potentiella underskattning (dock olika för kväve och fosfor) i alla perioder och i alla sammankopplade våtmarker (ej Häckenstad).

2.4.3 Näringstransport och avskiljning

Transporten av kväve och fosfor vid våtmarkernas inlopp och utlopp är uträknad för varje provtagningsperiod (ekvation 2.4.3:1). Observera att belastning och inloppstransport används synonymt i denna rapport och att transporter generellt anges per hektar vattenyta. För särkopplade våtmarker presenteras kväve- och fosfortransport både baserad på uppmätta flöden och beräknade flöden. För sammankopplade våtmarker presenteras belastning baserad både på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Vid ett fåtal provtagningsperioder när flödesmätningar saknats mitt i dataserien har linjärt interpolerade flöden använts vid uträkning av transporter. När koncentrationsmätning saknats i en våtmark var flödet alltid noll och därmed är även transporterarna noterade som noll under de provtagningsperioderna.

Ekvation 2.4.3:1.

$$\text{Näringstransport} = \frac{\text{koncentration} \times \text{flöde}}{\text{vattenyta}}$$

Avskiljning av kväve och fosfor i våtmarkerna är i denna rapport definierad som skillnaden mellan belastning (inloppstransport) och utloppstransport. Under vissa provtagningsperioder var skillnaden mellan belastning och utloppstransport mycket stor, vanligen med belastningen högre än utloppstransporten. För dessa perioder har vi undersökt rimligheten i avskiljningen baserat på tre villkor: (1) Det finns en topp i utloppstransport nästföljande period, (2) avskiljningen denna period passar med avskiljningen under resten av tidsserien, (3) det är möjligt att uppnå så pass hög avskiljning på kort tid i en våtmark. Om inget av de tre villkoren uppfylls har vi bedömt avskiljningen den perioden som ett extremvärde: ett osannolikt högt värde som vi inte tror återspeglar verkligheten. Alla extremvärden är markerade i avsnitt 3.2.3 Kvävebelastning och utloppstransport samt 3.3.3 Fosforbelastning och utloppstransport, och är exkluderade i uträkning av kumulativ avskiljning (förutom i Häckenstad).

Kumulativ avskiljning, summan av kväve- eller fosforavskiljning per hektar vattenyta under en viss tid, presenteras både över hela studieperioden och årsvis. Över hela studieperioden redovisas kumulativ avskiljning för särkopplade våtmarker både baserad på uppmätta och beräknade flöden, och för sammankopplade våtmarker utom Häckenstad anges kumulativ avskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Den extremt höga ytbelastningen i Häckenstad gör att det är svårt att bedöma vad som är orealistiska extremvärden. För Häckenstad presenteras den kumulativa avskiljningen över hela studieperioden därför med respektive utan extremvärden. I årlig kumulativ avskiljning är de osäkraste mätvärdena exkluderade, vilket innebär att årlig kumulativ avskiljning i särkopplade våtmarker endast baserats på beräknade flöden samt att extremvärden är exkluderade även i Häckenstad. På grund av risken att inloppskoncentrationer underskattats i sammankopplade våtmarker presenteras all kumulativ avskiljning i de våtmarkerna som ett intervall baserat på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Den procentuella avskiljning som presenteras i rapporten anger avskiljningen som andel av den årliga belastningen.

2.5 Övrig hydraulik

2.5.1 Djupmätning och teoretisk uppehållstid

Djupmätning genomfördes med ekolod och mätsticka den 6 maj 2019 (Hanåsa och Resmo) och 7 maj 2019 (Påboda, Grisbäck och Hossmo). Djupmätning i Häckenstad gjordes av Länsstyrelsen vid ett annat tillfälle och då endast med mätsticka. Ekolodningen genomfördes med ett ekolod av modell Deeper Smart Sonar PRO+ med inbyggd GPS. Ekolodet drogs i vattnet efter en gummibåt som paddlades runt för att täcka hela våtmarkens yta. I de delar av våtmarkerna som var för grunda för användning av ekolodet (< 0,6 m), till exempel i våtmarkernas kantzoner, mättes djupet istället med en mätsticka. Baserat på djupmätningarna konstruerades batymetriska kartor (djupkartor) i Affinity Designer (version 1.6.5.135) och ett medeldjup för varje våtmark togs fram.

Vattnets teoretiska uppehållstid är den tid som inkommande vatten teoretiskt stannar i våtmarken baserat på våtmarksvolym och vattenflöde (ekvation 2.5.1:1). Teoretisk uppehållstid anges i denna rapport baserat på det genomsnittliga beräknade inloppsflödet under hela studietiden. Förändringar i våtmarksvolym på grund av högt eller lågt vattenstånd i våtmarkerna har inte tagits hänsyn till i denna uträkning.

Ekvation 2.5.1:1.

$$\text{Teoretisk uppehållstid} = \frac{\text{våtmarksvolym}}{\text{medelflöde inlopp}}$$

2.5.2 Spårämnesstudie

I tre av våtmarkerna (Hanåsa, Grisbäck och Hossmo) genomfördes spårämnesstudie under 2019 för att beskriva hydrauliken i våtmarkerna. En spårämnesstudie med detta syfte kan genomföras genom att ett ämne tillsätts momentant (eller under kort period) vid inloppet och sedan mäts koncentrationen av ämnet vid flera tillfällen i utloppet. Önskvärda karakteristika hos ett spårämne är bland annat att det är lösligt i vatten, att det inte bryts ner eller reagerar under sin färd genom våtmarken, samt att det är detekterbart vid låga koncentrationer. Spårämnet som användes i denna studie var litiumjoner (Li^+) tillsatta i form av litiumklorid (LiCl). Litium uppfyller kriterierna för ett bra spårämne (Dierberg & DeBusk, 2005) och är ett av de vanligaste spårämnena som använts i våtmarksstudier (t.ex. Kadlec, 1994 och Bodin et al., 2012).

Mängden tillsatt LiCl i varje våtmark bestämdes utifrån en teoretisk målkoncentration på 20 $\mu\text{g Li}$ per liter vid fullständig utblandning i våtmarken. Dock baserades uträkningarna på felaktiga våtmarksvolymer vilket gjorde att den mängd som tillsattes resulterade i teoretiska koncentrationer från 7,9 till 53 $\mu\text{g per liter}$ i de tre våtmarkerna (tabell 2.5.2:1). Innan tillsättning i våtmarkerna delades den totala mängden LiCl för en våtmark upp i tio lika delar och varje del löstes upp i tio liter av våtmarkens vatten. De tio lösningarna tillsattes sedan till våtmarken en efter en, genom att strilas från en kanna över en area på cirka 20 m^2 vid våtmarkens inlopp. Tidsåtgången för tillsättning av LiCl var 15 minuter per våtmark. Spårämnesstudien startades i Hanåsa den 8 maj 2019 och i Grisbäck och Hossmo den 9 maj 2019, och pågick i 14 dagar i alla våtmarker. Den flödesproportionella provtagningen fortgick även under spårämnesstudien. Analys av litiuminnehåll i utloppsvattnet i Hanåsa, Grisbäck och Hossmo gjordes utöver de andra analyserna som genomfördes varje provtagningsvecka.

Tabell 2.5.2:1. Mängd litiumklorid (LiCl) som tillsattes i tre olika våtmarker i början av spårämnesstudien. Tillsatt mängd litiumjoner (Li^+) är 16 % av tillsatt mängd LiCl (baserat på atommassa). Teoretisk koncentration av Li^+ anger koncentrationen i våtmarken efter fullständig utblandning (tillsatt mängd Li^+ dividerat med våtmarksvolymen).

Våtmark	Våtmarks- volym (m^3)	Tillsatt mängd LiCl (g)	Tillsatt mängd Li^+ (g)	Teoretisk Li^+ - koncentration ($\mu\text{g l}^{-1}$)
Hanåsa	55 000	2 700	432	7,9
Grisbäck	4 510	1 500	240	53
Hossmo	3 630	800	128	35

Under spårämnesstudien ersattes uppsamlingskärnen vid provtagningspunkterna vid utloppet i Hanåsa, Grisbäck och Hossmo med rondeller med 24 stycken 500 ml-flaskor. Under en vecka togs maximalt 360 flödesproportionella vattenprover à 30 ml. Flaskorna fylldes upp en i taget, med 15 vattenprover per flaska. Spårämnesstudien pågick i två veckor och därmed var antal vattenprover per våtmark totalt 720 stycken. Volymintervallet mellan prov bestämdes utifrån det förväntade flödet för att resultera i cirka två prover per timme, vilket innebar en tidsåtgång på cirka 7,5 timmar för att fylla en flaska. Volymintervallen mellan prov var detsamma under båda veckorna spårämnesstudien pågick, men eftersom flödet varierade så varierade tiden mellan prov.

2.5.3 Uppskattning av hydraulisk effektivitet

Utifrån spårämnesstudien uppskattade vi den hydrauliska effektiviteten i de undersökta våtmarkerna. En våtmarks hydrauliska effektivitet är ett mått på i vilken grad vattnets flödesmönster i våtmarken gynnar avskiljning av ämnen i vattnet. Uppskattningen av hydraulisk effektivitet i Hanåsa, Grisbäck och Hossmo är baserad på våtmarkens aktiva volym, det vill säga hur stor andel av våtmarkens volym som är delaktig i vattenreningen, samt graden av pluggflöde i våtmarken. Bedömning av aktiv volym görs genom jämförelse mellan den teoretiska uppehållstiden och den tid det tog för spårämnet att passera genom våtmarken. Om merparten av spårämnet lämnat våtmarken snabbare än den teoretiska uppehållstiden indikerar det att vattnet tar genvägar genom våtmarken och därmed att inte hela våtmarkens volym används i vattenreningen. Konceptet pluggflöde innebär att vattnet rör sig som en plugg genom systemet utan att blandas upp på vägen. I praktiken har våtmarker aldrig renodlat pluggflöde, utan en viss uppblandning av vattnet sker alltid (Kadlec & Wallace, 2009). I en våtmark med låg grad av pluggflöde sker en omblandning av vattnet så att en del av inkommande vatten passerar snabbt genom våtmarken, vilket medför minskade förutsättningar för avskiljning av ämnen i vattnet. Hög grad av pluggflöde är därför att eftersträva för hög näringsavskiljning. Graden av pluggflöde kan bedömas utifrån hur koncentrationskurvan för spårämnet ser ut i utloppet: ju tydligare koncentrationstopp desto högre grad av pluggflöde.

En långsmal våtmark har ofta högre hydraulisk effektivitet än en rund våtmark (Svensson et al., 2004; Kadlec & Wallace, 2009; Feuerbach, 2014) och en djup våtmark har ofta lägre hydraulisk effektivitet än en grundare (Holland et al., 2004; Kadlec & Wallace, 2009). Partier med tät växtlighet kan hämma den hydrauliska effektiviteten genom att vattnet flödar i kanaler istället för över hela ytan (Weisner et al., 1994; Bodin et al., 2012). För att utnyttja så stor del av ytan som möjligt bör avståndet mellan våtmarkens in- och utlopp vara så långt som möjligt (Feuerbach, 2004; Jordbruksverket, 2004; Feuerbach 2014). Baserat på dessa kriterier uppskattades den hydrauliska effektiviteten i de våtmarker där vi inte genomförde spårämnesstudie (Resmo, Påboda och Häckenstad).

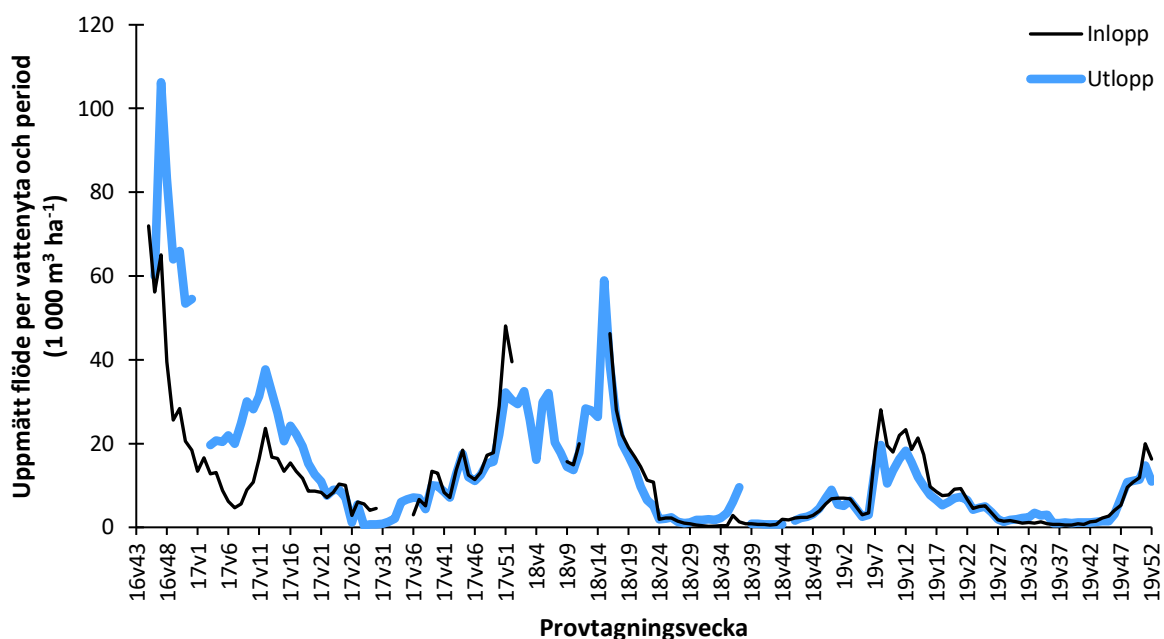
3 Resultat och diskussion

3.1 Hydraulik

3.1.1 Uppmätt flöde i särkopplade våtmarker

Den hydrauliska belastningen, inloppsflöde per hektar vattenyta, är en viktig parameter för näringsavskiljning i våtmarker på grund av att den påverkar hur stor näringsbelastningen blir. Hur hög den hydrauliska belastningen blir i en våtmark beror delvis på hur stor vattenytan är i förhållande till tillrinningsområdets storlek. Ju större andel av tillrinningsområdet våtmarken utgör desto lägre blir generellt den hydrauliska belastningen. Den hydrauliska belastningen beror även på säsongsvariationer i flöden. En viss skillnad mellan uppmätta flöden vid särkopplade våtmarkers in- och utlopp fås på grund av till exempel vattentillskott och vattenförlust i form av nederbörd och avdunstning (Kadlec & Wallace, 2009). Flöden vid in- och utlopp vid en viss tid kan också skilja sig från varandra på grund av den vattenbuffring och fördröjningseffekt som sker i våtmarken (Weisner et al., 2015). Större och/eller ihållande skillnader mellan in- och utloppsflöden beror däremot snarare på att det antingen finns extra, oövervakade vattenflöden (yt- eller grundvatten) alternativt att flödesmätare varit felkalibrerade eller av annan anledning inte fungerat som de ska.

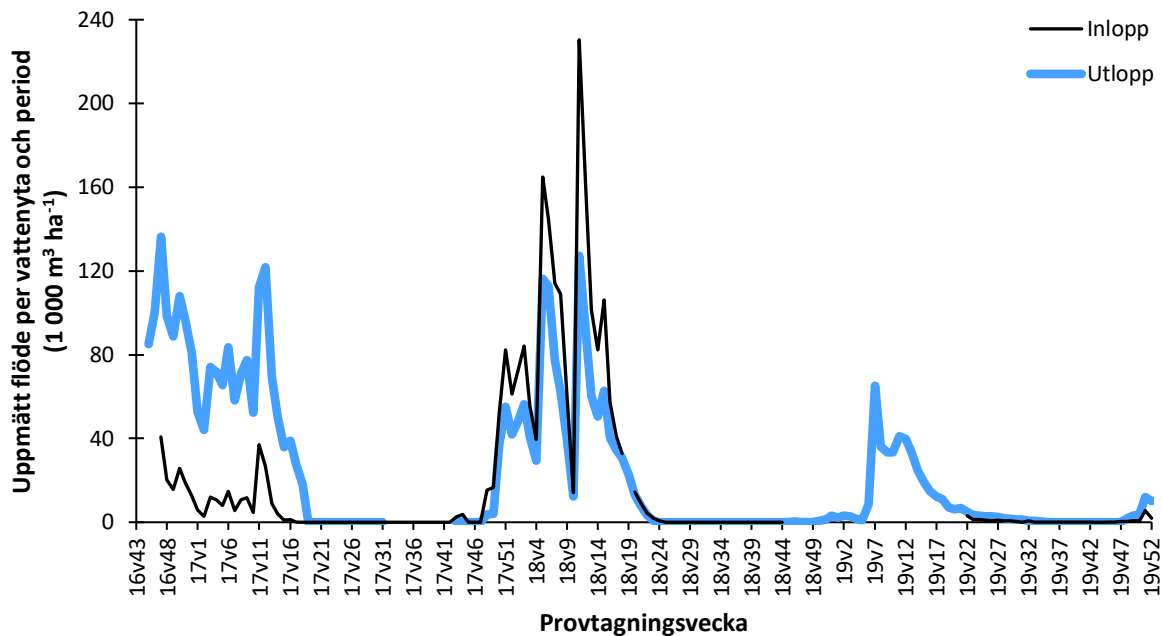
I Hanåsa var flödesskillnaderna mellan de olika säsongerna mindre än i övriga våtmarker. Flödena var aldrig noll under en provtagningsperiod, inte ens under somrarna (figur 3.1.1:1). De högsta flödestopparna som inföll under höst, vinter och vår var sällan högre än 60 000 m³ per hektar vattenyta under en period. I genomsnitt under hela studietiden var det beräknade inloppsflödet 13 000 m³ per hektar vattenyta och period i Hanåsa, vilket ger den näst lägsta hydrauliska belastningen bland våtmarkerna i denna studie. I början av studien var utloppsflödet dubbelt så högt som inloppsflödet. Under den tiden var det enligt fältprotokollen diverse problem med flödesmätningen vid utloppet, och vår bedömning utifrån bilder och fältbesök är att det potentiella mindre biflödet inte bör ha orsakat så stora skillnader mellan in- och utloppsflöde. Mer troligt är att vattenvolymen som tillkommer från biflödet är oväsentlig i sammanhanget och att problem med flödesmätningar är orsaken till högre uppmätt utloppsflöde under studiens första tid. Under resterade del av studien var de uppmätta flödena i Hanåsa mer lika varandra.



Figur 3.1.1:1. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid inlopp och utlopp i Hanåsa.

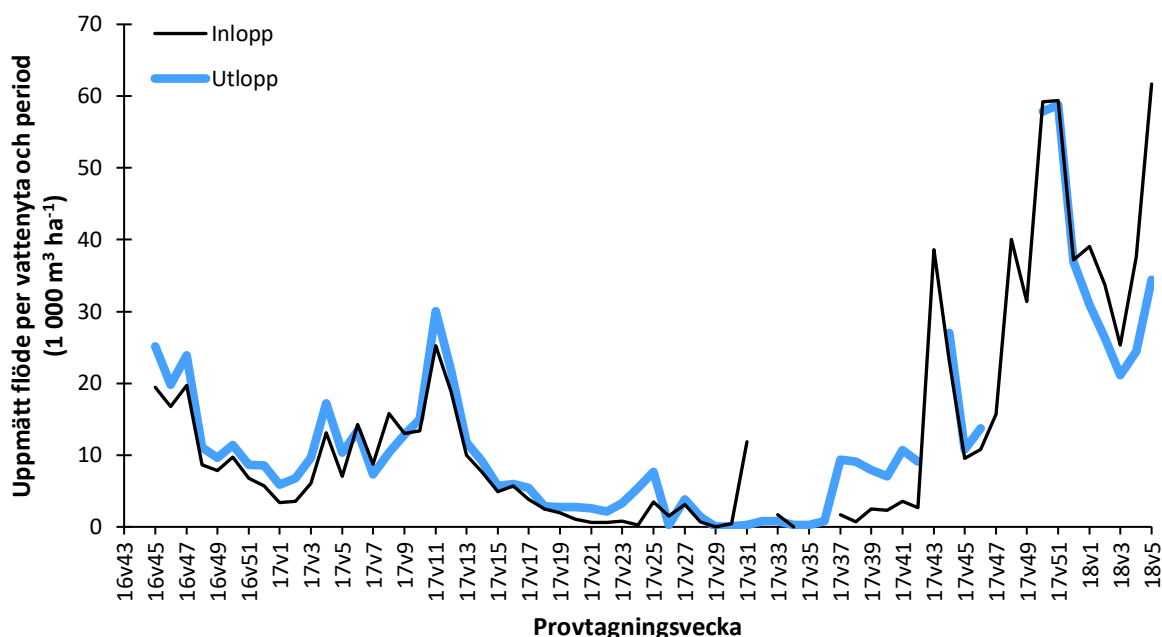
Flödet i Resmo uppvisade tydliga säsongvariationer, och under sommarhalvåret var flödena noll eller nära noll varje år (figur 3.1.1:2). Resmo hade längre sammanhängande perioder med nollflöden än de övriga våtmarkerna i studien. Det genomsnittliga beräknade inloppsflödet under studien var 20 000 m³ per hektar vattenyta och provtagningsperiod. Skillnader mellan uppmätt in- och utloppsflöde var större i Resmo än i övriga särkopplade våtmarker. I början av studieperioden var det uppmätta utloppsflödet i genomsnitt sex gånger högre än det uppmätta inloppsflödet, men vid nästa högflödesperiod var istället uppmätt inloppsflöde genomsnittligen dubbelt så högt som uppmätt utloppsflöde. Skillnader och växlingar av denna grad i en våtmark som Resmo utan några kända eller förmodade biflöden är att betrakta som märkliga och onaturliga. I fältprotokollen från Resmo under studieperiodens början anges det att fel med flödesmätningen vid in- och/eller utlopp har uppstått under en majoritet av provtagningsveckorna. I övergången mellan år 2017 och 2018 var flödesmätningen vid utloppet felkalibrerad vilket ledde till underskattning av utloppsflöden. Enligt kommentarer i fältprotokollen var omkalibrering av flödesmätaren inte genomförbar på grund av de höga

flödena, varför omkalibrering inte genomfördes förrän de högsta flödestopparna var över. Vi kopplar därför flödesskillnader mellan inlopp och utlopp i Resmo till bristande funktion och olika kalibrering av flödesmätarna snarare än faktiska skillnader i flöde. I slutet av 2018 fungerade inte flödesmätningen vid inloppet och i början på 2019 förstördes mätöverfallet vid inloppet. Inloppsmätningen låg nere under några veckor innan en ny form av flödesmätning installerades. Utloppsmätningarna fungerade under samma tid utan större anmärkningar.



Figur 3.1.1:2. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid inlopp och utlopp i Resmo.

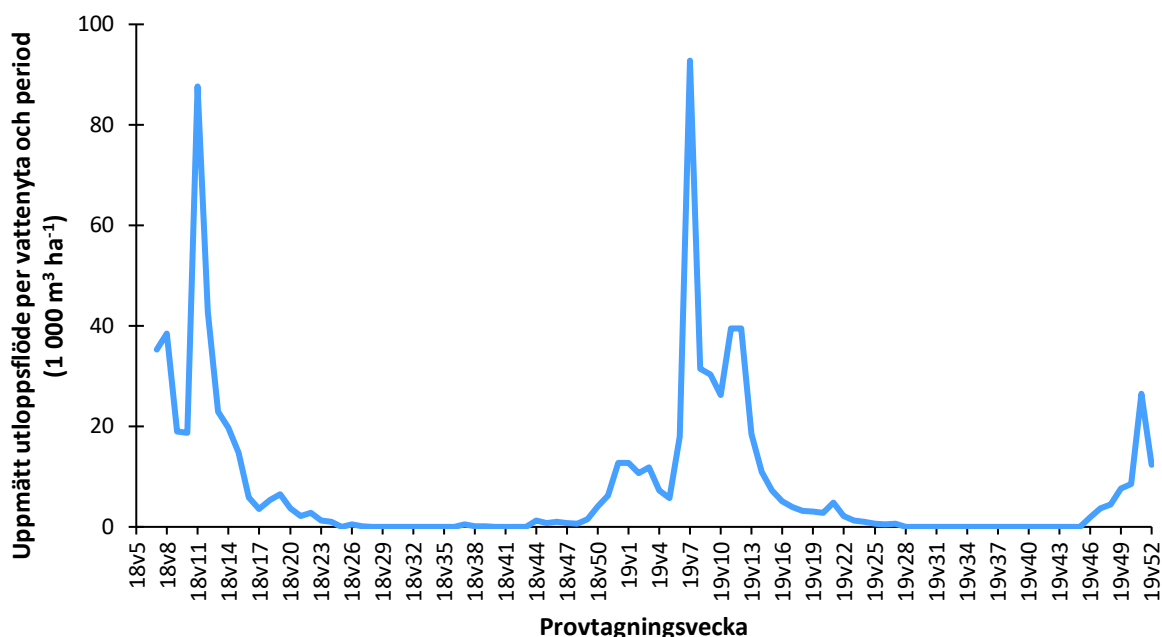
Under den tid när provtagningen var särkopplad i Påboda var flödena relativt låga i våtmarken, i synnerhet under sommaren. Det beräknade inloppsflödet var i genomsnitt 13 000 m³ och de högsta flödestopparna var cirka 60 000 m³ per hektar vattenyta och period (figur 3.1.1:3). Det fanns inga tydliga generella skillnader mellan uppmätt in- och utloppsflöde. De problem som uppstått med flödesmätningen i Påboda har berott på externa faktorer snarare än fel med flödesmätarna. Under vecka 48, 2017, förstördes mätöverfallet vid våtmarkens inlopp, vilket resulterade i en flödestopp vid utloppet samma vecka (exkluderad ur dataserien). Mätöverfallet lagades efter cirka ett dygn. Ingen flödesmätning genomfördes vid inloppet under tiden mätöverfallet var trasigt. Mellan vecka 43 och 49, 2017, var vattennivån efter mätöverfallet vid utloppet för hög för säker flödesmätning. Vi har dock valt att endast exkludera de utloppsflödesmätningar som starkt avvek från kringliggande värden.



Figur 3.1.1:3. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid inlopp och utlopp i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var särkopplad (flödesmätning vid in- och utlopp).

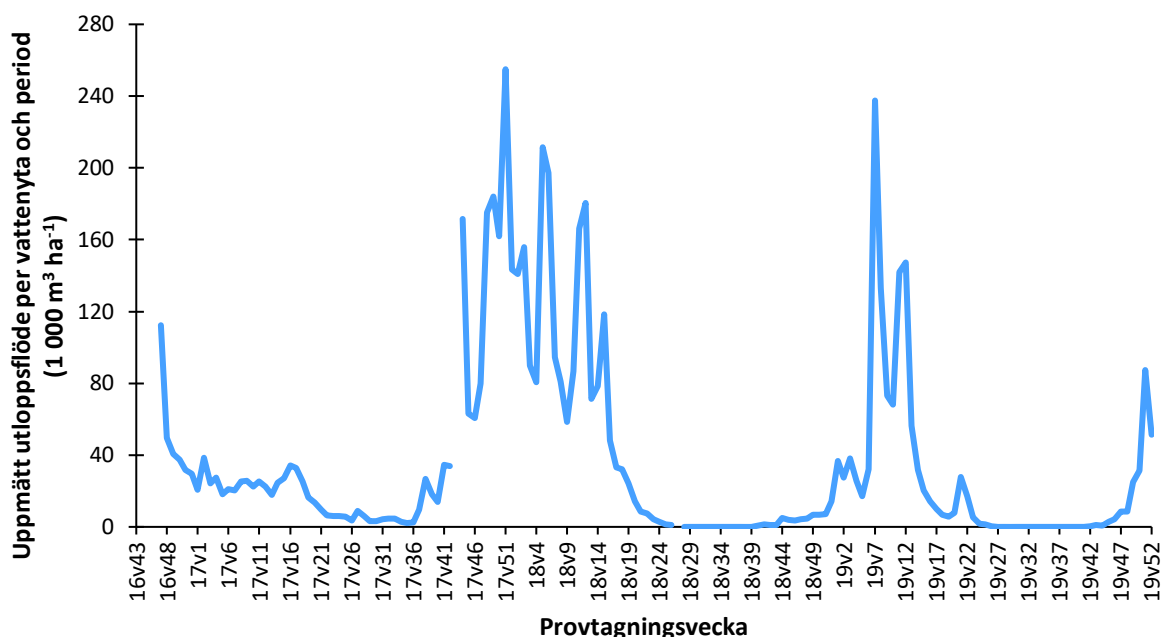
3.1.2 Uppmätt utloppsflöde i sammankopplade våtmarker

Påboda hade den lägsta genomsnittliga hydrauliska belastningen av alla våtmarker i studien. Under tiden provtagningen var sammankopplad var det genomsnittliga beräknade inloppsflödet 8 300 m³ och sammantaget under hela studien var det 10 000 m³ per hektar vattenyta och provtagningsperiod. Flödesskillnader mellan säsonger i Påboda var tydligare under den sammankopplade perioden än under den särkopplade perioden (figur 3.1.2:1). Under somrarna var flödet noll eller nära noll. Under två provtagningsperioder, under vinter och vår, ökade flödena abrupt till cirka 90 000 m³ per hektar vattenyta och provtagningsperiod. Olika säsongsvariationer beror sannolikt på skillnader i nederbörd mellan sommaren 2017 och somrarna 2018 och 2019 (SMHI, 2020d) snarare än skillnad i flödesmätning. Under den tid när provtagningen var sammankopplad i Påboda fungerade flödesmätningen i stort sett problemfritt.



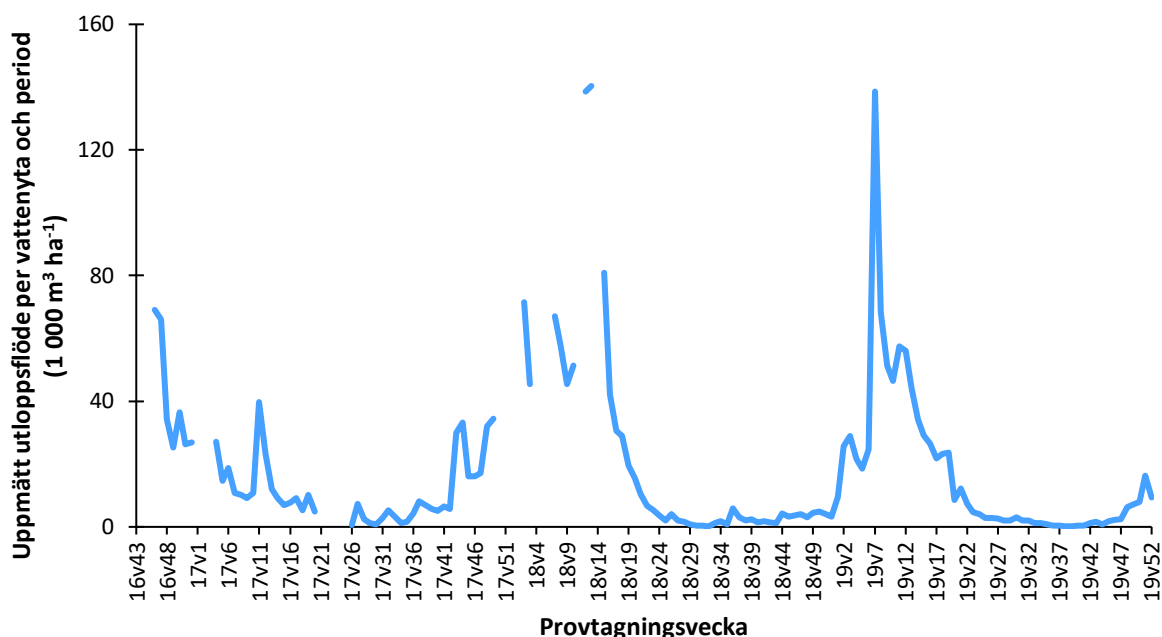
Figur 3.1.2:1. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid utloppet i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var sammankopplad (flödesmätning endast vid utlopp).

Även i Grisbäck skilde sig flödet mellan olika säsonger och år, och var som lägst under sommaren 2018 och 2019 (figur 3.1.2:2). Grisbäck hade fler flödestoppar än de andra våtmarkerna i studien. Mellan höst och vår var flödet vid flera tillfällen uppe i över 150 000 m³ per hektar vattenyta och provtagningsperiod. Det genomsnittliga beräknade inloppsflödet var näst högst i Grisbäck jämfört med övriga våtmarker i studien; 40 000 m³ per hektar vattenyta och period. Flödesmätningen i Grisbäck var generellt välfungerade, förutom vid ett fåtal provtagningsveckor. Vecka 27, 2018, saknas på grund av strömbortfall i provtagaren. Under vecka 43, 2017, breddade vattnet över dämningen vid utloppet så pass att ingen tillförlitlig flödesmätning kunde göra. Den veckan är därför borttagen ur tidsserien. Vecka 48, 2017, och mellan vecka 36 och 38, 2018, förekom smärre läckage vid utloppet som dock inte bedömdes påverka flödesmätningarna i någon större utsträckning.



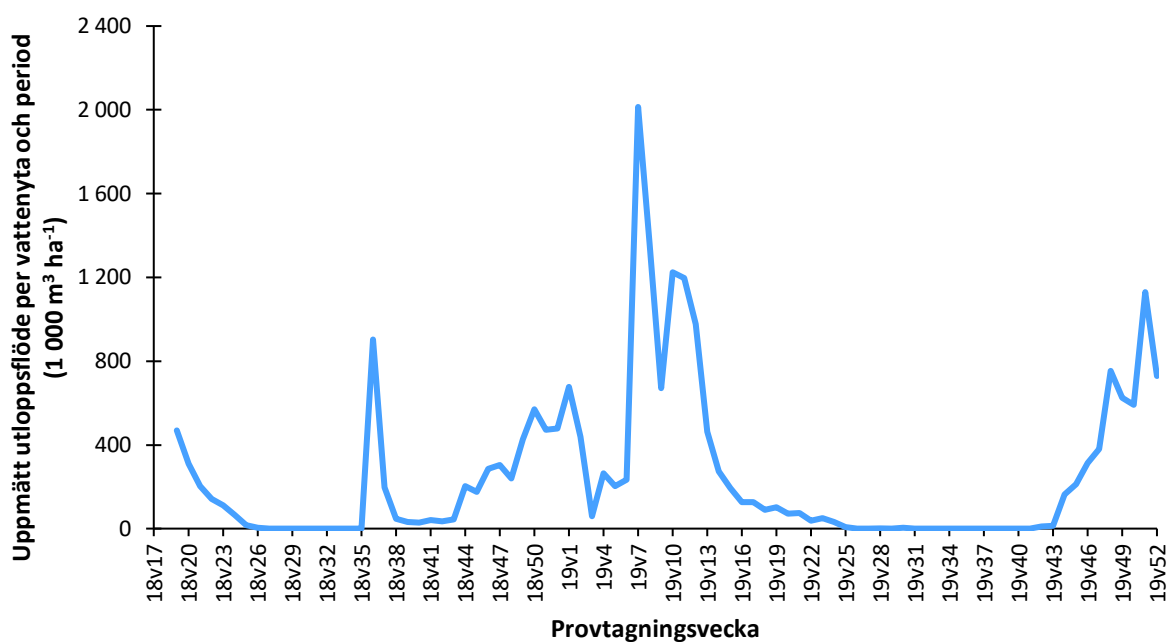
Figur 3.1.2:2. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid utloppet i Grisbäck.

Säsongsvariationen var tydlig även i Hossmo (figur 3.1.2:3). Flödet var aldrig noll, men lågt under somrarna och högre under övriga årstider. De högsta flödestopparna på cirka 140 000 m³ per hektar vattenyta och period inföll under vinter och vår. I genomsnitt var det beräknade inloppsflödet i Hossmo 18 000 m³ per hektar vattenyta och provtagningsperiod. Under studiens gång uppstod en rad olika problem med flödesmätningen, vilka lett till att flödesmätningen under ett flertal provtagningsperioder exkluderats. Återkommande problem i Hossmo var att riktigt höga flöden resulterade i att vatten svämmande över och runt mätöverfallet (vecka 3, 2017, och vecka 11, 2018), att fallet efter mätöverfallet var för lågt på grund av högt vattenstånd efter våtmarken (vecka 50, 2017, till vecka 1, 2018, samt vecka 14, 2018) samt att vatten flödade in i våtmarken från fel håll och att havsvatten trängde in i våtmarken (vecka 1, 2017, och vecka 4 till 6, 2018). Flödesmätningarna från samtliga ovannämnda veckor är borttagna ur mätserien. Ett annat, mindre problem med mätningen i Hossmo har varit att mätstationen är placerad i en beteshage för nötkreatur. Vid upprepade tillfällen (vecka 29 och 34, 2018, samt vecka 34 och 36, 2019) har korna bitit på provtagningslangen och vid ett tillfälle till och med vält flödesmätaren.



Figur 3.1.2:3. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid utloppet i Hossmo.

Av de våtmarker som ingår i denna studie hade Häckenstad den absolut högsta hydrauliska belastningen. Beräknat inloppsflöde var i genomsnitt 252 000 m³ per hektar vattenyta och period i Häckenstad, och den högsta flödestoppen var på strax över 2 000 000 m³ per hektar vattenyta under en provtagningsperiod (figur 3.1.2:4). Flödena i Häckenstad följde ungefär samma säsongsmönster som observerats i de andra våtmarkerna, med låga flöden under somrarna och högre flöden under vinter, vår och höst. Torrperioden 2018 var dock kortare i Häckenstad än i övriga våtmarker. Flödesmätningen i Häckenstad verkar ha fungerat utan några egentliga problem.



Figur 3.1.2:4. Uppmätt flöde per hektar vattenyta och provtagningsperiod vid utloppet i Häckenstad.

3.1.3 Djup

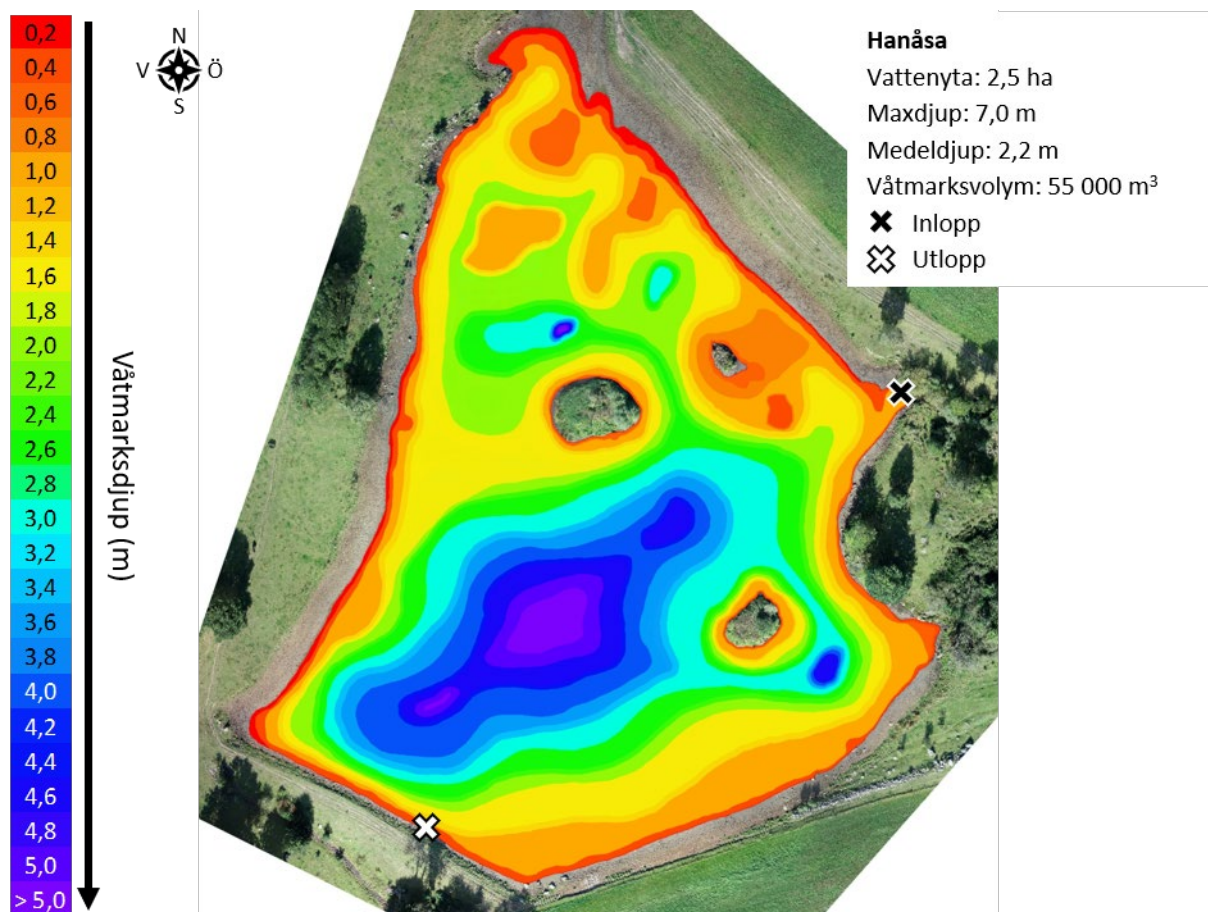
En våtmarks djup inverkar på dess reningsförmåga på flera sätt, bland annat genom att påverka förekomsten av växter. För att etablering av växter i en våtmark ska bli så utbredd som möjligt bör dess medeldjup inte överstiga en meter (Jordbruksverket, 2004). Vanliga övervattensväxter såsom bladvass (*Phragmites australis*) och bredkaveldun (*Typha latifolia*) kräver grunt vatten för etablering och tillväxt (Weisner, 1993; Coops et al., 1996). Vid vattendjup över två meter blir ljusgenomsläppet ofta för lågt för utbredd etablering av undervattensväxter, i synnerhet om vattnet är grumligt (Havens, 2003; Feuerbach, 2014).

Våtmarksdjupen skiljde sig mellan de sex våtmarkerna i denna studie (tabell 3.1.3:1). Grisbäck, Hossmo och Häckenstad hade medeldjup på cirka en halvmeter, medan Resmo och Påboda var något djupare. Den våtmarken som tydligast sticker ut är Hanåsa med ett maxdjup på sju meter och ett medeldjup på över två meter. Skillnader i djup och area medförde att även våtmarksvolymen skiljde sig mellan våtmarkerna i denna studie. Häckenstad hade klart lägst volym, och Hanåsa den överlägset största. Nedan visas djupkartor för alla våtmarker utom Häckenstad.

Tabell 3.1.3:1. Yta, djup och volym i våtmarkerna i studien. Djup är mätt med ekolod och mätsticka (endast mätsticka i Häckenstad). Våtmarksvolym är vattenyta multiplicerat med medeldjup.

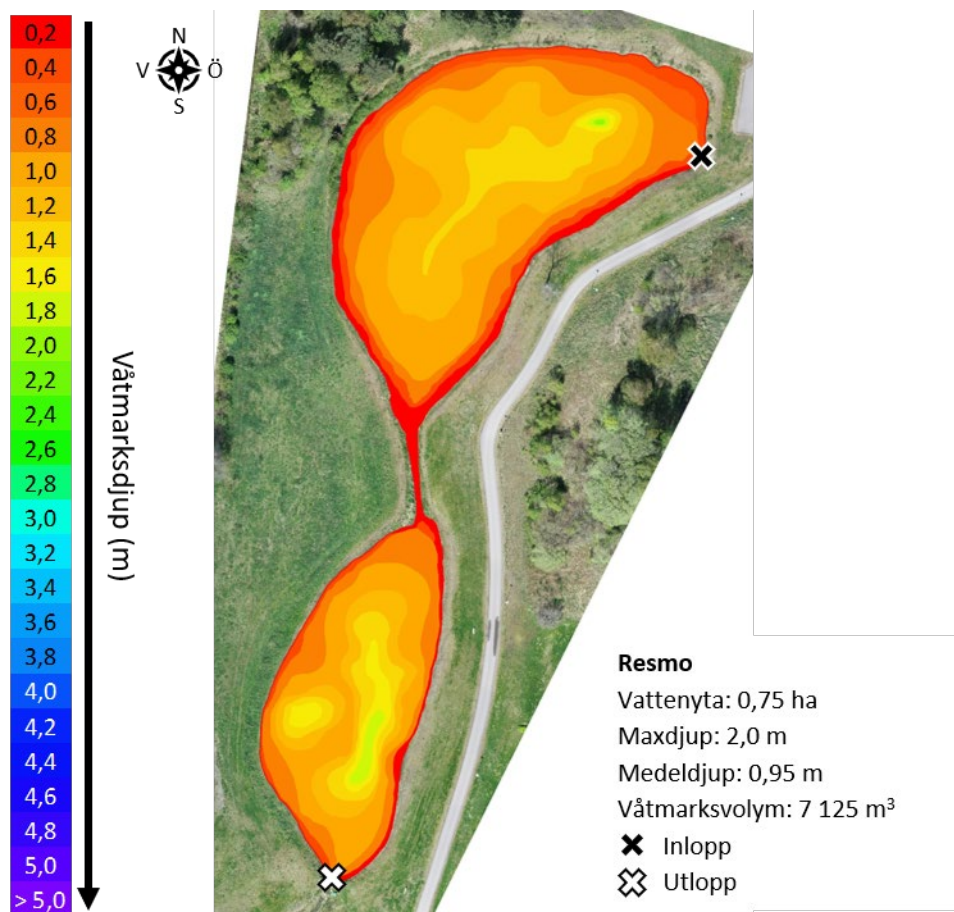
Våtmark	Vattenyta (ha)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	Våtmarksvolym (m ³)
Hanåsa	2,5	7,0	2,2	55 000
Resmo	0,75	2,0	0,95	7 125
Påboda	0,40	2,6	0,67	2 680
Grisbäck	0,82	1,4	0,55	4 510
Hossmo	0,66	1,4	0,55	3 630
Häckenstad	0,022	0,80	0,50	110

Hanåsa var den absolut djupaste av våtmarkerna i studien. Stora delar av våtmarken var djupare än det största maxdjup som rekommenderas för våtmarker (figur 3.1.3:1), vilket kan förklara bristen på växtlighet. Även kantzonen var dock bar, vilket enligt Länsstyrelsens bedömning sannolikt berodde på högt betestryck. Medeldjupet på 2,2 meter och maxdjupet på 7,0 meter, i kombination med avsaknaden av växtlighet, gör att Hanåsa är att betrakta som en damm snarare än en våtmark.



