



DRIVA

Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten – pilotstudie Fyrisån

Ett projekt genomfört med stöd av Naturvårdsverket

Version 1.1, 2021-09-08

TITEL	DRIVA - Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten – pilotstudie Fyrisån
RAPPORTNUMMER	2021-1620-A
BESTÄLLARE	Genomfört med stöd av Naturvårdsverket
UPPDRAGSANSVARIG	Jonas Andersson
FÖRFATTARE	Jenny Näslund, Jonas Andersson, Hannes Öckerman, Jonathan Arnlund och Robert Jönson, WRS
GRANSKNING	Zahrah Lifvendahl, Fyrisåns vattenförbund och Jens Fölster, SLU
UTGÅVA/STATUS	Version 1.1
DATUM	2021-09-08
OMSLAGSBILD	Plym av dagvatten i Fyrisån, Foto Jonas Andersson Samtliga foton i rapporten är tagna av WRS

Förord

Det pågår idag ett mycket aktivt vattenvårdsarbete i många av Sveriges kommuner, med fokus att nå god status i ytvatten. Ett viktigt verktyg i detta arbete är lokala åtgärdsprogram för vatten. Syftet med dessa är att belysa aktuell status på vattnet, lokala påverkanskällor, vilket förbättringsbehov som finns samt vilka möjliga åtgärder som behöver genomföras för att god status ska kunna nås. I arbetet med flera lokala åtgärdsprogram har stora skillnader uppmärksammats mellan beräknad föroreningsbelastning från urbant dagvatten och beräknad transport i vattendrag utifrån uppmätta halter och uppmätt eller beräknat flöde. Motsvarande problem visar sig också vid beräkningar av dagvattnets föroreningsbelastning på mindre vattendrag, då beräknade medelhalter (utifrån årsbelastning) ofta överskrider miljökvalitetsnormer (MKN) i vattendraget, samtidigt som provtagningen i vattendraget visar på underskridande av MKN. Detta gör att det är svårt att fastställa åtgärdsbehovet i lokala åtgärdsprogram. Viktig kunskap saknas alltså som behövs för att kunna bedriva en saklig vattenförvaltning.

Syftet med denna pilotstudie har varit att få bättre kunskap om dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten och de sediment som ansamlas i vattendrag i en urban miljö. Som studieobjekt har Fyrisån valts ut, då det för vattendraget redan finns mycket kunskap genom pågående miljöövervakning och kontinuerlig mätning av flöde och andra parametrar i ån. Det finns också ett nyligen framtaget lokalt åtgärdsprogram för Fyrisån.

Projektet har utförts som ett samarbete mellan WRS, SLU och Fyrisåns vattenförbund/Uppsala kommun och har finansierats med medel från Naturvårdsverket inom ramen för utlysningen Bidrag till dagvattenutredningar.

Projektet har letts av WRS, där Jonas Andersson varit projektledare. Robert Jönsson och Hannes Öckerman har varit sakkunniga gällande provtagning och databearbetning. Jenny Näslund har ansvarat för det omfattande arbetet med upphandling och administration av analyser samt provtagning, provhantering, datasammanställning och rapportarbete. Vid vatten- och sedimentprovtagning har förutom ovan nämnda personer även Preetam C Hernefeldt och Lukas Rehn varit delaktiga. För installation och underhåll av turbiditetsmätare har Jonathan Arnlund ansvarat. Vid installation av turbiditetsmätare i dagvattenbrunnar har även personal från Uppsala Vatten bistått. Slutligen har Caroline Holm ställt samman fakta om miljöfarliga verksamheter som har utsläpp till dagvattennätet, som underlag för utvärdering av analysdata.

I projektgruppen har också Jens Fölster, Forskningsledare Institutionen för vatten och miljö, SLU och Zahrah Lifvendahl, vattensamordnare på Uppsala kommun och vd för Fyrisåns vattenförbund ingått. Parallellt med huvudstudien har två examensarbeten genomförts, vilka refereras till i denna rapport. Tove Gannholm Johansson har tagit fram en modell som beskriver hur stor andel av åvattnet i Fyrisån som utgörs av dagvatten vid olika regntillfällen och flödessituationer i vattendraget samt hur detta påverkar risken att överskrida MAC-halter i vattendraget. Matilda Ahlström har undersökt sambandet mellan turbiditet och fosfor, metaller samt PAH:er i dagvattnet, för att se om högfrekventa turbiditetsmätningar skulle kunna användas för att indirekt mäta dessa ämnen.Handledare för dessa examensarbeten har varit Hannes Öckerman och Jonathan Arnlund, WRS. Ämnesgranskare har varit Thomas Grabs på Uppsala Universitet och Jens Fölster på SLU. Tove och Matilda har även bistått vid provtagning och installation och underhåll av turbiditetsmätare.

Ett stort tack riktas till alla medverkande. Utan er hade detta aldrig varit möjligt att genomföra!

Innehåll

1	Inledning	6
1.1	Syfte.....	7
1.2	Projektets genomförande.....	8
2	Fyrisåns vattenkvalitet.....	9
2.1	Resultat av pågående miljöövervakning.....	9
2.2	Nuvarande status med koppling till dagvatten	10
3	Beskrivning av studerade delavrinningsområden för dagvatten	14
3.1	Schablonberäknade närsalt- och föroreningshalter i dagvattnet	18
4	Metodbeskrivning	20
4.1	Provtagning av vatten	20
4.1.1	Provtagningsplatser	20
4.1.2	Provtagningsmetodik	21
4.1.3	Analyserade parametrar	23
4.1.4	Turbiditetsmätning	24
4.2	Provtagning av sediment	25
4.2.1	Provtagningsplatser och metodik.....	25
4.2.2	Analyserade parametrar	29
4.3	Modellering av dagvattnets påverkan på Fyrisån.....	29
5	Vädret under provtagningsperioden.....	31
5.1	Nederbörd under provtagningsperioden.....	31
5.2	Vädret under provtagningsdagarna	32
6	Resultat av vatten- och sedimentprovtagning	35
6.1	Provtagning under torrperioder (basprovtagning)	35
6.2	Vattenprovtagning vid regn och snösmältning	39
6.2.1	Karakterisering av dagvattnets sammansättning	39
6.2.2	Dagvattnets påverkan på halterna i Fyrisån vid regn och snösmältning	42
6.2.3	Föroreningshalter i dagvattnet	51
6.2.4	Samband mellan turbiditet och föroreningar i dagvattnet	59
6.2.5	Ammoniumkväve, klorid och kvicksilver	66
6.2.6	Polyaromatiska kolväten (PAH)	66
6.3	Sedimentprovtagning	70
7	Dagvattnets påverkan på MKN i Fyrisån	74
7.1	Statusbedömning utifrån pilotstudiens vatten- och sedimentprovtagning i ån	74
7.2	Beräkning av dagvattnets teoretiska påverkan på Fyrisån utifrån modellering	77
7.3	Syntes av dagvattnets påverkan på rinnande vatten (Fyrisån).....	79
8	Slutsatser och diskussion	80
9	Referenser	82
Bilaga 1. Analyserade vatten- och sedimentparametrar		

1 Inledning

Dagvattnets påverkan på sjöar, vattendrag och kustvatten är en fråga som i många delar av Sverige, inte minst i storstadsregionerna, har fått stor dignitet i stadsplaneringen. Detta har sin bakgrund i EU:s Ramvattendirektiv som trädde i kraft år 2000, och vars syfte är att upprätta en ram för skyddet av EU:s inlandsvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten - så kallade vattenförekomster. Syftet med direktivet återfinns i 4 artikeln och innebär att ingen försämring av vattenstatus får ske och att samtliga vattenförekomster som omfattas av direktivet ska uppnå en god status senast 2015. Om det inte är möjligt att uppnå god status till 2015 kan tidsfrist ges till 2021 och som längst till 2027. Ett undantag är motiverat om det är tekniskt omöjligt eller orimligt dyrt att vidta de åtgärder som krävs för att nå god status till 2015.

I svensk rätt har Ramvattendirektivet implementerats genom framför allt bestämmelser i 2 och 5 kap MB samt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Regleringen om miljö kvalitetsnormer för vatten är en viktig följd av ramdirektivet. En miljö kvalitetsnorm för vatten är en bestämmelse om kvaliteten på ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten. Syftet med normerna är att säkra vattenkvaliteten i svenska vattenförekomster. I 5 kap 4 § MB anges att en myndighet eller en kommun inte får tillåta att en verksamhet eller åtgärd påbörjas eller ändras, om det, trots åtgärder för att minska sådan förorening eller störning från andra verksamheter, ger en ökad förorening eller störning som innebär att vattenmiljön försämras på ett otillåtet sätt eller har så stor betydelse att det äventyrar möjligheten att uppnå den status eller potential som vattnets kvalitet ska ha. Vid prövning för ett nytt tillstånd och vid omprövning av tillstånd ska de bestämmelser och villkor beslutas som behövs för att verksamheten inte ska medföra en sådan försämring eller ett sådant äventyr.

Genom en lagändring 2019 skärptes de svenska reglerna om miljö kvalitetsnormer för vatten, då både ekologisk status och kemisk status blev bindande regler. Skärpningen har inneburit större krav på att miljö kvalitetsnormerna ska följas, vilket bland annat påverka förutsättningarna för att kunna tillåta utsläpp av förorenat dagvatten i samband med detaljplanering och vid tillstånd för miljöfarliga verksamheter.

Som en del av arbetet med att nå god status i ytvatten så pågår i många kommuner arbete med lokala åtgärdsprogram för vatten (LÅP). Syftet med de lokala åtgärdsprogrammen är att belysa aktuell status på vattnet, lokala påverkanskällor, vilket förbättringsbehov som finns samt vilka möjliga åtgärder som behöver genomföras om god status ska kunna nås.

I arbetet med flera lokala åtgärdsprogram har stora skillnader uppmärksammats mellan beräknad föroreningsbelastning från urbant dagvatten och beräknad transport i vattendrag utifrån uppmätta halter och uppmätt eller beräknat flöde. Motsvarande problem har också upptäckts vid beräkningar av dagvattnets föroreningsbelastning på mindre vattendrag. Där har beräknade medelhalter (utifrån årsbelastning) i flera fall visat sig överskrida miljö kvalitetsnormer (MKN) i vattendraget, samtidigt som provtagningen i vattendraget visat på underskridande av MKN. Detta gör att det är svårt att fastställa åtgärdsbehovet i lokala åtgärdsprogram. Viktig kunskap saknas alltså som behövs för att kunna bedriva en saklig vattenförvaltning.

Ytterligare ett problem är att det i dataunderlaget för modellverktyg som används för beräkning av dagvattenburna föroreningstransporter saknas bra data på typiska halter av lösta föroreningar i dagvatten, samtidigt som recipientdata och miljö kvalitetsnormer ofta avser löst halt eller biotillgänglig del av den lösta halten. Därför får antaganden göras på osäker grund om

fördelningen mellan löst och total halt för att skatta dagvattnets påverkan på recipientens lösta halter.

Eftersom arbetet med lokala åtgärdsprogram förväntas intensifieras framöver är det mycket angeläget, både ur ett samhällsekonomiskt och naturvetenskapligt perspektiv, att få bättre kunskap om dessa grundläggande frågeställningar. Inte minst finns ett stort behov av bättre kunskap om fördelningen mellan lösta och partikelbundna föroreningar i dagvatten och hur koncentrationer och sammansättning påverkar statusen i vattendrag.

1.1 Syfte

Syftet med denna pilotstudie var att undersöka i vilken mån dagvatten från centrala Uppsala påverkar vattenkvaliteten i Fyrisån under ett antal regn- och avsmältningstillfällen under senhösten 2020 till våren 2021.