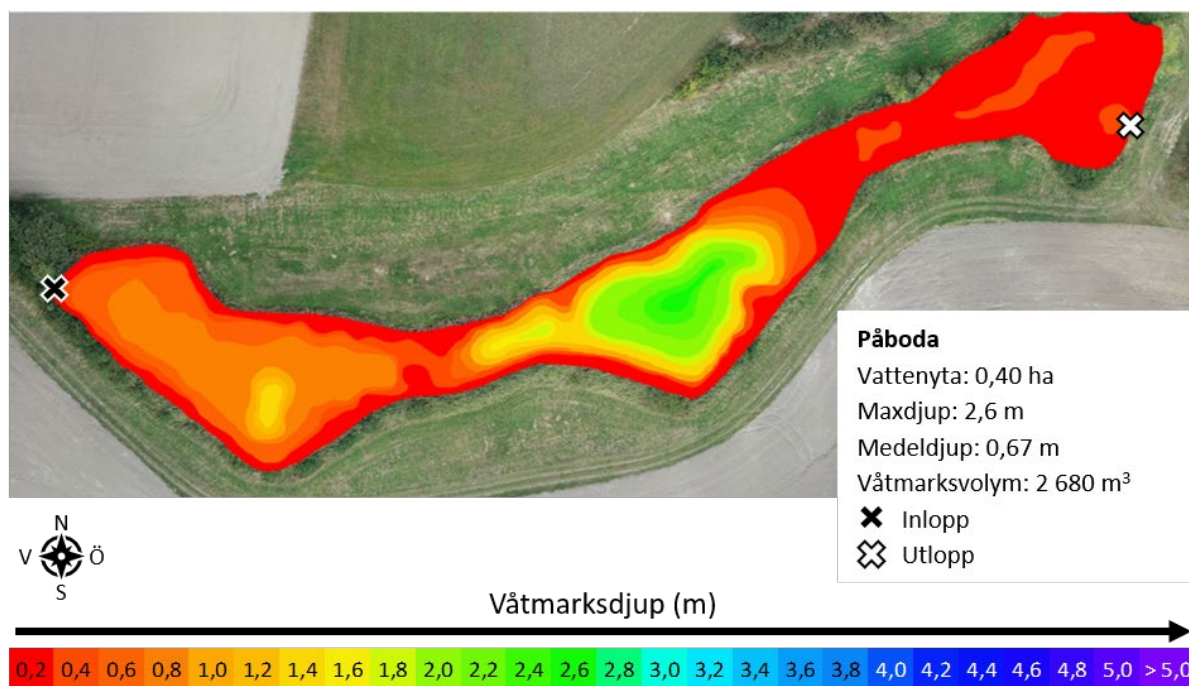
Figur 3.1.3:1. Djupkarta av Hanåsa. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp. Drönbild tagen av Magnus Danbolt 2019-09-19.

Resmo hade det näst största medeldjupet av våtmarkerna i studien; 0,95 meter. Våtmarken var generellt djupast i mitten, och maxdjupet på 2,0 meter uppmättes i en punkt i närheten av inloppet (figur 3.1.3:2). Både medeldjupet och maxdjupet i Resmo faller inom djuprekommendationer för växtetablering i våtmarker. Det är därför inte förvånande att våtmarken haft så pass hög täckningsgrad av växtlighet. Att våtmarken främst täckts av undervattensväxter beror på att djupet passar för den typen av vegetation. Trots att Resmo anlades med syftet att magasinera vatten så hade den tydliga karaktärsdrag av en våtmark i och med att den var relativt grund och väl bevuxen.



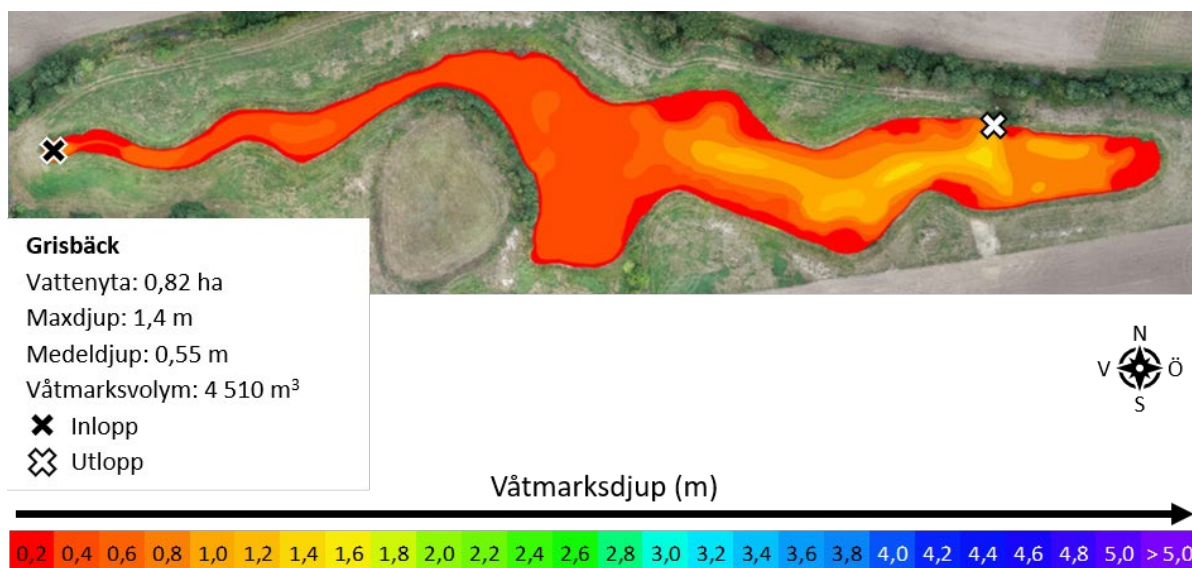
Figur 3.1.3:2. Djupkarta av Resmo. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp. Drönbild tagen av Magnus Danbolt 2019-05-10.

I Påboda var det större djupskillnader mellan olika delar av våtmarken. Den västra delen av våtmarken var medeldjup, våtmarkens mitt var djup och längst i öster var våtmarken väldigt grund (figur 3.1.3:3). Medeldjupet var 0,67 meter. Djupfördelningen i Påboda stämmer väl överens med de skötselåtgärder som genomförts i våtmarken, där den östra delen låtits växa igen medan resterande delar hållits fria från växlighet. Maxdjupet i Påboda på 2,6 meter var det näst största maxdjupet jämfört med de andra våtmarkerna i studien, och större än rekommenderat för etablering av våtmarksväxter. I den djupaste delen av våtmarken var växtäckningen låg. I den grundaste delen har förutsättningarna för etablering av bladvass varit mer gynnsamma och täckningsgraden av vass var därför mycket hög i där. Påboda hade näst minst yta och volym av våtmarkerna i studien.



Figur 3.1.3:3. Djupkarta av Pøboda. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp. Drönbild tagen av Magnus Danbolt 2019-09-20.

Grisbäck var en av de grundaste våtmarkerna i studien. Grisbäck hade ett maxdjup på 1,4 meter och ett medeldjup på 0,55 meter. Både max- och medeldjup var inom rekommenderade djup för våtmarker. Den västra halvan av våtmarken var grund men djupet blev större i den östra delen där även maxdjupet uppmättes (figur 3.1.3:4). I den grundaste halvan av våtmarken täcktes stora delar av vattenytan av bredkaveldun som trivs i grunt vatten, och i den djupare delen har djupet passat bra för etablering av undervattensvegetation.



Figur 3.1.3:4. Djupkarta av Grisbäck. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp. Drönbild tagen av Magnus Danbolt 2019-09-20.

Hossmo hade samma max- och medeldjup som Grisbäck, det vill säga 1,4 respektive 0,55 meter. Även Hossmo var därmed en av de grundare våtmarkerna i studien. Våtmarken var relativt jämn djup, förutom vissa väldigt grunda partier med tät övervattensvegetation samt ett

djupare parti vid utloppet (figur 3.1.3:5). Volymen i Hossmo var relativt liten i förhållande till övriga våtmarker i studien. Trots att djupet varit gynnsamt för våtmarksväxter var täckningsgraden av växter lägre i Hossmo än i exempelvis Grisbäck, vilket delvis kan bero på att betestryck och nedtrampning av nötkreatur har försvårat etablering av vegetation.



Figur 3.1.3:5. Djupkarta av Hossmo. Kryss visar placering av våtmarkens in- och utlopp. Drönbild tagen av Magnus Danbolt 2019-05-10.

Häckenstad hade lägst max- och medeldjup av alla våtmarker i studien. Medeldjupet på 0,50 meter var endast något lägre än i Grisbäck och Hossmo, men maxdjupet på 0,80 meter var klart lägre än i alla övriga våtmarker. I och med att Häckenstad är ett fosfordike är dess yta liten, och Häckenstad hade därför den klart minsta volymen av våtmarkerna i studien. Djupet i Häckenstad ökade från inloppet till utloppet. Vid inloppet var djupet 0,40 meter och vid utloppet 0,80 meter. Växtförekomsten var låg i Häckenstad, vilket kan bero på att våtmarken var relativt nyanlagd när den inkluderades i studien.

3.1.4 Uppehållstid

Lång uppehållstid kan gynna avskiljningen av både kväve och fosfor (Jordbruksverket, 2004; Faulwetter et al., 2009; Kadlec & Wallace, 2009). Sedimentation kan ske även vid korta uppehållstider (Brandt et al., 2009) men de minsta partiklarna behöver mer tid för att sedimentera (Feuerbach, 2014). Kort uppehållstid ökar även risken för resuspension av sedimenterat material (Jordbruksverket, 2004). Exakt vilken uppehållstid som krävs i en våtmark varierar dock mellan olika våtmarker (Jordbruksverket, 2004) och är därför svår att fastställa. Enligt Arheimer & Wittgren (2002) bör den genomsnittliga uppehållstiden i en

våtmark inte vara under två dygn för att uppnå hög näringsavskiljning, och enligt Feuerbach (2014) är en uppehållstid på mellan två och tre dagar vid medelflöde att eftersträva.

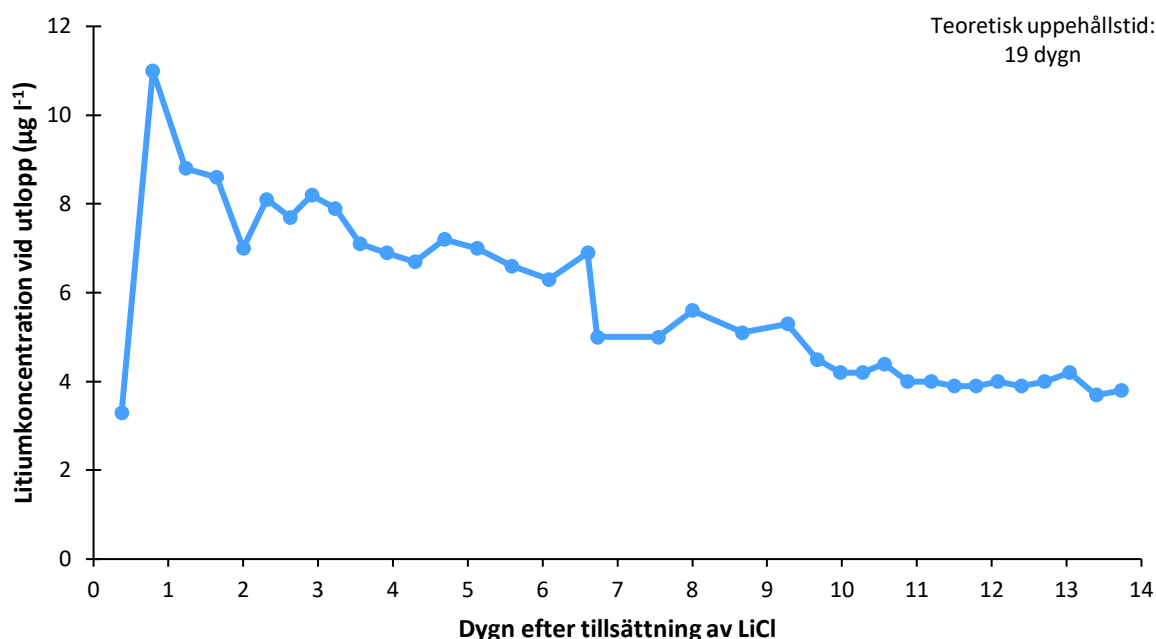
Vid medelflöde (genomsnittligt beräknat inloppsflöde under hela studien) var vattnets teoretiska uppehållstid i våtmarkerna i denna studie mellan strax under tre timmar och 12 dygn (tabell 3.1.4:1). Hanåsa hade längst medeluppehållstid på grund av dess stora volym, och Häckenstad hade kortast uppehållstid på grund av dess lilla volym. Den teoretiska uppehållstiden varierade över säsonger på grund av säsongsbundna variationer i flöden. Under somrarna, när flödena var som lägst, var den teoretiska uppehållstiden längst. Resmo hade mycket lång teoretisk uppehållstid under somrarna på grund av de långa perioderna med nollflöden i våtmarken. I de flesta av våtmarkerna var de teoretiska uppehållstiderna kortast under vintrarna när flödena var som högst. Alla uträkningar av teoretisk uppehållstid förutsätter att hela våtmarksvolymen byts ut under en uppehållstid. Är våtmarkens hydrauliska effektivitet lägre blir vattnets verkliga uppehållstid i våtmarken kortare än den teoretiska.

Tabell 3.1.4:1. Våtmarksvolym, genomsnittligt beräknat inloppsflöde under hela studien och den teoretiska uppehållstid som medelflödet resulterar i.

Våtmark	Våtmarksvolym (m ³)	Medelflöde inlopp (l s ⁻¹)	Medeluppehållstid (dygn)
Hanåsa	55 000	53	12
Resmo	7 125	25	3,3
Påboda	2 680	7,1	4,4
Grisbäck	4 510	48	1,1
Hossmo	3 630	20	2,1
Häckenstad	110	11	0,12

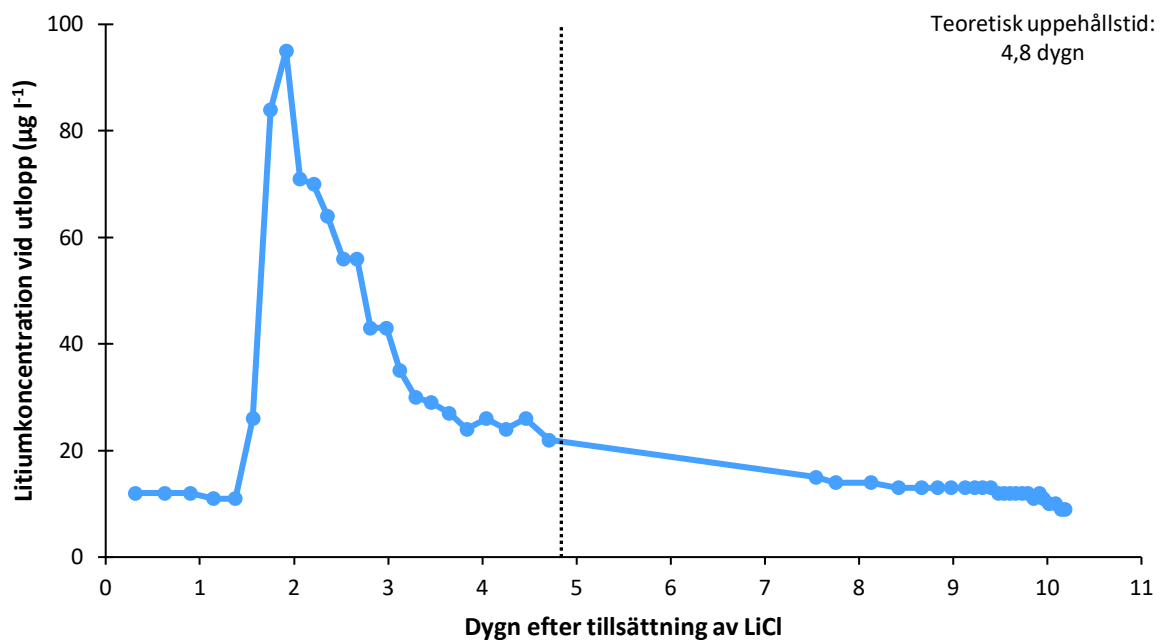
3.1.5 Hydraulisk effektivitet

Enligt vår bedömning var den hydrauliska effektiviteten i Hanåsa låg. Under spårämnesstudien resulterade det genomsnittliga beräknade inloppsflödet i en teoretisk uppehållstid på 19 dagar, vilket är längre tid än de 14 dagar som spårämnesstudien pågick (figur 3.1.5:1). Trots det verkar merparten av tillsatt litium ha passerat våtmarken omkring 12 dygn efter tillsättning. Den genomsnittliga uppehållstiden för spårämnet var således väsentligt lägre än den teoretiska uppehållstiden, vilket visar att en relativt liten del av våtmarkens volym var aktiv. Den tidiga ökningen av litiumkoncentration vid utloppet i Hanåsa efter tillsättning, och att litiumkoncentrationen därefter avtar successivt, visar dessutom på en utpräglad omblandning av flödet och därmed mycket låg grad av pluggflöde. Den låga hydrauliska effektiviteten i Hanåsa kan förklaras av det stora djupet, den relativt runda formen på våtmarken samt att in- och utlopp inte är placerade på maximalt avstånd från varandra. Programmeringen av flödesvolymintervall mellan provtagningar var satt efter det flöde som utifrån våtmarkens tidigare flöden samt väderprognoser förväntades vara i våtmarken under spårämnesstudien. I Hanåsa blev flödena något lägre än förväntat, vilket ledde till att endast 36 av 48 möjliga flaskor fylldes under spårämnesstudien. Litiumkoncentrationen under spårämnesstudien var lägre i Hanåsa än i de andra två våtmarkerna på grund av att mindre mängd i förhållande till våtmarkens volym tillsattes.



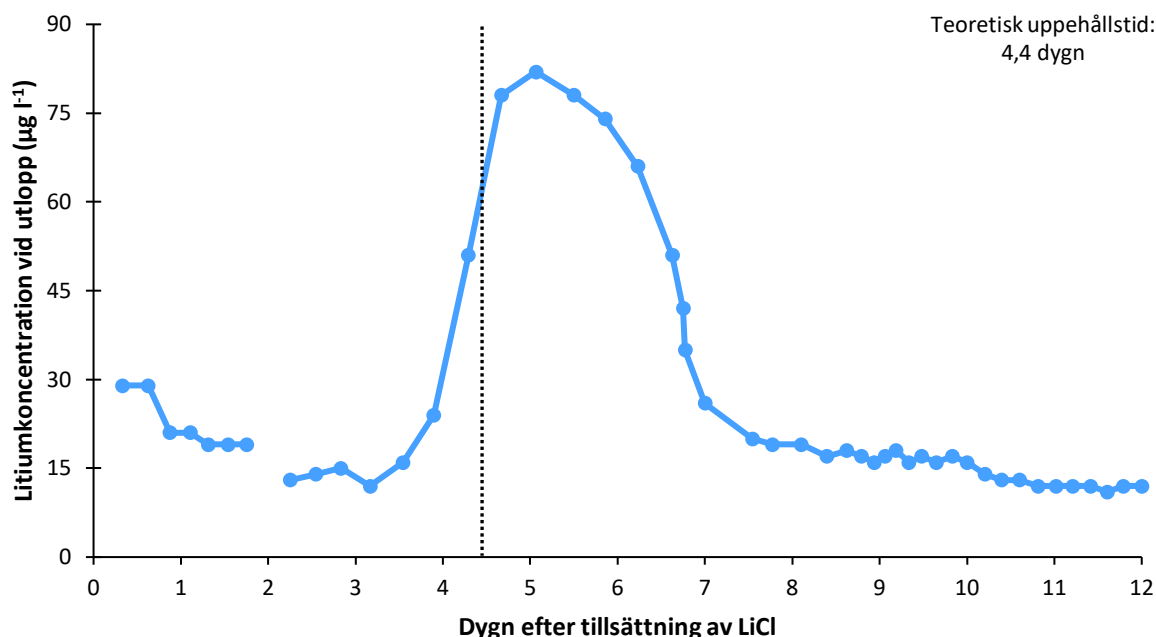
Figur 3.1.5:1. Koncentration av litium vid utloppet i Hanåsa under spårämnesstudien (vecka 20–21, 2019). Textrutan anger teoretisk uppehållstid baserad på genomsnittligt inloppsflöde under båda veckorna.

Den hydrauliska effektiviteten var enligt vår bedömning medelhög i Grisbäck. Två dygn efter tillsättning av litium i våtmarken syns en tydlig koncentrationstopp vid utloppet (figur 3.1.5:2). Litiumkoncentrationen avtar sedan successivt men snabbt, och efter cirka nio dygn är koncentrationen så pass ihållande låg att merparten av tillsatt litium kan antas ha lämnat våtmarken. Den genomsnittliga uppehållstiden för spårämnet var ungefär tre dygn. Variationen i litiumkoncentration över tid visar att Grisbäck har hög grad av pluggflöde. Under spårämnesstudiens första vecka, då huvuddelen av spårämnet passerade genom våtmarken, resulterade genomsnittligt beräknat inloppsflöde i en teoretisk uppehållstid på 4,8 dygn. Stora delar av spårämnet passerade därmed våtmarken innan en teoretisk uppehållstid. Det visar att spårämnet inte spridit sig i hela våtmarkens volym och därmed att inte hela volymen ingår i våtmarkens vattenrening. Trots hög grad av pluggflöde blir den hydrauliska effektiviteten därför endast medelhög i Grisbäck. Den långsmala designen av Grisbäck borde bidra till relativt hög hydraulisk effektivitet, men den hydrauliska effektiviteten sänks troligen av andra faktorer såsom kanalisering i den grunda delen av våtmarken och att den södra viken i mitten på våtmarken inte är aktiv i reningen. För bättre hydraulisk effektivitet borde även utloppet ha placerats längre bort från inloppet. Flödet under spårämnesstudien blev högre än vad som förväntats och vad provtagningen var programmerad för, under båda veckorna. Det ledde till att alla flaskor fylldes upp innan veckorna var slut. Under första veckan samlades vattenprover in endast under de första fem dygnen och provtagningen startades igen först vid provinsamling tre dygn senare. Provuppehållet påverkade dock inte resultaten av spårämnesstudien i och med att den största delen av tillsatt litium passerade våtmarken innan uppehållet.



Figur 3.1.5:2. Koncentration av litium vid utloppet i Grisbäck under spårämnesstudien (vecka 20–21, 2019). Texttrutan anger och streckad linje markerar teoretisk uppehållstid baserad på genomsnittligt inloppsflöde under första veckan.

I Hossmo bedömer vi att den hydrauliska effektiviteten var hög. Efter tillsättning av litium var koncentrationen vid utloppet låg i cirka tre dygn, sedan ökade koncentrationen till en tydlig topp fem dygn efter tillsättning (figur 3.1.5:3). Koncentrationen avtog sedan i samma snabba takt som den ökade. Spårämnesstudien visar därmed att flödet i Hossmo till stor del var pluggflöde. Graden av pluggflöde förefaller vara högre i Hossmo än i Grisbäck eftersom litiumkoncentrationen går ner snabbare efter koncentrationstoppen. Spårämnets uppehållstid i våtmarken var i genomsnitt cirka fem dygn och efter 11 dygn hade huvuddelen av tillsatt litium passerat genom våtmarken. Den teoretiska uppehållstiden i Hossmo var under spårämnesstudiens första vecka 4,4 dygn, vilket är ungefär lika länge som den tiden spårämnet stannade i våtmarken. Att spårämnets genomsnittliga uppehållstid till och med verkar vara längre än den teoretiska uppehållstiden, vilket i praktiken inte kan ske, beror antingen på problem med provtagningen, flödesmätningen eller annan mindre felräkning. Det utpräglade pluggflödet och tiden spårämnet stannade i våtmarken indikerar att den hydrauliska effektiviteten i Hossmo är hög. Hög hydraulisk effektivitet beror sannolikt till stor del på designen av våtmarken, vilken gör att vattnet inte kan ta genvägar utan måste färdas en lång väg från inlopp till utlopp. Flödet i Hossmo under spårämnesstudien var i princip detsamma som det förväntade flödet. Alla 48 provflaskor fylldes under studien men inget nämnvärt tidsuppehåll i provtagning fanns mellan veckorna. Vid insamling av det åttonde provet (insamlat dygn två efter tillsättning) gick något fel vilket gör att provet helt saknas i mätserien.



Figur 3.1.5:3. Koncentration av litium vid utloppet i Hossmo under spårämnesstudien (vecka 20–21, 2019). Ett prov saknas. Texttrutan anger och streckad linje markerar teoretisk uppehållstid baserad på genomsnittligt inloppsflöde under första veckan.

Den hydrauliska effektiviteten i Resmo har vi bedömt som måttlig, främst baserat på formen på våtmarken: Våtmarkens två bassänger är relativt runda vilket gör att arean sannolikt inte utnyttjas fullt ut. I Påboda bedömer vi däremot att den hydrauliska effektiviteten var hög på grund av våtmarkens långsmala form. Designen av Häckenstad, ett långsmalt dike, gör att den hydrauliska effektiviteten sannolikt var mycket hög i den våtmarken.

3.2 Kväve

3.2.1 Potentiell underskattning av kvävekoncentration

Korrelationer mellan inloppsflöde och inloppskoncentration under olika säsonger i särkopplade våtmarker (Resmo och Påboda) visar signifikanta samband mellan flöde och kvävekoncentration (tabell 3.2.1:1). Tre av fyra statistiskt signifikanta korrelationer var positiva, med högre koncentrationer vid högre flöden. Detta indikerar en viss risk att inloppskoncentrationer kan underskattas vid sammankopplad provtagning. Hanåsa, där ju inloppsflöden också mättes, har ej medtagits här på grund av stor osäkerhet avseende okända inloppsflöden som avspeglas i kraftigt negativ kväve- och fosforavskiljning (mer information nedan).

Tabell 3.2.1:1. Korrelationer (Pearson Correlation) mellan inloppsflöde och inloppskoncentration av kväve i två särkopplade våtmarker under årets fyra säsonger. Signifikanta p-värden ($p < 0,05$) är fetstilta. R-värden presenteras endast för signifikanta korrelationer. n = antal punkter.

Våtmark	Säsong	Signifikansvärde (p-värde)	Korrelationskoefficient (R-värde)	n
Resmo	Vinter	0,265	-	31
Resmo	Vår	0,455	-	26
Resmo	Sommar	0,006	0,824	9
Resmo	Höst	0,035	0,637	11
Påboda	Vinter	0,001	-0,657	22
Påboda	Vår	< 0,0005	0,900	13
Påboda	Sommar	0,602	-	9
Påboda	Höst	0,174	-	14

Jämförelse av flödesviktade inloppskoncentrationer visar att inloppskoncentrationen av kväve vanligen blir lägre per år då viktning baseras på utloppsflöde än då den baseras på inloppsflöde, även om variationen mellan våtmarkerna och olika år var stor (tabell 3.2.1:2). I båda våtmarkerna och under alla år uppgick den genomsnittliga underskattningen av viktad inloppskoncentration baserad på utloppsflöde till 3,8 % jämfört med om viktning baserats på inloppsflöde. Detta kan ses som ett mått på den potentiella underskattningen av kvävekoncentration vid sammankopplad flödesproportionell provtagning (med flödesmätning i utlopp). Till vår kännedom finns det inga tidigare studier som anger den potentiella underskattningen av kvävekoncentration vid sammankopplad provtagning. Korrigerad kvävekoncentration i denna studie är därför baserad på de procentuella skillnaderna i tabell 3.2.1:2. Givetvis finns stora osäkerheter i detta och vi har därför korrigerat inloppskoncentrationer i sammankopplade våtmarker med + 5 % för att med större säkerhet få ett intervall mellan okorrigerad och korrigerad koncentration som innefattar verkliga koncentrationer.

Tabell 3.2.1:2. Årliga genomsnitt av flödesviktade inloppskoncentrationer av kvävekoncentration i två särkopplade våtmarker. Inloppskoncentration viktad mot inloppsflöde representerar den inloppskoncentration särkopplad provtagning ger och inloppskoncentration viktad mot utloppsflöde representerar den inloppskoncentration sammankopplad provtagning hade givit vid samma tillfälle. Negativ skillnad indikerar en underskattning av inloppskoncentration då provtagning styrs av utloppsflöde (sammankopplad provtagning). n = antal punkter.

Våtmark	År	Kvävekoncentration vid inlopp (mg l^{-1})		Skillnad		
		Viktad mot inloppsflöde	Viktad mot utloppsflöde	mg l^{-1}	%	n
Resmo	2016	20	19	-1,1	-5,2	8
Resmo	2017	17	13	-3,8	-23	20
Resmo	2018	10	10	-0,21	-2,0	18
Resmo	2019	16	15	-0,68	-4,2	27
Påboda	2016	28	27	-0,40	-1,5	8
Påboda	2017	14	15	1,3	9,0	45
Påboda	2018	9,3	9,3	0,040	0,43	5

3.2.2 Kvävekoncentration

Kvävekoncentrationen i en våtmark är en viktig parameter för kväveavskiljning i och med att den påverkar belastningen. Ju högre koncentration desto högre blir ofta belastning och avskiljning. Koncentrationer av kväve i en våtmark beror till stor del på andelen åkermark

inom tillrinningsområdet. För att anläggandet av en våtmark ska vara motiverad ur en kostnadseffektiv synvinkel bör inkommande kvävekoncentration vara minst 5 mg per liter, vilket generellt innebär att andelen åkermark i tillrinningsområdet bör vara minst 70 % (Jordbruksverket, 2004). De tre av våtmarkerna i denna studie med minst 70 % åkermark i tillrinningsområdet (Resmo, Påboda och Hossmo) hade genomsnittliga inloppskoncentrationer av kväve på över 5 mg per liter, medan våtmarkerna med lägre andel åkermark i tillrinningsområdet (Hanåsa, Grisbäck och Häckenstad) hade lägre genomsnittliga inloppskoncentrationer. I genomsnitt var inloppskoncentrationerna av kväve i veckoproven mellan 1,7 och 9,9 mg per liter i alla sex våtmarker.

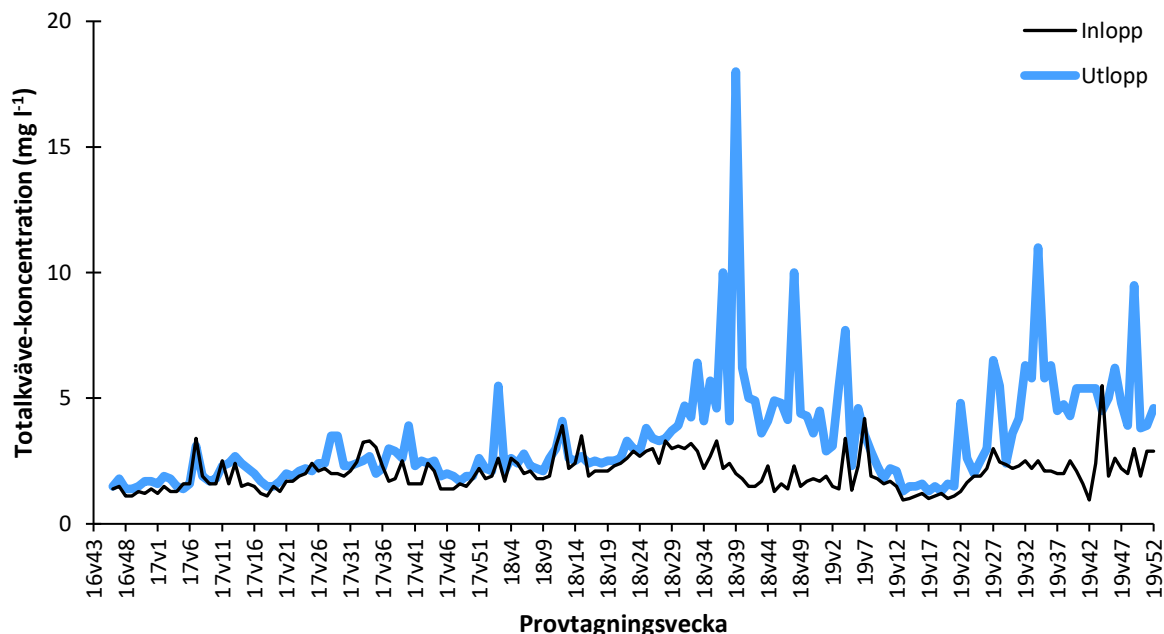
I avrinningsvatten från åkermark är kvävet i huvudsak i form av nitratkväve (Fleischer et al., 1987; Arheimer & Wittgren, 2002; Vymazal, 2007), vilket förklarar att nitratkväve var den vanligaste kvävetypen i våtmarkerna i denna studie (tabell 3.2.2:1). De våtmarker med högre andel skog i tillrinningsområdet hade större andel organiskt kväve, och i de våtmarker som är lokaliserade i närheten av gårdar var andelen ammoniumkväve större än i övriga våtmarker. Andelen nitritkväve var under en procent i alla våtmarker. I bilaga 1 till denna rapport presenteras figurer med koncentration av nitrat-, ammonium- och totalkväve varje provtagningsperiod vid våtmarkernas in- och utlopp. Genomsnittlig inloppskoncentration i rapporttexten baseras för sammankopplade våtmarker på medel mellan okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration.

Tabell 3.2.2:1. Koncentration av nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve samt organiskt kväve angivet som andel av totalkvävekoncentrationen i alla stickprov tagna vid våtmarkernas inlopp under studien.

Våtmark	Andel av totalkväve (%)			
	Nitratkväve	Nitritkväve	Ammoniumkväve	Organiskt kväve
Hanåsa	41	0,60	11	48
Resmo	95	0,22	0,71	4,4
Påboda	91	0,71	1,2	7,3
Grisbäck	81	0,27	1,8	17
Hossmo	91	0,19	0,89	7,7
Häckenstad	44	0,41	6,7	49

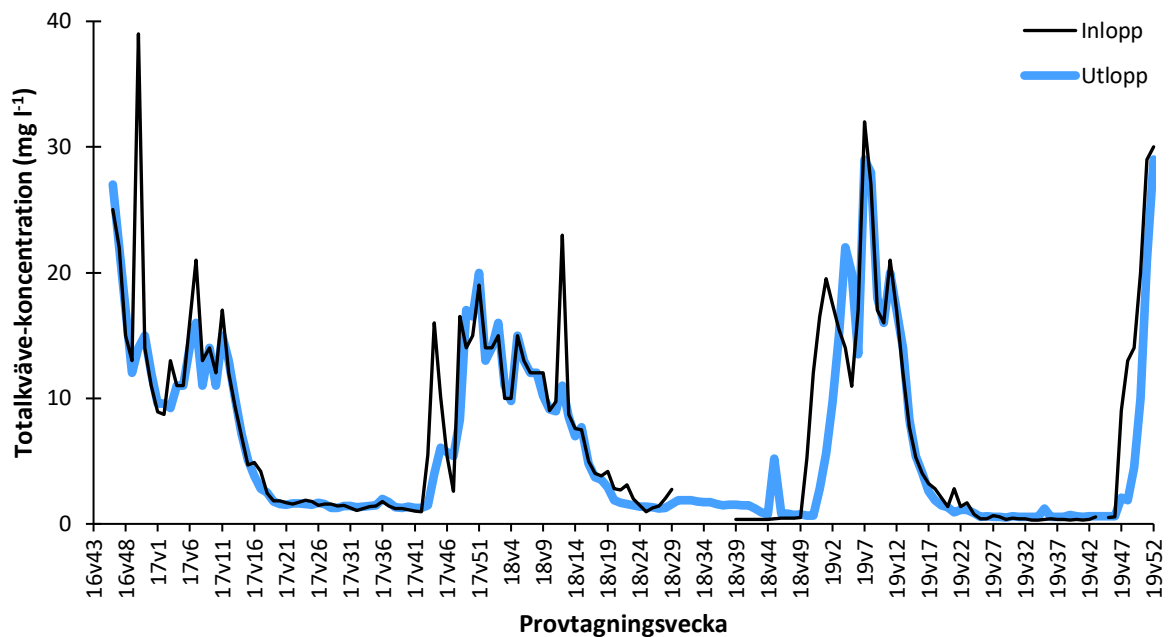
I Hanåsa var kvävekoncentrationen vid inloppet låg genom hela studien, i genomsnitt 2,0 mg per liter (figur 3.2.2:1). Koncentrationen var låg även vid utloppet under första halvan av studien, men ökade kraftigt under sommaren 2018. Under resterande del av studien var utloppskoncentrationen genomsnittligen dubbelt så hög som inloppskoncentrationen. Kvävekoncentrationen har därmed ökat under vattnets väg genom våtmarken, vilket kan bero på flera olika faktorer. Kväveläckage kan ske från många olika typer av marker, till exempel åkermark, skog och öppen mark (Hansson et al., 2019). Alla dessa marktyper finns i närområdet kring Hanåsa, och läckage därifrån kan ha lett till högre utlopps- än inloppskoncentrationer av kväve. Kväve kan också tillföras till en våtmark via betesdjur (Jordbruksverket, 2004). Nötkreaturen som betat runt våtmarken kan därför ha haft en påverkan på koncentrationen. De stora ökningarna i utloppskoncentration under 2018 och 2019 kan dock även bero på punktutsläpp av kväve till våtmarken. Enligt markägaren läckte ensilage från en närliggande plansilo till våtmarken under 2018, men tillskotten kan även ha tillkommit via avrinning från ladugårdsplanen. Det kan också vara frågan om internbelastning genom ett frisläppande av kväve från den mark som dränkts vid anläggandet av våtmarken

och som nu utgör våtmarkens botten. I Hanåsa var andelen organiskt kväve och ammoniumkväve högre än i de flesta andra våtmarker. Hög andel skog i tillrinningsområdet ger en högre andel organiskt kväve i avrinningsvattnet (Kronnäs et al., 2012; Löfgren, 2012), men höga andelar organiskt kväve och ammoniumkväve kan även bero på tillförsel av gödsel (Knight et al., 2000; Jordbruksverket, 2004).



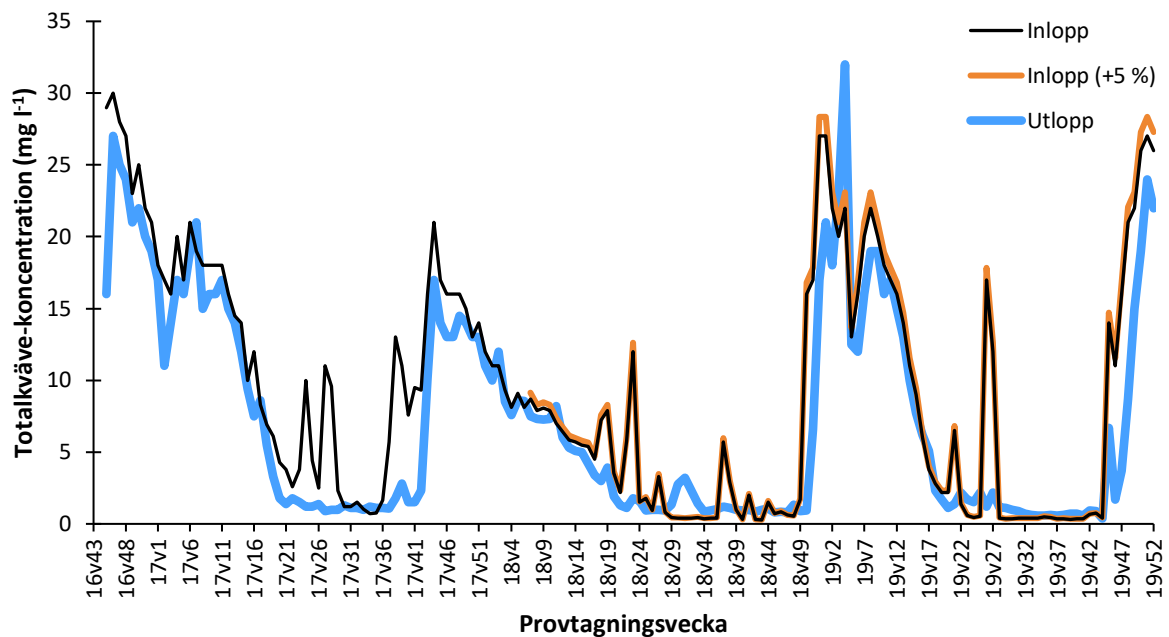
Figur 3.2.2:1. Koncentration av totalkväve vid inlopp och utlopp i Hanåsa.

Den genomsnittliga inloppskoncentrationen av kväve i Resmo var 7,4 mg per liter under studien, och därmed relativt hög (figur 3.2.2:2). I genomsnitt var koncentrationen högre vid inloppet än vid utloppet. Skillnaden mellan in- och utlopp var dock inte stor, förutom vid ett fåtal tydliga koncentrationstoppar vid inloppet. Kväveformen i Resmo var nästan uteslutande nitratkväve, sannolikt på grund av den mycket höga andelen åkermark i tillrinningsområdet. Koncentrationen varierade med säsong och delvis med flöden. Under somrarna, när flöden var låga, var koncentrationen låg vid både in- och utlopp. Under övriga säsonger, när flödena var högre, var koncentrationen högre. Kvävekoncentrationen påverkades dock inte enbart av flöde. Under de två sista vintrarna, när flödena var förhållandevis låga i Resmo jämfört med andra vintrar, var koncentrationen ändå bland de högst uppmätta i våtmarken. Mellan vecka 30 och 38, 2018, samt vecka 44, 2019, saknas koncentrationsmätning vid inloppet på grund av torka.



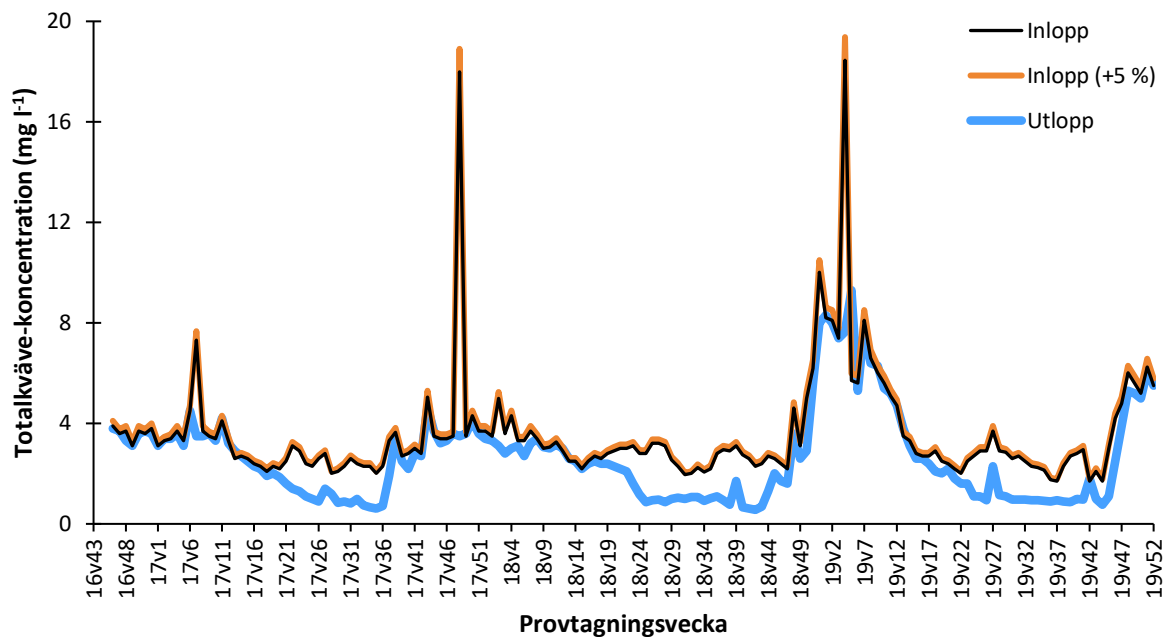
Figur 3.2.2:2. Koncentration av totalkväve vid inlopp och utlopp i Resmo.

Genomsnittlig kvävekoncentration vid inloppet i Påboda var 9,9 mg per liter, vilket både är högre än genomsnittlig inloppskoncentration i studiens övriga våtmarker och att betrakta som en relativt hög kvävekoncentration (figur 3.2.2:3). Inloppskoncentrationen var i genomsnitt högre än utloppskoncentrationen och koncentrationstoppar skedde främst vid inloppet. Precis som i övriga våtmarker med hög andel åkermark i tillrinningsområdet så var kvävetypen nästan uteslutande nitratkväve i Påboda. Kvävekoncentrationen i Påboda varierade med säsong, men inte lika tydligt som i exempelvis Resmo. Utloppskoncentrationen var genomgående låg under lågflödesperioderna på somrarna, men samtidigt varierade inloppskoncentrationen. Under övriga säsonger var kvävekoncentrationen i våtmarken generellt högre. Koncentrationstopparna vid inloppet under lågflödesperioder är uppmätta i veckoprov, inte stickprov, vilket innebär att de högsta momentana (ej uppmätta) koncentrationerna var ännu högre.