Eftersom miljö kvalitetsnormerna för flera ämnen i rinnande vatten (som ingår i inlandsvatten) avser löst halt och i vissa fall biotillgänglig del av den lösta halten, så behövs kunskap om förhållandet mellan partikelbundna och lösta (filtrerade) föroreningar i dagvattnet och hur dessa varierar under och mellan regnförlopp, för att bättre förstå dagvattnets påverkan på rinnande vatten.

Eftersom föroreningar som transporteras med dagvatten till del kommer att sedimentera i ån, så syftade studien också till att undersöka i vilken mån föroreningar i dagvattnet påverkar sedimentstatusen i ån.

Frågeställningar:

- Finns det risk för att maximala tillåtna koncentrationer, så kallade MAC-värden, av dagvattenrelaterade föroreningar (metaller och PAH:er) överskrids i Fyrisån i samband med regn eller snösmältning?
- Hur ser fördelningen ut mellan partikelbundna respektive lösta föroreningar i dagvatten, hur varierar den för olika avrinningsområden och var i ”smutspulsen” som proverna tas, och vilken betydelse har denna fördelning för dagvattnets påverkan på vattendraget?
- Finns det ett samband mellan uppmätt turbiditet (grumlighet) i dagvattnet och koncentrationen av föroreningar, och kan detta samband i så fall användas för att bedöma föroreningstransporten med dagvatten utifrån högfrekvent (kontinuerlig) turbiditetsmätning?
- Avskiljs partikelbundna dagvattenföroreningar genom sedimentation i ån, eller transporteras dessa vidare nedströms?
- Finns det risk för att sedimentation av partikelbundna föroreningar som transporteras med dagvatten leder till att miljö kvalitetsnormer i vattendragets sediment överskrids?

Målsättningen är att resultatet av pilotstudien ska vara ett kliv framåt vad gäller kunskapen kring urbant dagvattens påverkan på vattendragens ekologiska och kemiska status. Resultatet från den lokala studien av Fyrisån ska förhoppningsvis fungera som ett första steg i utvecklingen av bättre modeller för bedömning av dagvattnets recipientpåverkan.

1.2 Projektets genomförande

Inom ramen för projektet har vattenprovtagning genomförts på dagvatten från fyra dagvattenavrinningsområden i nordvästra, centrala och östra Uppsala, samt på tre platser i Fyrisån i samband med regn. Dagvattenprover har tagits som stickprov i dagvattenledningarnas mynningar i Fyrisån eller strax uppströms mynningen i en brun på ledningsnätet. Vattenprover i Fyrisån har tagits uppström staden (Klastorp), centralt i staden (Islandsfallet) samt i den södra delen av staden, strax uppströms Kungsängens avloppsreningsverk. Proverna har analyserats med avseende på dagvattenrelaterade föroreningar varav flera också ingår i statusbedömningen av ån.

Provtagningen har pågått från den 19 november 2020 till den 26 maj 2021. Totalt har prover tagits i ån och/eller på dagvatten vid 17 tillfällen.

Provtagning har också utförts av de ytliga sedimentens innehåll av dagvattenrelaterade föroreningar. Prover har tagits uppströms och nedströms dagvattenkylvertarnas mynningar, i syfte att bedöma dagvattnet påverkan på sedimentkvalitén. Då många dagvattenrelaterade föroreningar är partikelbundna kan man misstänka att dagvattnets påverkan på sedimentkvalitén för vissa ämnen kan var större än dess påverkan på vattenkvalitén.

Som komplement till stickprovtagningen installerades turbiditetsmätare i tre av de fyra dagvattenkylvertarnas brunnar. Syftet med den kontinuerliga turbiditetsmätningen var att kunna relatera halterna i stickproverna till turbiditetsmätningen, för att bedöma var i ”smutspulsen” som proverna togs, för bättre förståelse av hur koncentrationer och fördelningen mellan partikelbundna och lösta halter variera beroende på var i ett regnförlopp prover tas.

Parallellt med huvudstudien har två examensarbeten genomförts. Det ena har fokuserat på att ta fram en modell som beskriver hur stor andel av åvattnet som utgörs av dagvatten vid olika regntillfällen och flödessituationer i vattendraget samt hur detta påverkar risken att överskrida MAC-halter i vattendraget. I det andra examensarbetet har sambandet mellan turbiditet och fosfor, metaller samt polyaromatiska kolväten (PAH:er) i dagvattnet undersökts, för att se om högfrekventa turbiditetsmätningar kan användas för att indirekt mäta dessa ämnen. Resultaten av dessa examensarbeten sammanfattas i denna rapport.

Genomförandet beskrivs mer utförligt under avsnitt 4 Metodbeskrivning.

2 Fyrisåns vattenkvalitet

2.1 Resultat av pågående miljöövervakning

Fyrisåns vattenförbund har pågående miljöövervakning i Fyrisån och dess biflöden. Syftet är att bedöma och utvärdera tillståndet för att på sikt uppnå god status. I programmet ingår bland annat provtagning, utvärdering av data samt statusbedömning. Institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) utför dessa provtagningar och mätningar samt utför analyser på sitt ackrediterade laboratorium. Resultaten sammanställs var tredje år i en rapport där den senaste bedömningen är från provtagning för år 2017–2019 (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020). En mindre sammanställning görs även av SLU på årsbasis. I denna pilotstudie har jämförelse framförallt gjorts med resultaten från 2020 års provtagning (Sveriges lantbruksuniversitet, 2021). Flera provtagningsstationer ingår i övervakningen. Den station som anses vara mest relevanta vid utvärdering och jämförelse med denna rapports studie är provtagningen i Klastorp, vilket ligger uppströms Uppsala och innan ån påverkats av tillrinnande dagvatten från staden. Även data från provtagningsstationerna i Fyrisån nedströms Uppsala stad är till viss del relevanta för denna studie. Dessa stationer är Vindbron, innan Sävjaån tillrinner Fyrisån, samt vid Flottsund innan Fyrisån mynnar i Ekoln (en del av Mälaren). För placering av Fyrisåns vattenförbunds provtagningsstationer se Figur 1. Månadsvis provtagning utförs i dessa provtagningsstationer avseende fysikaliska och vattenkemiska parametrar, bland annat syrgashalt, alkalinitet, ljusförhållanden, pH, suspenderat material, turbiditet (grumlighet), näringsämnen och metaller (Fyrisåns vattenförbund, 2018). Bedömning av de biologiska parametrarna kiselalger och bottenfauna ingår även i övervakningsprogrammet med provtagning var tredje år.