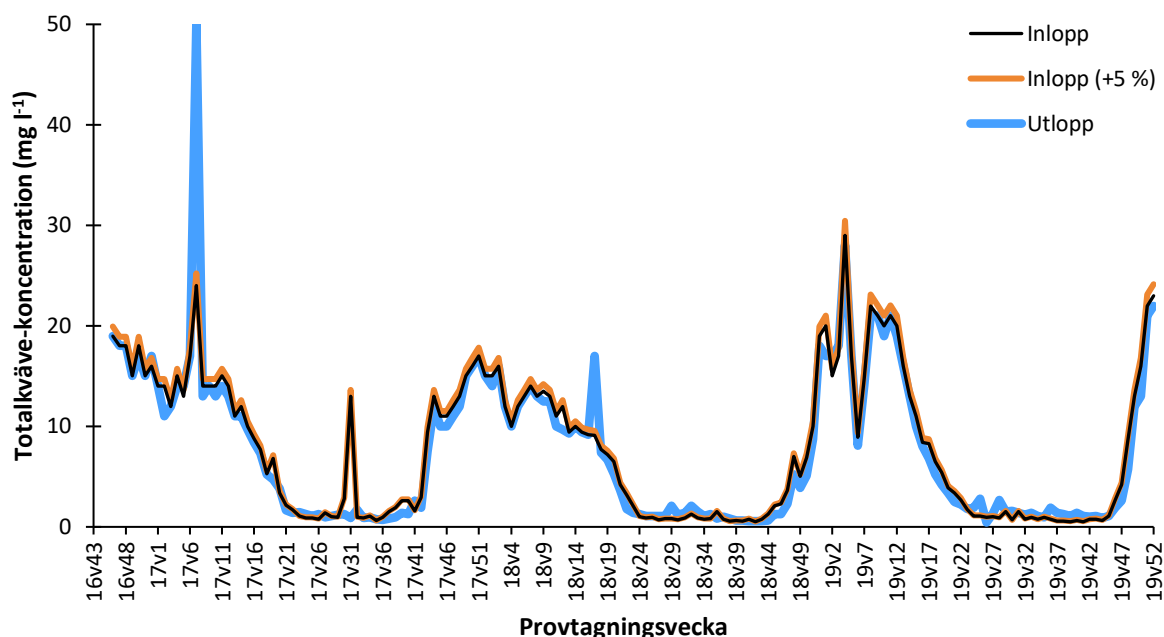
Figur 3.2.2:3. Koncentration av totalkväve vid inlopp och utlopp i Påboda. Från och med vecka 6, 2018 när provtagningen sammankopplades presenteras även korrigerad inloppskoncentration (+5 %).

Koncentrationen av kväve vid Grisbäcks inlopp var generellt relativt låg under studien (figur 3.2.2:4). Medelkoncentrationen i inkommande vatten var 3,6 mg per liter och därmed lägre än inloppskoncentrationen i tre av de andra våtmarkerna i studien. Koncentrationen vid inloppet var högre än koncentrationen vid utloppet under varje provtagningsperiod, och därmed även i genomsnitt. Utloppskoncentrationen var lägst under somrarna och något högre under övriga säsonger, och följer därmed delvis samma säsongsmönster som uppvisats i andra våtmarker i studien. Inloppskoncentrationen var däremot relativt stabil under alla säsonger, med undantag för vissa koncentrationstoppar och vintern 2018–2019. Att andelen organiskt kväve var högre i Grisbäck än i de flesta andra våtmarker i studien kan förklaras av att tillrinningsområdet till största del består av skog. Kväve tillfördes dock främst i form av nitrat vilket indikerar att åkermarken i våtmarkens närområde haft en stor påverkan på sammansättningen av kväveformer i våtmarken.



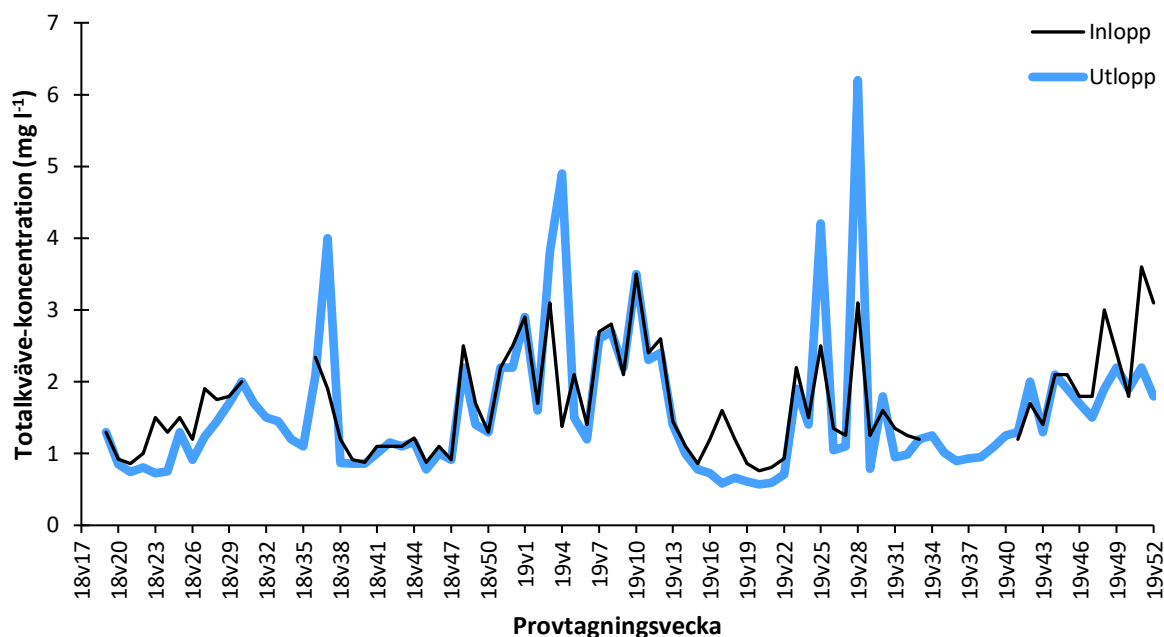
Figur 3.2.2:4. Koncentration av totalkväve vid inlopp (okorrigerad och korrigerad +5 %) och utlopp i Grisbäck.

Hossmo hade en relativt hög genomsnittlig inloppskoncentration av kväve (7,9 mg per liter) under studien (figur 3.2.2:5). Koncentrationerna följer säsongsmönstret med låga koncentrationer på sommaren och högre koncentrationer under övriga säsonger. Koncentrationen vid utloppet var generellt något lägre än vid inloppet, dock med avvikelser främst vid mycket låga koncentrationer på sommaren och i samband med tre koncentrationstoppar. Den högsta uppmätta koncentrationstoppen under en provtagningsperiod i alla våtmarkerna i denna studie var vid Hossmos utlopp vecka 7, 2017, när koncentrationen uppgick till 50 mg per liter. Samma vecka var koncentrationen förhöjd även vid inloppet vilket indikerar att kväve tillförts till våtmarken både före och efter provtagningspunkten vid inloppet, potentiellt via avrinning från närliggande åkermarker. Likt de övriga våtmarkerna i studien med stor andel åkermark i tillrinningsområdet så var i princip allt kväve i form av nitratkväve i Hossmo.



Figur 3.2.2:5. Koncentration av totalkväve vid inlopp (okorrigerad och korrigerad +5 %) och utlopp i Hossmo.

Den lägsta genomsnittliga inloppskoncentrationen av kväve jämfört med övriga våtmarker i studien var 1,7 mg per liter i Häckenstad (figur 3.2.2:6). Vanligen var kvävekoncentrationen högre vid inloppet än vid utloppet, men de tydligaste koncentrationstopparna skedde vid utloppet. Även vid koncentrationstoppar var kvävekoncentrationen relativt låg i Häckenstad. Andelen organiskt kväve och ammoniumkväve var större i Häckenstad än i de flesta andra våtmarkerna i studien, vilket exempelvis kan bero på att kväve från gödsel tillförts till våtmarken. Stor andel organiskt kväve kan även bero på att andelen skog i tillrinningsområdet är stor. Kvävekoncentrationsmätning från inloppet saknas mellan vecka 31 och 35, 2018, samt 34 och 40, 2019, på grund av torka.

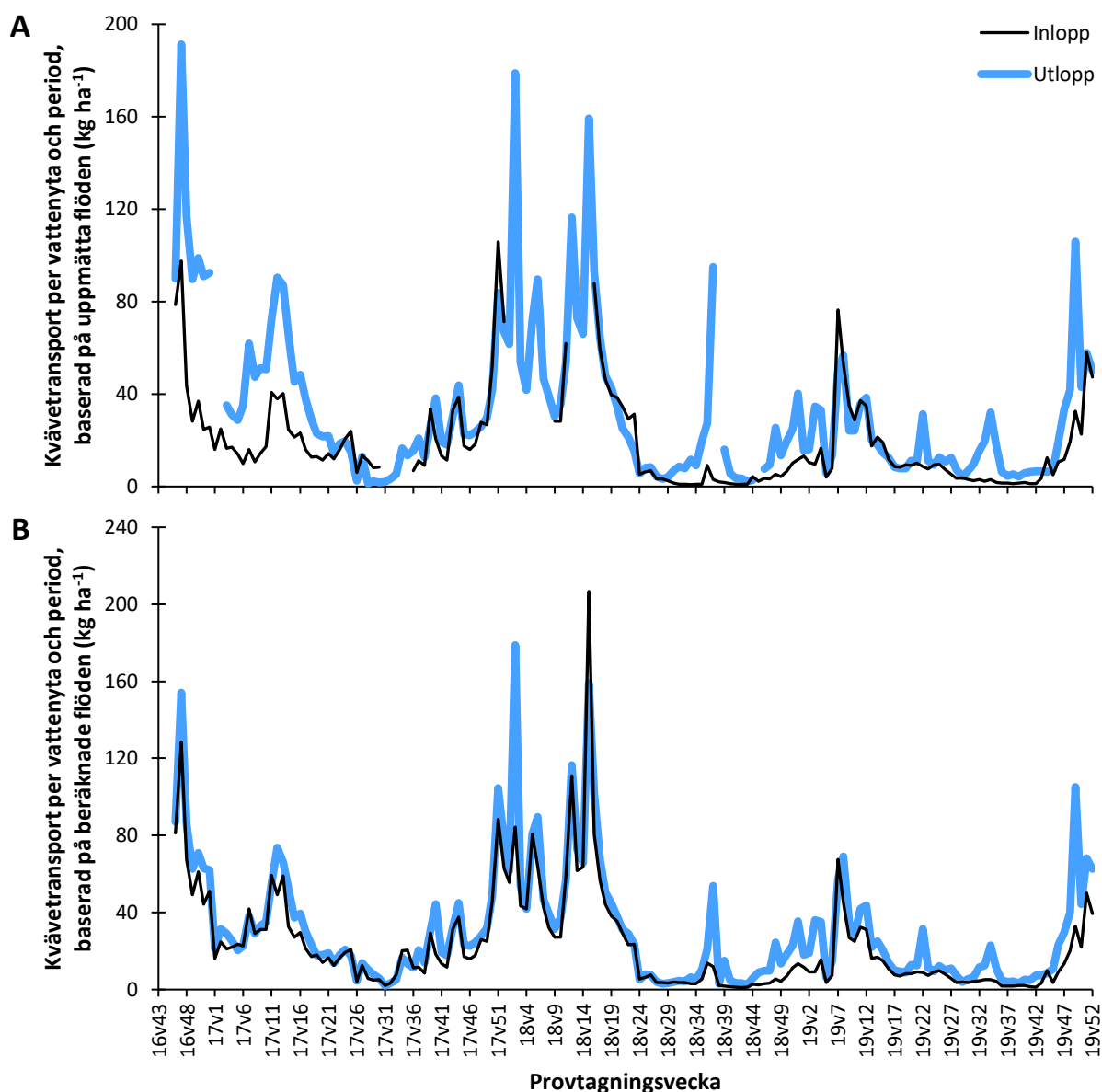


Figur 3.2.2:6. Koncentration av totalkväve vid inlopp och utlopp i Häckenstad.

3.2.3 Kvävebelastning och utloppstransport

Den viktigaste faktorn för att uppnå hög kväveavskiljning per hektar vattenyta är kvävebelastningen, det vill säga hur mycket kväve som transporteras in till våtmarken (Jordbruksverket, 2004; Feuerbach, 2014; Weisner et al., 2015). Kvävebelastningen per hektar vattenyta varierade mellan våtmarker och över tid i denna studie. Belastningen varierade med flöde och därmed även med säsong i alla våtmarkerna i studien. Under somrarna var belastningen låg, och vid höga flöden under övriga säsonger var belastningen högre. Den genomsnittliga kvävebelastningen i våtmarkerna under studien var mellan 24 och 490 kg kväve per hektar vattenyta och provtagningsperiod. I alla medelvärden av belastning som anges i rapporten är extremvärden exkluderade. För särkopplade våtmarker är medelvärdena baserade på beräknat inloppsflöde och för sammankopplade våtmarker anges belastning som ett intervall mellan medelbelastning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Observera att belastning används synonymt med både inloppstransport och transport vid inlopp, samt att alla transporter anges per hektar vattenyta.

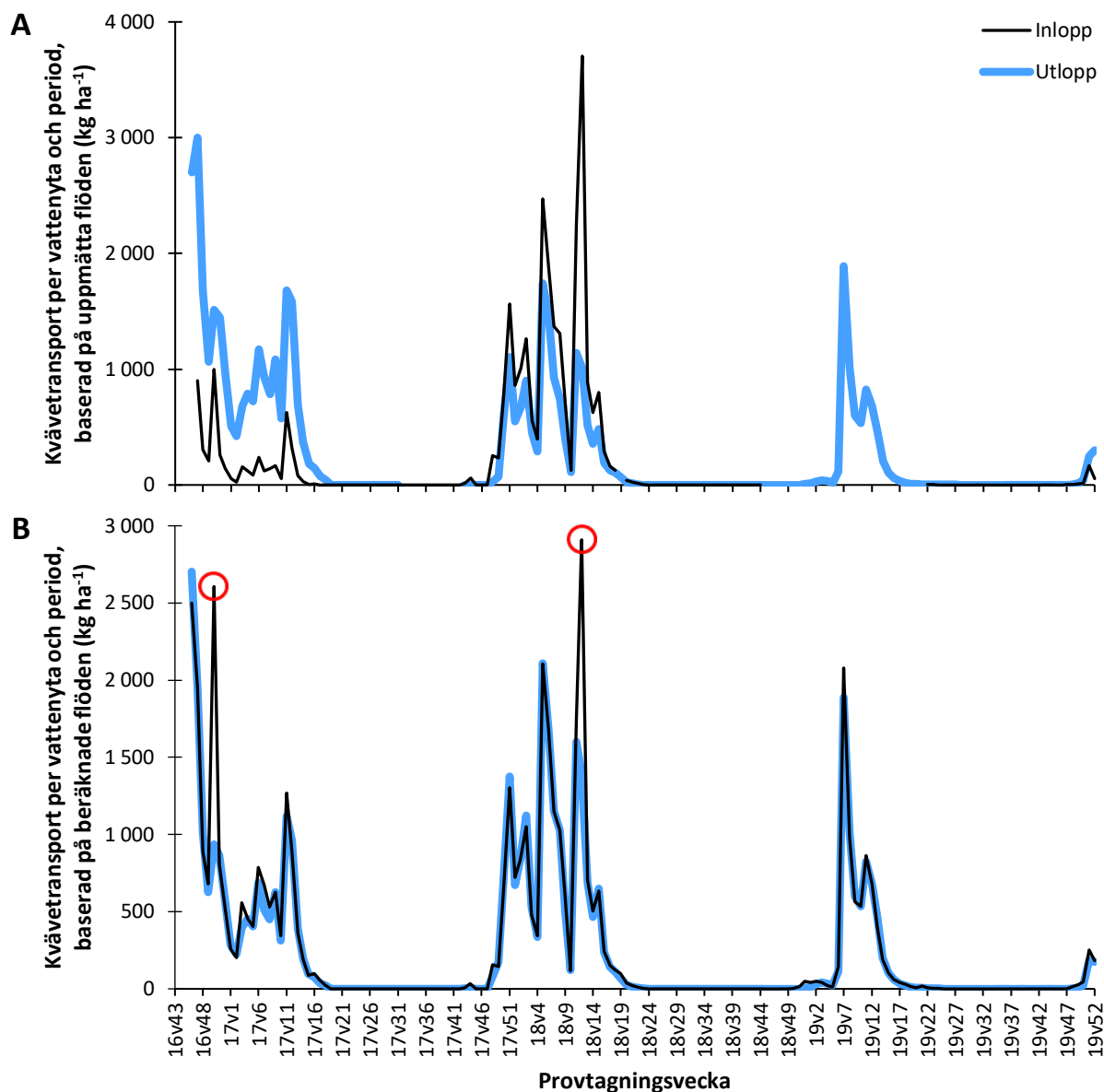
Hanåsa hade den lägsta kvävebelastningen av alla våtmarker i studien (figur 3.2.3:1). I genomsnitt transporterades 24 kg kväve per hektar vattenyta och provtagningsperiod till våtmarken. Den låga belastningen i Hanåsa beror på att både inloppskoncentrationen av kväve och den hydrauliska belastningen var låga. Transporten ut från våtmarken var under de flesta provtagningsperioder högre än inloppstranporten, vilket även gör genomsnittlig utloppstransport högre än belastningen. Skillnaderna mellan belastning och utloppstransport blir störst när transporterna baseras på uppmätta flöden istället för beräknade flöden, men som nämnts ovan finns det osäkerheter i flödesmätningarna.



Figur 3.2.3:1. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Hanåsa, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B).

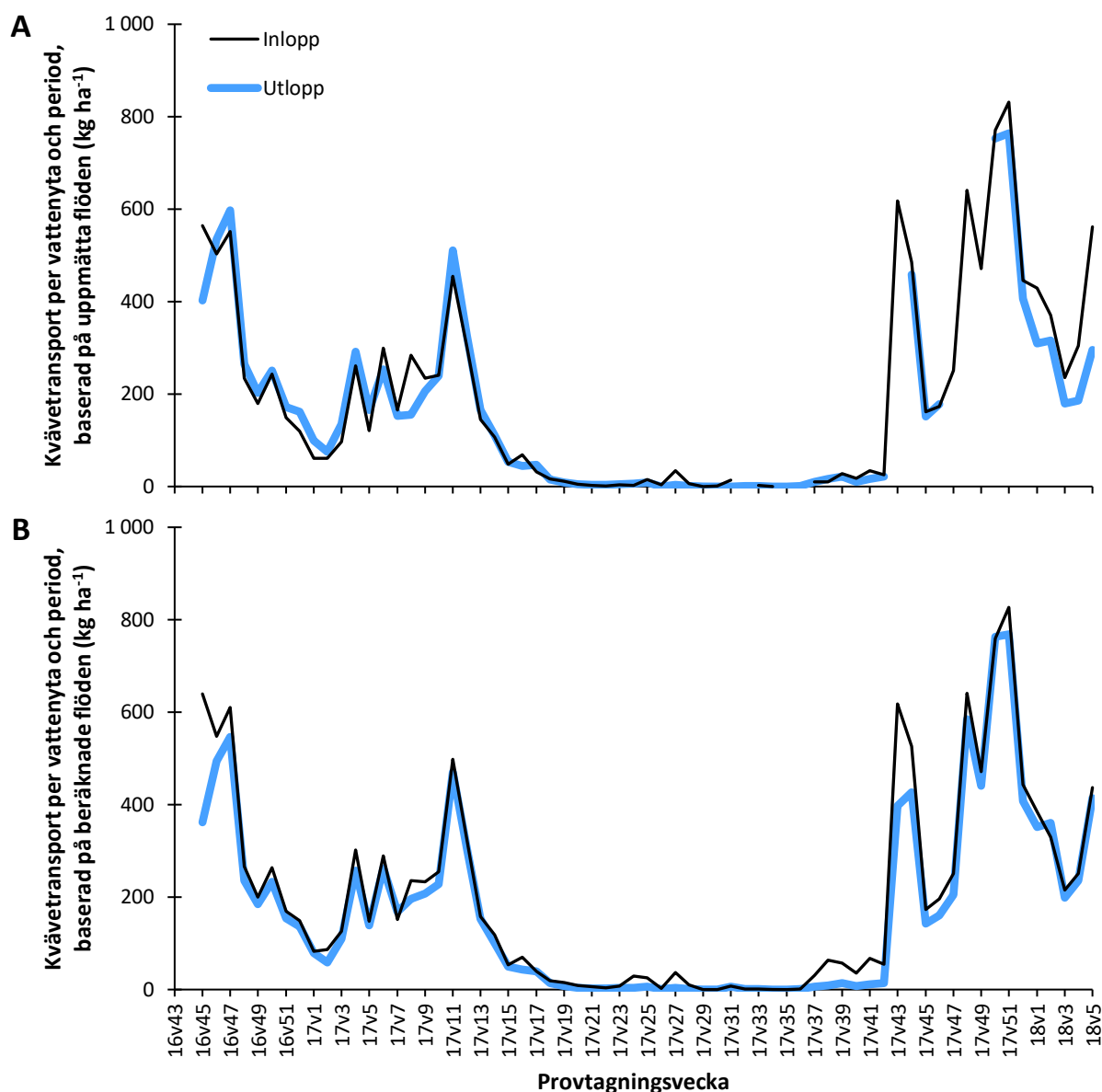
Genomsnittlig kvävebelastning i Resmo var 244 kg kväve per hektar vattenyta och period (figur 3.2.3:2). Belastningen var relativt hög i Resmo i jämförelse med övriga våtmarker i studien, på grund av att flödena var medelhöga och att inloppskoncentrationen var relativt hög i våtmarken. Kvävebelastningen i Resmo varierade kraftigt med säsong. Under ungefär hälften av studietiden, varje år från vår till höst, var belastningen noll eller nära noll på grund av låga eller inga flöden. Under resterande delar av åren, när både flöden och koncentrationer var högre, var belastningen istället relativt hög. Skillnaden mellan belastning och utloppstransport var dock relativt liten under hela studietiden, förutom under två provtagningsveckor. Under vecka 50, 2016, och vecka 12, 2018, var skillnaden mellan inlopps- och utloppstransport 1 669 respektive 1 518 kg kväve per hektar vattenyta och period enligt dessa beräkningar. Så hög kväveavskiljning på kort tid är ytterst osannolik, och därför är avskiljningen under de perioderna definierade som extremvärden. De stora skillnaderna

mellan uppmätta flöden vid våtmarkens in- och utlopp medför större skillnader mellan belastning och utloppstransport än vad beräknade flöden ger.



Figur 3.2.3:2. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Resmo, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B). Röda cirklar markerar extremvärden.

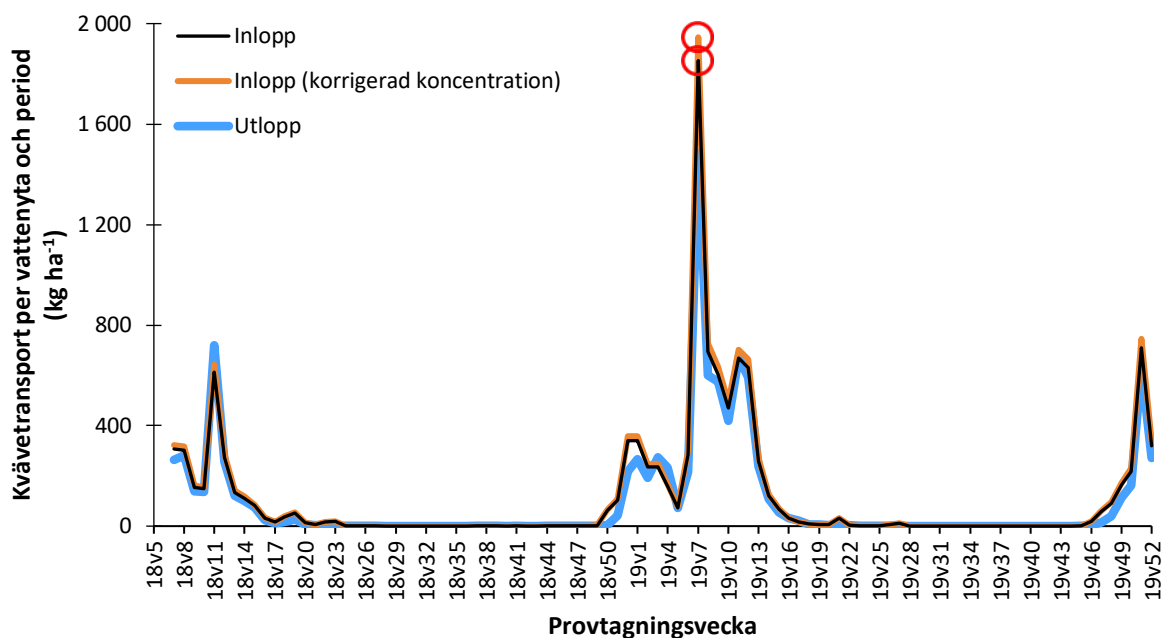
Kvävebelastningen i Påboda var i genomsnitt 200 kg kväve per hektar vattenyta och period under den tid då provtagningen var särkopplad (figur 3.2.3:3). Baserat på beräknade flöden var inloppstransporten högre än utloppstransporten i princip varje period och även i genomsnitt. Både belastning och utloppstransport var som lägst mellan senvår och tidig höst när även flödena var låga. I Påboda var skillnader mellan uppmätta flöden vid in- och utlopp mindre än i de andra särkopplade våtmarkerna, och skillnader i transport vid in- och utlopp i Påboda påverkades därmed inte av vilket flöde den baseras på i samma utsträckning som i Hanåsa och Resmo.



Figur 3.2.3:3. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Påboda, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B) under den tid när flödesmätningen i Påboda var särkopplad (flödesmätning vid in- och utlopp).

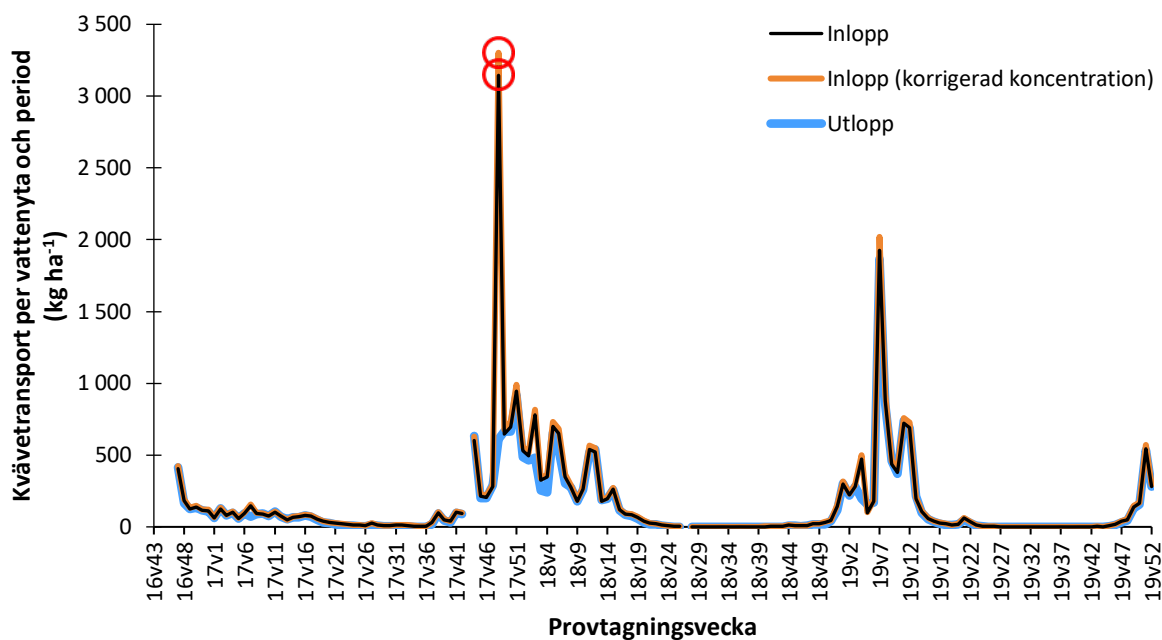
Genomsnittlig kvävebelastning i Påboda var 97 – 102 kg kväve per hektar vattenyta och period, beroende på om belastningen baseras på okorrigerad eller korrigerad inloppskoncentration, under den tid när provtagningen var sammankopplad (figur 3.2.3:4). Belastningen var lägre under den sammankopplade perioden än den särkopplade perioden, och skillnaderna i belastning mellan sommar och vinter var större. På grund av de långa torrperioderna under 2018 och 2019 var transportererna låga eller noll i Påboda under stora delar av åren. Belastningen var vanligen högre än utloppstransporten. Under en provtagningsperiod, vecka 7, 2019, var skillnaden mellan inlopps- och utloppstransport 368 – 461 kg kväve per hektar vattenyta. Så hög kväveavskiljning under kort tid är osannolik, i synnerhet i en våtmark där avskiljningen generellt var mycket lägre än så. Avskiljningen under den perioden är därför klassad som ett extremvärde. Sammantaget under hela studietiden, både när provtagningen var särkopplad och sammankopplad, var den

genomsnittliga kvävebelastningen i Påboda 149 – 152 kg per hektar vattenyta och period. Trots att Påboda hade den högsta inloppskoncentrationen av våtmarkerna i studien var belastningen endast medelhög i jämförelse med övriga våtmarker, på grund av att den hydrauliska belastningen generellt var lägre.



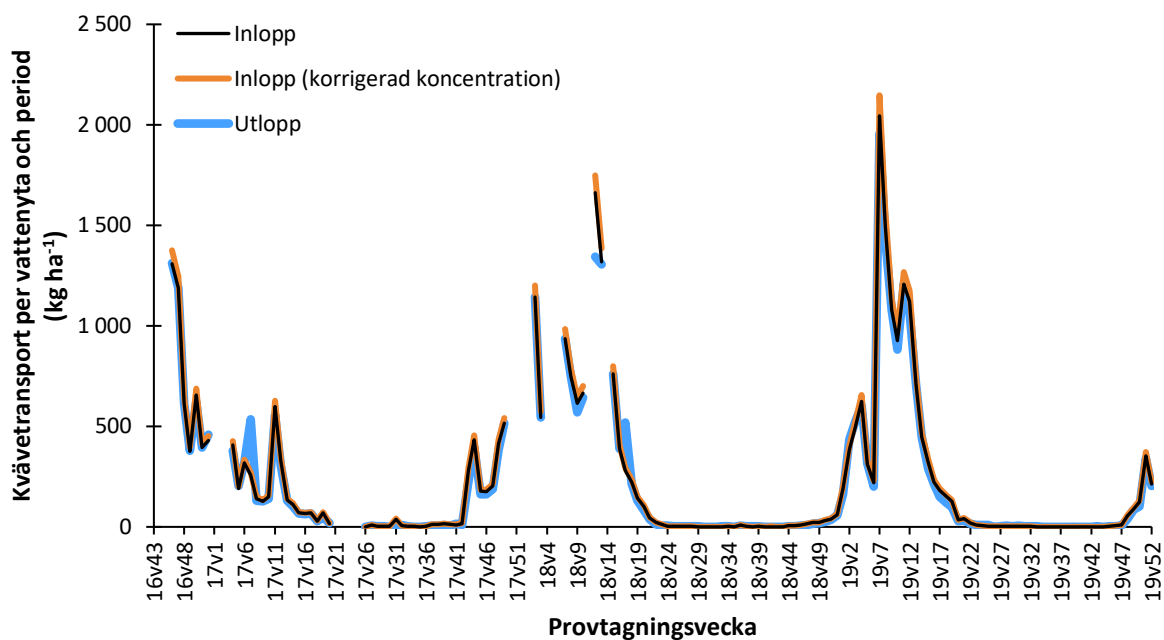
Figur 3.2.3:4. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Påboda, under den tid när flödesmätningen i Påboda var sammankopplad (flödesmätning endast vid utlopp). Röda cirklar markerar extremvärden.

Grisbäck hade en genomsnittlig kvävebelastning på 144 – 151 kg kväve per hektar vattenyta och provtagningsperiod (figur 3.2.3:5). Inloppstransporten var vanligen något högre än transporten vid utlopp. Kvävetransporterna i Grisbäck följde liknande säsongsmönster som transporterna i flera av de andra våtmarkerna i studien. Mellan vår och höst var transporterna alltså låga, och övrig tid var transporterna högre. Grisbäck särskiljer sig från de andra våtmarkerna genom att ha haft låg belastning under hela 2017, vilket beror på att flödena var låga i våtmarken då. I genomsnitt var den hydrauliska belastningen dock relativt hög i Grisbäck jämfört många av de andra våtmarkerna i studien. Därför blev den genomsnittliga kvävebelastningen i Grisbäck medelhög i jämförelse med de övriga våtmarkerna, trots att inloppskoncentrationen var låg. Under en provtagningsperiod, vecka 48, 2017, var skillnaden mellan inlopps- och utloppstransport enligt dessa beräkningar mellan 2 532 och 2 690 kg kväve per hektar vattenyta. Det är ytterst osannolikt att så mycket kväve avskilts under en period och avskiljningen den perioden är därför definierad som extremvärde. Vid två provtagningsveckor (vecka 43, 2017, och vecka 27, 2018) saknas inlopps- och utloppstransport på grund av att flödesmätning saknas.



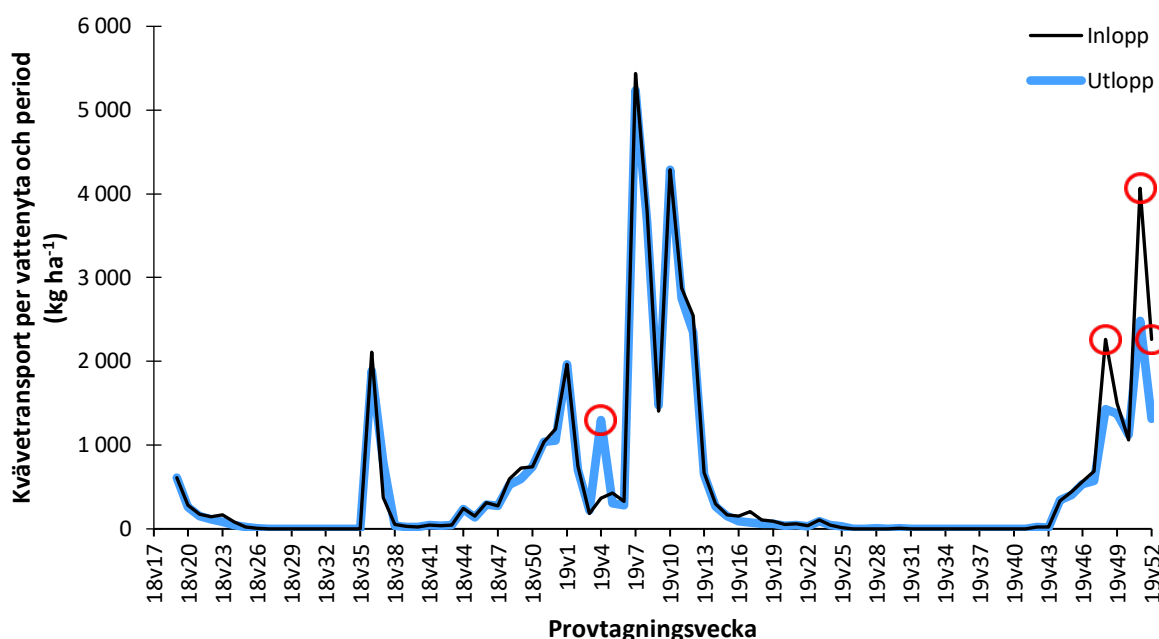
Figur 3.2.3:5. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Grisbäck. Röda cirkelar markerar extremvärden.

I Hossmo var den genomsnittliga kvävebelastningen 258 – 271 kg kväve per hektar vattenyta och period under studien (figur 3.2.3:6). Inloppstransporten var vanligen högre än transporten vid utlopp, men skillnaden var under de flesta perioder liten. Likt kvävetransporter i övriga våtmarker i studien så var transporterna låga under somrarna och högst under höst, vinter och vår i Hossmo. Hossmo hade den näst högsta genomsnittliga kvävebelastningen av våtmarkerna i denna studie. Flödena var genomsnittligen medelhöga, men inloppskoncentrationen av kväve var i genomsnitt relativt hög i våtmarken. Den höga koncentrationstoppen i utloppet vecka 7, 2017, resulterade i att utloppstransporten under den perioden var tydligt, men inte extremt mycket, högre än inloppstransporten. På grund av problem med flödesmätningar så saknas transporter vid flera tillfällen i Hossmo.



Figur 3.2.3:6. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Hossmo.

Den genomsnittliga kvävebelastningen i Häckenstad var 490 kg kväve per hektar vattenyta och provtagningsperiod (figur 3.2.3:7). Häckenstad hade därmed den högsta genomsnittliga kvävebelastningen av våtmarkerna i denna studie, trots att inloppskoncentrationen var den lägsta. Det beror på den höga hydrauliska belastningen i Häckenstad. Vanligen var kvävebelastningen högre än utloppstransporten. Skillnaden mellan inlopps- och utloppstransport under fyra provtagningsperioder är klassade som extremvärden. Den första perioden, vecka 4, 2019, var transporten vid utlopp 932 kg per hektar högre än vid inloppet. Vi har bedömt det som osannolikt baserat på att vi inte har någon förklaring på vad som skulle orsakat ett så stort tillskott av kväve. De andra tre markerade perioderna var skulle avskiljningen enligt dessa värden varit osannolikt hög, mellan 828 och 1 581 kg kväve per hektar vattenyta och period.

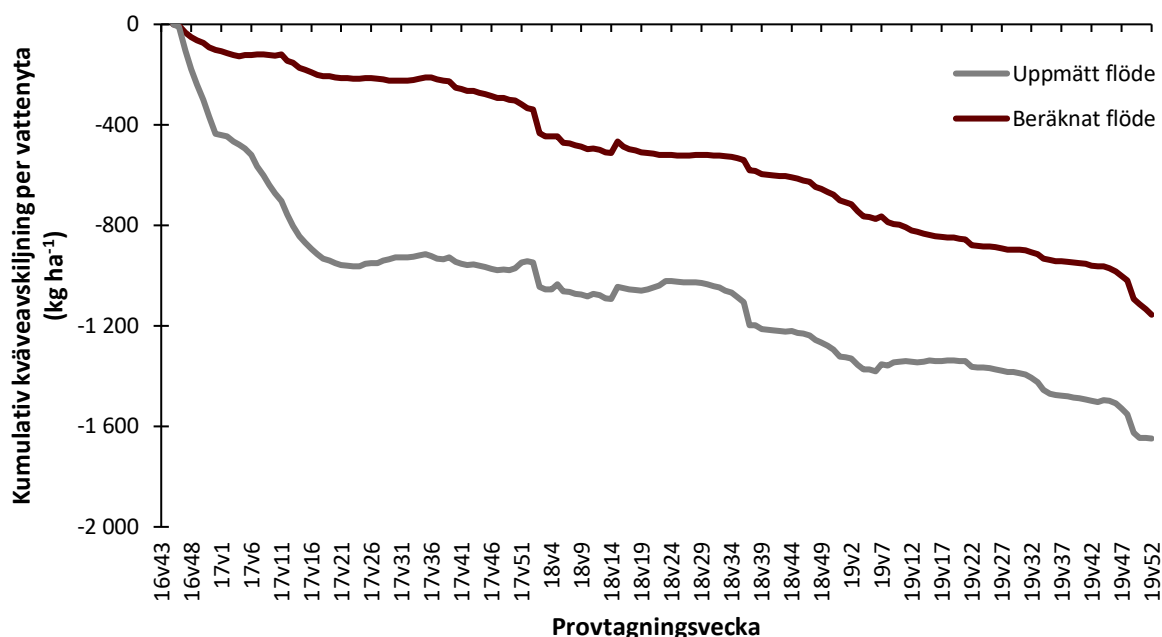


Figur 3.2.3:7. Kvävetransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Häckenstad. Röda cirklar markerar extremvärden.

3.2.4 Kumulativ kväveavskiljning

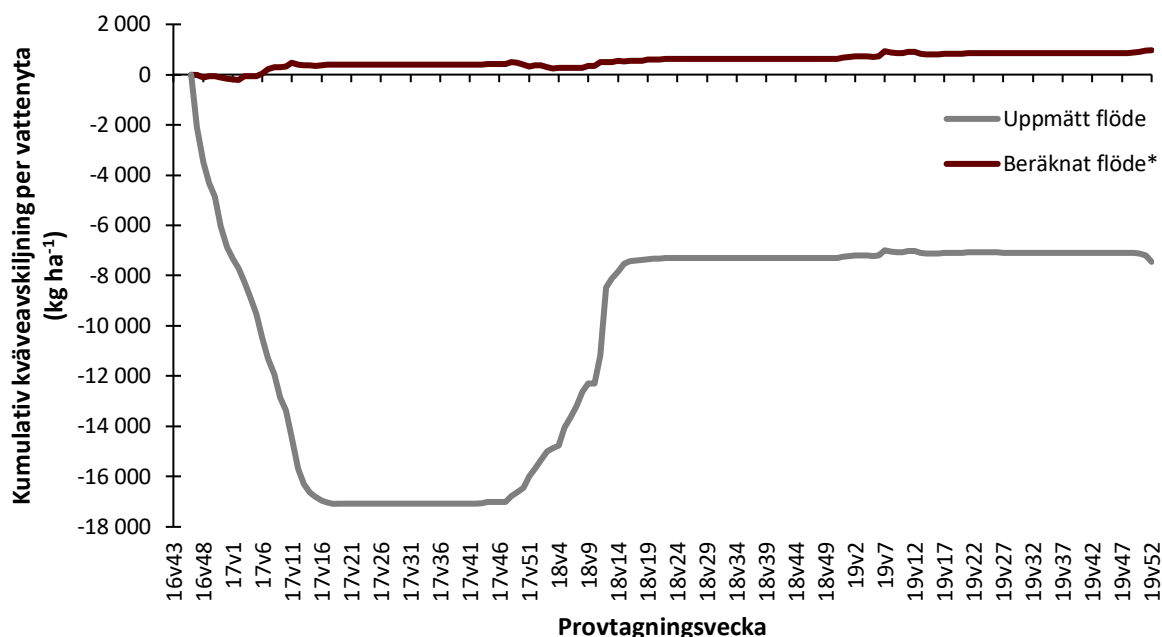
Generellt så ökade den kumulativa kväveavskiljningen i våtmarkerna i denna studie över tid. Dock finns det flera undantag till den regeln, på grund av att avskiljningen var negativ under vissa perioder i några av våtmarkerna. Under perioder med lågflöden skedde endast små förändringar i kumulativ avskiljning i våtmarkerna på grund av att transporterna var låga. I detta avsnitt visas hur stor påverkan val av beräkningsmetod kan ha på framtagna kumulativ avskiljning över tid. Användning av uppmätta flöden kan leda till stora variationer i kumulativ avskiljning, och över tid resulterar korregerade inloppskoncentrationer i väsentligt högre kumulativ avskiljning än okorrigerade inloppskoncentrationer. Vår bedömning är att beräknade flöden ger en mer korrekt bild av avskiljningen i våtmarkerna, på grund av osäkerheterna i uppmätta flöden. Om de indikationer vi sett på att sammankopplad provtagning underskattar inloppskoncentrationen av kväve stämmer så bör den kumulativa avskiljningen i sammankopplade våtmarker vara någonstans mellan avskiljning baserad på okorrigerad inloppskoncentration och korregerad inloppskoncentration.

Den kumulativa kväveavskiljningen i Hanåsa blev mer och mer negativ över tiden som studien pågick (figur 3.2.4:1). Det visar att i princip varje provtagningsperiod resulterade i att mer kväve släpptes ut från våtmarken än vad som kom in via inloppet. Kväve har således tillförts vattenmassan i våtmarken inte enbart från det uppmätta inloppsflödet. Det kan ha skett exempelvis via punktutsläpp av ensilage, kväveläckage från omgivande mark eller genom internbelastning i form av läckage från botten (d.v.s. från den mark som dränkts genom anläggandet av våtmarken). Efter tre år hade Hanåsa tillfört mellan 1 200 (baserat på beräknade flöden) och 1 600 (baserat på uppmätta flöden) kg kväve per hektar vattenyta till den bäck som våtmarken ligger i. Skillnaden mellan kumulativ avskiljning baserad på uppmätta flöden och baserad på beräknade flöden beror på att uppmätt utloppsflöde var avsevärt högre än uppmätt inloppsflöde i början av studien, medan motsvarande skillnad inte fanns i beräknade flöden.



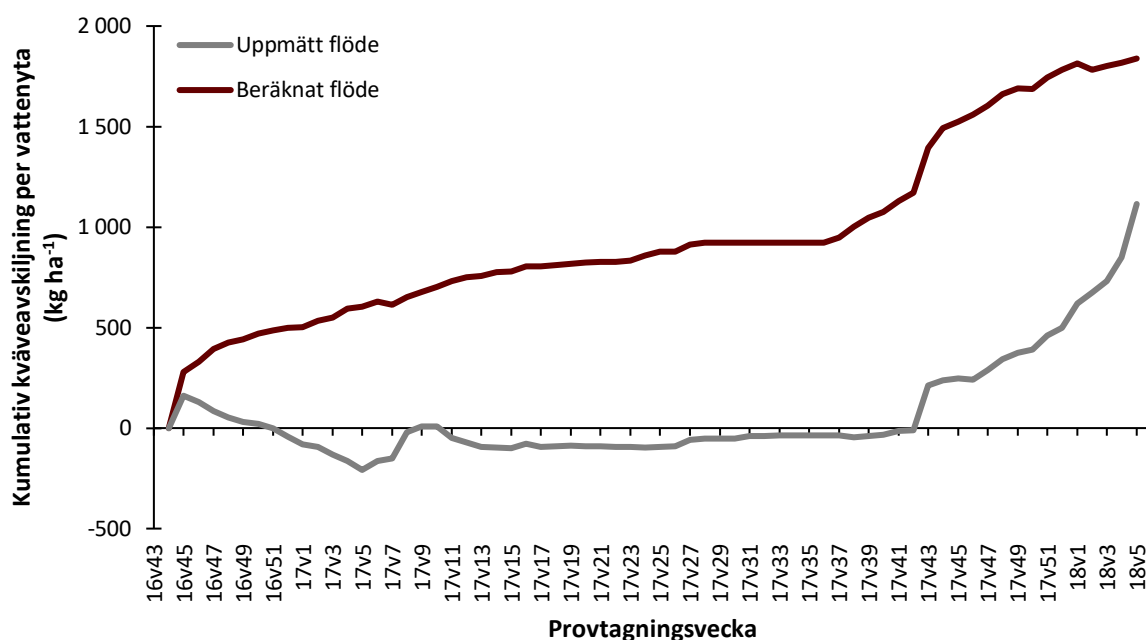
Figur 3.2.4:1. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Hanåsa.

I Resmo syns det tydligt vilken effekt olika flödesmätningar kan ha på den kumulativa kväveavskiljningen (figur 3.2.4:2). Om kumulativ avskiljning baseras på uppmätta flöden så tillför Resmo 7 400 kg kväve per hektar vattenyta under studien, men om kumulativ avskiljning istället baseras på beräknade flöden avskiljer våtmarken 1 000 kg kväve per hektar vattenyta. Den kumulativa avskiljningen baserad på uppmätt flöde minskar kraftigt i början av studien när uppmätt utloppsflöde var mycket högre än uppmätt inloppsflöde. Sedan, efter första torrperioden, vänder kurvan på grund av att uppmätt inloppsflöde då var högre än uppmätt utloppsflöde. Användning av uppmätta flöden leder i detta fall alltså till mycket stora svängningar i framtagna kumulativ avskiljning över tid. Baserad på beräknade flöden ökar däremot den kumulativa avskiljningen långsamt men relativt stabilt under studien.



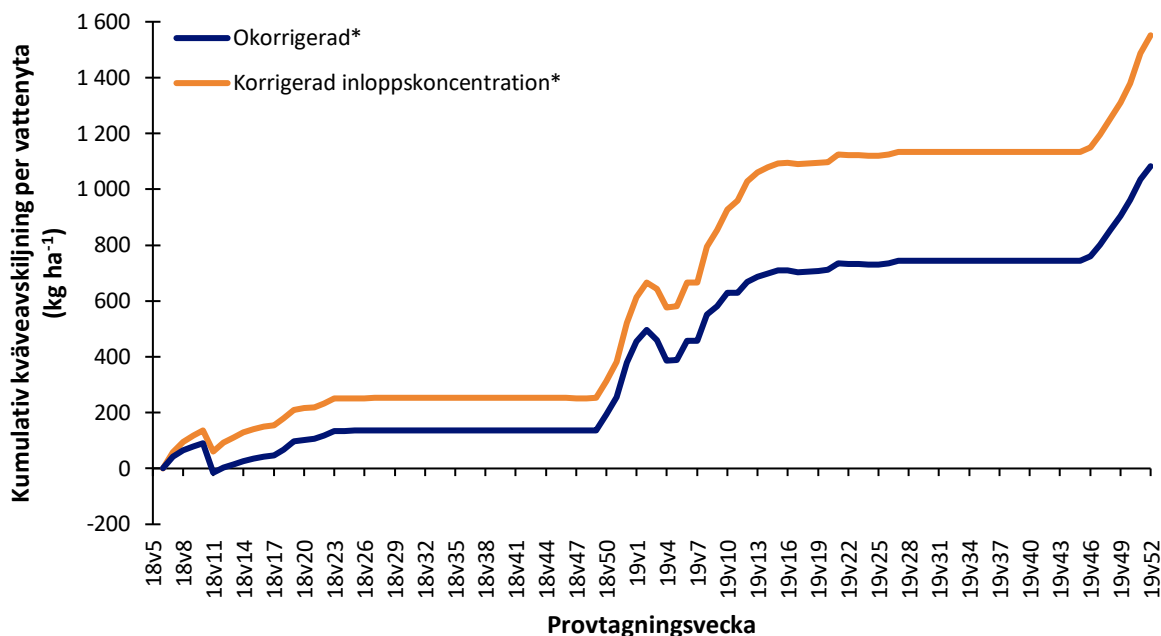
Figur 3.2.4:2. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Resmo. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade.

Även i Påboda skiljde sig kumulativ kväveavskiljning väsentligt över tiden provtagningen var särkopplad beroende på om avskiljningen baserats på uppmätta eller beräknade flöden (figur 3.2.4:3). Baserat på uppmätta flöden varierar den kumulativa avskiljningen mellan positiv och negativ under denna del av studien, och slutar på 1 100 kg kväve per hektar vattenyta. Baserat på beräknade flöden ökar däremot den kumulativ kväveavskiljning i princip varje provtagningsperiod och slutar på 1 800 kg kväve per hektar vattenyta. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning till och med vecka 5 2018, det vill säga inte under hela studien.



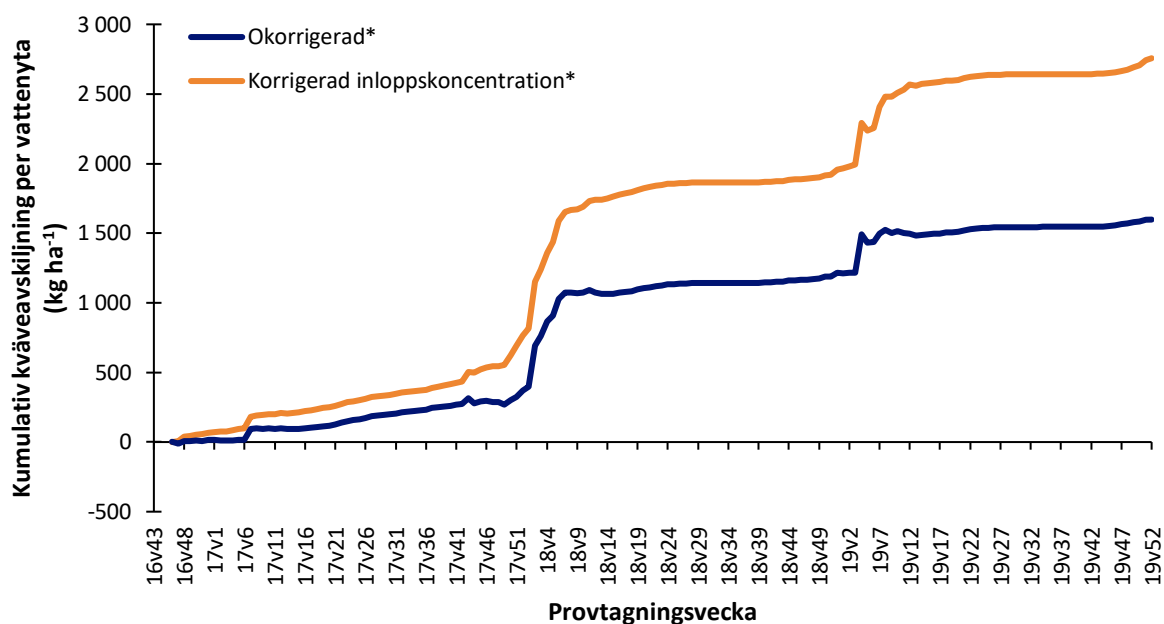
Figur 3.2.4:3. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var särkopplad (flödesmätning vid in- och utlopp).

Under den tid då Påboda var sammankopplad ökade den kumulativa kväveavskiljningen nästan konsekvent, men med tydliga plåtar under sommarperioderna (figur 3.2.4:4). Kumulativ kväveavskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration ökade på liknande sätt, men skillnaden blev större över tid. I slutet av studien var den kumulativa avskiljningen mellan 1 100 och 1 600 kg kväve per hektar vattenyta, beroende på om inloppskoncentrationen korrigerats eller inte. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning från och med vecka 6 2018, det vill säga inte under hela studien.



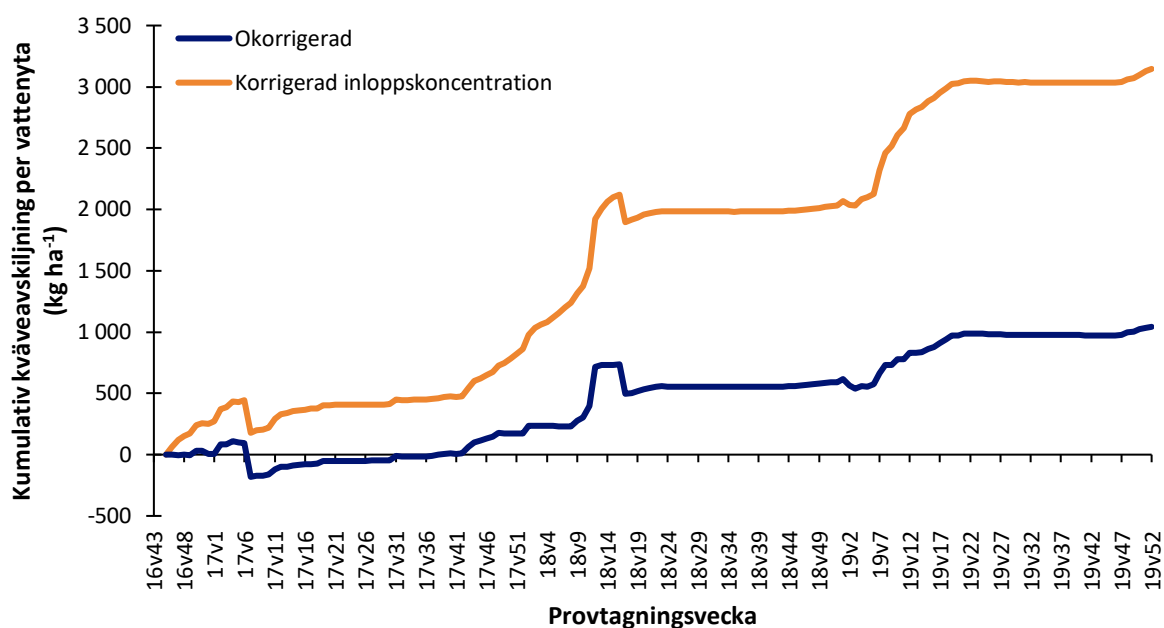
Figur 3.2.4:4. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var sammankopplad (flödesmätning endast vid utlopp). Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade.

Efter drygt tre år var den kumulativa kväveavskiljningen i Grisbäck 1,7 gånger högre baserad på korrigerad inloppskoncentration jämfört med om den baserats på okorrigerad inloppskoncentration (figur 3.2.4:5). Vid studiens slut hade mellan 1 600 och 2 800 kg kväve per hektar vattenyta avskilts i Grisbäck. Om sammankopplad provtagning leder till underskattad inloppskoncentration kan det alltså resultera i stora underskattningar av kumulativ kväveavskiljning, även om underskattningen av inloppskoncentrationen bara är 5 %.



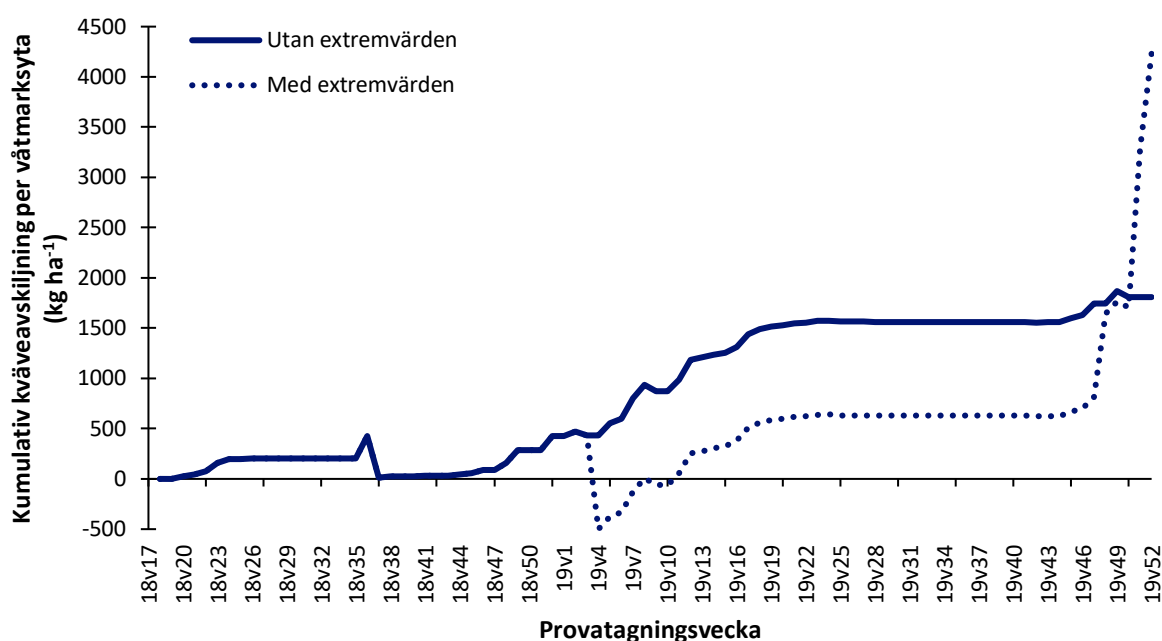
Figur 3.2.4:5. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Grisbäck. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade. Avskiljningen är delvis baserad på linjärt interpolerade flöden.

Den sammantagna kumulativa kväveavskiljningen under hela studien var mellan 1 000 och 3 100 kg kväve per hektar vattenyta i Hossmo (figur 3.2.4:6). Skillnaden mellan kumulativ kväveavskiljning baserad på korrigerad och okorrigerad inloppskoncentration var störst i Hossmo, på grund av hög inloppskoncentration och lång tid. Efter tre år var kumulativ avskiljning baserad på okorrigerad koncentration endast en tredjedel av kumulativ avskiljning baserad på korrigerad koncentration. Även resultaten för Hossmo visar således att en sammankopplad provtagning som ger en marginell (5 %) underskattning av inloppskoncentrationen kan resultera i att kumulativ kväveavskiljning gravt underskattas.



Figur 3.2.4:6. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Hossmo. Avskiljningen är delvis baserad på linjärt interpolerade flöden.

I Häckenstad var den kumulativa kväveavskiljningen i slutet på studieperioden mellan 1 800 och 4 200 kg kväve per hektar vattenyta (figur 3.2.4:7). Under de sista provtagningsperioderna ökade den kumulativa avskiljningen från 800 till 4 200 kg kväve per hektar vattenyta och period när extremvärden inkluderats i uträkningen. Det är dels väldigt osannolikt, men det har även en stor påverkan på hur hög den totala kumulativa avskiljningen blir. Trots att ett av extremvärdena i Häckenstad gav negativ avskiljning så leder extremvärdena till att den kumulativa avskiljningen i slutet på perioden blir 2,3 gånger högre än vad den blir om extremvärden exkluderas. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning från och med vecka 18, 2018, det vill säga under kortare tid än för övriga våtmarker i studien.



Figur 3.2.4:7. Kumulativ kväveavskiljning per hektar vattenyta i Häckenstad baserad på transporter där extremvärden är exkluderade eller inkluderade.

3.2.5 Kväveavskiljning i förhållande till belastning

Den årliga kvävebelastningen per hektar vattenyta varierade både mellan olika våtmarker och mellan olika år i denna studie, samt beroende av beräkningsmetod (tabell 3.2.5:1). Häckenstad hade den högsta årliga ytbelastningen (34 185 – 39 607 kg ha⁻¹ år⁻¹) och Hanåsa hade den lägsta (684 – 1 472 kg ha⁻¹ år⁻¹). Årsvariationen i kvävebelastning såg olika ut för olika våtmarker. I Hossmo var belastning lägst 2017, i Påboda och Grisbäck 2018 och i Hanåsa och Resmo 2019. De temporala skillnaderna beror därav sannolikt inte på temperatur- och nederbördsskillnader mellan år, utan snarare på förändrade lokala förutsättningar. En viss variation kan ske naturligt, men skillnaderna kan även bero på exempelvis förändrad markanvändning i tillrinningsområdena.

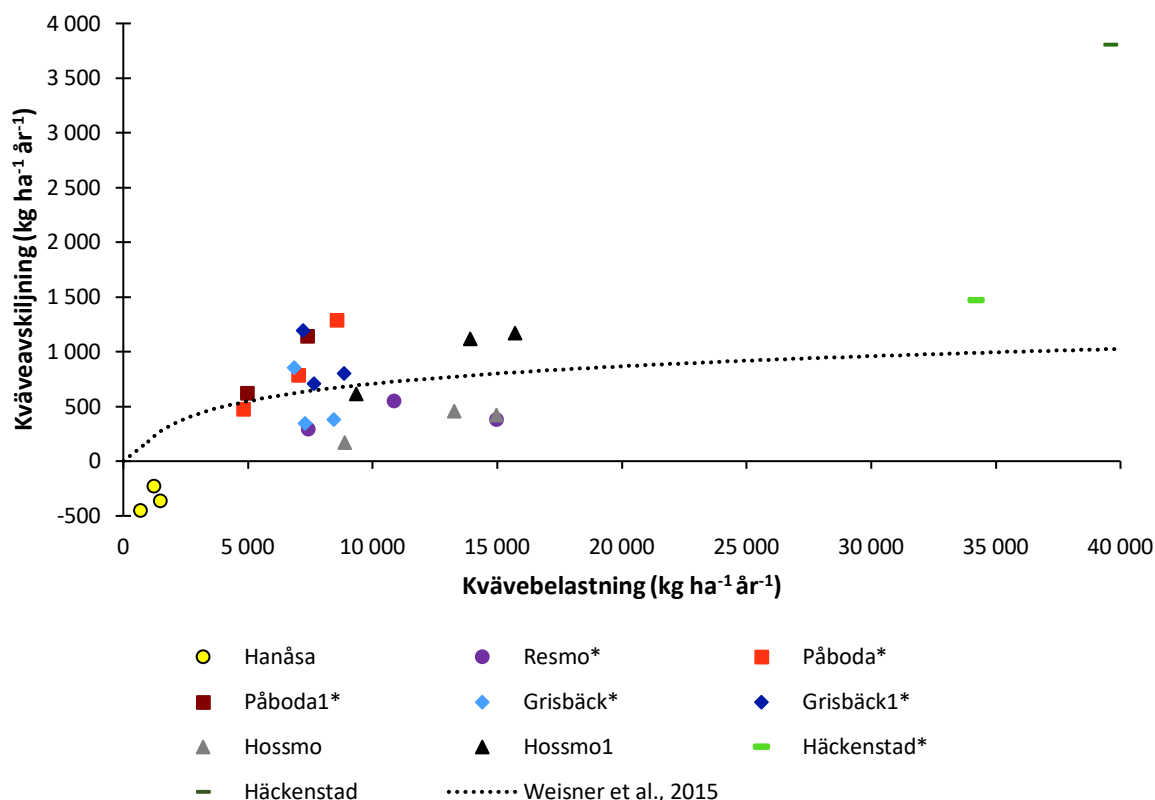
Tabell 3.2.5:1. Kvävebelastning och kväveavskiljning per hektar vattenyta och år i studiens sex våtmarker. För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning och belastning baserade på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras värden baserade på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, förutom för Häckenstad där avskiljning och belastning presenteras med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (¹) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

Våtmark	År	Kvävebelastning (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Kväveavskiljning (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)
Hanåsa	2017	1 235	-231
Hanåsa	2018	1 472	-367
Hanåsa	2019	684	-455
Resmo	2017	10 849	549
Resmo*	2018	14 954	379
Resmo	2019	7 415	292
Påboda	2017	8 562	1 282
Påboda*	2018	4 824	470
Påboda*	2019	7 032	784
Påboda ¹ *	2018	4 973	620
Påboda ¹ *	2019	7 384	1 136
Grisbäck*	2017	7 285	340
Grisbäck	2018	6 856	849
Grisbäck	2019	8 440	379
Grisbäck ¹ *	2017	7 649	705
Grisbäck ¹	2018	7 199	1 192
Grisbäck ¹ *	2019	8 862	801
Hossmo	2017	8 889	167
Hossmo	2018	14 959	421
Hossmo	2019	13 259	451
Hossmo ¹	2017	9 333	611
Hossmo ¹	2018	15 706	1 169
Hossmo ¹	2019	13 922	1 114
Häckenstad*	2019	34 185	1 471
Häckenstad	2019	39 607	3 805

Flera olika modeller över samband mellan kvävebelastning och kväveavskiljning i våtmarker har tagits fram och reviderats under de senaste 20 åren (t.ex. Svensson et al., 2004; Weisner & Thiery, 2010; Weisner et al., 2015). Sammanfattningsvis så visar modellerna att kväveavskiljningen ökar med ökande kvävebelastning. Modellerna är begränsade till att ge rimliga avskiljningsvärden endast inom vissa intervall av belastning. Vi har valt att jämföra kväveavskiljning i denna studie med de samband som togs fram i Weisner et al. (2015).

Kväveavskiljningen i våtmarkerna i denna studie följer delvis den modell som Weisner et al. (2015) presenterade (figur 3.2.5:1). De flesta våtmarker i denna studie hade en årlig belastning på mellan 5 000 och 16 000 kg kväve per hektar vattenyta och år. Inom det intervallet stämmer den genomsnittliga avskiljningen överens med modellen i Weisner et al. (2015), men med relativt stora variationer. Sambandet med kvävebelastning kan bara delvis förklara variationen i kväveavskiljning, vilket avspeglas i den stora spridningen av punkterna kring linjen. Detta visar att andra faktorer, förutom kvävebelastning, påverkar avskiljningen.

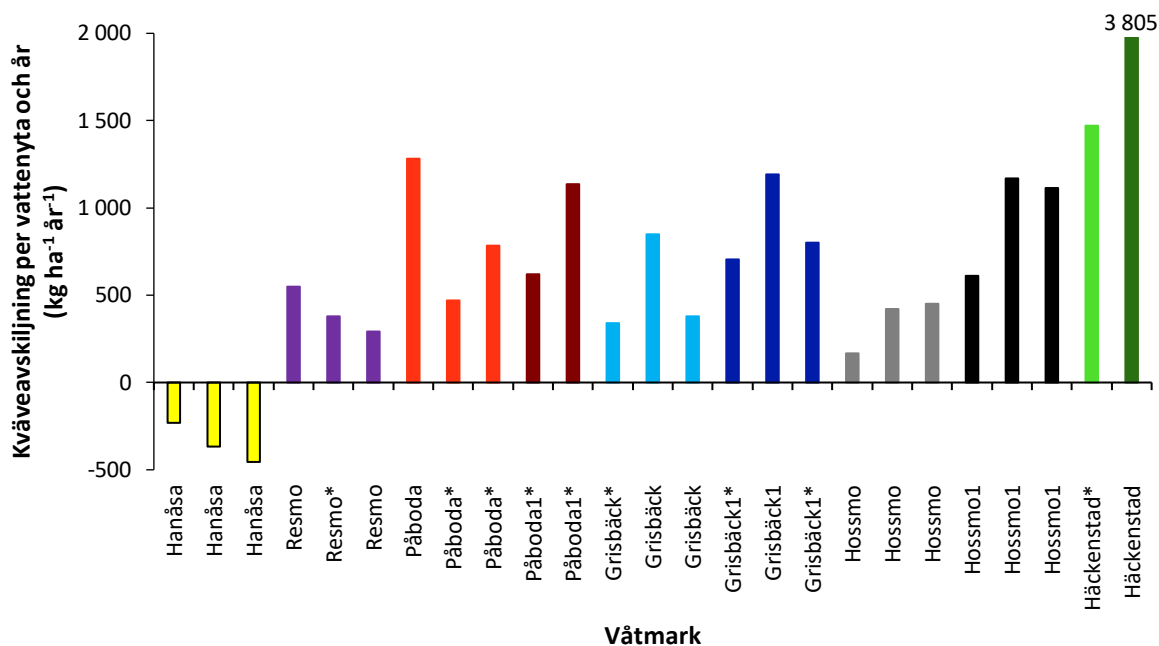
Om kväveavskiljning hade predikterats enligt linjen hade avskiljningen underskattats något i Påboda men överskattats i Resmo. Modellen hade predikterat kväveavskiljning ungefär mitt emellan den avskiljning vi fått fram för Grisbäck och Hossmo baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Samma modell hade underskattat avskiljningen i Häckenstad, även med extremvärden exkluderade. Det beror på att modellen inte är framtagen för att ge korrekta värden vid så pass höga belastningar. Modellen predikterar aldrig negativ avskiljning och överskattar därmed avskiljningen i Hanåsa.



Figur 3.2.5:1. Kväveavskiljning i förhållande till kvävebelastning, både angivna per hektar vattenyta och år. För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning och belastning baserade på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras värden baserade på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, förutom för Häckenstad där avskiljning och belastning presenteras med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad. Streckad linje visar det samband mellan kväveavskiljning och kvävebelastning som togs fram i Weisner et al. (2015).

3.2.6 Kväveavskiljning per år

Enligt en tidigare nationell utvärdering (Weisner et al., 2015) bör en genomsnittlig avskiljning på 500 kg kväve per hektar vattenyta och år kunna uppnås i våtmarker i jordbrukslandskap, och i enskilda våtmarker kan 1 000 kg kväve per hektar vattenyta och år avskiljas. I denna studie definierar vi att en våtmark har hög kväveavskiljning om minst 500 kg kväve per hektar vattenyta och år avskiljs, och att en våtmark har mycket hög avskiljning om den avskiljer minst 1 000 kg kväve per hektar vattenyta och år. De sex våtmarkerna i denna studie hade mellan negativ och mycket hög kväveavskiljning (figur 3.2.6:1). Det var därmed stor skillnad i avskiljning mellan de olika våtmarkerna, men skillnaden var stor även mellan olika år. Hanåsa hade negativ kväveavskiljning under alla tre åren, och Häckenstad hade den högsta kväveavskiljningen per hektar vattenyta och år. Hög eller mycket hög kväveavskiljning uppnåddes i alla våtmarker utom Hanåsa under minst ett av de studerade åren.



Figur 3.2.6:1. Kväveavskiljning per hektar vattenyta och år i studiens sex våtmarker. Varje stapel visar genomsnittlig avskiljning i en våtmark under ett år. Ordningen på staplarna är från vänster: 2017, 2018, 2019 (förutom för Påboda1 där endast 2018 och 2019 finns med samt Häckenstad där endast 2019 finns med). För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning baserad på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras avskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, förutom för Häckenstad där avskiljning presenteras med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

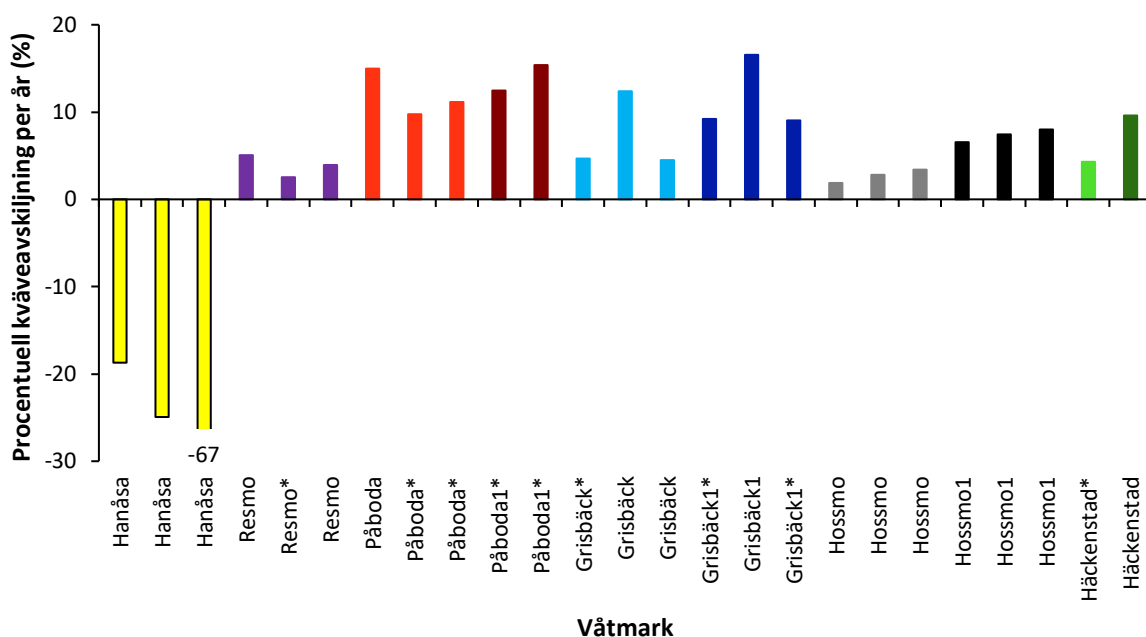
I Weisner et al. (2015) presenterades en genomsnittlig modellerad kväveavskiljning i våtmarker anlagda för näringsavskiljning i Götaland och Svealand på mellan 298 och 337 kg kväve per hektar vattenyta och år. Det är lägre avskiljning än vad de flesta av våtmarkerna i denna studie uppvisade under flertalet av de studerade åren, även baserat på okorrigerade inloppskoncentrationer. I och med att avskiljningen i denna studie ungefärligen följde den modell för kväveavskiljning som presenterades i Weisner et al. (2015) kan den relativt höga kväveavskiljningen som överlag uppnåddes förklaras av förhållandevis hög belastning. Våtmarker anlagda med syftet att avskilja näringsämnen har visat sig avskilja väsentligt mycket mer kväve än våtmarker anlagda för att gynna biologisk mångfald (Weisner et al., 2015), främst på grund av högre kvävebelastning. Jämfört med modellerad kväveavskiljning i våtmarker som anlagts för både för biologisk mångfald och näringsavskiljning (Weisner & Thiere, 2010; Weisner et al., 2015) var kväveavskiljningen i våtmarkerna i denna studie väsentligt högre, med undantag för Hanåsa.

I jämförelser med andra våtmarksstudier där kväveavskiljning mätts (alltså inte modellerats) var avskiljningen i våtmarkerna i denna studie både högre och lägre. Strand & Weisner (2013) visade en genomsnittlig kväveavskiljning i sju svenska våtmarker på 753 kg kväve per hektar vattenyta och år, Braskerud (2002a) presenterades genomsnittlig kväveavskiljning på 1 270 kg kväve per hektar vattenyta och år i fyra norska våtmarker, och Land et al. (2016) visade i sin analys av publicerade data en genomsnittlig avskiljning på 1 840 kg kväve per hektar vattenyta och år i 203 våtmarker i olika delar av världen. Att göra direkta jämförelser med andra studier försvåras dock i och med att förutsättningarna för avskiljning, exempelvis kvävebelastning, inte varit densamma i denna och i andra studier.

3.2.7 Procentuell kväveavskiljning

Den procentuella kväveavskiljning, angiven som andel av kvävebelastningen, var mellan -67 och 17 % i våtmarkerna i denna studie (figur 3.2.7:1). Lägst procentuell avskiljning hade Hanåsa och den högsta procentuella avskiljningen under ett år uppnåddes i Grisbäck baserat på korrigerad inloppskoncentration. Variationen mellan både våtmarker och år var stor även i procentuell avskiljning. Hög belastning leder ofta till låg procentuell avskiljning (Land et al., 2016), vilket delvis stämde även i våtmarkerna i denna studie. Det gäller dock inte Hanåsa, där belastning och procentuell avskiljning var lägst, eller Häckenstad om extremvärden inkluderas. Om extremvärden inkluderas hade Häckenstad både mycket hög belastning och relativt hög procentuell avskiljning (10 %), men om extremvärden exkluderas var belastningen fortfarande mycket hög men procentuell avskiljning lägre (4,3 %).

I tre tidigare studier presenterades genomsnittlig procentuell kväveavskiljning på 6,7 % (Strand & Weisner, 2013), 8,4 % (Braskerud, 2002a), och 39 % (Land et al., 2016). Påboda, Grisbäck, Hossmo och Häckenstad hade under minst ett av åren högre procentuell avskiljning än den genomsnittliga i Strand & Weisner (2013), och i Hossmo var den procentuella avskiljningen under två år dessutom högre än medelvärdet i Braskerud (2002a). Ingen av våtmarkerna i denna studie hade lika hög procentuell kväveavskiljning som den genomsnittliga procentuella avskiljningen i Land et al. (2016).



Figur 3.2.7:1. Procentuell kväveavskiljning (angivet i procent av belastning) i studiens sex våtmarker. Varje stapel visar genomsnittlig procentuell avskiljning i en våtmark under ett år. Ordningen på staplarna är från vänster: 2017, 2018, 2019 (förutom för Påboda1 där endast 2018 och 2019 finns med samt Häckenstad där endast 2019 finns med). För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning baserad på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras avskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, förutom för Häckenstad där avskiljning presenteras med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

3.3 Fosfor

3.3.1 Potentiell underskattning av fosforkoncentration

Det fanns signifikanta samband mellan inloppsflöde och inloppskoncentration av fosfor i särkopplade våtmarker (Resmo och Påboda) under alla säsonger i denna studie (tabell 3.3.1:1). Alla statistiskt signifikanta korrelationer var positiva, med högre koncentrationer vid högre flöden. Detta indikerar en risk att inloppskoncentrationer kan underskattas vid sammankopplad provtagning. Hanåsa, som också var särkopplad, har inte medtagits här på grund av stor osäkerhet avseende okända inloppsflöden som avspeglas i kraftigt negativ kväve- och fosforavskiljning (mer information nedan).

Tabell 3.3.1:1. Korrelationer (Pearson Correlation) mellan inloppsflöde och inloppskoncentration av fosfor i två särkopplade våtmarker under årets fyra säsonger. Signifikanta p-värden ($p < 0,05$) är fetstilta. R-värden presenteras endast för signifikanta korrelationer. n = antal punkter.

Våtmark	Säsong	Signifikansvärde (p-värde)	Korrelationskoefficient (R-värde)	n
Resmo	Vinter	0,062	-	26
Resmo	Vår	< 0,0005	0,921	13
Resmo	Sommar	0,702	-	34
Resmo	Höst	0,252	-	9
Påboda	Vinter	< 0,0005	0,908	9
Påboda	Vår	< 0,0005	0,838	43
Påboda	Sommar	0,004	0,850	11
Påboda	Höst	0,003	0,735	14

Flödesviktade inloppskoncentrationer av fosfor blir lägre per år då viktning baseras på utloppsflöde än då viktning baseras på inloppsflöde (tabell 3.3.1:2). Det gällde i båda våtmarkerna och under alla åren. I genomsnitt gav viktning mot utloppsflöde en inloppskoncentration som var 11 % lägre än den inloppskoncentration som viktning mot inloppsflöde gav. Detta kan ses som ett mått på den potentiella underskattningen av fosforkoncentration vid sammankopplad flödesproportionell provtagning (med flödesmätning i utlopp). I en tidigare studie (Weisner et al., 2015) visades en potentiell underskattning av fosforkoncentration vid inloppet på 20 % när provtagning styrs av utloppsflöde. Korrigerad fosforkoncentration i denna studie är baserad både på de procentuella skillnaderna i tabell 3.3.1:2 och den potentiella underskattning som presenterades i Weisner et al. (2015). För att ta hänsyn till den osäkerhet som finns i detta presenterar vi inloppskoncentrationer som ett intervall mellan okorrigerad och korrigerad koncentration. För att med större säkerhet få ett intervall som innefattar verkliga koncentrationer har vi korrigerat inloppskoncentrationer av fosfor i sammankopplade våtmarker med + 20 %.

Tabell 3.3.1:2. Årliga genomsnitt av flödesviktade inloppskoncentrationer av fosforkoncentration i två särkopplade våtmarker. Inloppskoncentration viktad mot inloppsflöde representerar den inloppskoncentration särkopplad provtagning ger och inloppskoncentration viktad mot utloppsflöde representerar den inloppskoncentration sammankopplad provtagning hade givit vid samma tillfälle. Negativ skillnad indikerar en underskattning av inloppskoncentration då provtagning styrs av utloppsflöde (sammankopplad provtagning). n = antal punkter.

Våtmark	År	Fosforkoncentration vid inlopp ($\mu\text{g l}^{-1}$)		Skillnad		
		Viktad mot inloppsflöde	Viktad mot utloppsflöde	$\mu\text{g l}^{-1}$	%	n
Resmo	2016	86	81	-4,6	-5,4	8
Resmo	2017	69	38	-31	-45	20
Resmo	2018	148	141	-7,3	-4,9	18
Resmo	2019	72	70	-1,7	-2,3	27
Påboda	2016	118	116	-2,0	-1,7	8
Påboda	2017	175	155	-21	-12	45
Påboda	2018	266	255	-11	-4,1	5

3.3.2 Fosforkoncentration

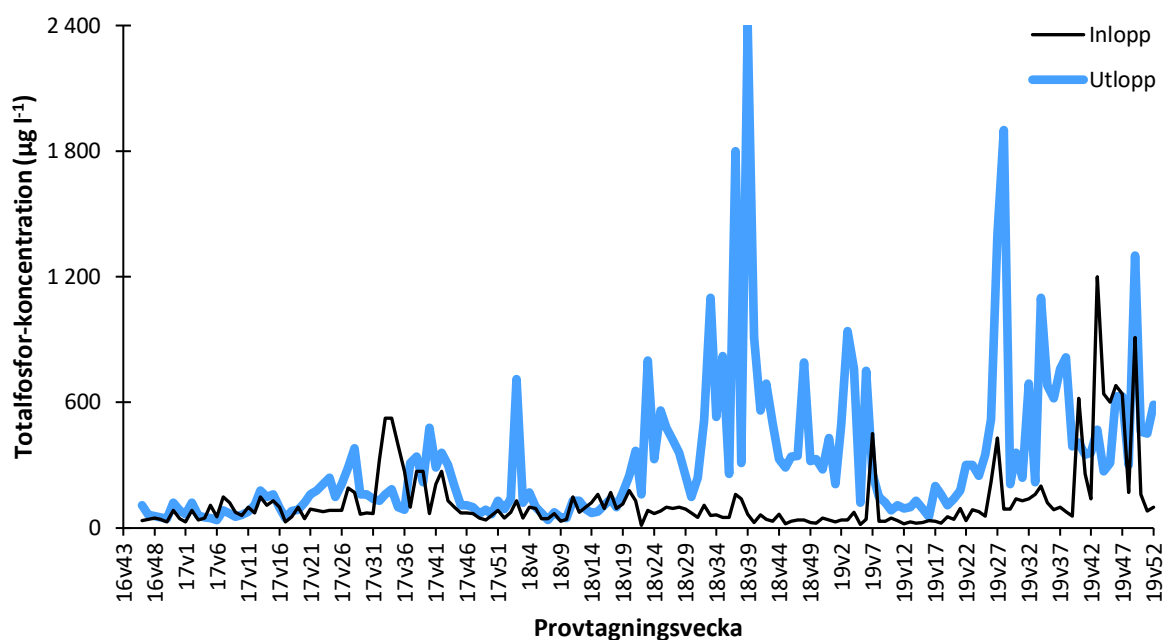
Fosforkoncentrationen vid en våtmarks inlopp är en viktig parameter för fosforavskiljning i och med att den påverkar hur hög belastningen, och därmed hur hög avskiljningen, kan bli. Fosforutlakningen är generellt större från åkermark än från andra marktyper (Jordbruksverket, 2004), men fosforkoncentrationer i våtmarker påverkas även av nederbörd, avrinning, jordart (Johnsson et al., 2019) och gödsling av mark (Johnsson et al., 2008). För att anläggandet av en våtmark ska vara kostnadseffektivt för fosforavskiljning finns ingen tydlig koncentrationsgräns eller rekommenderad andel åkermark i tillrinningsområdet, men våtmarken bör placeras där inloppskoncentrationen är hög (Jordbruksverket, 2004). Den genomsnittliga fosforkoncentrationen vid inloppen till våtmarkerna i denna studie var mellan 64 och 157 μg per liter. Andelen åkermark i tillrinningsområdet var inte avgörande för hur hög inloppskoncentrationen av fosfor i våtmarken var.

I avrinning från åkermark är fosfor främst i form av partikelbunden fosfor (Geranmayeh & Aronsson, 2015), men avrinningsvattnet kan även innehålla en väsentlig andel fosfatfosfor (Naturvårdsverket, 2005). Partikelbunden fosfor utgjorde huvuddelen av inkommande fosfor i alla våtmarker i denna studie (tabell 3.3.2:1). Sedimentation kan därför vara en viktig avskiljningsprocess i dessa våtmarker. I bilaga 2 till denna rapport presenteras figurer med koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor varje provtagningsperiod vid våtmarkernas in- och utlopp. Genomsnittlig inloppskoncentration i rapporttexten baseras för sammankopplade våtmarker på medel mellan okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration.

Tabell 3.3.2:1. Koncentration av fosfatfosfor och partikelbunden fosfor angivet som andel av totalfosforkoncentrationen i alla stickprov tagna vid våtmarkernas inlopp under studien.

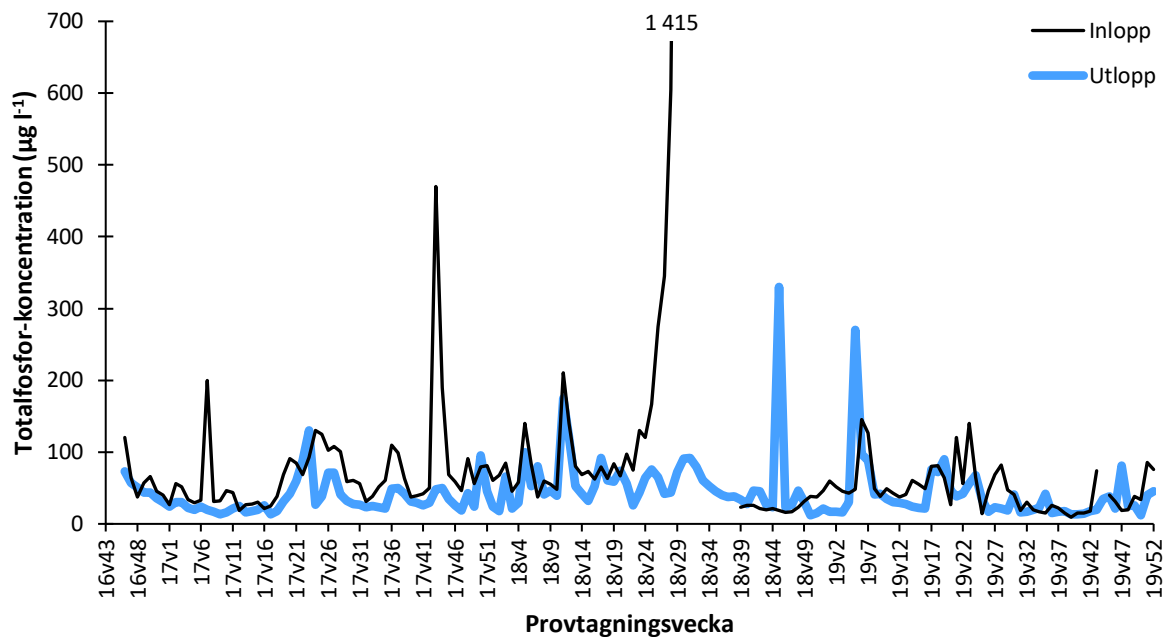
Våtmark	Andel av totalfosfor (%)	
	Fosfatfosfor	Partikelbunden fosfor
Hanåsa	25	75
Resmo	31	69
Påboda	41	59
Grisbäck	20	80
Hossmo	24	76
Häckenstad	6,1	94

I Hanåsa var inloppskoncentrationen av fosfor i genomsnitt 127 μg per liter under studien (figur 3.3.2:1). Inloppskoncentrationen var förhållandevis låg under stora delar av studien, men ökade i slutet av studieperioden. I jämförelse med övriga våtmarker i studien var den genomsnittliga inloppskoncentrationen i Hanåsa den näst högsta. Koncentrationen vid utloppet var nästan konsekvent högre än koncentrationen vid inloppet, i synnerhet under 2018 och 2019. Toppen i utloppskoncentration under vecka 39, 2018, är den högsta fosforkoncentrationen som uppmätts i ett veckoprov från någon av våtmarkerna under studien. De största ökningarna av fosforkoncentration vid utloppet i Hanåsa skedde samtidigt som kvävekoncentrationen vid utloppet ökade i våtmarken, och koncentrationsökningarna skedde förmodligen av samma anledning. Tillskott av fosfor till våtmarken kan alltså ha skett exempelvis via fosforläckage från mark, via nötkreaturen, eller på grund av den läckande plansilon. Högre fosforkoncentrationen vid utlopp än vid inlopp kan även bero på internbelastning, det vill säga att fosfor frigörs från bottensediment. Andelen partikelbunden fosfor och fosfatfosfor var 75 respektive 25 % av totalfosfor i Hanåsa.



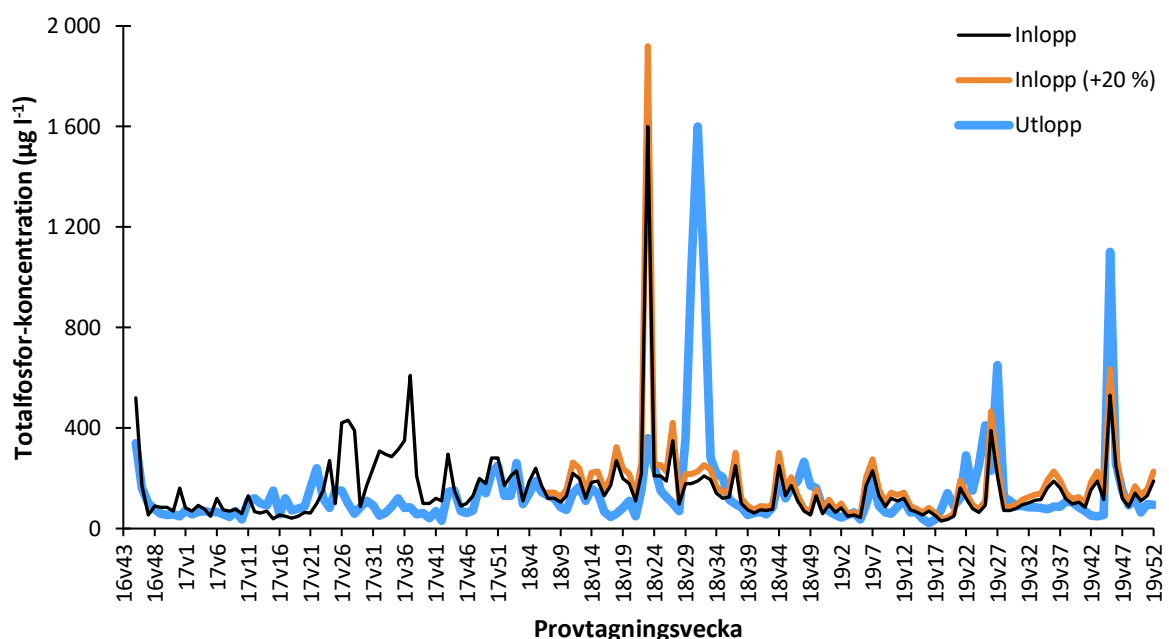
Figur 3.3.2:1. Koncentration av totalfosfor vid inlopp och utlopp i Hanåsa.