Sammanställning från den senaste provtagningsperioden (2017-2019) i Fyrisån visar goda syreförhållande och motståndskraft mot försurning genom mycket god buffertkapacitet (alkalinitet) (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020). De tre provtagningsstationerna i Fyrisån visade samtliga måttlig status avseende näringsämnen (totalfosfor) baserat på stationernas treårsmedelvärde (2017–2019). Generellt ökar näringshalterna i Fyrisån ju längre nedströms man kommer, till följd av allt större tillförsel från omgivande mark och punktkällor. För totalkväve så visade data för perioden 2017–2019 mycket höga halter vid Vindbron, vilket förklaras av punktutsläpp från avloppsreningsverket i Uppsala som ligger strax uppströms. Provtagningsstationerna uppströms och nedströms Vindbron visade på lägre totalkvävehalter för perioden 2017-2019 (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020). Totalkvävehalterna har sett till den senaste 11-årsperioden varit högst vid Vindbron jämfört med stationen uppströms (Klastorp) och nedströms (Flottsund) (Sveriges lantbruksuniversitet, 2021).

Vid statusbedömning av metaller ingår vissa ämnen under ekologisk status som särskilt förorenade ämnen (SFÄ) medan andra metaller, som är så kallade prioriterade ämnen, ingår i bedömningen av kemisk status. Provtagning av metaller från de senaste två åren (2019 och 2020) visar att årsmedelhalterna för kadmium, krom, koppar, nickel, bly och zink är under respektive ämnes gränsvärde enligt bedömningsgrunderna för respektive provtagningsstation Klastorp, Vindbron och Flottsund (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020, 2021). Beräknat årsmedelvärde för uran överskrider däremot för samtliga stationer i Fyrisån vilket sannolikt beror på naturligt höga halter i berggrunden i avrinningsområdet. Årsmedelvärdet för arsenik ligger nära eller strax över gränsvärdet för de tre provtagningsstationerna. Orsaken till de höga arsenikhalterna är inte klarlagda.

I vattendrag utgör kiselalger den dominerande gruppen av primärproducenter och fungerar som en bra indikator för vattenkvalitet och ingår i bedömning av biologiska kvalitetsfaktorer, vilket är en del av ekologisk status. Provtagningen av kiselalger 2017 vid Flottsund uppvisade god status medan provtagningen vid Klastorp och Vindbron visade måttlig status.

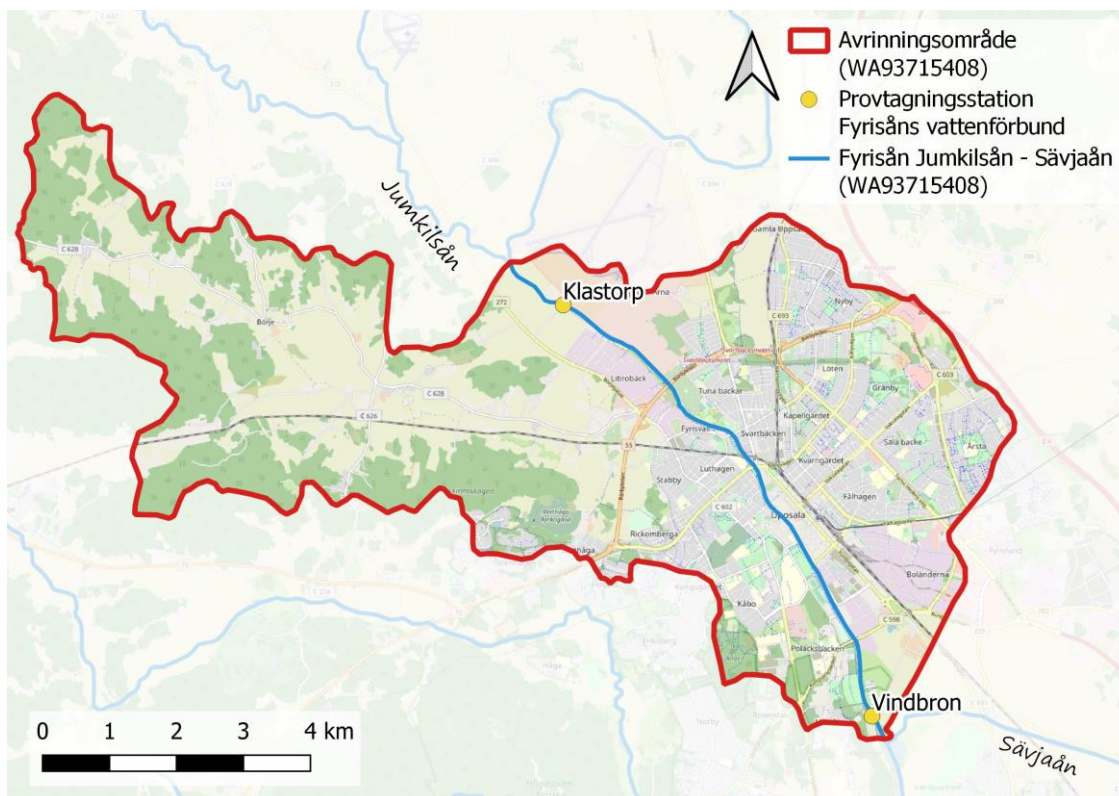
Bottenfauna fungerar som en bra indikator på sedimentens kvalitet och har undersökts vid Klastorp. Den provtagning som utfördes 2017 i Klastorp visade på hög status avseende bottenfauna. Enligt pågående provtagningsprogram i ån ingår provtagning av bottenfauna endast vid Klastorp (Fyrisåns vattenförbund, 2018), därför har ingen bottenfaunaundersökning i Fyrisåns centrala delar av Uppsala eller vid Vindbron genomförts.

Den sammanvägda statusklassningen för Fyrisån för perioden 2017–2019 visade på måttlig ekologisk status för samtliga tre provtagningsstationer. Vid statusbedömning ska de biologiska kvalitetsfaktorerna vägas samman först och sämst kvalitetsfaktor styr denna klassning. Visar statusen på minst god status vägs även de stödjande fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna in. Sammantaget för Klastorp visade de biologiska kvalitetsfaktorerna bottenfauna på hög status och kiselalger måttlig status vilket resulterande i måttlig ekologisk status vilket även stöds av måttlig status avseende näringsämnen (totalfosfor). För stationen Vindbron och Flottsund bedöms kiselalger till måttlig respektive god status och där visar totalfosfor på måttlig status (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020).

Under sommaren och hösten 2020 genomfördes provtagning för analys av perfluorerade alkylsubstanser (PFAS) och organiska mikroföroreningar för att få en bild av hur halterna varierar genom Uppsala samt vid de två punktkällorna Ärna flygflottilj och Kungsängens avloppsreningsverk (Sveriges lantbruksuniversitet, 2021). Av de organiska miljöföroreningarna uppmättes högst halter direkt uppströms och direkt nedströms avloppsreningsverket. Avseende PFAS uppmättes de högsta halterna direkt nedströms Ärna flygflottilj med höga halter som överskred svenska åtgärdsgränsen för dricksvatten (90 ng/l). Halter över denna gräns uppmättes även uppströms och nedströms reningsverket. Den främsta orsaken till de höga PFAS-halterna bedöms vara PFAS-ämnen från brandövningsanläggningen vid Uppsala-Ärna flygplats (Sveriges lantbruksuniversitet, 2021).

2.2 Nuvarande status med koppling till dagvatten

Fyrisån är uppdelad i ett stort antal olika vattenförekomster. Sträckan genom Uppsala stad ingår i vattenförekomsten *Fyrisån Jumkilsån - Sävjaån* (WA93715408). Vattenförekomsten sträcker sig från Jumkilsåns tillflöde till Fyrisån, ca 3,5 km uppströms Klastorp, genom Uppsala stad och slutar direkt uppströms den punkt där Sävjaån mynnar i Fyrisån, ca 1,5 km nedströms Kungsängens avloppsreningsverk, se Figur 1.



Figur 1. Avrinningsområde för vattenförekomsten Fyrisån Jumkilsån-Sävjaån (WA93715408) och dess sträckning från Jumkilsån tillflöde genom Uppsala stad strax uppströms Sävjaåns mynning. Fyrisåns vattenförbunds vattenprovtagningsstationer Klastorp och Vindbron är markerade på kartan. Bakgrundskarta: OpenStreetMap

Vattenmyndighetens senaste bedömning avseende ekologisk status visar måttlig status baserat på förhöjda näringshalter och näringspåverkan på kiselalger (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021). De uppmätta fosforhalterna påverkas av både diffusa källor, främst avrinning från jordbruksmark och dagvatten från urbana ytor i Uppsala stad samt punktutsläpp, främst från Kungsängens avloppsreningsverk. Förutom näringspåverkan visar vattenförekomsten även påverkan på konnektivitet och morfologi.

Tabell 1 redovisar en översikt av vattenmyndighetens senaste bedömning av vattenförekomsten avseende ekologisk och kemisk status samt ingående parametrar. Sammanställning har gjorts för ämnen som är relevanta för denna studie, huvudsakligen relaterade till dagvatten. Observera att bedömd status gjort av vattenmyndigheten och beskrivet i detta avsnitt kan skiljas från beskrivning i avsnitt 2.1 ovan med resultat från pågående miljöövervakning från Fyrisåns vattenförbund.

För SFÄ som ingår vid bedömning av ekologisk status ses förhöjda halter av ammoniak och diklofenak (läkemedelsrest, ej dagvattenrelaterad) i vattenförekomsten som visar måttlig status. Enligt bedömningsgrunden (HVMFS 2013:19, bilaga 2) ska god status ges om uppmätt halt är under gränsvärdet för SFÄ och måttlig status om gränsvärdet överskrids. Koppar och zink är typiskt dagvattenrelaterade ämnen och ingår som SFÄ och vattenmyndighetens bedömning från den senaste perioden visar god status för båda metallerna baserat på uppmätta halter i vatten. Inget gränsvärde finns för zink i sediment men uppmätta halter av koppar i sediment överskrider gränsvärdet. Vattenmyndigheten konstaterar att ytterligare provtagning behövs för att säkerställa föroreningsituationen. Halterna av nitrat visar god status.

För krom och arsenik som också ingår i SFÄ har vattenmyndigheten inte gjort någon bedömning. Tidigare bedömning av arsenik har visat på måttlig status men för den senaste förvaltningscykeln (tredje) har det inte klassats.

Vid bedömning av kemisk status jämförs uppmätta halter av miljögifter och föroreningar mot framtagna gränsvärden som inte får överskridas enligt föreskriften HVMFS 2013:19, bilaga 6 (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Ämnen som visar på halter över gränsvärdet uppnår ej god status medan halter under gränsvärdet resulterar i god status. Vattenförekomsten uppnår ej god kemisk status enligt vattenmyndighetens senaste bedömning (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021). Förutom de överallt överskridande ämnena kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE), som på nationell nivå och samtliga vattenförekomster ej uppnår god kemisk status på grund av förhöjda halter i biota, ses förhöjda uppmätta halter, över gränsvärdet, för flera så kallade de prioriterade ämnen som ingår i kemisk status. Dessa är de polyaromatiska kolvätena antracen och fluoranten samt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och tribityltenn-föroreningar (TBT).