Genomsnittlig inloppskoncentration av fosfor var 78 μg per liter i Resmo (figur 3.3.2:2). Den högsta toppen i inloppskoncentration samt de höga koncentrationerna under föregående provtagningsperioder är uppmätta i stickprov tagna i stillastående vatten. Dessa påverkar dock inte analyser av fosfortransporter eftersom flödet under dessa perioder var noll. Om vecka 29, 2018, exkluderas från medelvärdet var den genomsnittliga inloppskoncentrationen av fosfor istället 69 μg per liter i Resmo. Genomsnittlig inloppskoncentration var relativt låg i Resmo jämfört med inloppskoncentrationer av fosfor i övriga våtmarker i studien. Fosforkoncentrationen var generellt högre vid inlopp än vid utlopp, men andelen partikelbunden fosfor var högre vid utloppet än vid inloppet. Det kan bero på flera faktorer. Bland annat kan karporna i våtmarken ha bidragit till resuspension av partikelbunden fosfor. Fosforkoncentrationen varierade mellan olika provtagningsveckor och följde inte samma säsongsmonster som kvävekoncentrationen.



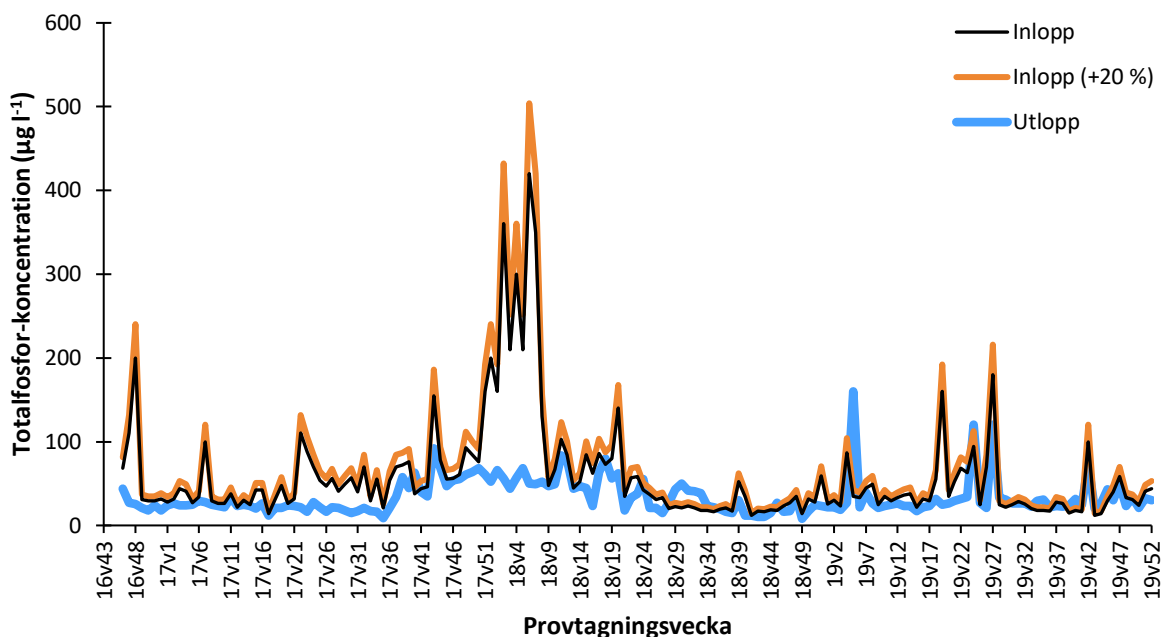
Figur 3.3.2:2. Koncentration av totalfosfor vid inlopp och utlopp i Resmo. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.

Påboda hade den högsta genomsnittliga inloppskoncentrationen av fosfor i denna studie; 157 µg per liter (figur 3.3.2:3). Medelkoncentrationen vid inloppet var lite högre än medelkoncentrationen vid utloppet, men koncentrationstoppar skedde både vid in- och utlopp. De två högsta koncentrationstopparna vid in- och utlopp inträffade på sommaren. Koncentrationstoppen vid utlopp vecka 31, 2018, är dock uppmätt i stickprov, inte veckoprov. Andelen fosfatfosfor var högre i Påboda än i övriga våtmarker, men till största del var fosfor i form av partikelbunden fosfor även i denna våtmark.



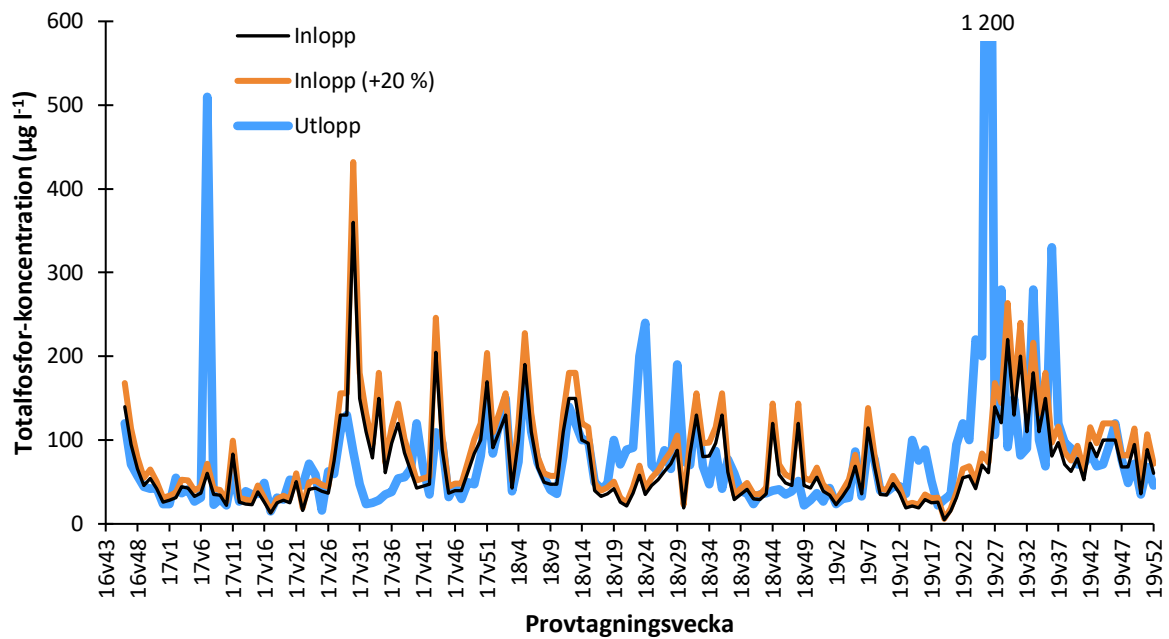
Figur 3.3.2:3. Koncentration av totalfosfor vid inlopp och utlopp i Påboda. Från och med vecka 6, 2018 när provtagningen sammankopplades presenteras även korrigerad inloppskoncentration (+20 %).

Inloppskoncentrationen av fosfor i Grisbäck var i genomsnitt 64 μg per liter (figur 3.3.2:4), vilken är den lägsta medelkoncentrationen av alla våtmarker i studien. Inloppskoncentrationen var genomsnittligen nästan dubbelt så hög som fosforkoncentrationen vid utloppet. Inloppskoncentrationen var som högst, och mycket högre än utloppskoncentrationen, mellan vecka 51, 2017, och vecka 8, 2018, när även flödet var högt i Grisbäck. Övrig tid varierade fosforkoncentrationerna mellan olika provtagningsperioder, men var vanligen högre vid inlopp än vid utlopp. Fosforkoncentrationen i våtmarken följde inte samma säsongsmönster som kvävekoncentrationen gjorde. Andelen partikelbunden fosfor var hög i Grisbäck. I genomsnitt utgjordes 80 % av inkommande fosforkoncentration av partikelbunden fosfor.



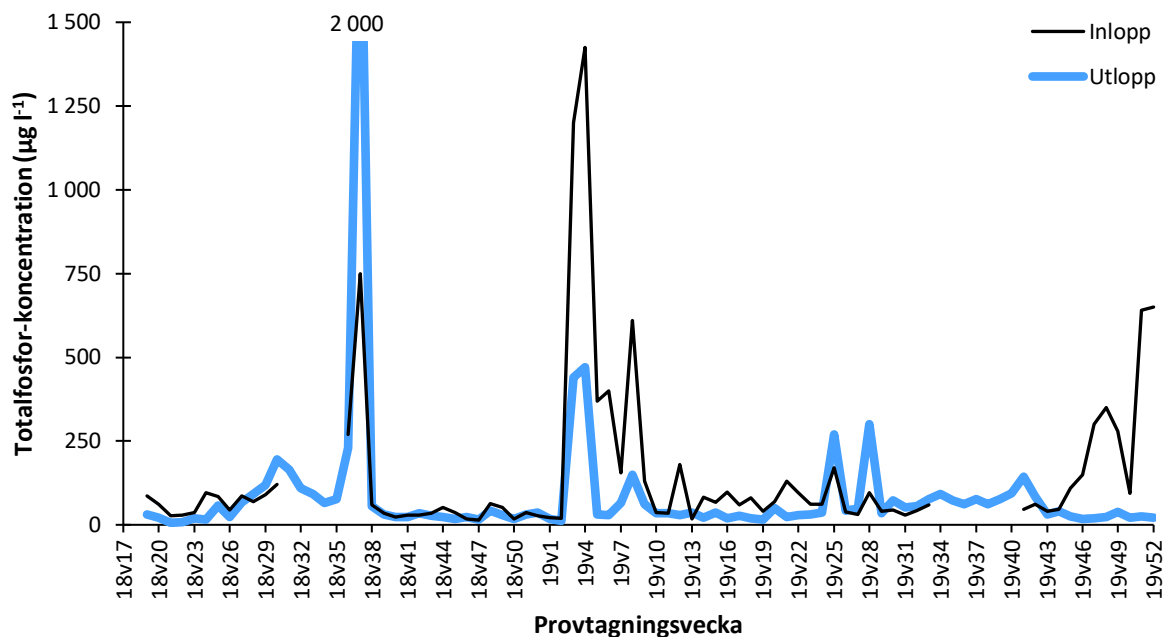
Figur 3.3.2:4. Koncentration av totalfosfor vid inlopp (okorrigerad och korrigerad +20 %) och utlopp i Grisbäck.

I Hossmo var den genomsnittliga fosforkoncentrationen vid inloppet 77 μg per liter (figur 3.3.2:5). Medelkoncentrationen under studien var lägre vid inloppet än vid utloppet om koncentrationstoppen i utloppsflödet vecka 26, 2019, inkluderas, men exkluderas den perioden ur medelvärdet var inloppskoncentrationen något högre än utloppskoncentrationen. Alla höga koncentrationstoppar i figur 3.3.2:5 är uppmätta i veckoprov. Andelen partikelbunden fosfor var i genomsnitt medelhög i Hossmo jämfört med övriga våtmarker. Både andelen och koncentrationen av partikelbunden fosfor var högre vid utlopp än vid inlopp. Mot slutet av studieperioden ökade fosforkoncentrationen både in och ut från våtmarken, samtidigt som flödet minskade och blev nära noll. När våtmarkskanter eroderar kan partikelbunden fosfor tillföras till vattnet (Naturvårdsverket, 2005). Erosion kan därför förklara både att totalfosforkoncentrationen vid utlopp under vissa perioder var högre än vid inlopp, och att andelen partikelbunden fosfor vanligen var högre ut än in i Hossmo.



Figur 3.3.2:5. Koncentration av totalfosfor vid inlopp (okorrigerad och korrigerad +20 %) och utlopp i Hossmo. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.

Medelkoncentrationen av fosfor vid inloppet i Häckenstad var 73 µg per liter under studien (figur 3.3.2:6), vilket är relativt lågt i jämförelse med övriga våtmarkers inloppskoncentration. Koncentrationen vid inloppet var i genomsnitt 1,6 gånger högre än koncentrationen vid utloppet, men den högsta koncentrationstoppen var uppmätt i veckoprov från utloppet. I Häckenstad var fosfor nästan uteslutande i form av partikelbunden fosfor. Andelen partikelbunden fosfor var högre vid inloppet än vid utloppet.

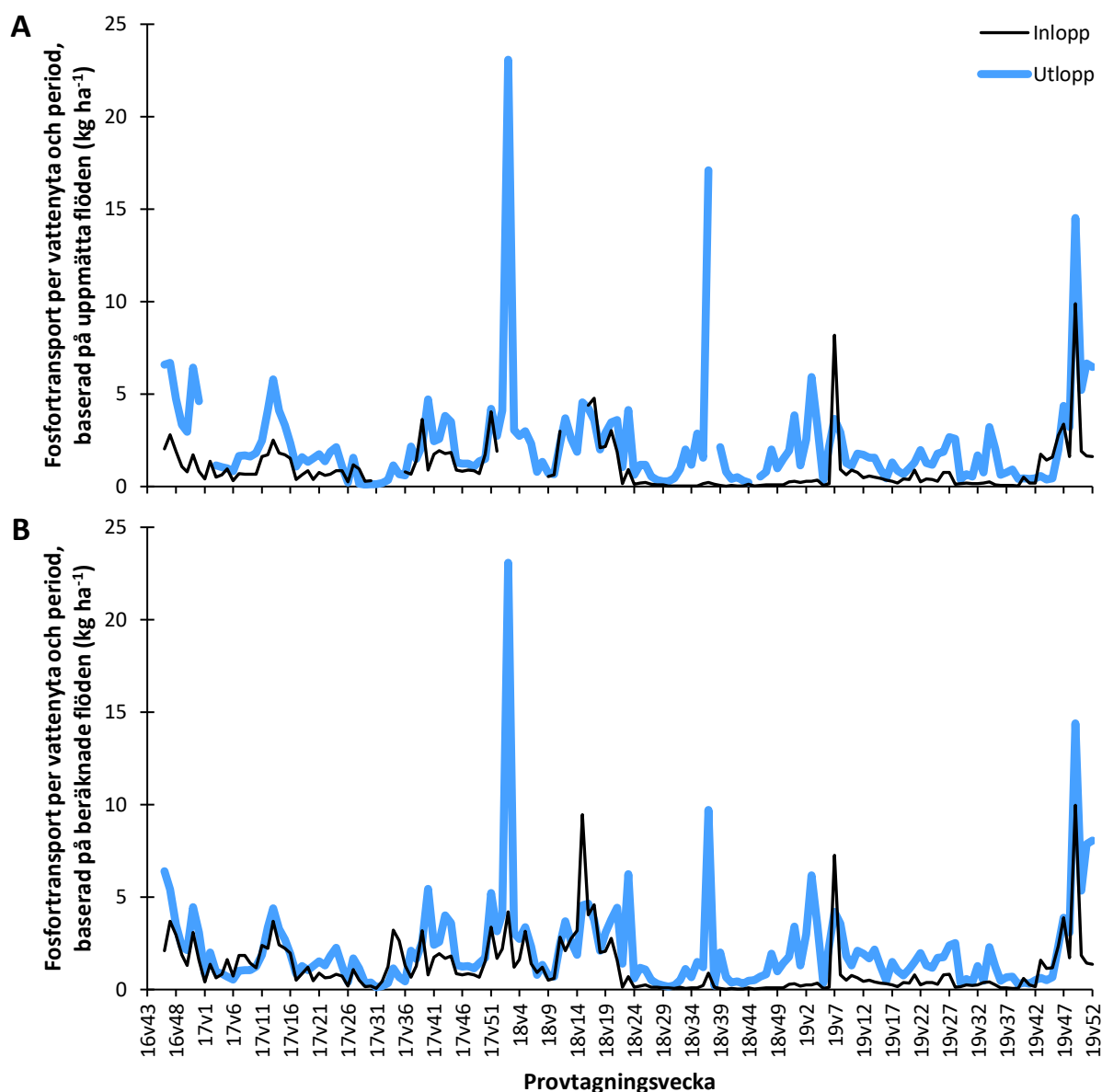


Figur 3.3.2:6. Koncentration av totalfosfor vid inlopp och utlopp i Häckenstad. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.

3.3.3 Fosforbelastning och utloppstransport

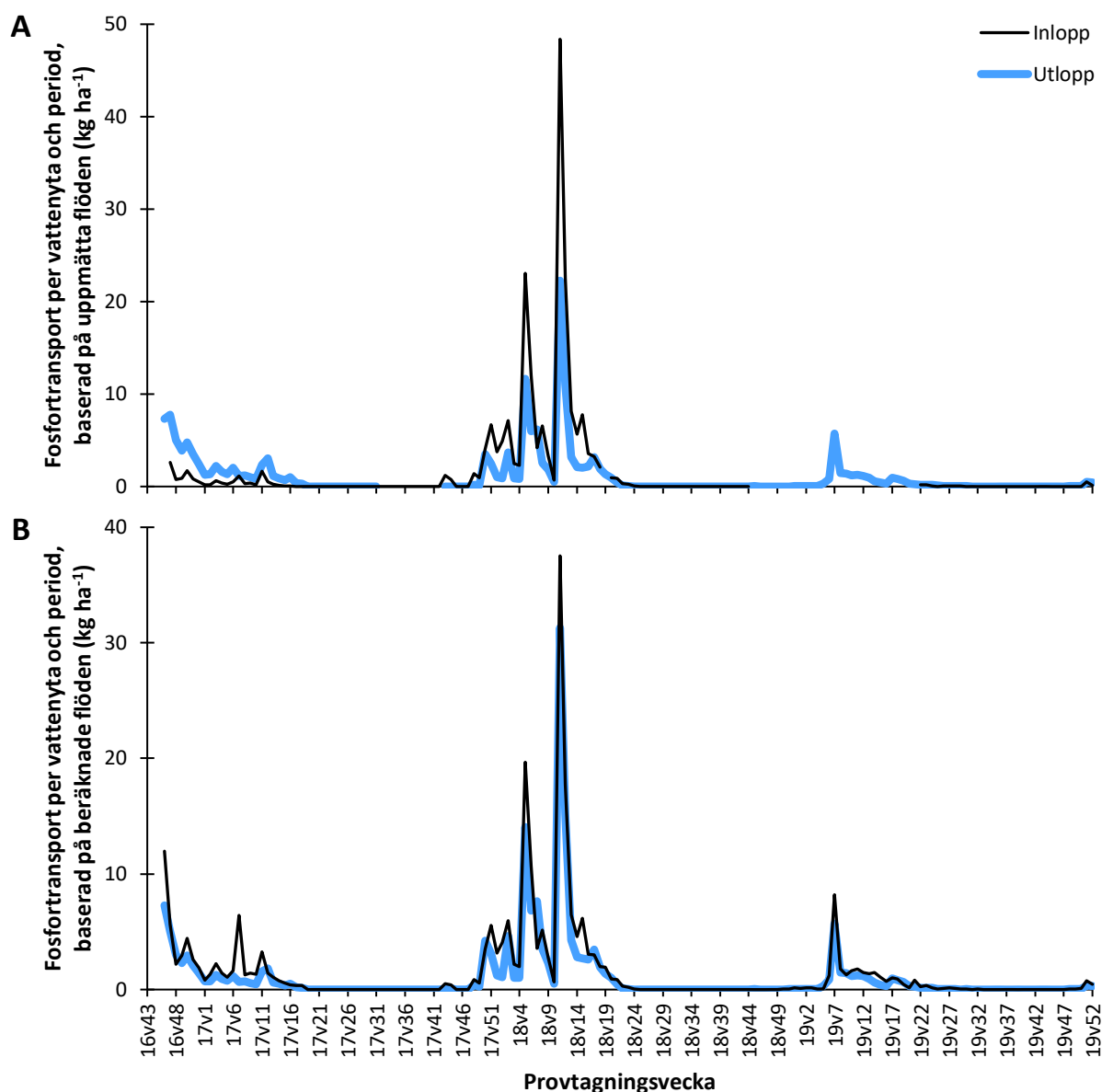
Fosforbelastningen, hur mycket fosfor som transporteras in till våtmarken, är den viktigaste faktorn för att uppnå hög fosforavskiljning per hektar vattenyta (Jordbruksverket, 2004; Feuerbach, 2014; Weisner et al., 2015). Variation i fosforbelastning per hektar vattenyta inom våtmarkerna var kopplad till flödet och därmed även säsong. Vid låga flöden, under somrarna, var belastningen låg, och under övriga säsonger när flöden var högre var även fosforbelastningen högre. Lika höga flöden kunde dock resultera i olika fosforbelastningar på grund av variationer i inloppskoncentrationer. Fosforbelastningen skiljde sig även mellan olika våtmarker, och var i genomsnitt under studien mellan 1,2 och 32 kg per hektar vattenyta och period i våtmarkerna. I alla medelvärden av belastning som anges i detta avsnitt är extremvärden exkluderade. För särkopplade våtmarker är medelvärdena baserade på beräknat inloppsflöde och för sammankopplade våtmarker anges belastning som ett intervall mellan medelbelastning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Observera att belastning används synonymt med både inloppstransport och transport vid inlopp, samt att alla transporter anges per hektar vattenyta.

I Hanåsa var fosforbelastningen lägst jämfört med övriga våtmarker (figur 3.3.3:1). I genomsnitt transporterades 1,2 kg fosfor per hektar vattenyta och provtagningsperiod till våtmarken. Trots relativt hög genomsnittlig inloppskoncentration blev fosforbelastningen låg på grund av låg hydraulisk belastning. Transporten vid utloppet var under stora delar av studien högre än transporten vid inloppet, och i genomsnitt var utloppstransporten nästan dubbelt så hög som belastningen. Transporter som baseras på uppmätta flöden ger större skillnader mellan in- och utloppstransport än vad beräknade flöden ger, på grund av större variationer mellan uppmätta in- och utloppsflöden.



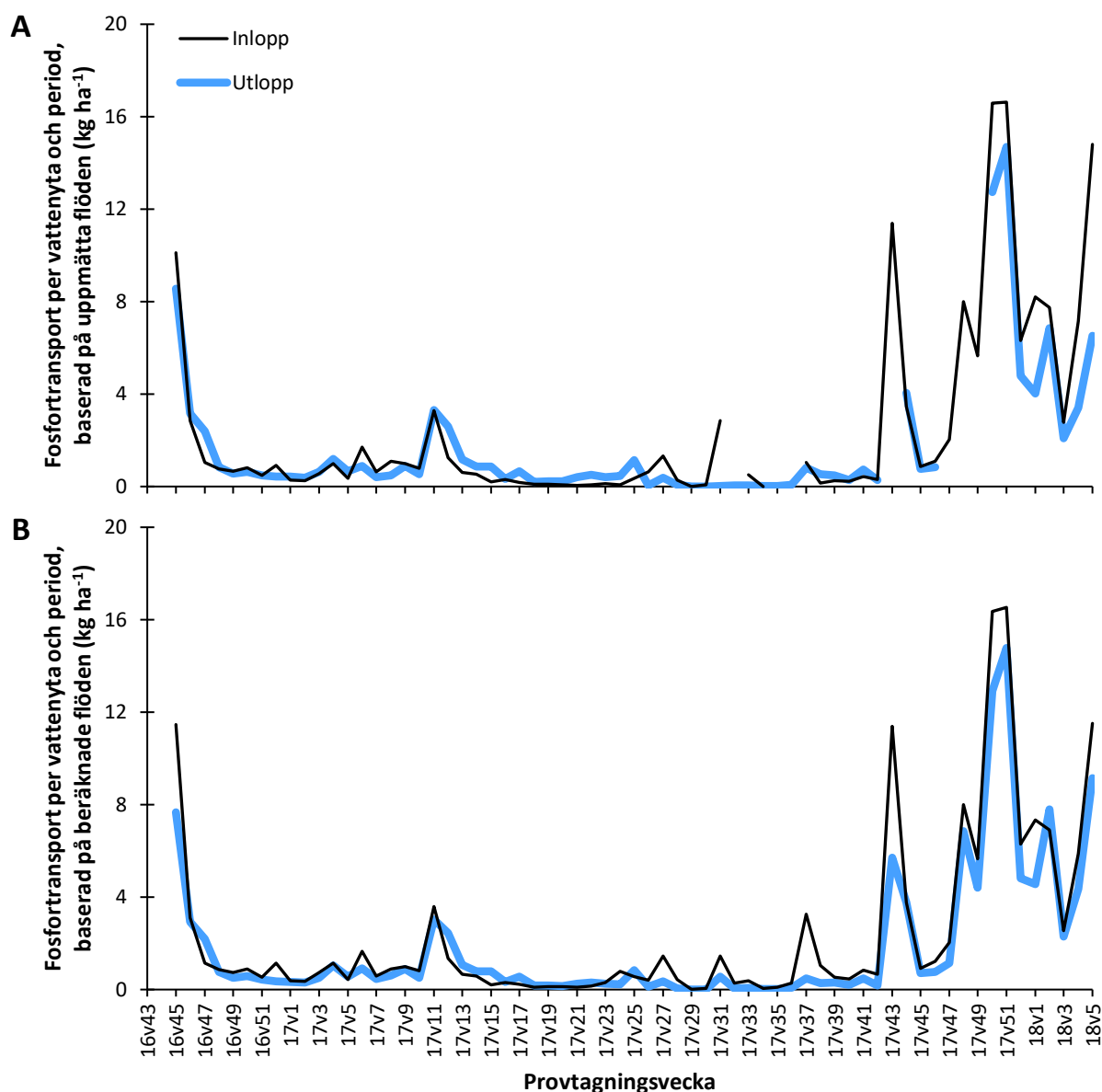
Figur 3.3.3:1. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Hanåsa, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B).

Även Resmo hade en generellt låg belastning av fosfor, i genomsnitt 1,5 kg per hektar vattenyta och provtagningsperiod (figur 3.3.3:2). Både inloppskoncentration och hydraulisk belastning var i genomsnitt medelhög i Resmo, men de stora säsongsskillnaderna gör att belastningen ändå blir låg. Under de långa perioderna med nollflöden var transporterna noll i våtmarken, men under perioder med högflöden var transporterna relativt höga. Inloppstransporten var vanligen högre än transporten vid utloppet. Skillnaderna mellan in- och utloppstransport blev mycket större när transporter baseras på uppmätta flöden än när de baseras på beräknade flöden, på grund av stora skillnader mellan uppmätta in- och utloppsflöden.



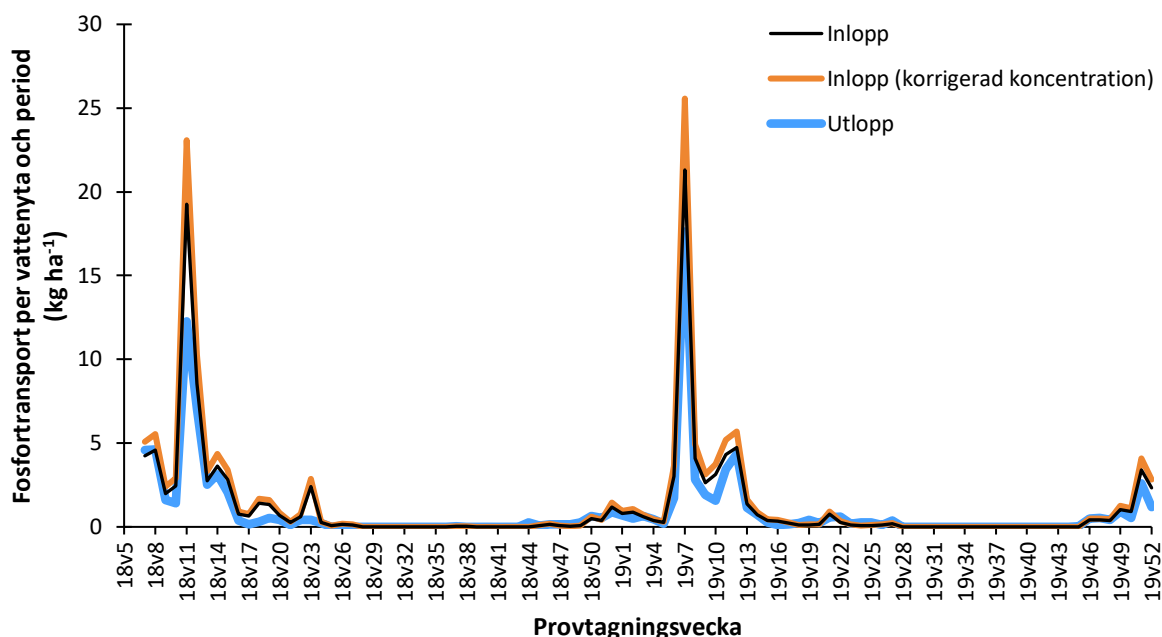
Figur 3.3.3:2. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Resmo, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B).

Under den tid när provtagningen var särkopplad i Påboda var den genomsnittliga fosforbelastningen 2,4 kg fosfor per hektar vattenyta och period (figur 3.3.3:3). I slutet av 2017 när flödena ökade i våtmarken ökade även fosfortransporterna. Under lågflödesperioden mellan vår och höst var fosforbelastningen låg i Påboda, precis som i övriga våtmarker i studien. På grund av låga koncentrationer var fosfortransporterna vanligen låga i våtmarken även under vintern 2016–2017, trots att flödena var högre än under lågflödesperioden. Skillnaderna mellan transporter baserade på uppmätta och beräknade flöden var mindre i Påboda än i övriga särkopplade våtmarker, på grund av mindre skillnader mellan uppmätta in- och utloppsflöden.



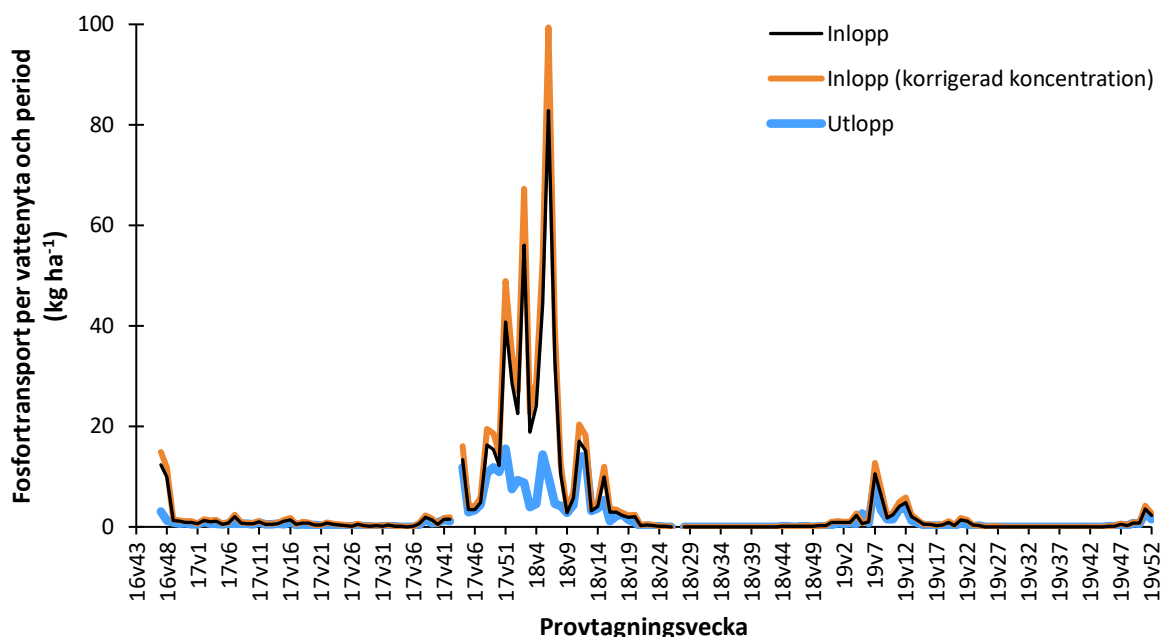
Figur 3.3.3.3: Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Påboda, baserade på uppmätta flöden (delfigur A) och beräknade flöden (delfigur B) under den tid när flödesmätningen i Påboda var särkopplad (flödesmätning vid in- och utlopp).

Genomsnittlig fosforbelastning var 1,2 – 1,5 kg fosfor per hektar vattenyta och period i Påboda, beroende på om belastningen baseras på okorrigerad eller korrigerad inloppskoncentration, under tiden provtagningen var sammankopplad (figur 3.3.3:4). Belastningen var alltså i genomsnitt lägre under den sammankopplade perioden än under den särkopplade perioden, på grund av längre torrperioder under 2018 och 2019 med ingen eller mycket låg belastning. Fosfortransporten vid inloppet var genomsnittligen lite högre än utloppstransporten, och vid höga flöden var inloppstransporten tydligt högre än utloppstransporten. Sammantaget under hela studietiden var genomsnittlig fosforbelastning i Påboda 1,7 – 1,8 kg per hektar vattenyta och period, vilket är relativt låg fosforbelastning i jämförelse med övriga våtmarker i studien.



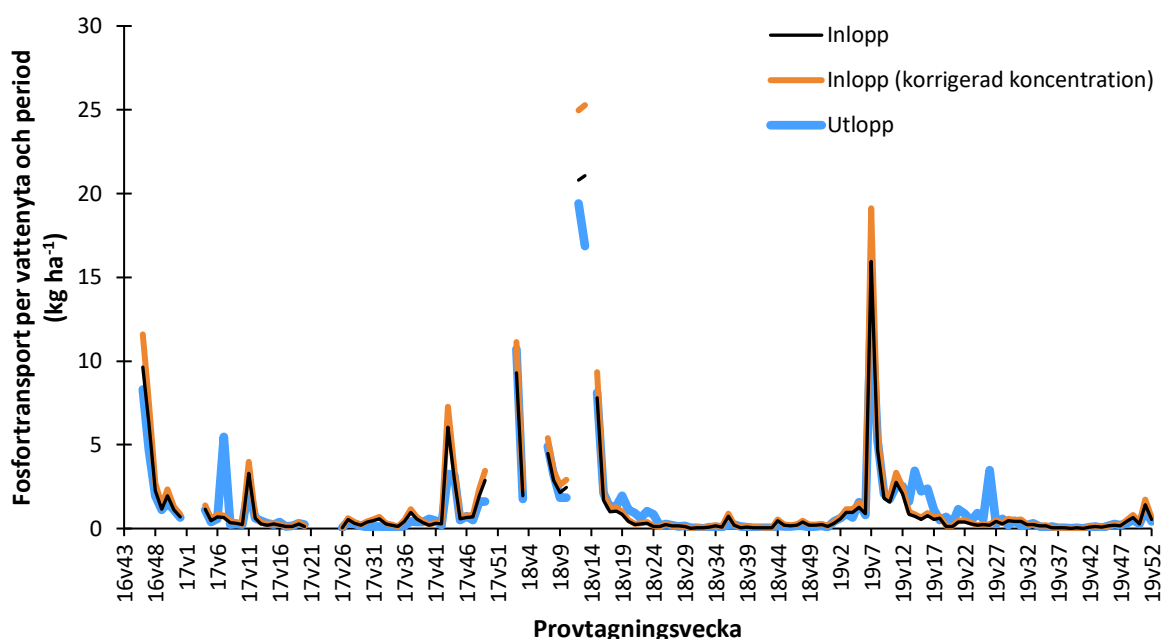
Figur 3.3.3:4. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Påboda, under den tid när flödesmätningen i Påboda var sammankopplad (flödesmätning endast vid utlopp).

I Grisbäck var fosforbelastningen i genomsnitt 3,9 – 4,7 kg fosfor per hektar vattenyta och provtagningsperiod, beroende på om inloppskoncentrationen korrigerats eller ej (figur 3.3.3:5). Det är den näst högsta belastningen av alla våtmarker i studien, trots att inloppskoncentration av fosfor var lägre i Grisbäck än i övriga våtmarker. Medeltransporten vid inloppet var mer än dubbelt så hög som medeltransporten vid utloppet. Den största delen av fosforbelastningen transporterades till våtmarken under vintern 2017–2018 när både flöde och koncentration var höga i våtmarken. Under den tiden var även skillnaden mellan in- och utloppstransport som högst. Övrig tid var både in- och utloppstransport relativt låga i våtmarken. Vid två provtagningsveckor (vecka 43, 2017, och vecka 27, 2018) saknas belastning och utloppstransport på grund av att flödesmätning saknas.



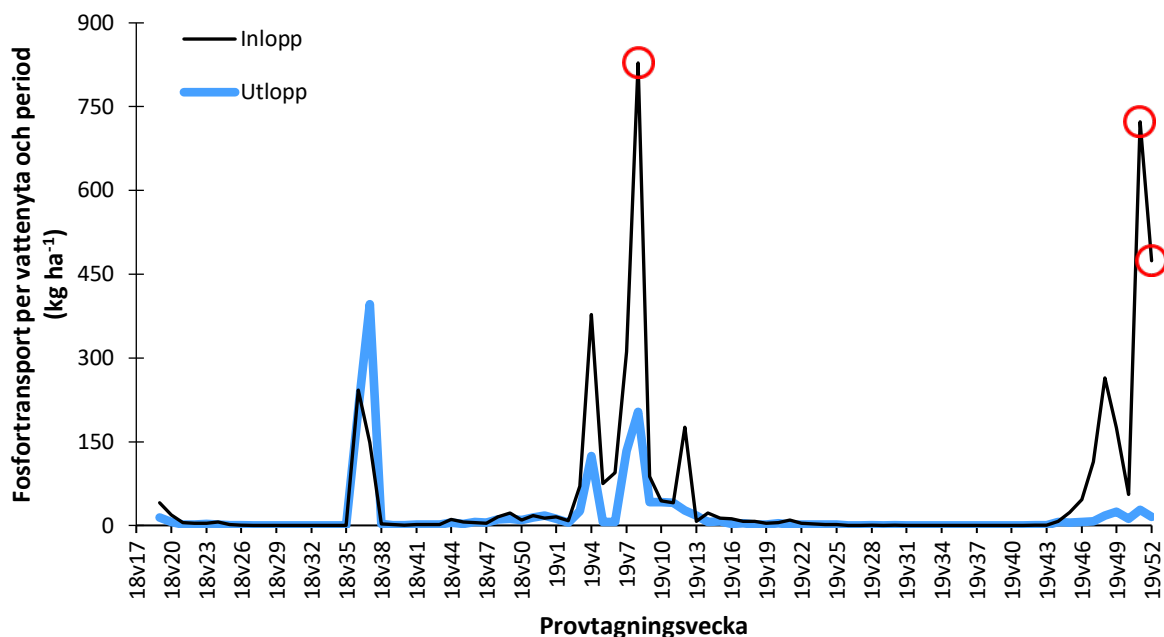
Figur 3.3.3:5. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Grisbäck.

Hossmo hade genomsnittlig fosforbelastning på 1,6 – 1,9 kg per hektar vattenyta och provtagningsperiod (figur 3.3.3:6). Utloppstransporten var i genomsnitt i princip lika hög som inloppstransporten, men under höglödesperioder var transporten tydligt högre vid inloppet. De höga koncentrationstopparna vid utloppet under vecka 7, 2017, och vecka 26, 2019, resulterade i att utloppstransporten under de perioderna var märkbart, men inte extremt mycket, högre än inloppstransporten. På grund av problem med flödesmätningar så saknas transporter vid flera tillfällen i Hossmo.



Figur 3.3.3:6. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp (baserad på okorrigerad respektive korrigerad inloppskoncentration) och utlopp i Hossmo.

Häckenstad hade mycket högre fosforbelastning än övriga våtmarker (figur 3.3.3:7). I genomsnitt var belastningen 32 kg fosfor per hektar vattenyta och period, vilket är tiotals gånger högre än medelbelastningen i de andra våtmarkerna i studien. Att transportererna i Häckenstad är höga beror den mycket höga hydrauliska belastningen. Fosfortransporten vid inlopp var vanligen högre än utloppstransporten. Under tre provtagningsperioder var inloppstransporten mycket hög i Häckenstad, medan utloppstransporten var låg i jämförelse. Vecka 8, 51 och 52, 2019, var skillnaden mellan in- och utloppstransport enligt dessa värden 625, 695 och 458 kg fosfor per hektar vattenyta och period. Så hög avskiljning under kort tid är osannolik och därför har vi definierat avskiljningen under de veckorna som extremvärden.

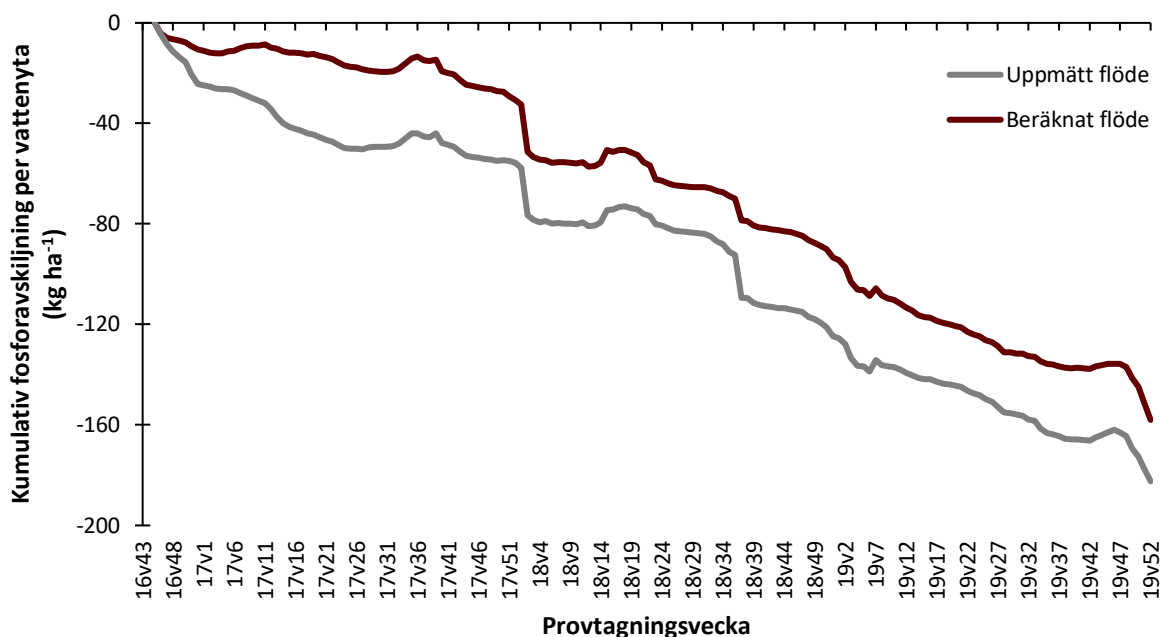


Figur 3.3.3:7. Fosfortransport per hektar vattenyta och period vid inlopp och utlopp i Häckenstad. Röda cirklar markerar extremvärden.

3.3.4 Kumulativ fosforavskiljning

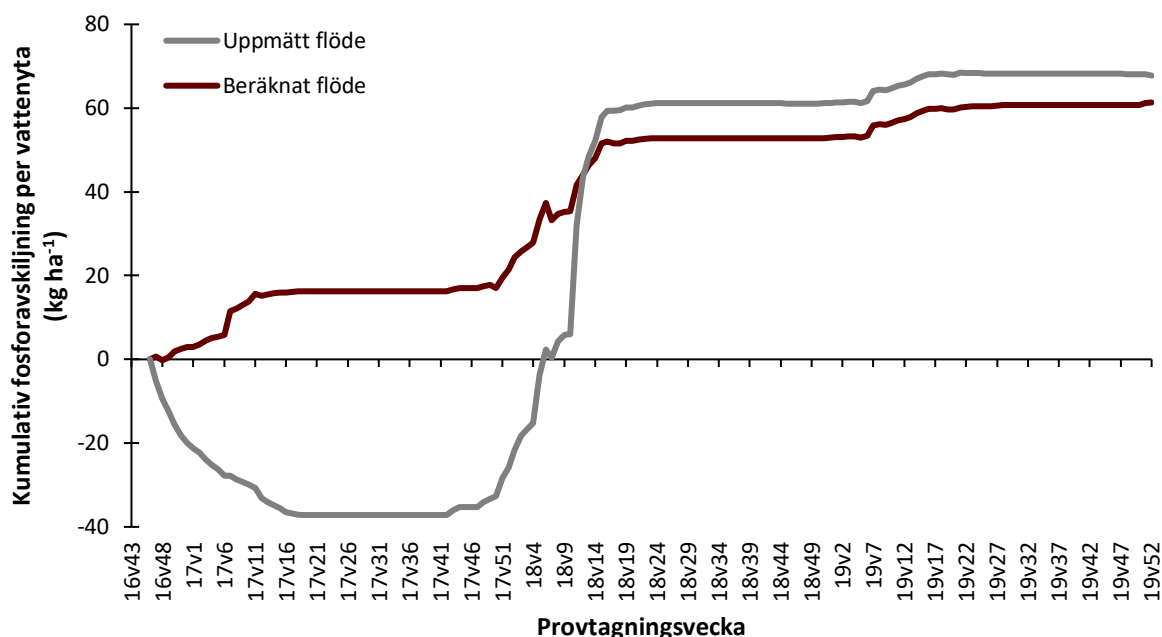
Den kumulativa fosforavskiljningen ökade vanligen över tid i våtmarkerna i den här studien. Under vissa perioder, i vissa våtmarker, minskade dock den kumulativa avskiljningen på grund av negativ avskiljning. Under lågflödesperioder skedde endast små förändringar i kumulativ fosforavskiljning, på grund av låga transporter i våtmarkerna. Kumulativ fosforavskiljning baserad på uppmätta flöden i särkopplade våtmarker varierade kraftigt över tid, och resulterade i både högre och lägre kumulativ avskiljning i slutet på studietiden jämfört med kumulativ avskiljning baserad på beräknade flöden. Över tid blev effekten av att korrigera inloppskoncentration i de sammankopplade våtmarkerna stor. Skillnaden i kumulativ fosforavskiljning, beroende på vilket flöde eller vilken koncentration den baseras på, visar både på osäkerheten vid denna typ av mätningar och på vikten av beräkningsmetoder som kan minska denna osäkerhet. På grund av de stora fluktuationerna i uppmätta flöden, som vi inte kan förklara, bedömer vi att beräknade flöden ger en mer korrekt bild av den totala avskiljningen i de särkopplade våtmarkerna under studien. I och med att vi sett indikationer på att sammankopplad provtagning underskattar inloppskoncentrationer bör den verkliga kumulativa avskiljningen i sammankopplade våtmarker vara någonstans mellan kumulativ avskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration.

Kumulativ fosforavskiljning i Hanåsa blev mer negativ över tid, i och med att avskiljningen var negativ under de flesta provtagningsperioderna (figur 3.3.4:1). I slutet på studien, efter drygt tre år, hade Hanåsa släppt ut mellan 160 (baserat på beräknade flöden) och 180 baserat på uppmätta flöden) kg mer fosfor per hektar vattenyta än vad som transporterades in till våtmarken via inloppet. Som tidigare nämnt kan fosfor ha tillkommit till våtmarken efter provtagningspunkten vid inloppet via exempelvis den läckande plansilon, fosforläckage från mark eller internbelastning. Baserat på uppmätta flöden blir den kumulativa avskiljningen lägre än när den baseras på beräknade flöden, på grund av att uppmätta utloppsflöden var högre än uppmätta inloppsflöden i början av studietiden.