De uppmätta halterna av antracen och fluoranten överskrids i sedimenten. För TBT har halter över gränsvärde uppmätts både i sediment och ytvatten. PFOS har uppmätts i förhöjda halter i vattnet men det bioackumulerande ämnet har även överskridits då förhöjda halter uppmätts i biota. För de dagvattenrelaterade prioriterade ämnena bly, kadmium och nickel visar de uppmätta halterna på god kemisk status i ytvattnet. God status ses även för kadmium och bly i sediment. För nickel finns inget gränsvärden för sediment. Övriga prioriterade ämnen har inte klassats av vattenmyndigheten fränsett hexabromcyklododekaner (HBCDD) som visar god status.

Vattenförekomstens beslutade miljökvalitetsnorm (MKN) är god ekologisk status och god kemisk status 2027 (beslut 2019-04-26) förslag till ny MKN är måttlig ekologisk status till 2033 (arbetsmaterial 2021-02-03) med olika lång tidsfrist för ingående kvalitetsfaktorer (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021). För detaljerad beskrivning av ingående kvalitetsfaktorer hänvisas till VISS.

Tabell 1. Översikt ekologisk och kemisk status för vattenförekomsten Fyrisån Jumkilsån-Sävjaån (WA93715408) enligt vattenmyndighetens senaste bedömning (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021). Tabellen redogör huvudsakligen för dagvattenrelaterade parametrar som undersöks i denna studie, men även för biologiska kvalitetsfaktorer som är intressanta vid tolkning av resultat. Ett streck (-) betyder att gränsvärde för sediment saknas för aktuellt ämne. Färg relaterar till bedömd status. För ekologisk status: god (grön) och måttlig (gul). Kemisk status god (grön) eller uppnår ej god (röd)

	Sammanvägning	Vatten	Sediment
Ekologisk status	måttlig		
Biologiska kvalitetsfaktorer			
Påväxtalger-kiselalger		måttlig	
Bottenfauna			ej klassad
Fisk		måttlig	
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer			
Näringsämnen, totalfosfor		måttlig	
Särskilda förorenande ämnen, SFÄ:*	måttlig		
Arsenik ***		ej klassad	-
Koppar		god	måttlig
Krom		ej klassad	-
Zink		god	-
Ammoniak		måttlig	-
Nitrat		god	-
Kemisk status, prioriterade ämnen	uppnår ej god		
Antracen		ej klassad	uppnår ej god
Fluoranten		ej klassad	uppnår ej god
Polybromerade difenyletrar, PBDE **	uppnår ej god		-
Kadmium		god	god
Bly		god	god
Kvicksilver **	uppnår ej god		-
Nickel		god	-
Tributyltenn, TBT		uppnår ej god	uppnår ej god
Perfluoroktansulfonsyra, PFOS****		uppnår ej god	-

* Status baseras på förhöjda halter av ammoniak och läkemedelsresten diklofenak (ej redovisat här).

** Överallt överskridande ämne.

*** Tidigare bedömning visar på måttlig status avseende arsenik.

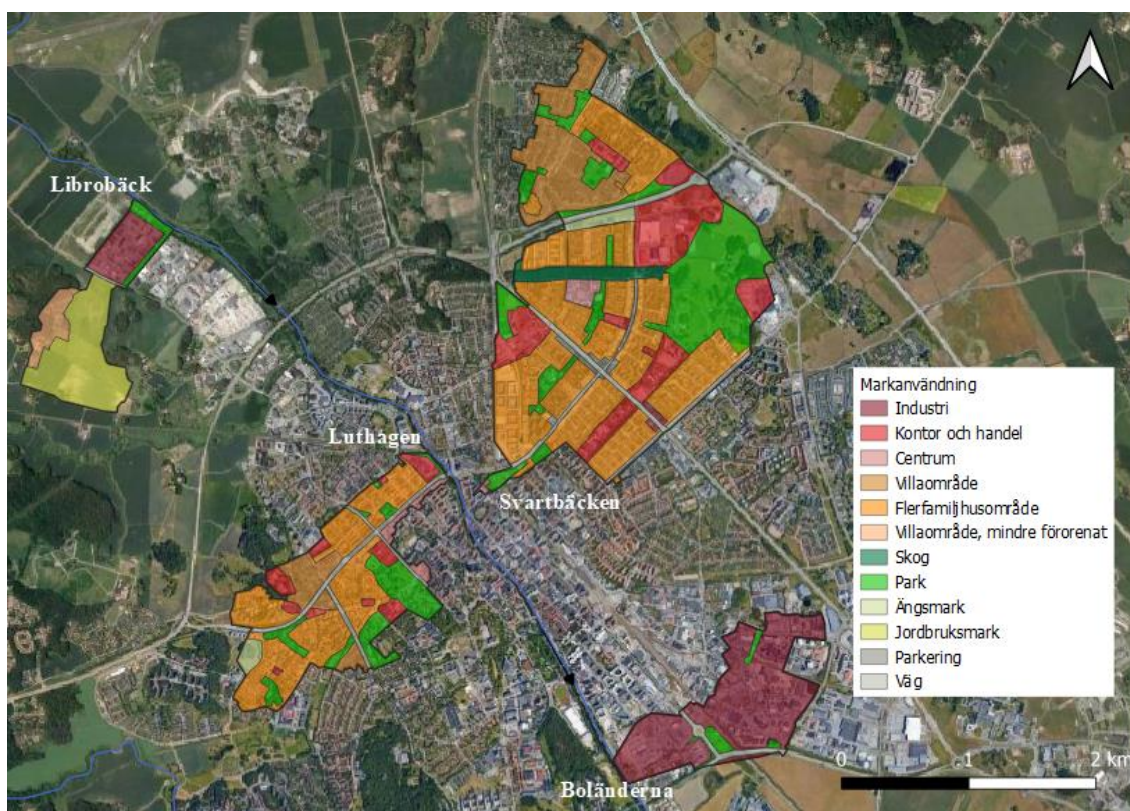
**** PFOS överskrider även i biota (fisk).

I framtaget underlag till lokala åtgärdsprogram för Fyrisån föreslår flera kunskapshöjande åtgärder för den aktuella vattenförekomsten för att få bättre förståelse av vattenkvalitén, säkrare klassning och bedömning av förbättringsbehov. Där föreslås bland annat undersökning av bottenfauna och miljöstörande ämnen i vatten inkluderande metaller och organiska miljögifter, vilket även bör undersökas i sediment och biota (Naturvatten AB, 2020).

3 Beskrivning av studerade delavrinningsområden för dagvatten

I studien har prover tagits i dagvattenledningar som mynnar i Fyrisån och som avvattnar fyra tekniska delavrinningsområden i staden. Markanvändningen inom de fyra delavrinningsområdena som ingick i studien visas i Figur 2. Verksamhetsområden för Uppsala tätort med tillhörande markanvändning har erhållits från Uppsala Vatten och Avfall AB (2015). Komplettering och uppdatering av markanvändning för berörda områden har gjorts våren 2021 (Ahlström, 2021).

Inom samtliga avrinningsområden förekommer olika typer av markanvändning och fördelningen framgår av Tabell 2. Librobäck och Boländerna är områden som karakteriseras av industriområden medan Luthagen och Svartbäcken framförallt utgörs av tät stadsbebyggelse med inslag av villaområde och grönområden. I följande avsnitt beskrivs de fyra dagvattenområdena närmare. Det finns enligt uppgift inga reningsanläggningar för dagvatten inom de fyra delavrinningsområdena (WRS AB, 2019).



Figur 2. Markanvändning för de fyra tekniska delavrinningsområdena Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna. Bakgrundskarta: Google satellite.

Tabell 2. Markanvändningskategorier och ansatta volymavrinningskoefficienter för de fyra tekniska delavrinningsområdena Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna

Markanvändning (ha)	φV	Avrinningsområde för dagvatten			
		Librobäck	Luthagen	Svartbäcken	Boländerna
	(-)	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)
Industriområde	0,50	17,3	0	1,6	93,2
Parkmark	0,10	4,6	28,0	93,5	4,7
Jordbruksmark	0,26	45,6	0	0	0
Villaområde, mindre förorenat	0,15	10,5	0	0	0
Villaområde	0,25	0	15,8	50,8	0
Flerfamiljshusområde	0,40	0	82,5	200	0
Centrumområde	0,60	0	4,7	5,5	0
Ängsmark	0,10	0	3,6	4,8	0
Kontorsområde	0,50	0	15,6	76,5	0
Parkering	0,80	0	0	3,1	0
Skogsmark	0,15	0	0	11,9	0
Väg, ÅDT 5 000	0,80	0,76	3,0	0	0
Väg, ÅDT 10 000	0,80	0	8,1	9,1	0
Väg, ÅDT 15 000	0,80	0	0	11,2	4,5
Totalt		79	160	470	100
Reducerad area (hared)		23	60	160	51

Librobäck

Dagvattnet från Librobäck karakteriseras av jordbruksmark, industriområde och villaområde strax norr om Uppsala stad med en total yta på 79 ha. De industriverksamheter som inkluderas ligger kring Libro ringväg med en yta på cirka 17 ha. Jordbruksmarken (46 ha) sydväst om Börjegatan samt ett mindre villaområde tillrinner även industriområdets dagvattenledningssystem som mynnar i Fyrisån. Vattenprovtagning har utförts i dagvattenledningens mynning vid Fyrisån, som ligger högre än åns normalvattenstånd (Figur 3).



Figur 3. Dagvattenledningen från Librobäck med mynning i Fyrisån.

Luthagen

Luthagens avrinningsområde är 160 ha stort och avvattnar västra delen av Uppsala stad och domineras framförallt av tät stadsbebyggelse med flerfamiljshus samt inslag av villaområde, grönområden och kontors- och centrumbebyggelse. Centralt genom området går Luthagesplanaden, som är infartsväg till Uppsala centrum från väster. Ledningsnätet mynnar i Fyrisån direkt norr om Luthagesplanaden.

Den första provtagningen utfördes i kulvertens mynning i ån, men på grund av att denna låg under åns vattenyta och det var svårt att lokalisera mynningspunkten vid högt vattenstånd i ån så flyttades provtagningpunkten till en brunn på ledningen strax uppströms mynningen (Figur 4). Åvatten dämmer upp i ledningen och brunnen, men vid regn så skapas ett kraftigt flöde ut mot ån.



Figur 4. T.v: Luthagens mynning i Fyrisån med en ljusplym av dagvatten i ån. T.h: Dagvattenbrunn strax uppströms ledningens mynning i ån, vattenprovtagning har utförts i brunnen.

Svartbäcken

Svartbäcken är det största tekniska delavrinningsområdet i studien. Det omfattar 470 ha med tillrinning av dagvatten från den nordöstra delen av Uppsala stad. Området domineras framförallt av stadsbebyggelse i form av flerfamiljshusområden med inslag av parkområden. I avrinningsområdet ingår även kontors- och centrumområde och väl trafikerade vägar, bland annat Tycho Hedens väg (tidigare E4:an). Dagvatten tillrinner från framförallt stadsdelarna Kapellgårdet, Löten, Nyby och Gränby. Områdets dagvattenledningssystem leds till den idag kulverterade Svartbäcken med mynning i Fyrisån i de centrala delarna av Uppsala, därav provtagningsplatsens namn Svartbäcken (Figur 5). Provtagning av dagvatten gjordes till en början i kulvertens mynning i Fyrisån, som ligger i nivå med åns normalvattenyta, men flyttades därefter uppströms till en brunn på den stora dagvattenkulverten vid Mikaelsskyrkan, se avsnitt 4.1.4. Då Svartbäckens dagvattenledningssystem har flack lutning dämmer åvatten upp i systemet till provtagningspunkten, men vid regn uppstår ett kraftigt flöde ut mot ån. Observera att dagvatten från stadsdelen Svartbäcken inte ingår i det dagvattensystem som ansluter till brunnen vid Mikaelsskyrkan, utan tillkommer strax före mynningen i ån. Det innebär att de första provtagningarna, vid kulvertens mynning, även inkluderar dagvatten från stadsdelen Svartbäcken.