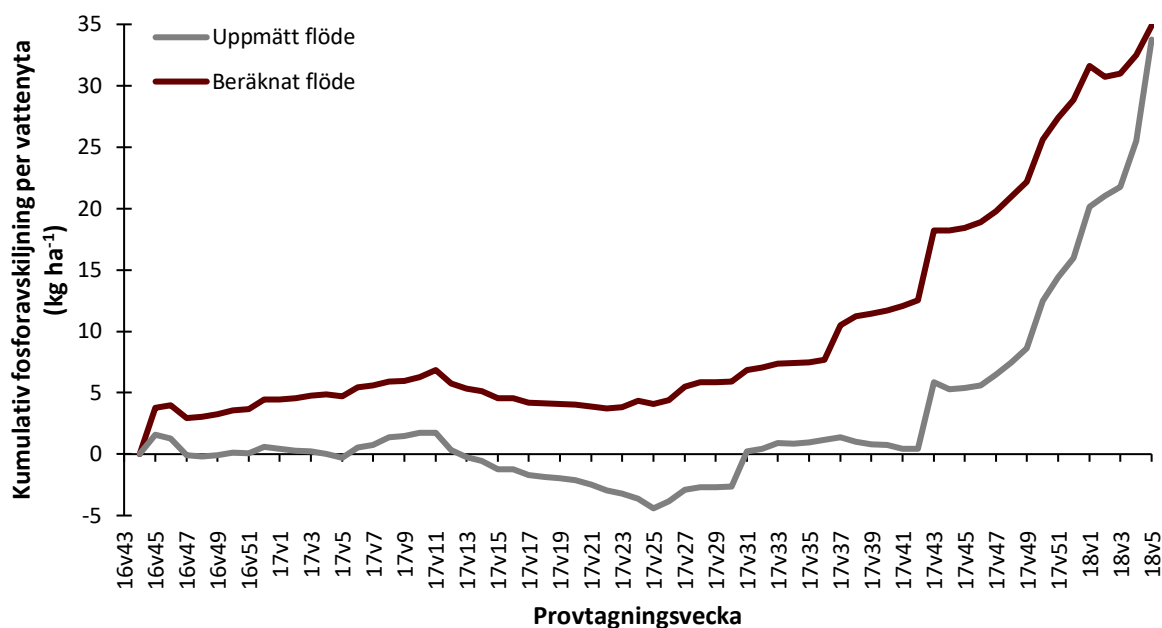
Figur 3.3.4:1. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Hanåsa.

I Resmo hade mellan 60 och 70 kg fosfor per hektar vattenyta avskilts vid studiens slut (figur 3.3.4:2). I denna våtmark resulterade uppmätta flöden i högre kumulativ fosforavskiljning vid studiens slut än vad beräknade flöden gjorde. Vilken flödesmätning som används hade en relativt liten effekt på kumulativ avskiljning i slutet på studien, men desto större effekt under år 2017. Kumulativ fosforavskiljning baserad på beräknade flöden ökade succesivt under studien, med undantag för torrperioder när kumulativ avskiljning inte förändrades. Kumulativ avskiljning baserad på uppmätta flöden, däremot, gick från negativ till positiv på grund av att uppmätta flöden först var högst vid utloppet och sedan var högre vid inloppet.



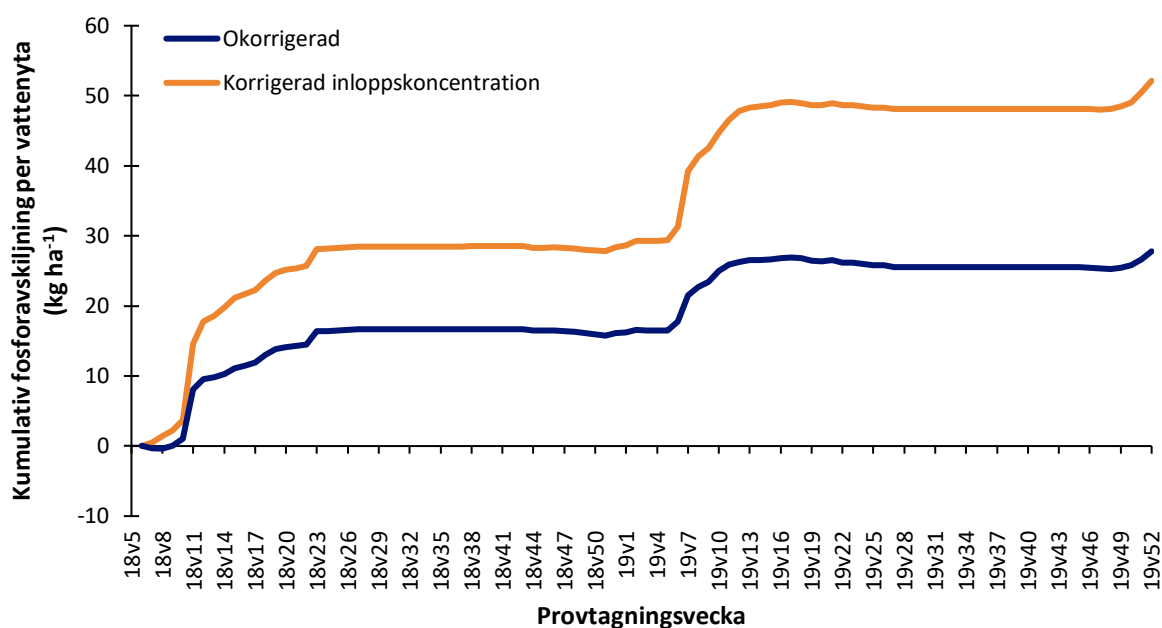
Figur 3.3.4:2. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Resmo.

Under den tid när provtagningen i Påboda var särkopplad avskildes sammanlagt 30 kg fosfor per hektar vattenyta, oavsett om avskiljningen baseras på uppmätta eller beräknade flöden (figur 3.3.4:3). I början av studien, när transporterna var låga, skedde endast mindre förändringar i kumulativ fosforavskiljning. Sedan när flödet ökade så ökade även den kumulativa fosforavskiljningen. Variationerna över tid var större för kumulativ fosforavskiljning baserad på uppmätta flöden, vilken varierade mellan positiv och negativ, än för kumulativ avskiljning baserad på beräknade flöden. Under den största delen av studien resulterade beräknade flöden i högre kumulativ fosforavskiljning än vad uppmätta flöden gjorde. Den sista veckan med särkopplad provtagning, vecka 5, 2018, var skillnaden i kumulativ fosforavskiljning mellan de två beräkningssätten i stort sett uträdd. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning till och med vecka 5, 2018, det vill säga inte under hela studien.



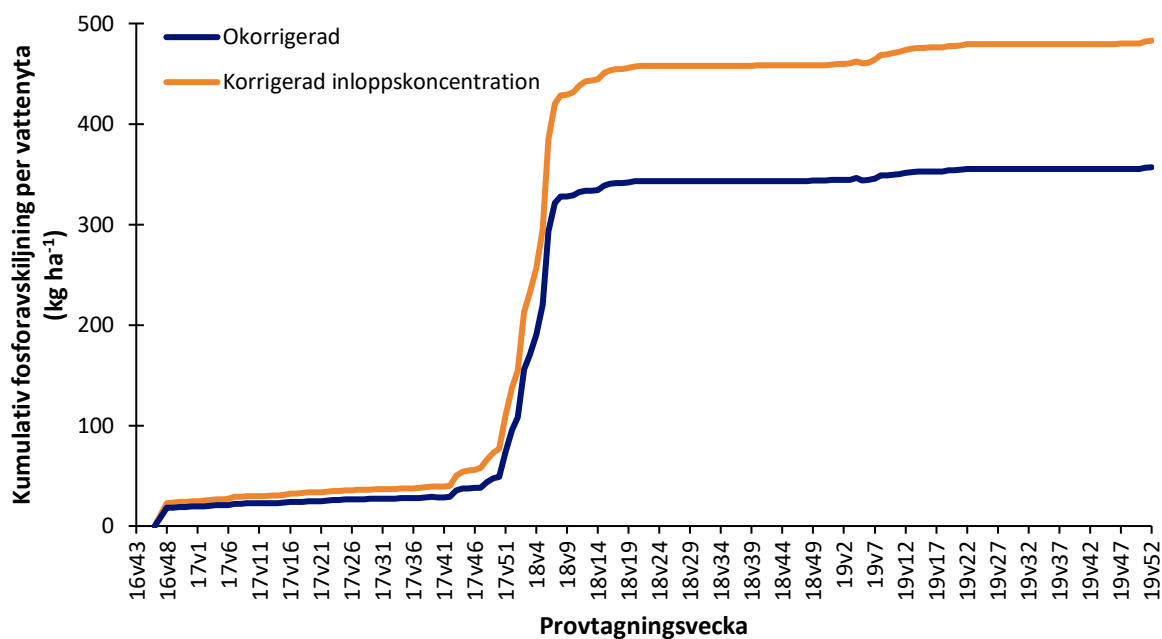
Figur 3.3.4:3. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på uppmätt och beräknat flöde i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var särkopplad (flödesmätning vid in- och utlopp).

Den tid när provtagningen var sammankopplad i Påboda ökade den kumulativa fosforavskiljningen i princip varje vecka, förutom under perioder med nollflöden (figur 3.3.4:4). Under den sammankopplade perioden avskildes totalt mellan 30 och 50 kg fosfor per hektar vattenyta. Påboda hade högst inloppskoncentration av fosfor jämfört med övriga våtmarker i studien. Korregerad inloppskoncentration gav därför tydligt högre kumulativ fosforavskiljning vid studiens slut än okorrigerad inloppskoncentration, trots att korrigeringen gjordes under kortare tid än i övriga sammankopplade våtmarker. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning från och med vecka 6, 2018, det vill säga inte under hela studien.



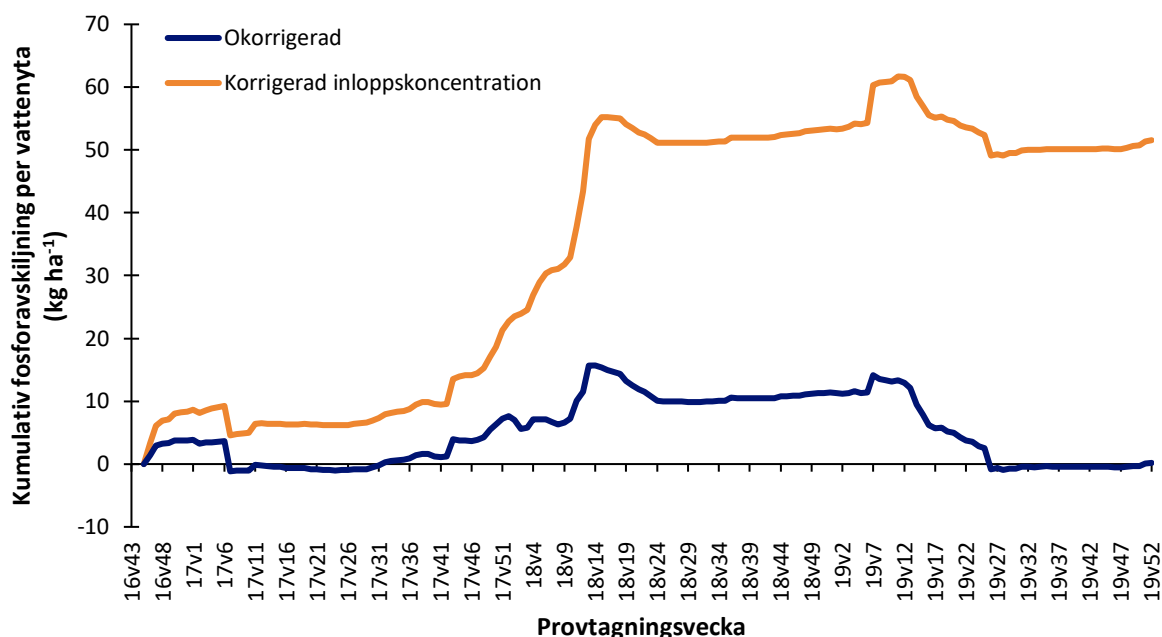
Figur 3.3.4:4. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Påboda under den tid när flödesmätningen i Påboda var sammankopplad (flödesmätning endast vid utlopp).

I Grisbäck skedde den huvudsakliga ökningen av kumulativ fosforavskiljning under vintern 2017–2018, när fosforbelastningen var hög (figur 3.3.4:5). På endast tre till fyra månader tiodubblades den kumulativa fosforavskiljningen i våtmarken. Innan och efter de månaderna, det vill säga under merparten av studietiden, skedde i jämförelse endast marginella öknings i kumulativ fosforavskiljning. Effekten av att korrigera inloppskoncentrationen var tydligast efter ökningen i kumulativ fosforavskiljning. I slutet på studien hade mellan 360 och 480 kg fosfor per hektar vattenyta avskilts i Grisbäck, beroende på om avskiljningen baseras på okorrigerad eller korrigerad inloppskoncentration.



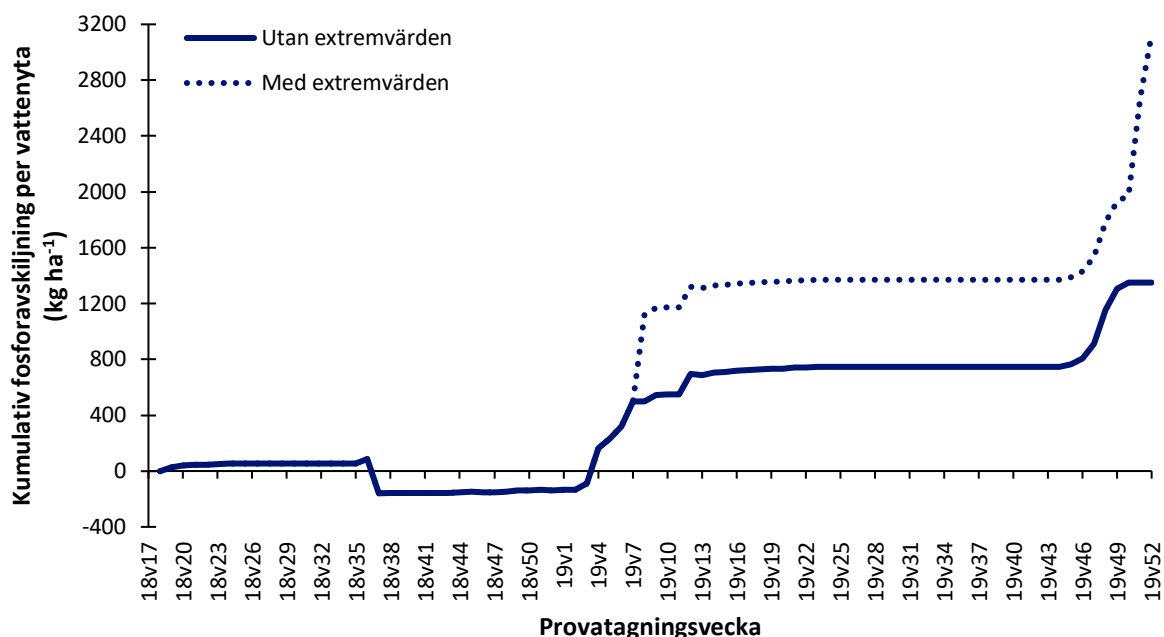
Figur 3.3.4:5. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Grisbäck. Avskiljningen är delvis baserad på linjärt interpolerade flöden.

Den relativa effekten som korrigering av inloppskoncentration hade på kumulativ fosforavskiljning var störst i Hossmo (figur 3.3.4:6). Baserat på korrigerad koncentration hade 50 kg fosfor per hektar vattenyta avskilts vid i slutet på studien, men baserat på okorrigerad koncentration hade ingen avskiljning skett vid studiens slut (kumulativ avskiljning endast 0,18 kg fosfor per hektar vattenyta). Resultaten för Hossmo visar därmed att våtmarkers funktion för fosforavskiljning kan felbedömas väsentligt om sammankopplad provtagning leder till en underskattning av inloppskoncentrationen.



Figur 3.3.4:6. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i Hossmo. Avskiljningen är delvis baserad på linjärt interpolerade flöden.

I Häckenstad var den kumulativa fosforavskiljningen mellan 1 350 och 3 130 kg per hektar vattenyta vid studiens slut (figur 3.3.4:7). Det är mycket mer än vad som avskildes per hektar i de andra våtmarkerna. Under 2018 varierade den kumulativa fosforavskiljningen mellan positiv och negativ, men vid studiens slut var den kumulativa fosforavskiljningen i Häckenstad mycket hög även om extremvärden exkluderas. Om extremvärden inkluderas blir den totala kumulativa avskiljningen vid studiens slut 2,3 gånger högre än om extremvärden exkluderas. Detta visar att ett viktigt steg för att kunna göra en korrekt bedömning av avskiljningen över tid är att identifiera och exkludera felaktiga värden. Observera att detta endast är kumulativ avskiljning från och med vecka 18, 2018, det vill säga under kortare tid än för övriga våtmarker i studien.



Figur 3.3.4:7. Kumulativ fosforavskiljning per hektar vattenyta i Häckenstad baserad på transporter där extremvärden är exkluderade eller inkluderade.

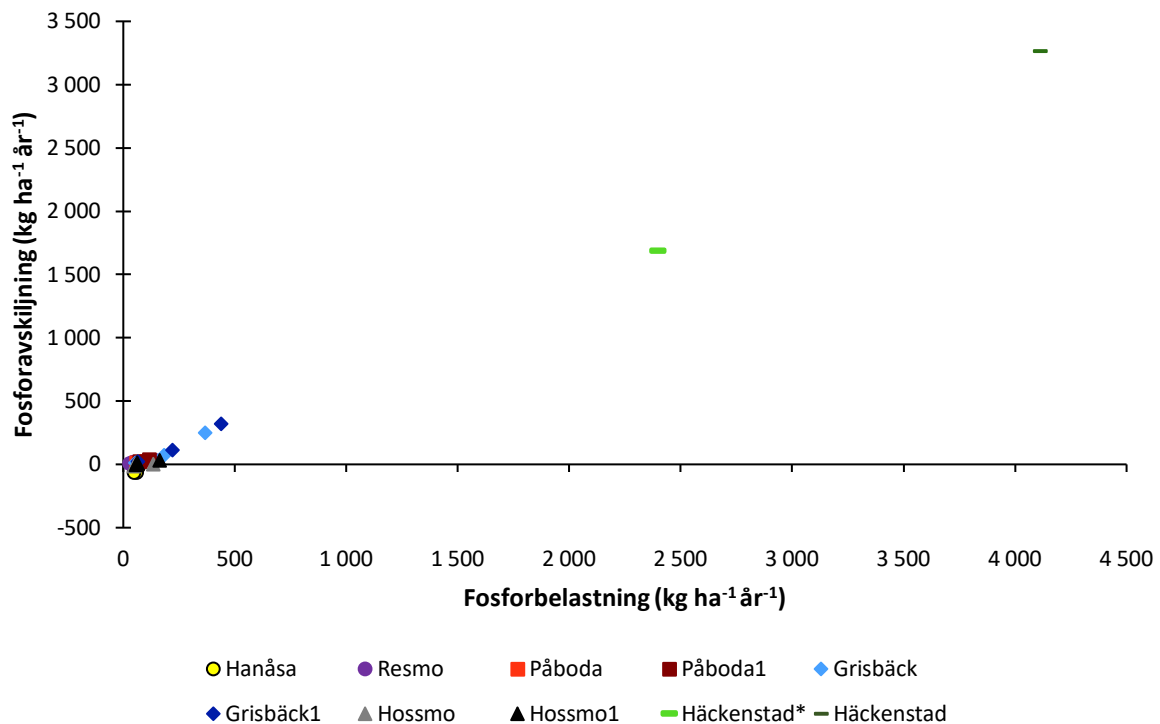
3.3.5 Fosforavskiljning i förhållande till belastning

Fosforbelastning per hektar vattenyta och år skiljde sig mellan olika våtmarker, olika år och beroende av beräkningsmetod i denna studie (tabell 3.3.5:1). Överlägset högst belastning och avskiljning hade Häckenstad, med en fosforbelastning på 2 397 – 4 111 kg fosfor per hektar vattenyta och år och en fosforavskiljning på 1 688 – 3 267 kg per hektar vattenyta och år. Ingen av våtmarkerna hade lägre fosforbelastning än övriga våtmarker under alla år, men de två lägsta belastningarna var i Resmo år 2019 ($29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) och 2017 ($42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). För alla våtmarker var belastningen lägst år 2019, och i alla våtmarker utom Hanåsa var belastningen högst 2018 (observera att årlig belastning och avskiljning i Häckenstad endast finns för 2019). År 2018 var flödestoppar högre och skillnaderna mellan torrperiod och högflöden mycket större än 2019 när flödena generellt var låga (SMHI, 2020d). I och med att fosforkoncentrationen vanligen är högst vid flödestoppar (Johannesson et al., 2017; Frazar et al., 2019) kan skillnader i fosforbelastning mellan 2018 och 2019 sannolikt förklaras med de skillnaderna i flödesmönster.

Tabell 3.3.5:1. Fosforbelastning och fosforavskiljning per hektar vattenyta och år i studiens sex våtmarker. För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning och belastning baserade på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras värden baserade på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. För Häckenstad presenteras avskiljning och belastning med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (¹) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

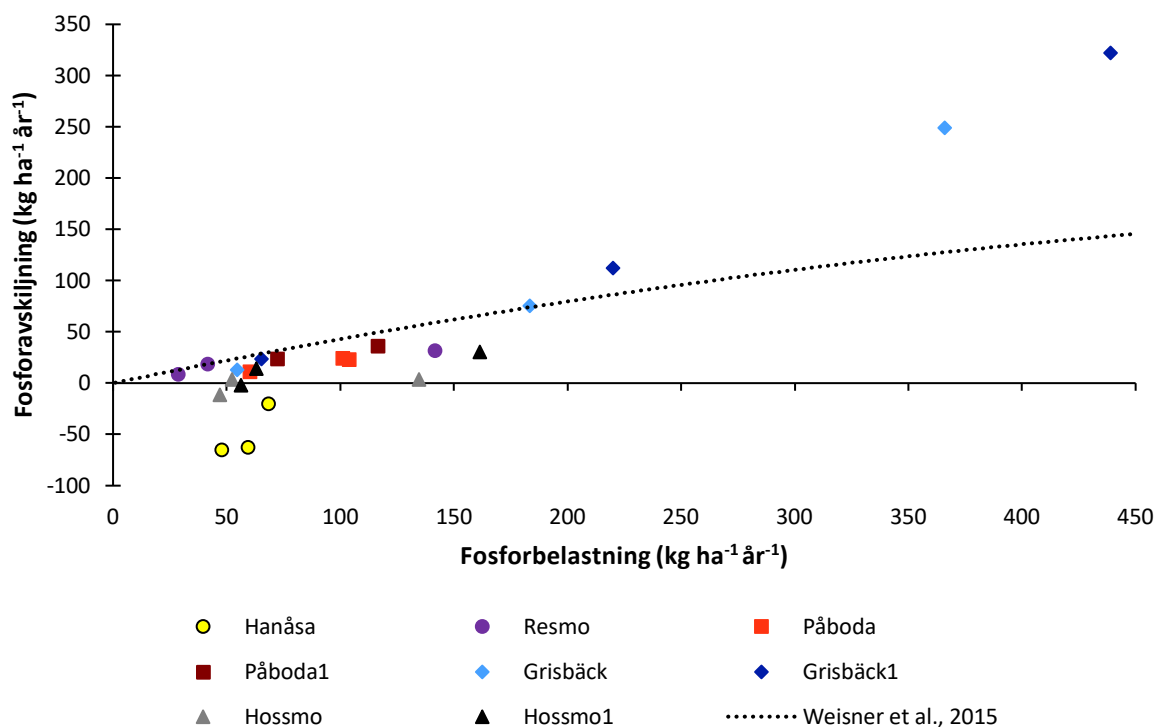
Våtmark	År	Fosforbelastning (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Fosforavskiljning (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)
Hanåsa	2017	68	-20
Hanåsa	2018	59	-63
Hanåsa	2019	48	-65
Resmo	2017	42	18
Resmo	2018	142	32
Resmo	2019	29	8,4
Påboda	2017	101	24
Påboda	2018	104	23
Påboda	2019	60	12
Påboda ¹	2018	116	36
Påboda ¹	2019	72	24
Grisbäck	2017	183	76
Grisbäck	2018	366	249
Grisbäck	2019	54	13
Grisbäck ¹	2017	220	112
Grisbäck ¹	2018	439	322
Grisbäck ¹	2019	65	24
Hossmo	2017	52	3,9
Hossmo	2018	134	3,7
Hossmo	2019	47	-11
Hossmo ¹	2017	63	14
Hossmo ¹	2018	161	31
Hossmo ¹	2019	56	-1,8
Häckenstad*	2019	2 397	1 688
Häckenstad	2019	4 111	3 267

Det finns flera olika modeller över sambandet mellan fosforbelastning och fosforavskiljning i våtmarker som tagits fram under de senaste 20 åren (t.ex. Svensson et al., 2004; Weisner & Thiery, 2010; Weisner et al., 2015). Modellerna skiljer sig från varandra, men alla visar att ökad fosforbelastning ger ökad fosforavskiljning, i alla fall upp till en viss punkt. Weisner et al. (2015) visade att tidigare modeller, inklusive de som användes i Weisner & Thiery (2010), har underskattat fosforavskiljning. Vi har därför valt att jämföra fosforavskiljningen i denna studie med det samband som togs fram i Weisner et al. (2015). På grund av att belastning och avskiljning var mycket högre i Häckenstad än i övriga våtmarker presenteras en figur där Häckenstad är inkluderad (figur 3.3.5:1) och en där Häckenstad är exkluderad (figur 3.3.5:2). Jämförelse med modellen i Weisner et al. (2015) görs i figur 3.3.5:2.



Figur 3.3.5:1. Fosforavskiljning i förhållande till fosforbelastning, båda angivna per hektar vattenyta och år. För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning och belastning baserade på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras värden baserade på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. För Häckenstad presenteras avskiljning och belastning med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

Generellt gav en högre fosforbelastning högre fosforavskiljning i våtmarkerna i denna studie, men det samband mellan fosforbelastning och fosforavskiljning som presenterades i Weisner et al. (2015) förklarar inte fosforavskiljningen i denna studie till någon större grad (figur 3.2.5:2). De flesta av våtmarkerna hade en fosforbelastning på upp till 160 kg fosfor per hektar vattenyta och år under de flesta år studien pågick. Avskiljningen i de våtmarkerna var lägre än vad modellen i Weisner et al. (2015) hade visat, med undantag för Resmo 2017 där modellen hade gett samma fosforavskiljning som våra mätningar. För våtmarker med högre fosforbelastning under vissa år (Grisbäck 2017 och 2018 samt Häckenstad) hade modellen istället gett en lägre avskiljning än vad våra mätningar visat. Modellen visar alltså att våtmarkerna i denna studie med låg belastning hade generellt låg fosforavskiljning i förhållande till fosforbelastningen, och att avskiljningen var högre än väntat i förhållande till belastningen i vissa våtmarker under vissa år när belastningen var hög. Det beror på att fler faktorer än fosforbelastning påverkar fosforavskiljningen. Sambandet i Weisner et al. (2015) visar ökad avskiljning med belastning upp till en maximipunkt på cirka 760 kg fosfor per hektar vattenyta och år. Resultaten från Grisbäck visar att högre fosforavskiljning än vad modellen ger kan uppnås vid belastningar på drygt 200 kg fosfor per hektar vattenyta och år, och resultaten från Häckenstad visar att mycket höga fosforbelastningar kan resultera i mycket högre fosforavskiljning än vad modellen visar.



Figur 3.3.5:2. Fosforavskiljning i förhållande till fosforbelastning, båda angivna per hektar vattenyta och år. För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning och belastning baserade på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker presenteras värden baserade på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad. Streckad linje visar det samband mellan kväveavskiljning och kvävebelastning som togs fram i Weisner et al. (2015). Häckenstad är exkluderad ur figuren.

3.3.6 Fosforavskiljning per år

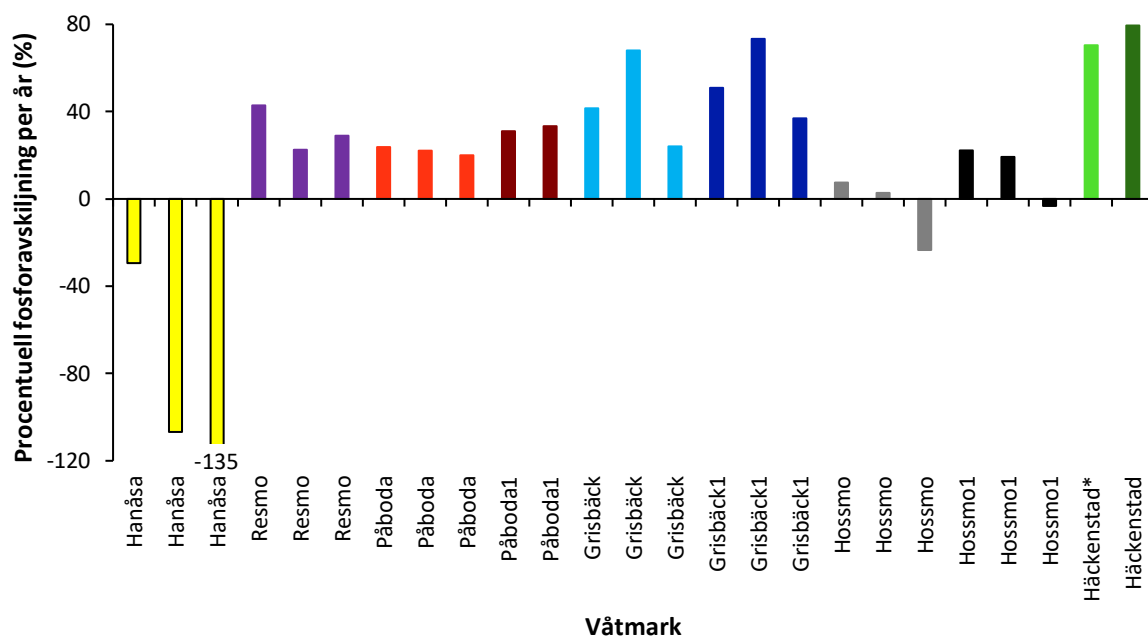
En genomsnittlig avskiljning på 50 kg fosfor per hektar vattenyta och år bör kunna uppnås i våtmarker i jordbrukslandskap, och i enskilda våtmarker kan 100 kg fosfor per hektar vattenyta och år avskiljas (Weisner et al., 2015). Utifrån de värdena definierar vi hög fosforavskiljning i denna rapport som årlig avskiljning på minst 50 kg fosfor per hektar vattenyta, och mycket hög avskiljning som minst 100 kg per hektar vattenyta och år. Våtmarkerna i denna studie hade mellan negativ och mycket hög fosforavskiljning under de tre år studien pågick (figur 3.3.6:1). Skillnaden mellan olika våtmarker, och mellan olika år, var alltså stor i denna studie. Hanåsa hade under samtliga år negativ fosforavskiljning. Grisbäck och Häckenstad hade hög eller mycket hög fosforavskiljning under vissa år, och i övriga våtmarker var den årliga fosforavskiljningen negativ, låg eller måttlig under studien.

i olika delar av världen (Land et al., 2016), och 480 kg per hektar vattenyta och år i fyra norska våtmarker (Braskerud, 2002b). Fosforavskiljningen i Hanåsa, Resmo, Påboda och Hossmo var lägre än dessa genomsnitt varje studerat år, medan Häckenstad hade högre fosforavskiljning än genomsnittet i alla nämnda tidigare studier även om extremvärden exkluderas. De stora variationerna mellan olika våtmarker och år gör det dock svårt att göra generella jämförelser. Dessutom hade våtmarkerna i denna och andra studier exempelvis inte samma fosforbelastning, och därmed inte samma förutsättningar för att uppnå hög fosforavskiljning.

3.3.7 Procentuell fosforavskiljning

Den procentuella fosforavskiljningen var mellan -135 och 79 % av fosforbelastningen i våtmarkerna i den här studien (figur 3.3.7:1). Häckenstad hade den högsta procentuella avskiljningen, men det förutsätter att extremvärden inkluderas. Om extremvärdena exkluderas i Häckenstad uppnåddes den högsta procentuella fosforavskiljningen istället i Grisbäck år 2018 baserat på korrigerad inloppskoncentration. Hanåsa hade negativ fosforavskiljning varje år. Variationen i procentuell fosforavskiljning mellan våtmarker var därmed stor, större än för kväveavskiljning. Ökad fosforbelastning kan resultera i lägre procentuell avskiljning (Land et al., 2016), men i denna studie var det vanligen tvärt om: Hög fosforbelastning gav generellt hög årlig fosforavskiljning både i kg per hektar vattenyta och i procent av belastningen. Det gäller även Häckenstad där belastningen var mycket hög.

I tre andra studier har genomsnittlig procentuell fosforavskiljning på 35 % (Braskerud, 2002b), 41 % (Land et al., 2016) och 45 % (Mendes et al., 2018) presenterats. Den procentuella fosforavskiljningen i våtmarkerna i den här studien var vanligen lägre än så. Under minst ett av åren var den procentuella avskiljningen i Resmo, Grisbäck och Häckenstad dock högre än i vissa av ovannämnda studier, och i Grisbäck år 2018 samt i Häckenstad var den procentuella fosforavskiljningen mycket högre än de medelvärden som rapporterats i alla ovannämnda studier.



Figur 3.3.7:1. Procentuell fosforavskiljning (angivet i procent av belastning) i studiens sex våtmarker. Varje stapel visar genomsnittlig procentuell avskiljning i en våtmark under ett år. Ordningen på staplarna är (från vänster) 2017, 2018, 2019 (förutom för Påboda 1 där endast 2018 och 2019 finns med samt Häckenstad där endast 2019 finns med). För särskopplade våtmarker presenteras avskiljning baserad på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras avskiljning baserad på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. För Häckenstad presenteras avskiljning och belastning med och utan extremvärden. Asterisk (*) indikerar att extremvärden är exkluderade och etta (1) indikerar att inloppskoncentrationen är korrigerad.

3.4 Övriga parametrar

3.4.1 Vattentemperatur

Vattentemperaturen varierade med säsong i alla våtmarker men skiljde sig inte i någon större utsträckning mellan de olika våtmarkerna (tabell 3.4.1:1). Kväveavskiljning är positivt korrelerat till temperatur (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009; Land et al., 2016), vilket innebär att kväveavskiljning generellt är högst under sommaren (Andersson et al., 2005; Kallner Bastviken et al., 2009; Nilsson et al., 2020). Så var dock inte fallet i denna studie, på grund av att flödena var noll eller nära noll under somrarna. Fosforavskiljning påverkas inte på samma sätt av temperatur, men även fosforavskiljningen var låg under somrarna i denna studie på grund av låga flöden.

Tabell 3.4.1:1. Medeltemperatur per säsong vid utloppen i studiens sex våtmarker.

Våtmark	Medeltemperatur vid utlopp (°C)			
	Vinter	Vår	Sommar	Höst
Hanåsa	1,7	8,3	18	9,1
Resmo	2,6	9,9	21	8,9
Påboda	2,7	8,6	17	9,2
Grisbäck	2,1	8,6	21	10
Hossmo	2,0	9,2	20	9,3
Häckenstad	1,8	7,4	18	8,4

3.4.2 pH, konduktivitet, färgtal och turbiditet

Våtmarkernas genomsnittliga pH, konduktivitet, färgtal och turbiditet under studien skiljde sig inte mycket från varandra, med undantag för Hanåsa och Resmo (tabell 3.4.2:1). Hanåsa hade lägre konduktivitet än övriga våtmarker, men högre färgtal och turbiditet. Resmo hade däremot högst konduktivitet och lägst färgtal. Låg konduktivitet indikerar att näringstillförseln i våtmarken är låg (Thiere et al., 2012; Norberg & Stjernberg Forsberg, 2018). I denna studie hade våtmarken med lägst konduktivitet (Hanåsa) också lägst näringsbelastning, men våtmarken med näst lägst konduktivitet (Häckenstad) hade högst näringsbelastning. Det beror på att konduktiviteten bara kan indikera innehåll av näringsämnen i jonform, inte innehåll av organiskt kväve eller partikelbunden fosfor, och att en stor andel av näringsämnena i Häckenstad var i form av just organiskt kväve och partikelbunden fosfor. Ett högt färgtal innebär att vattnet är brunfärgat och beror ofta på höga halter löst organiskt material i inkommande vatten (SLU, 2020). I Hanåsa var det genomsnittliga färgtalet enligt de data vi har 234 mg Pt per liter, men under flertal provtagningsveckor var färgtalet över analysens maxgräns på 500 mg Pt per liter (analysvärden över maxgränsen sattes till maxgränsen i beräkningar). Både max- och medelvärde av färgtal i Hanåsa är därför underskattade i tabell 3.4.2:1. Våtmarker med liten andel skog i tillrinningsområdet hade lägre färgtal än våtmarker med större andel skog i tillrinningsområdet.

Tabell 3.4.2:1. Medelvärde och variationsvidd (inom parentes) av pH-värde, konduktivitet, färgtal och turbiditet i stickprov från in- och utlopp varje provtagningsperiod i studiens sex våtmarker.

Våtmark	pH-värde	Konduktivitet (mS m ⁻¹)	Färgtal (mg Pt l ⁻¹)	Turbiditet (FNU)
Hanåsa	7,0 (6,2 – 7,6)	18 (11 – 36)	234 (30 – 500*)	24 (3,0 – 130)
Resmo	7,9 (7,2 – 8,5)	92 (52 – 167)	31 (10 – 110)	9,2 (0,71 – 100)
Påboda	7,5 (6,8 – 8,0)	61 (24 – 80)	54 (10 – 200)	11 (0,89 – 150)
Grisbäck	7,3 (6,3 – 9,4)	28 (11 – 42)	98 (25 – 260)	7,0 (0,80 – 170)
Hossmo	7,3 (6,8 – 9,0)	54 (20 – 71)	57 (15 – 230)	12 (1,5 – 160)
Häckenstad	7,2 (6,5 – 8,4)	27 (14 – 52)	97 (30 – 200)	15 (1,9 – 760)

*500 mg Pt l⁻¹ är maxvärdet för analysen. Värdet är således 500 eller högre.

3.5 Avslutande diskussion

3.5.1 Skillnader i kväve- och fosforavskiljning mellan våtmarkerna i studien

På grund av de osäkerheter som framkommit under studien gällande skillnader i uppmätta flöden i särkopplade våtmarker, potentiell underskattning av inloppskoncentration i sammankopplade våtmarker och extremvärden i avskiljning väljer vi att avslutningsvis presentera avskiljning där dessa osäkerheter är hanterade. Nedan presenteras därför genomsnittlig kväve- och fosforavskiljning i våtmarkerna under hela studien baserat på beräknade flöden i särkopplade våtmarker och som intervall baserat på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration i sammankopplade våtmarker, med alla extremvärden exkluderade. Extremvärden är exkluderade även för Häckenstad för att ge en tydligare bild med realistiska värden (tabell 3.5.1:1).

Tabell 3.5.1:1. Kväve- och fosforavskiljning angivet per hektar vattenyta och år och i procent av den årliga belastningen i studiens sex våtmarker. Tabellen visar genomsnittlig avskiljning under 2017–2019 förutom i Häckenstad (endast år 2019). För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning baserad på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras ett intervall av avskiljning baserat på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, även för Häckenstad.

Våtmark	Kväveavskiljning		Fosforavskiljning	
	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	%	kg ha ⁻¹ år ⁻¹	%
Hanåsa	-351	-37	-49	-91
Resmo	407	3,8	19	31
Påboda	845 – 1 013	12 – 14	20 – 28	22 – 29
Grisbäck	523 – 899	7,2 – 12	113 – 153	45 – 54
Hossmo	346 – 965	2,7 – 7,3	-1,1 – 14	-4,4 – 13
Häckenstad	1471	4,3	1 688	70

Hanåsa hade negativ kväve- och fosforavskiljning under alla tre år studien pågick. Mer kväve och fosfor lämnade alltså våtmarken via utloppet under de tre år studien pågick jämfört med vad som tillfördes via inloppet. Mängden fosfor som transporterades ut från våtmarken var nära dubbel jämfört mot den belastning som mätts vid inloppet. Kväve och fosfor måste ha tillförts vattenmassan i våtmarken på annat sätt än via inloppet, vilket har diskuterats ovan. Ytterligare faktorer som kan ha bidragit till låg eller obefintlig avskiljning i Hanåsa är avsaknaden av växter, det stora djupet samt den låga hydrauliska effektiviteten.

I Resmo var den genomsnittliga kväve- och fosforavskiljningen under dessa tre år måttlig. Resmo hade bland den lägsta kväveavskiljningen av alla våtmarker i studien, både vad gäller avskiljning per hektar vattenyta och procentuell avskiljning. En förklaring till relativt låg kväveavskiljning är de långa perioderna med nollflöden under sommar och höst. De varmare månaderna är när denitrifikationen och därmed kväveavskiljningen är som mest effektiv, men då transporterades inget kväve till Resmo. Den avskiljning som var i Resmo skedde därmed i huvudsak under de kallare och mindre effektiva månaderna. Flödesmönstren i våtmarken kan även vara en förklaring till att fosforavskiljningen var relativt låg. Flödena skiftade snabbt från nollflöden till högflöden i våtmarken, vilket kan ha lett till att sedimenterat material innehållandes mycket fosfor resuspenderats i våtmarken. Resuspension kan även ske på grund av att djur stör sedimentet (Jordbruksverket, 2004), varför de karpar som funnits i våtmarken kan ha haft en negativ påverkan på fosforavskiljningen.

Påboda hade en av de högsta kväveavskiljningarna av våtmarkerna i denna studie, men med stora variationer mellan olika år. I genomsnitt var kväveavskiljningen mellan hög och mycket hög i Påboda, beroende på om inloppskoncentrationer korrigeras eller ej, och den procentuella kväveavskiljningen var högre än i övriga våtmarker i studien. Den växtäckta delen av Påboda har sannolikt gynnat kväveavskiljningen mycket. Fosforavskiljningen i Påboda var dock endast måttlig under de tre år studien pågick. En förklaring till det kan vara att en stor del av fosfor som tillfördes våtmarken var i form av fosfatfosfor. Fosfatfosfor avskiljs främst genom upptag i växter (Vymazal, 2007), vilket är en betydligt mer tidskrävande och begränsad process än sedimentation av partikelbunden fosfor.

Även i Grisbäck var kväveavskiljningen i genomsnitt hög under studien, oavsett om inloppskoncentrationen korrigerades eller inte, och den procentuella kväveavskiljningen var den näst högsta i studien. Liksom i flera av de andra våtmarkerna i studien var skillnaden i

kväveavskiljning stor mellan olika år. Den höga kväveavskiljningen visar att även våtmarker med endast medelhög hydraulisk effektivitet kan uppnå hög kväveavskiljning, om de har andra positiva aspekter som väger upp. Att Grisbäck till stor del var täckt av växter har sannolikt gynnat kväveavskiljningen. Fosforavskiljningen var i genomsnitt mycket hög i Grisbäck, men variationen mellan olika år var mycket stor. År 2018 avskildes mellan 250 och 320 kilo fosfor, men under 2019 avskildes endast 13 till 24 kilo. Den största delen av fosforavskiljningen i Grisbäck skedde under några månader i övergången mellan år 2017 och 2018, när belastningen var väldigt hög. Övrig tid avskildes endast förhållandevis små mängder. Även den procentuella fosforavskiljningen var hög, och i genomsnitt avskildes cirka hälften av belastningen. Att mycket fosfor kunde avskiljas på kort tid i Grisbäck sammanhänger sannolikt med att en hög andel av fosforbelastningen var i form av partikelbunden fosfor.

Kväveavskiljningen per hektar vattenyta och år var i genomsnitt mellan måttlig och hög i Hossmo, beroende på om inloppskoncentrationer korrigerats eller inte. Den procentuella kväveavskiljningen var mellan låg och relativt hög i jämförelse med övriga våtmarker. Hossmo hade lägst fosforavskiljning om man bortser från Hanåsa, även när avskiljningen baseras på korrigerade inloppskoncentrationer. Både absolut och procentuell fosforavskiljning i Hossmo mellan negativ och låg. De branta kanterna runt Hossmo, som över tid delvis eroderats och fallit ner i våtmarken, kan ha tillfört partikelbunden fosfor till vattenmassan och därmed bidragit till den låga fosforavskiljningen. Effekten av att korrigera inloppskoncentrationer blev stor i Hossmo både vad gäller kväveavskiljning och fosforavskiljning, vilket indikerar en större osäkerhet i avskiljningsvärdena för Hossmo jämfört med för övriga våtmarker.

I Häckenstad var kväveavskiljningen per hektar vattenyta och år mycket hög, även när extremvärden var exkluderade i uträkningen. Den procentuella kväveavskiljningen var dock låg i jämförelse med de procentuella avskiljningarna i de andra våtmarkerna i studien. Fosforavskiljningen i Häckenstad var långt över gränsen för vad vi definierar som mycket hög fosforavskiljning, även med extremvärden exkluderade. Ytbelastningen av både kväve och fosfor var mycket hög i Häckenstad, vilket kan förklara den höga avskiljningen per hektar vattenyta. Men även den procentuella fosforavskiljningen var mycket hög i Häckenstad. Hela 70 % av inkommande fosforbelastning avskildes, vilket är mer än i de övriga våtmarkerna i studien. Även med kort uppehållstid kan stora mängder partikelbunden fosfor sedimentera, vilket Häckenstad är ett tydligt exempel på. Den höga hydrauliska effektiviteten kan ha bidragit till hög avskiljning trots den lilla storleken. Med så pass hög absolut och procentuell fosforavskiljning är det tydligt att Häckenstad på ett väldigt bra sätt uppfyller sitt syfte som fosforfälla. Dessutom visar dessa resultat att ett breddat dike som anlagts med syfte att avskilja fosfor även kan uppnå mycket hög ytspecifik kväveavskiljning.

3.5.2 Faktorer som påverkar näringsavskiljning

Vår bedömning av kväve- och fosforavskiljning i våtmarkerna i den här studien utifrån mätdata och beräkningar skiljer sig delvis från den bedömning som Länsstyrelsen gjorde utifrån den okulära besiktningen (tabell 3.5.2:1). I vissa fall visar mätningarna högre avskiljning än den okulära besiktningen, och i vissa fall tvärt om. Att bedömningarna skiljer sig åt kan bero på att vissa av de faktorer som använts vid bedömning utifrån den okulära besiktningen inte fungerar väl som indikatorer för hur hög kväve- och fosforavskiljning en våtmark kan uppnå.

Tabell 3.5.2:1. Bedömning av våtmarkernas kväve- och fosforavskiljning enligt den initiala okulära besiktning som Länsstyrelsen Kalmar län genomförde samt enligt denna rapport. Initial bedömning av avskiljning i Häckenstad saknas på grund av att Häckenstad lades till i studien senare. Bedömningen enligt denna rapport är baserad på beräknade flöden för särkopplade våtmarker och både okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration för sammankopplade våtmarker. Extremvärden är exkluderade. Enhet för avskiljning enligt bedömning i denna rapport är kg kväve eller fosfor per hektar vattenyta och år.

Våtmark	Initial bedömning av Länsstyrelsen		Bedömning enligt denna rapport	
	Kväveavskiljning	Fosforavskiljning	Kväveavskiljning	Fosforavskiljning
Hanåsa	Låg	Låg	Negativ	Negativ
Resmo	Mycket hög	Hög	Måttlig	Måttlig
Påboda	Måttlig	Måttlig	Hög – mycket hög	Måttlig
Grisbäck	Hög	Måttlig	Hög	Mycket hög
Hossmo	Hög	Hög	Måttlig – hög	Negativ – låg
Häckenstad	-	-	Mycket hög	Mycket hög

Andel åkermark i tillrinningsområdet var inte en bra indikator på kväve- eller fosforavskiljning i våtmarkerna i denna studie. En våtmark med 23 % åkermark i tillrinningsområdet hade i princip lika hög kväveavskiljning per hektar vattenyta och år som våtmarker med 70 – 77 % åkermark i tillrinningsområdet, och våtmarken med störst andel åkermark i tillrinningsområdet hade endast måttlig kväveavskiljning. Våtmarkerna med lägst andel åkermark i tillrinningsområdet hade både bland de högsta och lägsta fosforavskiljningarna per hektar vattenyta och år.

Inte heller täckningsgraden av våtmarksväxter indikerade hur hög näringsavskiljningen var i våtmarkerna i denna studie. Av de två våtmarkerna med 100 % täckningsgrad av växter hade den ena upp till mer än dubbelt så hög kväveavskiljning som den andra, och våtmarker med både 100 % och 40 % täckningsgrad hade hög kväveavskiljning per hektar vattenyta och år. Inte heller huvudsaklig vegetationstyp eller täckningsgrad av undervattensväxter kan sägas ha indikerat hur hög kväveavskiljningen i våtmarken var. Motsvarande gäller även för fosforavskiljning, där exempelvis våtmarker med 100 % täckningsgrad hade antingen måttlig eller mycket hög avskiljning per hektar vattenyta och år.

Ju högre den hydrauliska effektiviteten bedömts vara i våtmarken desto högre var våtmarkens kväveavskiljning i denna studie. Medelhög och hög hydraulisk effektivitet resulterade dock i ungefär samma höga kväveavskiljning per hektar vattenyta och år. Hydraulisk effektivitet förklarade dock inte skillnaden i fosforavskiljning per hektar vattenyta och år i våtmarkerna i denna studie. Skillnader i kväve- och fosforavskiljning kan inte förklaras av medeldjup eller provtagningsmetod (sär- eller sammankopplad provtagning). Om våtmarkerna hade en djuphåla eller inte var i denna studie inte avgörande för hur hög fosforavskiljningen blev. De våtmarkerna med lägst fosforavskiljning hade en djuphåla, men det hade även en av våtmarkerna med mycket hög fosforavskiljning. Den våtmarken med högst fosforavskiljning per hektar vattenyta och år hade däremot inte en djuphåla.

Vattnets teoretiska uppehållstid verkar inte ha spelat så stor roll för kväveavskiljningen i våtmarkerna i den här studien. Hög kväveavskiljning per hektar vattenyta och år uppnåddes både i en våtmark med genomsnittlig teoretisk uppehållstid på 1,1 dygn och i en våtmark med genomsnittlig teoretisk uppehållstid på 4,4 dygn. Våtmarken med kortas teoretisk uppehållstid hade den högsta kväveavskiljningen, och våtmarken med längst uppehållstid hade den lägsta kväveavskiljningen av våtmarkerna i studien. De våtmarkerna i denna studie med mycket hög

fosforavskiljning per hektar vattenyta och år hade kortast genomsnittlig teoretisk uppehållstid, och allra högst fosforavskiljning hade den våtmark där den teoretiska uppehållstiden i genomsnitt endast var tre timmar. Detta hänger ihop med att högst fosforbelastning och hydraulisk belastning gav den högsta fosforavskiljningen, och att hög hydraulisk belastning sänker den teoretiska uppehållstiden i våtmarken.

Övriga parametrar som verkar ha påverkat fosforavskiljningen är andelen partikelbunden fosfor och närhet till betesdjur. Våtmarkerna med högst fosforavskiljning per hektar vattenyta och år var de våtmarker där andelen partikelbunden fosfor var mellan 80 och 94 %, det vill säga de våtmarker där andelen partikelbunden fosfor var mycket hög. De två våtmarkerna som är belägna i beteshagar för nötkreatur hade lägre fosforavskiljning per hektar vattenyta och år än övriga våtmarker. Storleken på våtmarkernas vattenyta, dess tillrinningsområde eller vattenytans storlek i förhållande till tillrinningsområdets storlek avgjorde inte hur hög varken kväve- eller fosforavskiljningen i våtmarkerna var.

Resultaten i denna rapport visar att ingen enskild parameter kan sägas avgöra hur hög näringsavskiljningen blir. Det beror på att olika faktorer som påverkar avskiljningen samverkar. Många faktorer som inte är uppenbara vid okulär besiktning kan ha en stor påverkan på våtmarkernas näringsavskiljning. Tillskott av kväve och fosfor från exempelvis en läckande silo eller från internbelastning är dessutom svåra att kvantifiera även genom mätningar. Nederbördsmonster är en annan faktor som påverkar kväve- och fosforavskiljningen och som kan orsaka stora variationer i avrinning mellan olika år, vilket försvårar generella slutsatser avseende våtmarkers näringsavskiljning.

3.5.3 Olika enheter på näringsavskiljning

När den totala arealen av våtmarker i ett område (exempelvis land eller län) anges avses i många fall arealen av våtmarksområdena, inte vattenytorna. Eftersom våtmarkernas vattenyta och deras våtmarksområde inte är samma sak blir inte heller näringsavskiljningen per hektar densamma om den anges per hektar vattenyta eller om den anges per hektar våtmarksområde (tabell 3.5.3:1). Den areal som anges som våtmarksområde är vanligen väsentligt större än vattenytan, vilket medför att avskiljningen per hektar våtmarksområde vanligtvis blir väsentligt lägre än avskiljningen per hektar vattenyta. I Påboda, till exempel, var kväve- och fosforavskiljningen per hektar våtmarksområde fem gånger lägre än avskiljningen per hektar vattenyta, på grund av storleksskillnaden. Storleksförhållandet mellan våtmarkernas vattenyta och våtmarksområdenas areal skiljde sig mycket mellan de sex våtmarkerna i den här studien. Jämförelser av avskiljning i de olika våtmarkerna inom studien blir därför delvis annorlunda om avskiljningen anges per hektar vattenyta eller per hektar våtmarksområde. När näringsavskiljning ska jämföras mellan olika våtmarker eller skalas upp för att beräkna effekten av våtmarksanläggning till exempel inom ett visst geografiskt område är det viktigt att samma bas för areal används konsekvent.

Tabell 3.5.3:1. Kväve- och fosforavskiljning angivet per hektar vattenyta och år, per hektar våtmarksområde och år samt per år i studiens sex våtmarker. Tabellen visar den genomsnittliga avskiljningen under 2017–2019 förutom i Häckenstad (endast år 2019). För särkopplade våtmarker presenteras avskiljning baserad på beräknade flöden och för sammankopplade våtmarker (utom Häckenstad) presenteras ett intervall av avskiljning baserat på okorrigerad och korrigerad inloppskoncentration. Extremvärden är exkluderade, även för Häckenstad.

Våtmark	Kväveavskiljning			Fosforavskiljning		
	Per hektar och år (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)			Per hektar och år (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)		
	Vattenyta	Våtmarks- område	Per år (kg år ⁻¹)	Vattenyta	Våtmarks- område	Per år (kg år ⁻¹)
Hanåsa	-351	-382	-878	-49	-54	-123
Resmo	407	305	305	19	15	15
Påboda	845 – 1 013	169 – 203	338 – 405	20 – 28	3,9 – 5,6	7,9 – 11
Grisbäck	523 – 899	171 – 295	429 – 737	113 – 153	37 – 50	92 – 125
Hossmo	346 – 965	152 – 424	229 – 637	-1,1 – 14	-0,50 – 6,3	-0,75 – 10
Häckenstad	1471	647	32	1688	743	37

För att bedöma hur stor effekt våtmarkerna haft på att minska kväve- och fosfortransporter från tillrinningsområdet är den icke-ytspecifika avskiljningen per år intressant (d.v.s. avskiljning som inte anges per hektar). De våtmarker som hade hög avskiljning per hektar vattenyta hade inte med nödvändighet hög icke-ytspecifik avskiljning (tabell 3.5.3:1). Häckenstad hade exempelvis den högsta kväveavskiljningen per hektar, men den icke-ytspecifika kväveavskiljningen per år var klart lägre i Häckenstad än i de flesta andra våtmarkerna. I själva verket har därmed mindre mängd kväve avskilts per år i Häckenstad än i Resmo, Påboda, Grisbäck och Hossmo. Att ange avskiljning i väldigt små våtmarker per hektar kan alltså bli missvisande. För fosforavskiljning sticker Häckenstad dock ut både vad gäller ytspecifik och icke-ytspecifik avskiljning. Häckenstad hade väldigt hög fosforavskiljning per hektar vattenyta, och dessutom högre icke-ytspecifik fosforavskiljning än de flesta andra våtmarkerna i studien trots att dess storlek är mycket mindre. Det visar att Häckenstad fungerat mycket bra som fosforfälla. Den våtmarken som i genomsnitt avskilde mest kväve och fosfor varje år var Grisbäck. I Grisbäck var den icke-ytspecifika kväveavskiljningen högre, och den icke-ytspecifika fosforavskiljningen mycket högre, jämfört med icke-ytspecifik avskiljning i Resmo, Påboda och Hossmo. I våtmarker med hög belastning av partikelbunden fosfor kan alltså stora mängder fosfor avskiljas, både angivet per hektar och icke-ytspecifikt, även vid korta teoretiska uppehållstider.

3.5.4 Provtagnings- och beräkningsproblematik

Denna studie baseras på den mest omfattande och gediget genomförda mätningen av kväve- och fosforavskiljning i en grupp av våtmarker som genomförts i Sverige. Den flödesproportionella provtagning som genomförts i våtmarkerna under tre års tid har gett oss möjligheten att studera kväve- och fosforavskiljning utifrån ett stort dataset.

Provtagningsmetoden är utformad av personer med olika former av expertis och som ett samarbetsprojekt mellan länsstyrelser, universitet och konsulter. Men, liksom i alla liknande studier, så finns det viss problematik kring metodiken. I detta avsnitt sammanfattas den problematik som uppkommit kring provtagning och beräkning av kväve- och fosforavskiljning under studiens gång. Problematiken gäller inte bara specifikt för den här studien, utan i flera fall generellt i liknande typer av våtmarksstudier. Denna problemanalys

bör vara relevant att beakta vid planering och upplägg av framtida våtmarksuppföljningar i Sverige.

Utgångspunkten i all datahantering under studiens gång har varit att minska osäkerheten i bedömningen av kväve- och fosforavskiljning i största möjliga mån. Alla de beräkningar som är gjorda har dock, till någon grad, tillfört ny osäkerhet i bedömningen. De största förändringarna vi gjort på uppmätta flödes- eller koncentrationsvärden är beräkning av flöde, korrigering av inloppskoncentration i sammankopplade våtmarker samt exkludering av extremvärden (motivationer bakom dessa beräkningar diskuteras tidigare i rapporten). I och med att den här typen av långtidsstudier med flödesproportionell mätning i våtmarker är ovanlig så finns det i många fall inte ett etablerat tillvägagångssätt för att hantera osäkerheter i mätningar. En del i den här studien har därför varit att utveckla beräkningsmetoder som även kan användas i framtida våtmarksstudier.

De våtmarker som inkluderats i denna studie har endast ett känt inlopp och utlopp där flöde mätts och prover tagits. Vi har därför antagit att det enda som skiljer utlopps- från inloppsflödet är det vatten som tillkommit via regn på, eller försvunnit via avdunstning från, våtmarkens vattenyta. Inom projektet påvisas dock stora skillnader i vattenflöde mellan in- och utlopp i våtmarker med särkopplad flödesmätning. Skillnaderna mellan in- och utloppsflöden varierade dessutom över tid. Detta, i kombination med antagandet att de övervakade in- och utloppen är de enda in- och utloppen våtmarkerna har, föranledde beräkning av flöden i särkopplade våtmarker och bedömningen att beräknade flöden ger mer korrekta representationer av kväve- och fosforavskiljning i våtmarkerna. Om det däremot är så att det funnits verkliga flödesskillnader (utöver de som beror på regn och avdunstning) mellan in- och utlopp i våtmarkerna i denna studie så har dessa skillnader missats helt i våtmarker med sammankopplad provtagning, och de har delvis förbisetts i särkopplade våtmarker i och med beräkning av flöden. För att med säkerhet kunna fastställa om det finns eller inte finns några oövervakade vattenflöden av yt- eller grundvatten till våtmarkerna krävs ytterligare studier av våtmarkernas vattenbalans.

Delar av kväve- och fosforbelastningen i våtmarkerna kan ha tillkommit efter provtagningsspunkten vid inloppet, exempelvis via kväve- eller fosforläckage från omgivande mark. Sannolikheten för det finns i alla våtmarkerna i studien, men vi har bedömt den som störst i de våtmarker som hade låg eller negativ kväve- och/eller fosforavskiljning. Om näringsämnen tillkommit efter mätningen medför det att den totala belastningen på våtmarkerna inte uppmätts eller inkluderats i analyserna av våtmarkernas funktion. Det kan göra att kväve- och fosforavskiljningen till någon grad underskattats i mätningarna.

Genom flödesproportionell provtagning fås vattenprover som ger bättre underlag för beräkning av mängdtransporter än vad stickprover ger (Weisner et al., 2015). Men för att kunna genomföra flödesproportionell provtagning krävs det att våtmarken har in- och utlopp som lämpar sig för detta. I denna studie, med den flödesmätning som användes i våtmarkerna under större delen av studietiden, innebär det att endast våtmarker där mätöverfall kunde byggas upp vid våtmarkernas utlopp och i vissa fall även inlopp kunde inkluderas. Enligt vår vetenskap finns i nuläget ingen flödesmätare som inte kräver specifika och kontrollerade förutsättningar (t.ex. mätöverfall eller montering i rör med känd diameter). Våtmarker är generellt inte anlagda för att det ska vara enkelt att genomföra studier. Många våtmarker har

diffusa in- och utlopp som inte lämpar sig för flödesproportionell provtagning, och sådana våtmarker blir underrepresenterade i denna typ av mätningar.

En begränsning hos studier som den här är att flödesmätning och provtagning endast fungerar inom ett visst intervall av flöde och vattenstånd. Flödesmätningen som använts i den här studien kräver ett fall efter mätöverfallet. Är vattennivån efter mätöverfallet för hög kan inga korrekta flödesmätningar göras. I de kustnära våtmarkerna i denna studie var för höga vattenstånd efter mätöverfallet ett återkommande problem. Under enstaka provtagningsperioder, vid riktigt höga flöden i våtmarkerna, hände det även att mätöverfallen breddade över och att korrekt flödesmätning därför inte kunde genomföras. Både kväve- och fosforkoncentrationer i inkommande vatten till en våtmark kan var förhöjda vid flödestoppar (Arheimer et al., 1996; Johannesson et al., 2017; Frazar et al., 2019). Problem med provtagningen och flödesmätningen under just högflödesperioder kan därmed leda till att näringsbelastningar i våtmarken under de perioderna väsentligt missbedöms. Även låga flöden kan orsaka problem med provtagningen, om flödet är så lågt att inga eller för få delprover kan samlas in under provtagningsperioden. Det hände vid upprepade tillfällen i de flesta våtmarkerna i den här studien. Dock påverkar det inte analyserna av näringstransporter i någon större utsträckning, eftersom inga transporter sker vid nollflöden.

Mätöverfallet vid inloppet i två av våtmarkerna förstördes under den här studiens gång, i båda fall av personer som ansåg att mätöverfallens uppdämning orsakade eller kunde orsaka översvämning. Ingen av dessa personer var markägare till våtmarken, utan de berördes genom att arrendera marken eller äga mark uppströms från våtmarken. Dessa personer hade inte givits information om studien. Att dessa problem uppkom visar att kommunikation på ett bredare plan, med alla berörda parter, är viktigt vid genomförandet av denna typ av studier.

Vattenprover som ska analyseras för totalkväve- och totalfosforinnehåll bör förvaras vid en temperatur på mellan noll och fyra °C (Öman et al., 2000). I denna studie, där det inte fanns tillgång till el vid provtagningspunkterna, var dock behållarna där vattenprover lagrades inte kyllda och temperaturen i behållaren översteg därför fyra grader under stora delar av året. Ammonium i vattnet kan övergå till ammoniak och avgå till atmosfären vid högre temperaturer (Huang & Shang, 2006). Högre temperaturer ökar också sannolikheten att kväve försvinner från vattnet via denitrifikation. Att behållarna inte kylles kan därför ha lett till en viss underskattning av totalkvävekoncentrationen i veckoproven. Andelen ammoniumkväve var dock väldigt låg i de flesta av våtmarkerna (enligt analyser av stickprov), så även om vissa ammoniakförluster skedde i veckoproven var de små i förhållande till koncentrationen av totalkväve. För att denitrifikation ska ske krävs organiskt kol och syrefattig miljö (Kadlec & Wallace, 2009). En viss mängd löst kol kan finnas i våtmarksvattnet, men halten var sannolikt inte tillräcklig hög för att till någon större grad gynna denitrifikation. Dessutom var syrehalten antagligen hög nog att hämma denitrifikationen i uppsamlingskärlen. Vår bedömning av våtmarkernas funktion för kväveavskiljning bör därför inte i någon större utsträckning ha påverkats av förvaringen av veckoproverna.

4 Slutsats

Under tre år har flödesproportionell provtagning genomförts i sex olika våtmarker i Kalmar län. Detta är den mest omfattande och gediget genomförda studien med kontinuerlig automatisk provtagning av kväve- och fosforavskiljning i en grupp av våtmarker som genomförts i Sverige, och den första studien i sitt slag som genomförts i Kalmar län. Projektet

bidrar till en bättre bild av vilken avskiljning av kväve och fosfor som kan uppnås i anlagda våtmarker i södra Sverige. Resultat från projektet kan tillsammans med tidigare mätningar utgöra en grund för säkrare modellberäkningar av kväve- och fosforavskiljning, vilka kan användas för att på ett enklare sätt undersöka avskiljningen i ett större antal våtmarker eller för att prediktera vad som kan uppnås i planerade våtmarksprogram.

Resultaten visar att vissa våtmarker i Kalmar län kan uppnå mycket hög näringsavskiljning, men att skillnaderna mellan våtmarker och olika år är stora. Årlig kväve- och fosforavskiljning per hektar vattenyta var mellan negativ och mycket hög i dessa sex våtmarker, vilket är så stort som intervallet kan bli. Fyra av sex våtmarker uppvisade hög eller mycket hög genomsnittlig kväveavskiljning, medan två av sex våtmarker uppvisade detsamma för fosforavskiljning. I jämförelse med den genomsnittliga kväve- och fosforavskiljning per hektar vattenyta som modellerats för våtmarker i Kalmar län och andra delar av Sverige var avskiljningen i våtmarkerna som inkluderades i denna studie generellt högre.

De våtmarker i studien som fungerade bäst för kväve- och fosforavskiljning var Häckenstad och Grisbäck. Häckenstad hade den högsta kväve- och fosforavskiljning per hektar vattenyta och år, där i synnerhet fosforavskiljningen utmärker sig som häpnadsväckande hög. Grisbäck hade i genomsnitt den högsta icke-ytspecifika kväve- och fosforavskiljningen per år (ej angivet per hektar), vilket innebär att Grisbäck i själva verket avskilde mest kväve och fosfor per år av våtmarkerna i studien. Grisbäck hade dessutom en av de högsta genomsnittliga procentuella kväveavskiljningar av våtmarkerna i studien, och i både Grisbäck och Häckenstad var den procentuella fosforavskiljningen väldigt hög. Avskiljningen i dessa våtmarker visar att hög kväve- och fosforavskiljning kan uppnås i våtmarker med relativt låg andel åkermark i tillrinningsområdet, att mycket hög fosforavskiljning kan uppnås utan en djuphåla i våtmarken, samt att mycket hög kväve- och fosforavskiljning kan uppnås även vid teoretiska uppehållstider väsentligt kortare än två dygn.

Trots omfattningen och det gedigna praktiska genomförandet så framgår det att denna typ av mätningar innebär en stor osäkerhet vad gäller beräkning av näringsavskiljning i enskilda våtmarker. Eftersom det blir en stor kostnad per våtmark så blir dessutom antalet inkluderade våtmarker av kostnadsskäl begränsat. Inom projektet påvisas exempelvis stora skillnader i vattenflöde mellan in- och utlopp i våtmarker med särkopplad flödesmätning, och i vissa våtmarker sker stora delar av avskiljningen under korta perioder med höga flöden och koncentrationer. De insikter i provtagningsproblematik som den här studien ger kan vara till stor nytta i framtida utvärderingar eller liknande projekt.

Den här studien är en del i det viktiga uppföljningsarbetet som krävs för att optimera åtgärder mot övergödning, och visar sammanfattningsvis att anläggning av våtmarker kan vara en effektiv åtgärd för att motverka den övergödning som påverkar bland annat stora delar av Östersjön.

Referenser

- Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B.G., Josefson, A.B., Norkko, A., Villnäs, A. & Murray, C. 2017. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, **92**, 135–149.
- Andersson, J.L., Kallner Bastviken, S. & Tonderski, K.S. 2005. Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden – nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology*, **51**, 39–46.
- Arheimer, B. & Wittgren, H.B. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering*, **19**, 63–80.
- Arheimer, B., Andersson, L. & Lepistö, A. 1996. Variation of nitrogen concentration in forest streams – influences of flow, seasonality and catchment characteristics. *Journal of Hydrology*, **179**, 281–304.
- Bodin, H., Mietto, A., Ehde, P.M., Persson, J. & Weisner, S.E.B. 2012. Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecological Engineering*, **49**, 201–211.
- Brandt, M. & Grahn, G. (1998) *Avdunstning och avrinnings-koefficient i Sverige, 1961–1990*. SMHI, rapport 73 1998.
- Brandt, M., Arheimer, B., Gustavsson, H., Pers, C., Rosberg, J., Sundström, M. & Thorén, A-K. (2009) *Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. Belastning av kväve och fosfor*. Naturvårdsverket, rapport 6309.
- Braskerud, B.C. 2002a. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, **18**, 351–370.
- Braskerud, B.C. 2002b. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, **19**, 41–61.
- Coops, H., van den Brink, F.W.B. & van der Velde, G. 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany*, **54**, 11–24.
- Dierberg, F.E. & DeBusk, T.A. 2005. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: Rhodamine-WT and lithium. *Wetlands*, **25**, 8–25.
- Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K. & Stein, O.R. 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, **35**, 987–1004.
- Feuerbach, P. 2004. *Anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet – förbättringar och skötsel*. Hushållningssällskapet Halland.
- Feuerbach, P. 2014. *Praktisk handbok för våtmarksbyggare, tredje upplagan*. Hushållningssällskapet Halland.
- Fleischer, S., Hamrin, S., Kindt, T. Rydberg, L. and Stibe, L. (1987) Coastal eutrophication in Sweden: reducing nitrogen in land runoff. *Ambio*, **16**, 246–251.

- Frazar, S., Gold, A.J., Addy, K., Moatar, F., Birgand, F., Schroth, A.W., Kellogg, D.Q. & Pradhanang, S.M. 2019. Contrasting behavior of nitrate and phosphate flux from high flow events on small agricultural and urban watersheds. *Biogeochemistry*, **145**, 141–160.
- Geranmayeh, P. & Aronsson, H. (2015) *Fosforförluster från jordbruksmark – bakomliggande orsaker och effektiva motåtgärder*. Stiftelsen Lantbruksforskning, rapport 2015.
- Geranmayeh, P., Johannesson, K.M., Ulén, B. & Tonderski, K.S. 2018. Particle deposition, resuspension and phosphorus accumulation in small constructed wetlands. *Ambio*, **47**, 134–145.
- Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P. & Zorita, E. 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. *Ambio*, **41**, 534–548.
- Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Hytteborn, J. & Åkerblom, S. (2019) *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017. Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation*. Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2019:20.
- Hansson, M., Andersson, L. & Axe, P. (2010) *Expeditionsrapport från U/F Argos: Syrgaskartering i östersjön*. SMHI, Oceanografiska Laboratoriet, rapport M-Gbg 2010-261.
- Havens, K.E. 2003. Submerged aquatic vegetation correlations with depth and light attenuating materials in a shallow subtropical lake. *Hydrobiologia*, **493**, 173–186.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018) *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018–2023. Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys*. Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:27.
- Holland, J.F., Martin, J.F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M. & Brown, L. 2004. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. *Ecological Engineering*, **23**, 189–203.
- Huang, J.C. & Shang, C. 2006. Air Stripping. Wang, L.K., Hung, Y.T. & Shamas, N.K. (red.) *Handbook of Environmental Engineering, Volume 4: Advanced Physicochemical Treatment Processes*. The Humana Press Inc., Totowa, NJ, 47-79.
- Johannesson, K.M., Tonderski, K.S., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. 2017. Temporal phosphorus dynamics affecting retention estimates in agricultural constructed wetlands. *Ecological Engineering*, **103**, 436–445.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K. & Torstensson, G. (2008) *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005*. Naturvårdsverket, rapport 5823.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. & Blombäck, K. (2019) *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2016*. SMED, rapport 5 2019.
- Jordbruksverket (2004) *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet – kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö*. Jordbruksverket, rapport 2004:2.

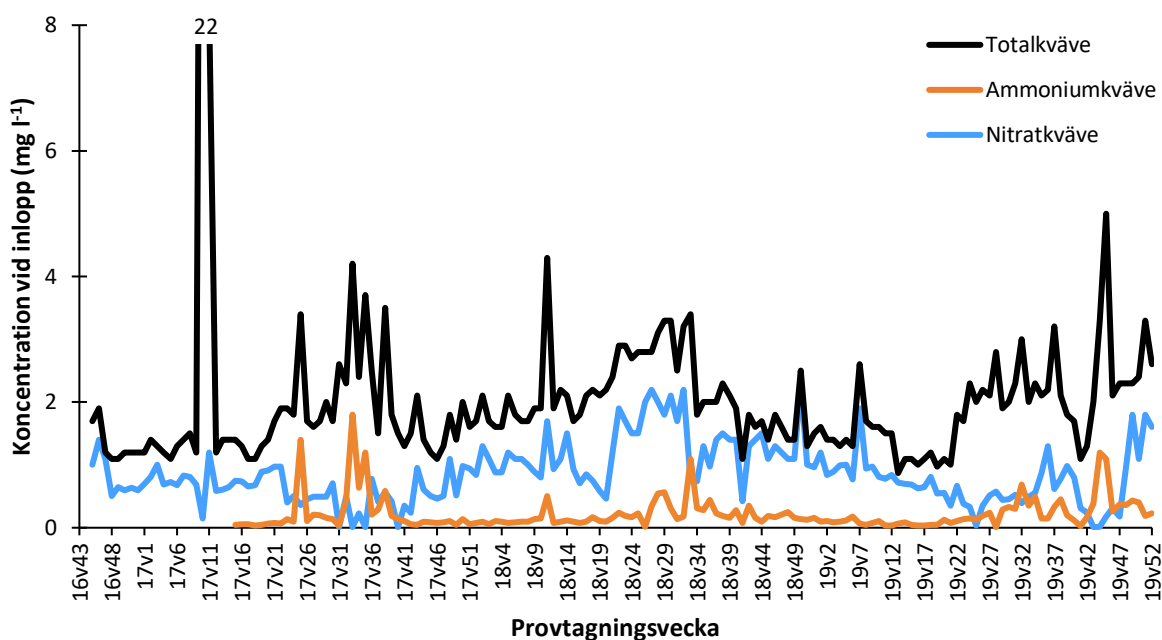
- Kadlec, R.H. & Wallace, S. 2009. Treatment Wetlands, Second edition. CRC Press, Boca Raton.
- Kadlec, R.H. 1994. Detention and mixing in free water wetlands. *Ecological Engineering*, **3**, 345–380.
- Kallner Bastviken, S., Weisner, S.E.B., Thiere, G., Svensson, J.M., Ehde, P.M., Tonderski, K.S. 2009. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, **35**, 946–952.
- Knight, R.L., Payne Jr., V.W.E., Borer, R.E., Clarke Jr., R.A. & Pries, J.H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, **15**, 41–55.
- Kronnäs, V., Hellsten, S. & Akselsson, C. (2012) *Kväveutlakning från skogsmark vid olika skogsbruksåtgärder – uppskalning för avrinningsområden i södra Östersjöns, norra Östersjöns samt Västerhavets vattendistrikt*. IVL, rapport B2056.
- Land, M., Graneli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. & Verhoeven, J.T.A. 2016. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence*, 5:9.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Etrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A. & Pinay, G. 2019. Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, **651**, 1–11.
- Löfgren, S. (2012) *Regional övervakning av avrinningen från brukad skogsmark i Västra Götalands, Hallands och Jönköpings län. Utvärdering av perioden 1996–2009 och förslag till framtida utformning*. Länsstyrelsen Västra Götalands län, rapport 2012:02.
- Mendes, L.R.D., Tonderski, K., Iversen, B.V. & Kjaergaard, C. 2018. Phosphorus retention in surface-flow constructed wetlands targeting agricultural drainage water. *Ecological Engineering*, **120**, 94–103.
- Naturvårdsverket (2005) *Fosforförluster från mark till vatten*. Naturvårdsverket, rapport 5507.
- Naturvårdsverket (2019) *Myllrande våtmarker. Underlag till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019*. Naturvårdsverket, rapport 6873.
- Nilsson, J.E., Liess, A., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. 2020. Mature wetland ecosystems remove nitrogen equally well regardless of initial planting. *Science of the Total Environment*, **716**, 137002.
- Norberg, L. & Stjernberg Forsberg, L. (2018) *Utlakning från jordbruksmark i Västra Götalands län. Utvärdering av undersökningar 1988–2015*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapport 2018:29.
- Ohlsson, A., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Johnell, A., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Persson, H. & Sjökvist, E. (2015) *Framtidsklimat i Skånes län – enligt RCP-scenarier*. SMHI, klimatologi, rapport 29 2015.

- Persson, G., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H. & Sjökvist, E. (2015a) *Framtidsklimat i Kalmar län – enligt RCP-scenarier*. SMHI, klimatologi, rapport 26 2015.
- Persson, G., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A., Persson, H. & Sjökvist, E. (2015b) *Framtidsklimat i Hallands län – enligt RCP-scenarier*. SMHI, klimatologi, rapport 28 2015.
- Ratcovich, J. (2015) *Uppföljning av anlagda våtmarker i Kalmar län - metodutveckling och effekttuppföljning av ett antal utvalda anlagda våtmarker*. Länsstyrelsen Kalmar län, rapport 537-7841-15.
- SCB (2019) *Markanvändningen i Sverige, sjunde utgåvan*.
- Schernewski, G. & Neumann, T. 2005. The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *Journal of Marine Systems*, **53**, 109–124.
- SLU (2020) *Vattnens färg. Klimatbetingad ökning av vattnens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag*. www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/absorbans. [Hämtad 2020-09-13].
- SMHI (2020a) *Alger: Algblomningar från satellit*. Data från år 2002 till och med 2020. www.smhi.se/data/oceanografi/algssituationen. [Hämtad 2020-08-31].
- SMHI (2020b) *Vattenwebb: Anlagda våtmarker*. Data från Våtmarksdatabasen. www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb. [Hämtad 2020-08-31].
- SMHI (2020c) *Meteorologiska observationer: Nederbördsmängd (dygn)*. Data från stationer 76160, 66260, 66180 och 66430. www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer. [Hämtad 2020-02-18].
- SMHI (2020d) *Klimatet då och nu: Årets vatten*. Vattenflöden 2017, 2018 och 2019. www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vatten. [Hämtad 2020-08-19].
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, **10**, 126–139.
- Strand, J.A. & Weisner, S.E.B. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape—Experiences from Sweden. *Ecological Engineering*, **56**, 14–25.
- Svensson, J.M., Strand, J., Sahlén, G. & Weisner, S. (2004) *Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd*. Naturvårdsverket, rapport 5362.
- Teledyne Isco (1995) *730 Bubbler Module Installation and Operation Guide*.
- Teledyne Isco (2001) *6712 Portable Samplers Installation and Operation Guide*.
- Teledyne Isco (2012) *TIENet™ 350 Area Velocity Sensor Installation and Operation Guide*.
- Thiere, G., Nilsson, J., Minnhagen, S. & Foks, R. (2012) *Uppföljning och förslag på restaurering av anlagda våtmarker i Kalmar kommun*. Linnéuniversitetet, Institutionen för naturvetenskap, rapport 2012:12.

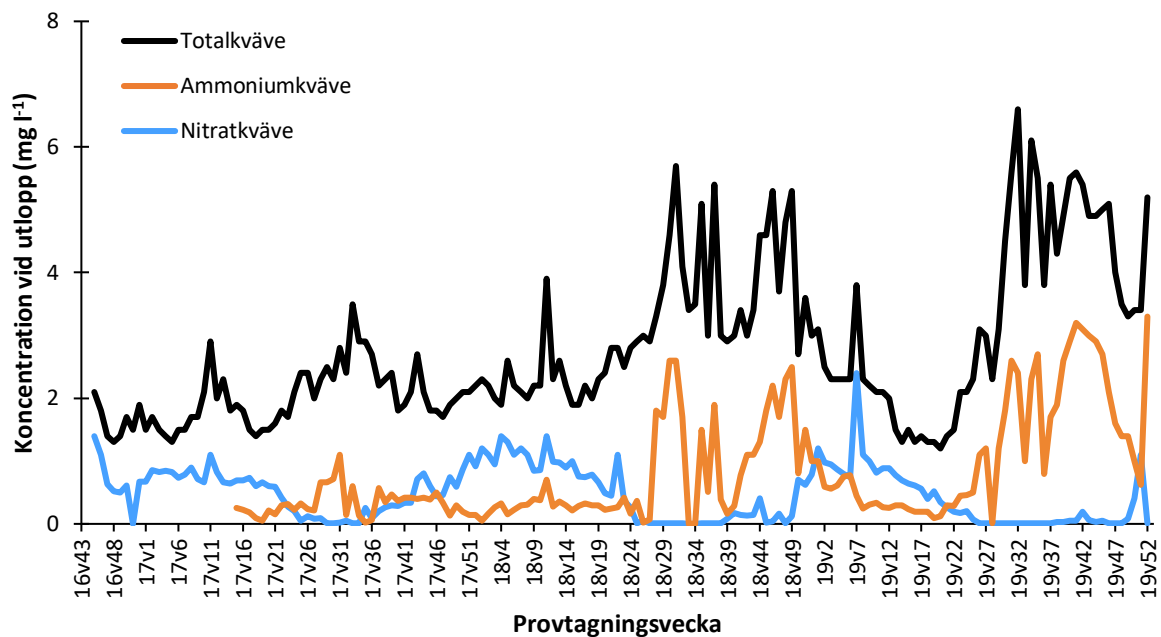
- Vaughan, M.C.H., Bowden, W.B., Shanley, J.B., Vermilyea, A., Sleeper, R., Gold, A.J., Pradhanang, S.M., Inamdar, S.P., Levina, D.F., Andres, A.S., Birgand, F. & Schroth, A.W. 2017. High-frequency dissolved organic carbon and nitrate measurements reveal differences in storm hysteresis and loading in relation to land cover and seasonality. *Water Resources Research*, **53**, 5345–5363.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, **380**, 48-65.
- Weisner, S. & Thiere, G. (2010) *Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet. Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet*. Jordbruksverket, rapport 2010:21.
- Weisner, S., Johannesson, K. & Tonderski, K. (2015) *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket: Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet*. Jordbruksverket, rapport 2015:7.
- Weisner, S.E.B. 1993. Long-term competitive displacement of *Typha latifolia* by *Typha angustifolia* in a eutrophic lake. *Oecologia*, **94**, 451–456.
- Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Granéli, W. & Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio*, **23**, 363-366.
- Weisner, S.E.B., Johannesson, K., Thiere, G., Svengren, H., Ehde, P.M., Tonderski, K.S. 2016. National large-scale wetland creation in agricultural areas—potential versus realized effects on nutrient transports. *Water*, **8**, 544.
- Öman, C., Malmberg, M. & Wolf-Watz, C. (2000) *Handbok för Lakvattenbedömning. Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*. IVL, rapport B1354.

Bilaga 1 – Olika former av kväve

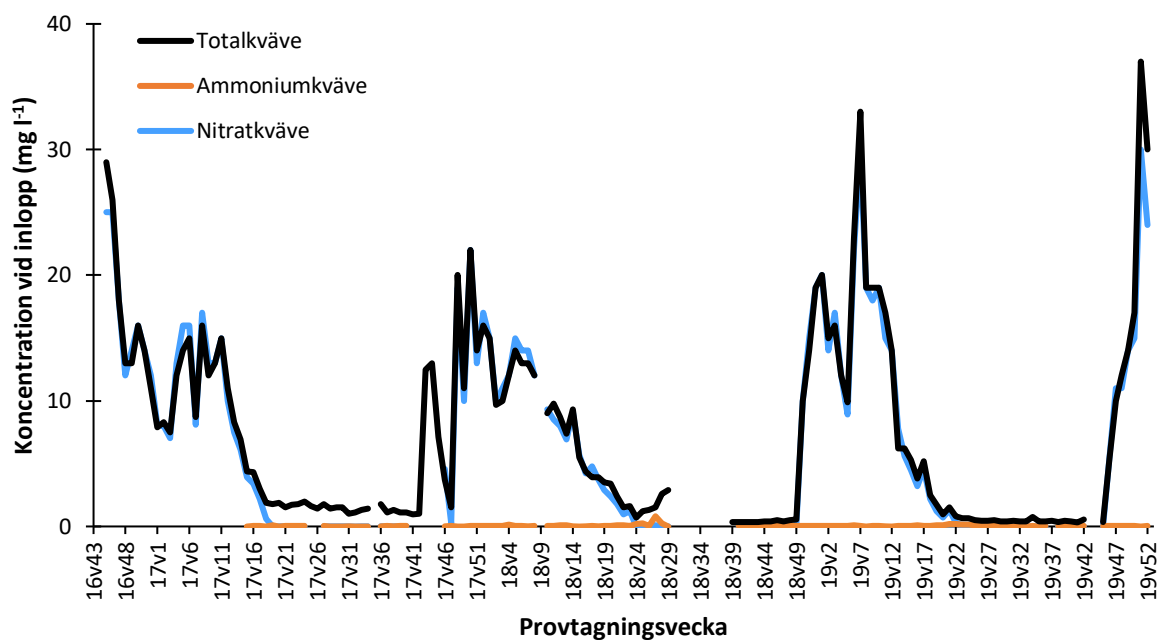
Detta dokument är den första bilagan till rapporten *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i Kalmar län* av Nilsson, Liess & Weisner 2020. I denna bilaga presenteras figurer med koncentration av totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve i stickprov tagna cirka en gång per vecka vid in- och utlopp i studiens sex våtmarker. Observera att halterna av totalkväve i dessa figurer inte stämmer överens helt med figurerna i avsnitt 3.2.2 i rapporten på grund av att dessa figurer endast visar koncentration i stickprov. Halten nitritkväve var mycket låg i förhållande till övriga koncentrationer (i genomsnitt 0,40 % av totalkvävekoncentrationen) och visas därför inte i figurerna. Alla värden under detektionsgränsen för analys är satta till detektionsgränsen.



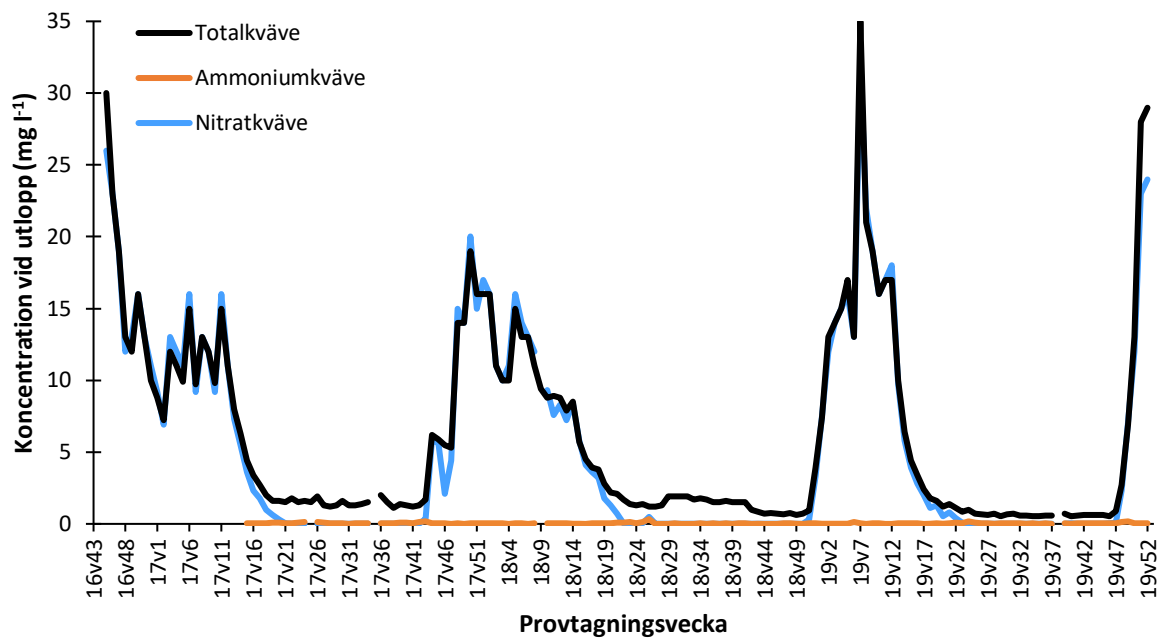
Figur B1:1. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid inloppet i Hanåsa. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



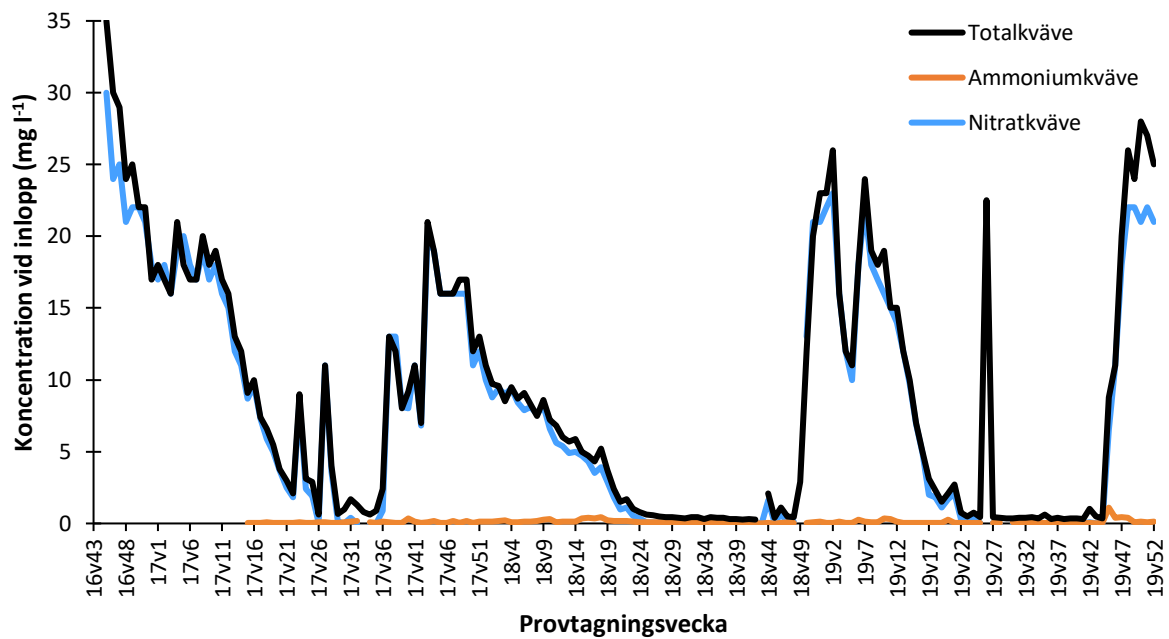
Figur B1.2. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid utloppet i Hanåsa.



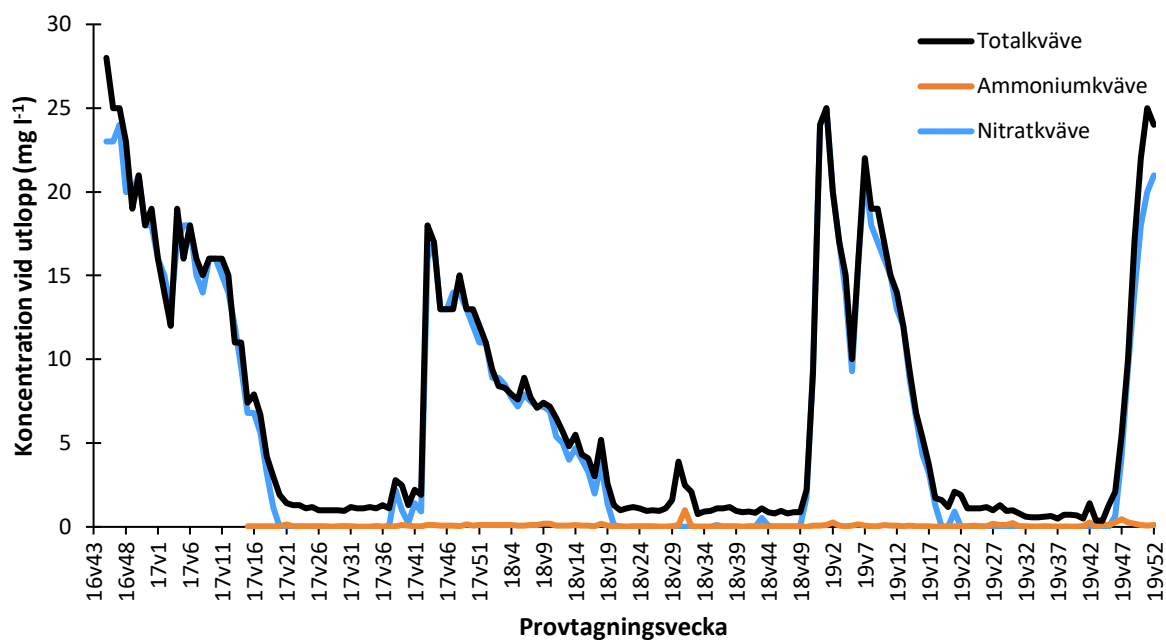
Figur B1.3. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid inloppet i Resmo.



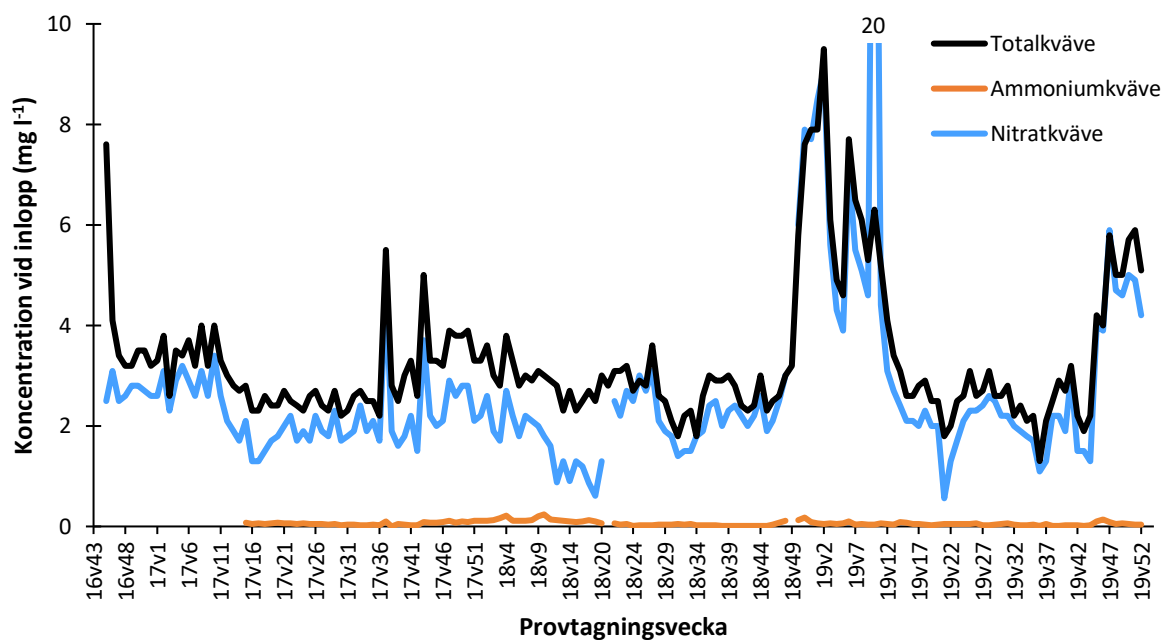
Figur B1:4. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid utloppet i Resmo.



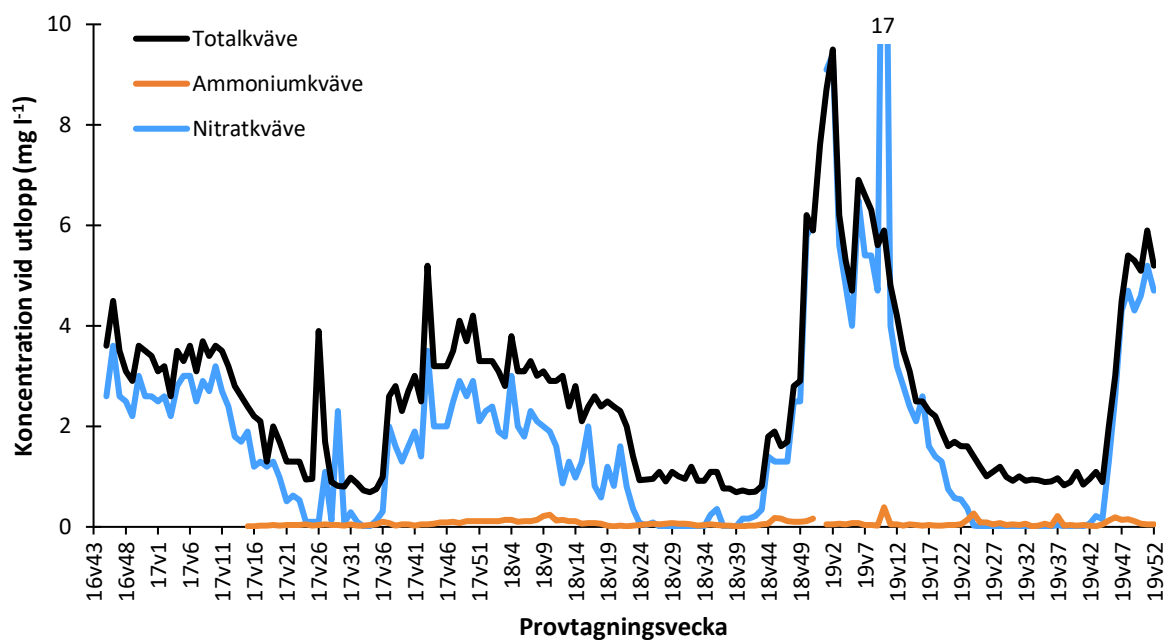
Figur B1:5. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid inloppet i Påboda.



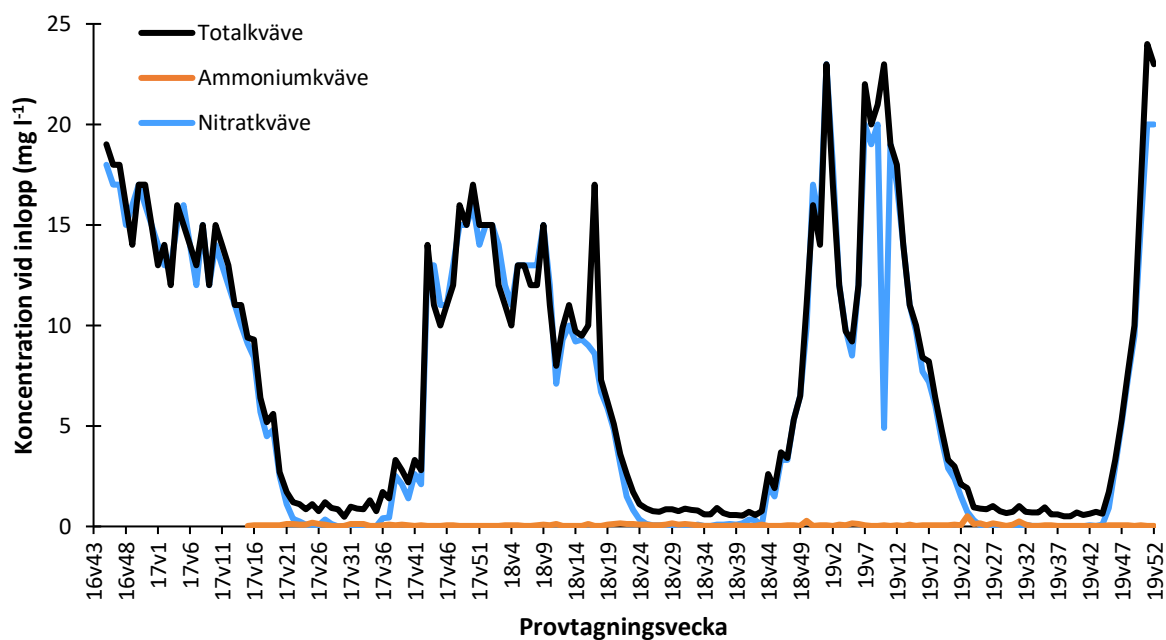
Figur B1:6. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) i stickprov tagna vid utloppet i Påboda.



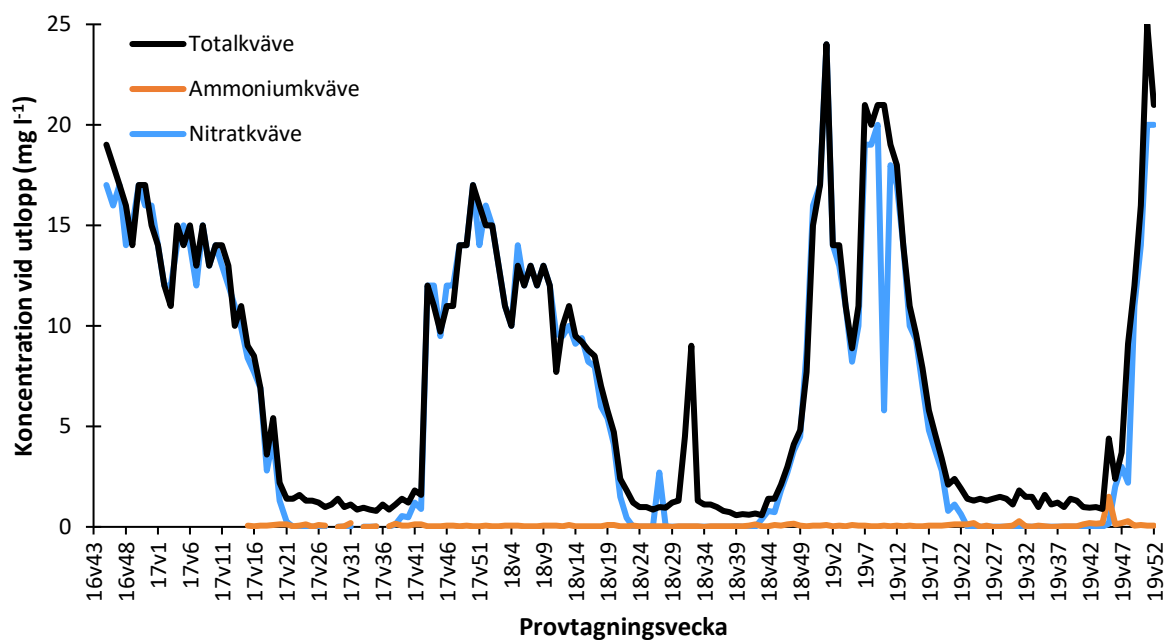
Figur B1:7. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) i stickprov tagna vid inloppet i Grisbäck. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



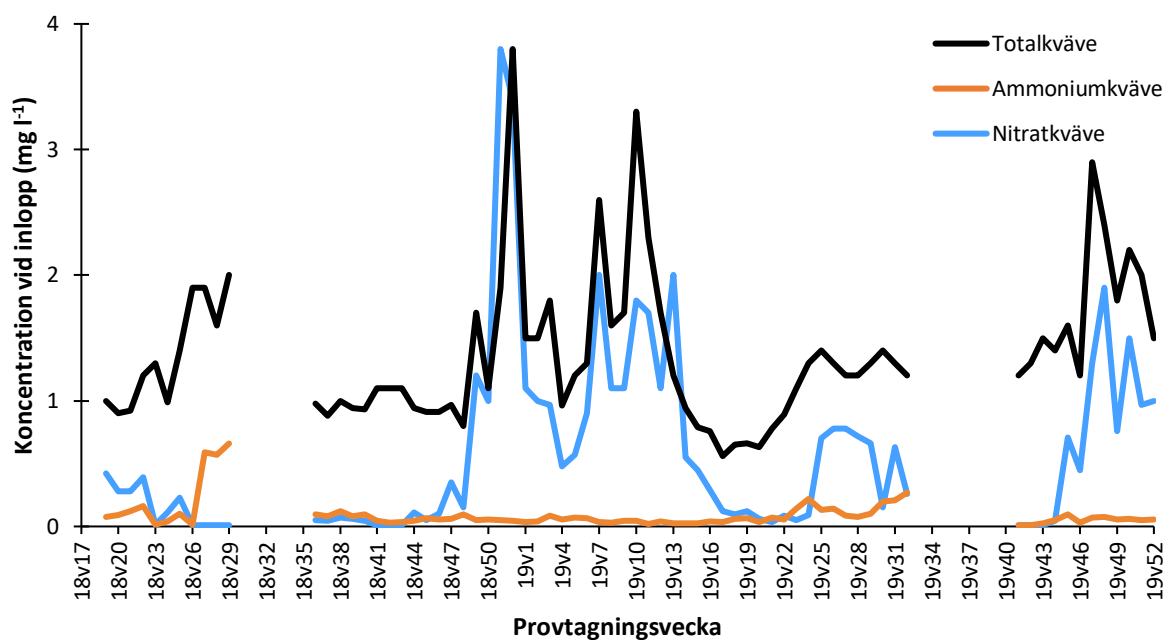
Figur B1:8. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid utloppet i Grisbäck. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



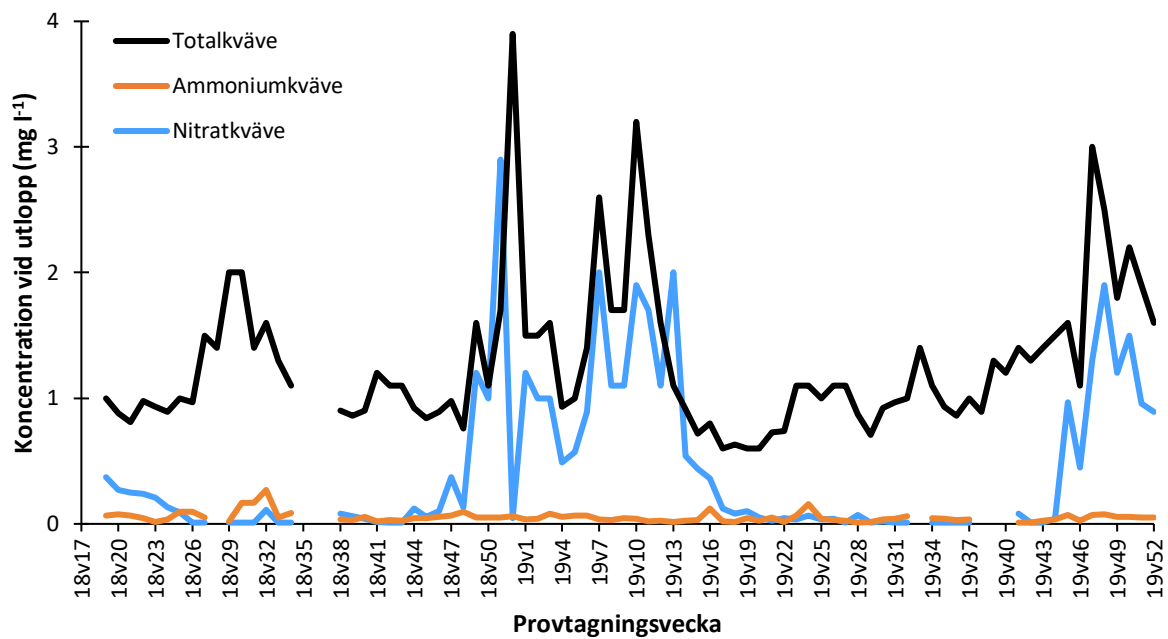
Figur B1:9. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid inloppet i Hossmo.



Figur B1:10. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid utloppet i Hossmo.



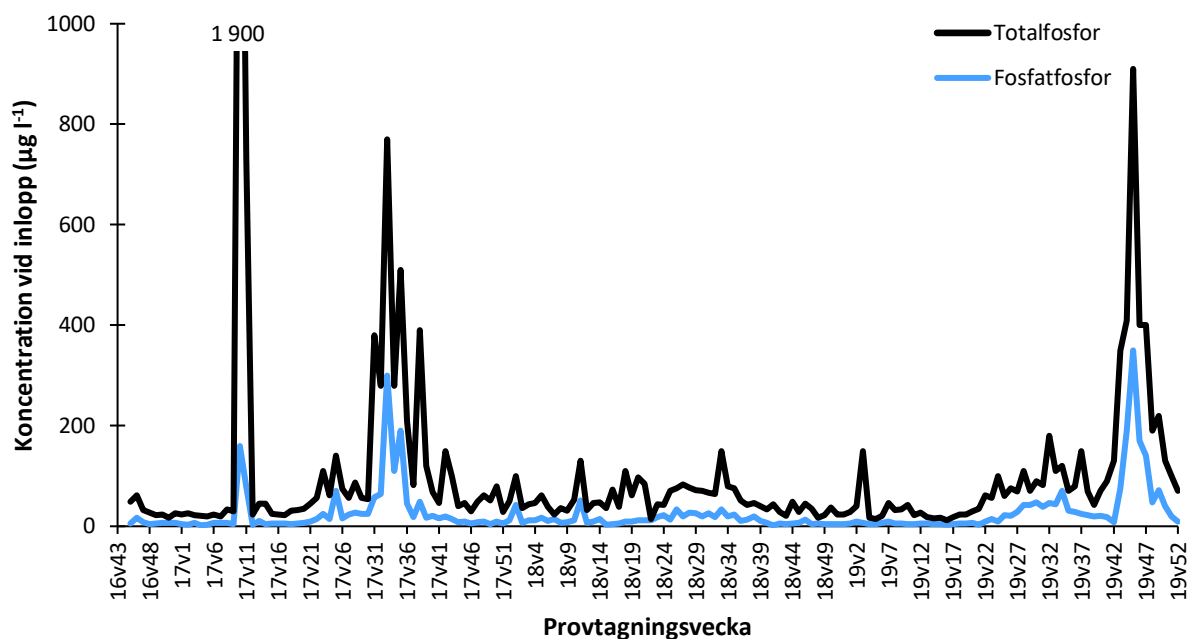
Figur B1:11. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid inloppet i Häckenstad.



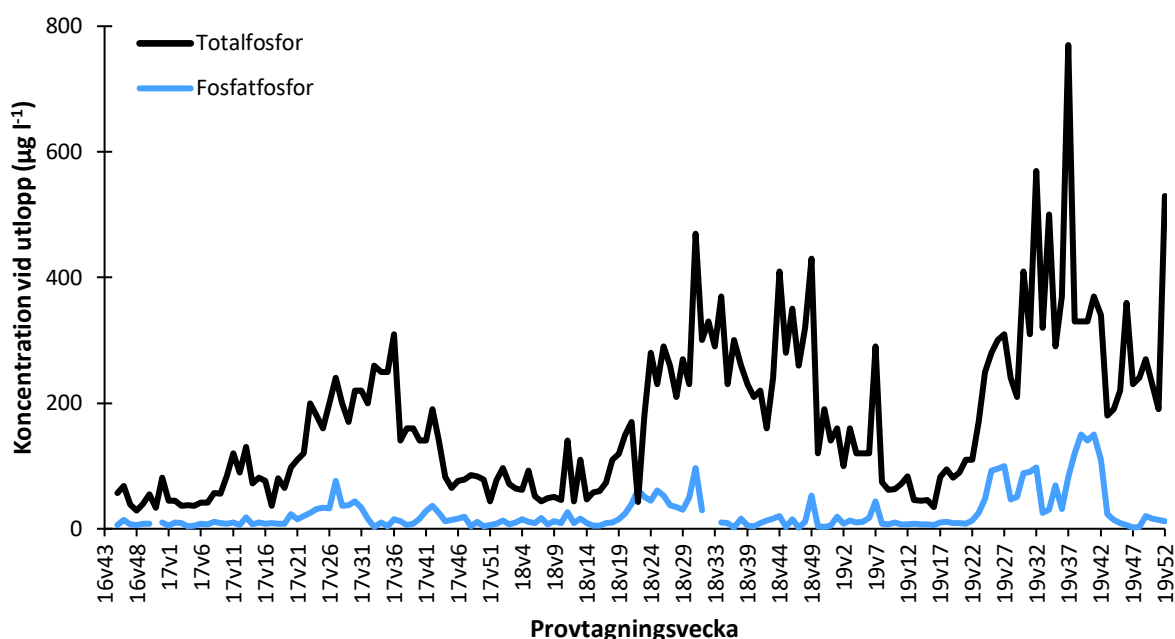
Figur B1:12. Koncentration av totalkväve, ammoniumkväve (NH₄-N) och nitratkväve (NO₃-N) i stickprov tagna vid utloppet i Häckenstad.

Bilaga 2 – Olika former av fosfor

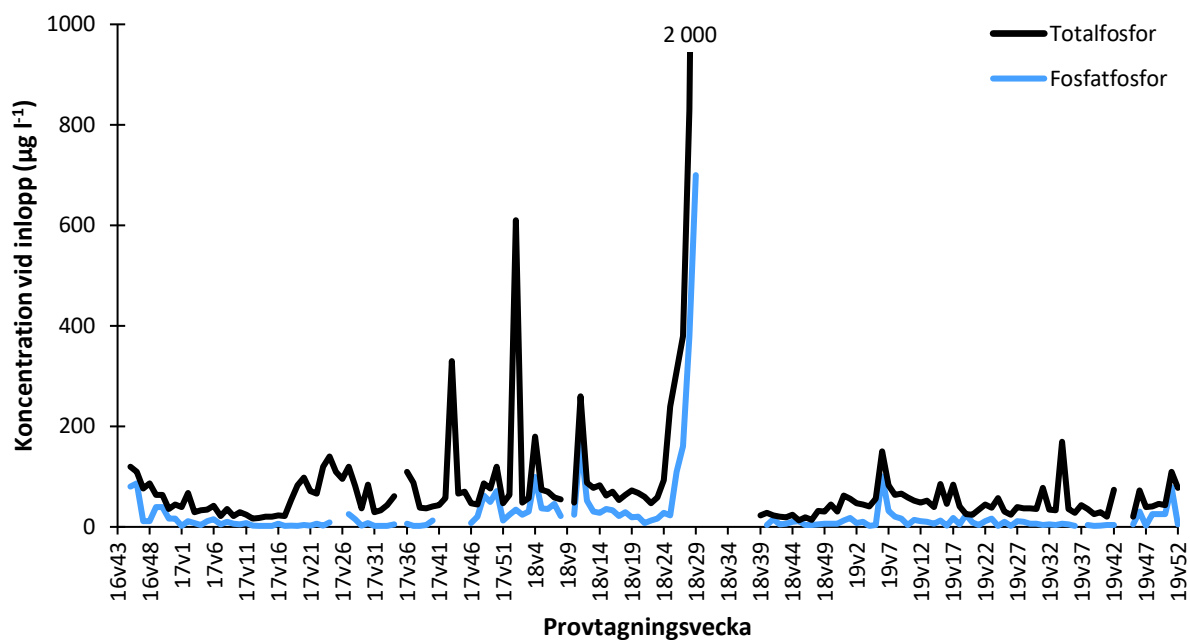
Detta dokument är den andra bilagan till rapporten *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i Kalmar län* av Nilsson, Liess & Weisner 2020. I denna bilaga presenteras figurer med koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor i stickprov tagna cirka en gång per vecka vid in- och utlopp i studiens sex våtmarker. Observera att halterna av totalfosfor i dessa figurer inte stämmer överens helt med figurerna i avsnitt 3.3.2 i rapporten på grund av att dessa figurer endast visar koncentration i stickprov. Alla värden under detektionsgränsen för analys är satta till detektionsgränsen.



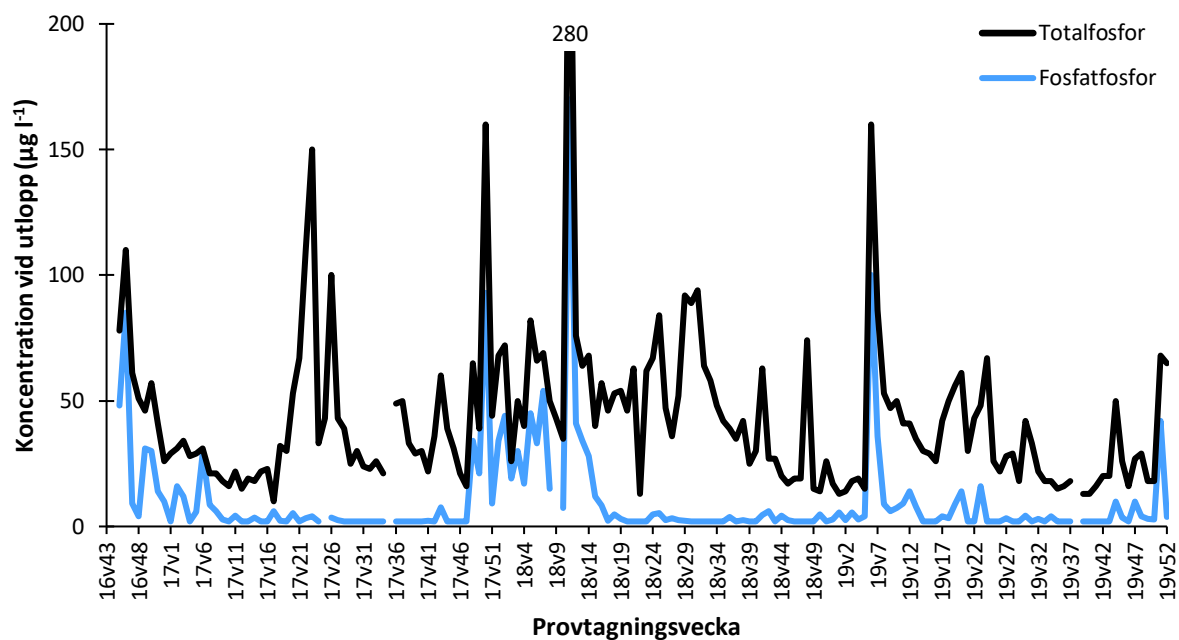
Figur B2:1. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Hanåsa. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



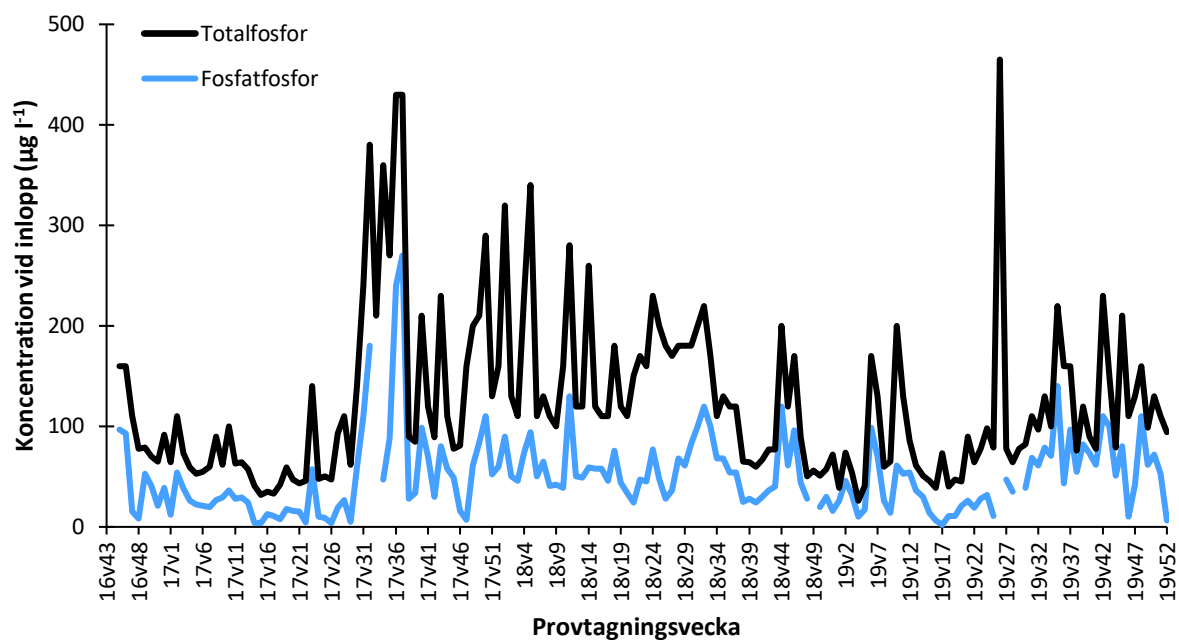
Figur B2:2. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Hanåsa.



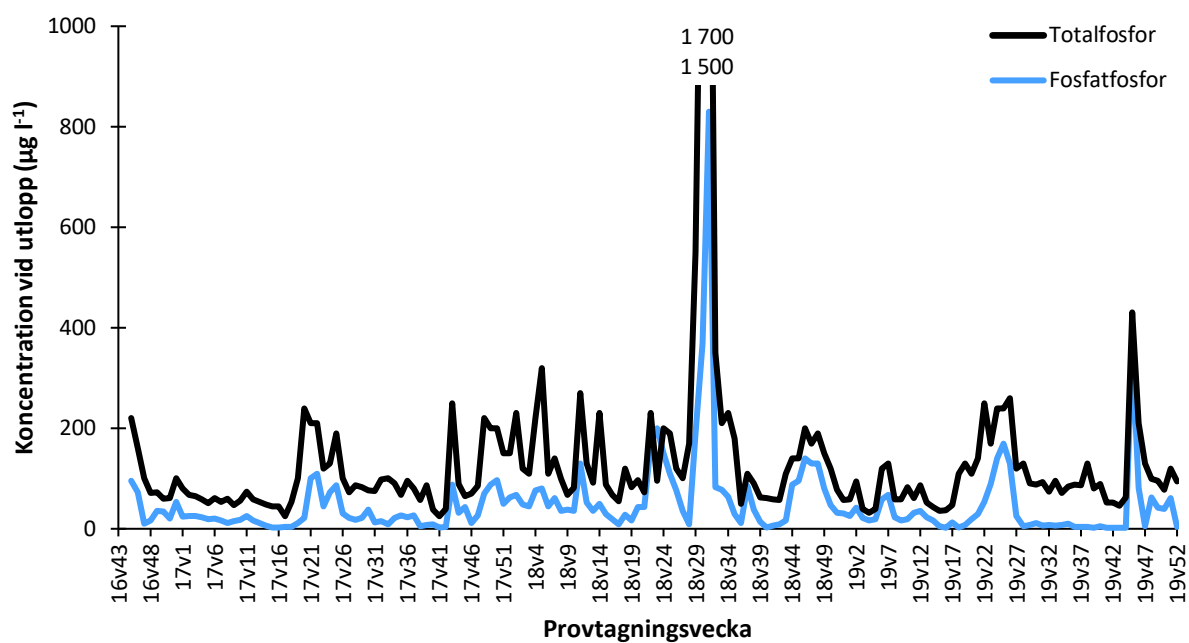
Figur B2:3. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Resmo. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



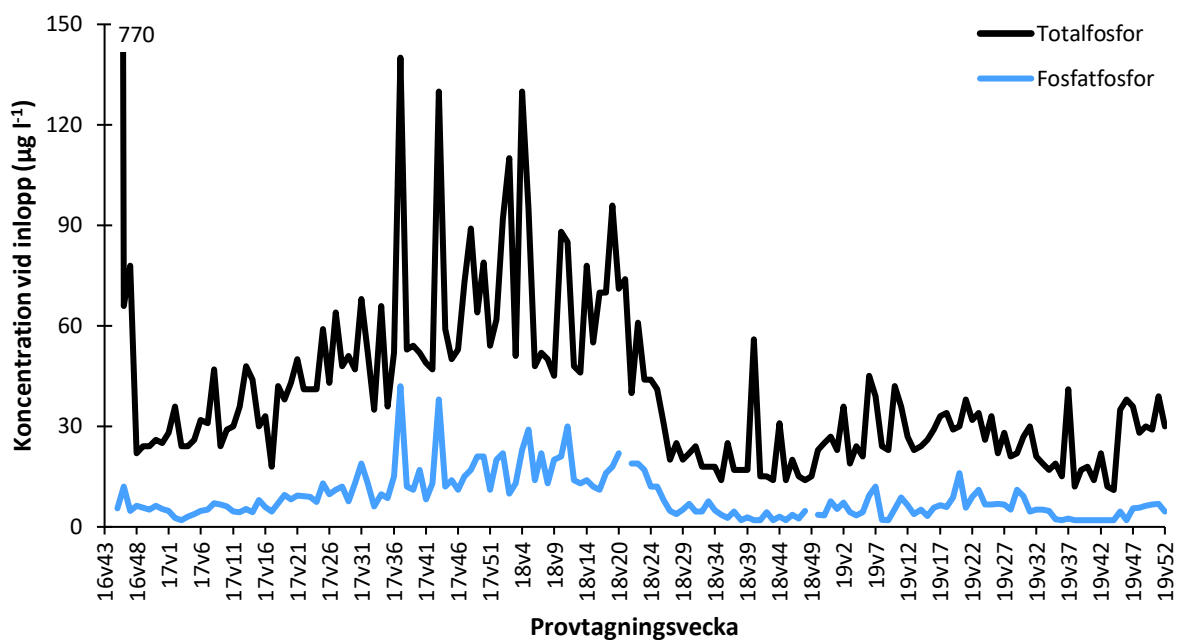
Figur B2:4. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Resmo. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



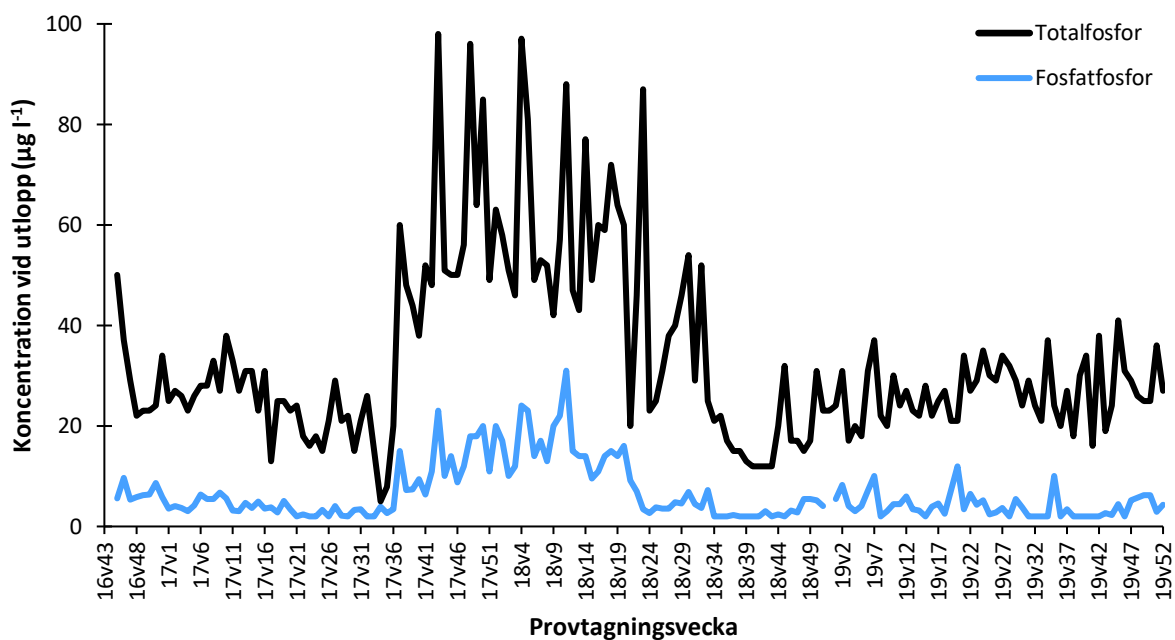
Figur B2:5. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Påloda.



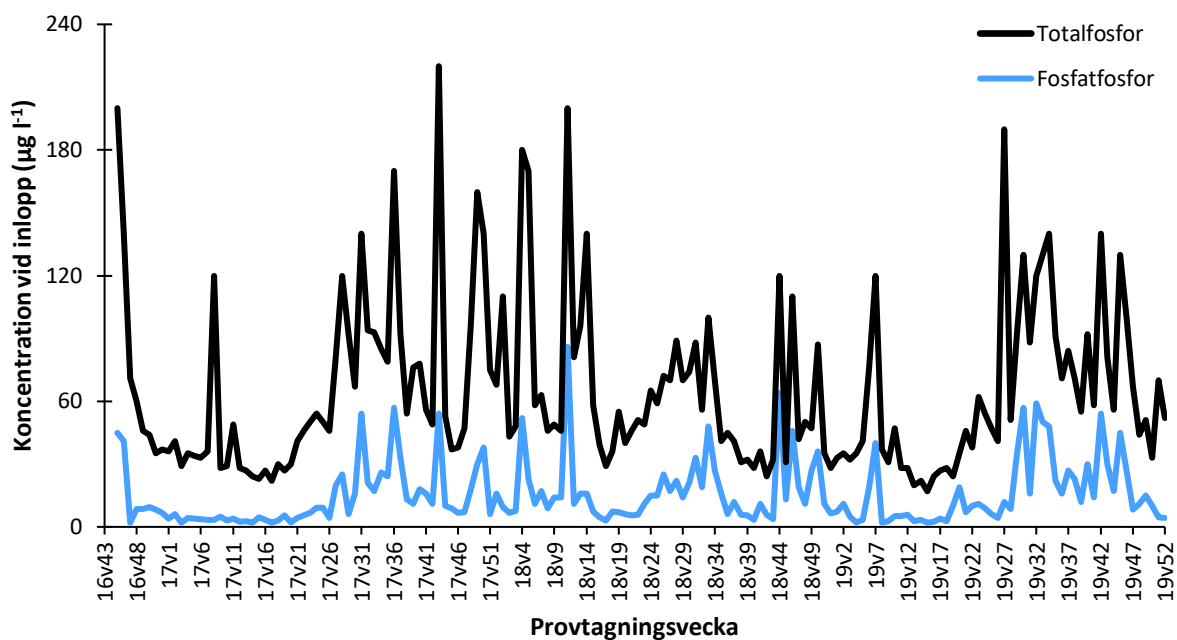
Figur B2:6. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Påloda. Två värden går över y-axeln och står istället angivna i figuren.



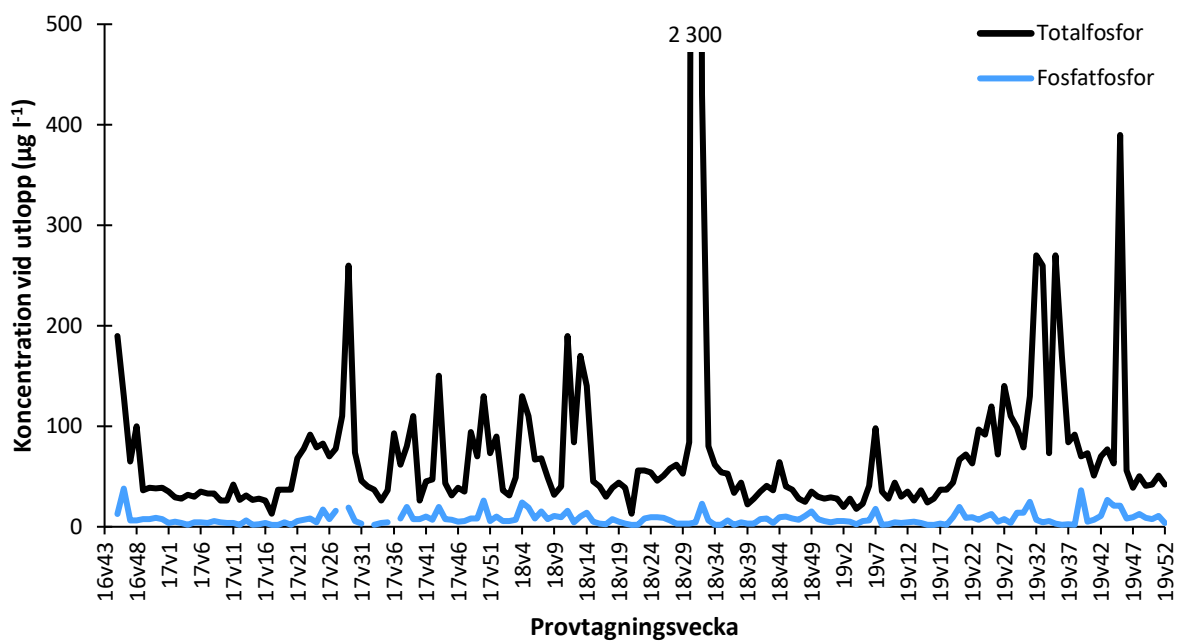
Figur B2:7 Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Grisbäck. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



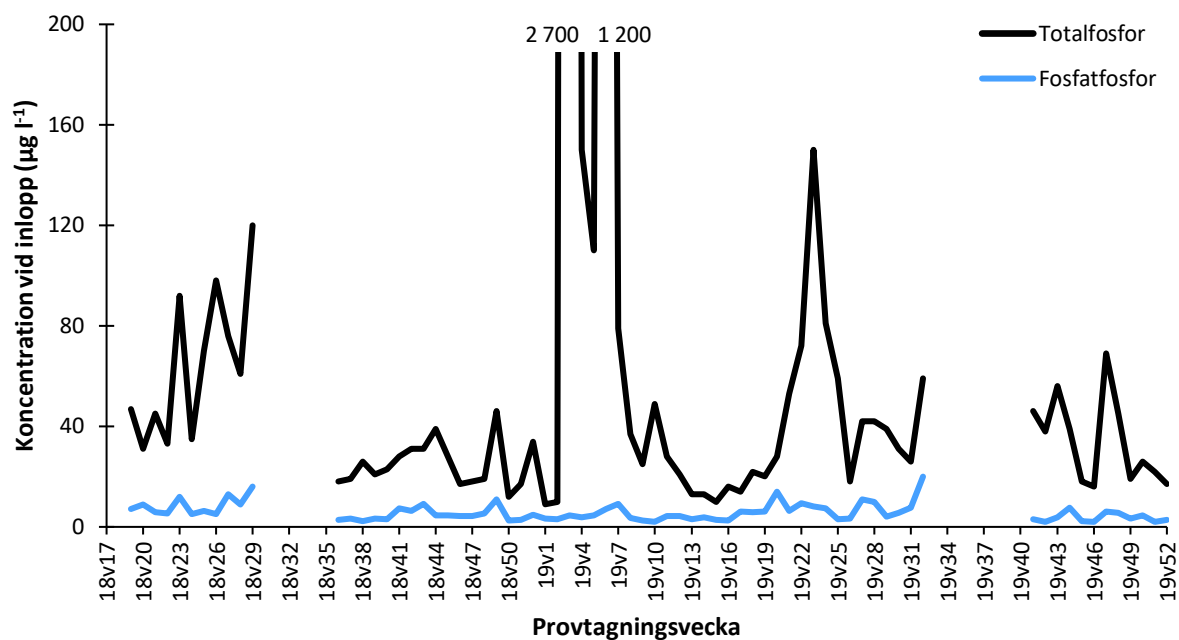
Figur B2:8. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Grisbäck.



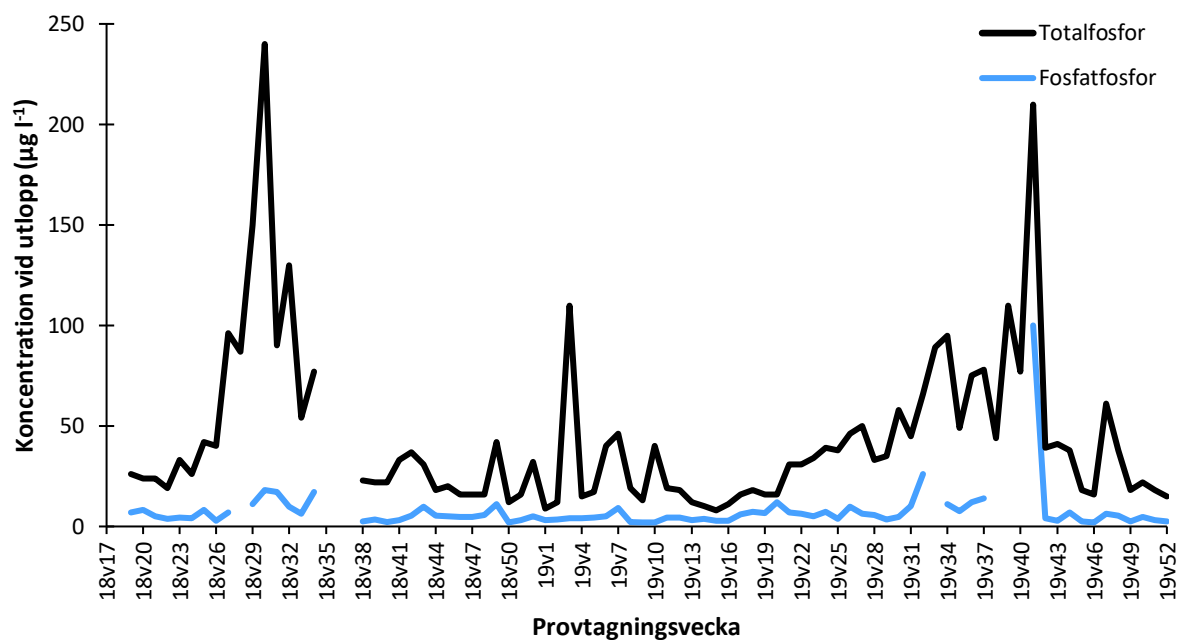
Figur B2:9. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Hossmo.



Figur B2:10. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Hossmo. Ett värde går över y-axeln och står istället angivet i figuren.



Figur B2:11. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid inloppet i Häckenstad. Två värden går över y-axeln och står istället angivna i figuren.



Figur B2:12. Koncentration av totalfosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) i stickprov tagna vid utloppet i Häckenstad.