Figur 5. T.v: Svartbäckens mynning i Fyrisån med en grå plym av dagvatten i ån. T.h: Dagvattenbrunn vid Mikaelsskyrkan där vattenprovtagning utförts.

Boländerna

Stadsdelen Boländerna är ett stort industri- och handelsområde i den östra delen av Uppsala. Området är indelat i olika tekniska delavrinningsområden. Det område som undersökts i studien avvattnar ca 100 ha av de sydvästra delarna av Boländerna och mynnar i Fyrisån i höjd med Stallängsgatan, knappt 200 m uppströms utsläppspunkten för Kungsängens avloppsreningsverk.

I området finns flera verksamheter som släpper bland annat släpper kylvatten och renat processvatten. Dessa utsläpp påverkar kvalitén på det dagvatten som rinner ut från området.

Dagvattenprovtagning från området utfördes från ledningsmynningen med direkt utsläpp i Fyrisån (Figur 6). Strax utanför rörmynningen finns en oljeläns som dagvattnet passera på sin väg ut i ån.



Figur 6. Dagvattenledningen från Boländerna med mynning i Fyrisån.

3.1 Schablonberäknade närsalt- och föroreningshalter i dagvattnet

Dagvattnets sammansättning av näringsämnen och föroreningar beror till stor del på områdets markanvändning. För att karaktärisera dagvattnet från de fyra delavrinningsområdena gjordes beräkningar av genomsnittliga närsalt- och föroreningshalter med hjälp av modellverket Stormtac web (version 20.2.2). Den erhållna markanvändningen från Uppsala Vatten och Avfall AB (2015) användes samt uppdaterades och kompletterades där det fanns behov (Ahlström, 2021). Områdesindelningen är baserad på Stormtacs markanvändningskategorier. Modellens schablonhalter av föroreningar och avrinningskoefficienter användes sedan vid beräkning. Årsnederbörd på 600 mm användes för området (Ahlström, 2021). Markanvändning för respektive område framgår av Tabell 2.

Årsmedeldygnstrafik (ÅDT) för ingående vägar var framtagna från Uppsala Vatten och Avfall AB (2015). Underlaget uppdaterades och justerades baserat på ny information från Trafikverkets (2021) mätningar om fordonstrafik (Ahlström, 2021). För de mer trafikerade vägarna Bärbyleden, Tycho Hedéns väg, Kungsängsleden och Kungsgatan bestämdes ÅDT till 15 000. ÅDT för Luthagesplanaden/Råbyvägen och Vaksalagatan sattes till 10 000 fordon. För

Börjegatan/Kyrkogårdsgatan samt Tiundagatan användes 5 000 fordon som ÅDT. Beräknade närsalts- och föroreningshalter för områdena redovisas i Tabell 3 utan eventuella reningar från befintliga åtgärder som lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) i områdena. Beräknade halter används som indikator och grov jämförelse på förväntade halter vid dagvattenprovtagning.

Tabell 3. Årsmedelvärde av närsalt- och föroreningshalter ($\mu\text{g/l}$ undantaget suspenderat material mg/l) för de fyra tekniska avrinningsområdena beräknat med Stormtac web version 20.2.2 (2021)

Område	Fosfor	Kväve	Bly	Koppar	Zink	Kadmium	Krom	Nickel	Susp	PAH ₁₆	Benso(a)pyren
Librobäck	200	3000	13	21	96	0,51	5,7	6,2	87	0,36	0,049
Luthagen	190	1600	13	24	84	0,53	8,6	7	62	0,52	0,049
Svartbäcken	190	1500	14	24	89	0,54	8,8	6,9	64	0,6	0,057
Boländerna	260	1800	25	39	230	1,2	12	14	88	0,86	0,12

Beräkningen visar att för Librobäck, Luthagen och Svartbäcken så förväntas relativt likartad kvalitet på dagvatten avseende fosfor, bly, zink, kadmium och nickel. För det industridominerade Boländerna så förväntas högre halter metaller och även fosfor. Från Librobäck, med stor andel jordbruksmark, förväntas vattnet innehålla högre kvävehalter. För PAH:er inklusive benso(a)pyren (BaP) så förväntas de lägsta halterna från Librobäck och de högsta från Boländerna. Halten suspenderats material beräknas vara högst i vattnet från Librobäck och Boländerna.

4 Metodbeskrivning

4.1 Provtagning av vatten

4.1.1 Provtagningsplatser

Utöver provtagning av dagvatten i eller nära kulvertmyningarna, som beskrivits ovan, så togs också prover på åvatten på tre platser i Fyrisån som representerar 1) åvatten före påverkan från dagvatten, 2) mitt i staden och 3) efter påverkan från dagvatten, men före påverkan av renat avloppsvatten från Kungsängens avloppsreningsverk.

Åvatten

Den första provtagningspunkten i Fyrisån är belägen vid Klastorp som ligger strax norr om Uppsala tätort. I denna provpunkt utförs även månadsvis vattenprovtagning ramen för Fyrisåns vattenförbund miljöövervakning, som beskrivits i avsnitt 2.1. Syftet med provtagningen i Klastorp är att undersöka åns vattenkvalitet före påverkan från stadens dagvatten.

Den andra provpunkten i ån är belägen mitt i centrala Uppsala vid Islandsfallet. Vid denna provpunkt har Uppsala Universitet en installerad mätare som kontinuerligt mäter flöde, konduktivitet, vattentemperatur och turbiditet (Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, 2021). Syftet med denna provpunkt är att undersöka hur åns vattenkvalitet påverkas av dagvatten från den norra delen av Uppsala.

Den längst nedströms belägna provpunkten i Fyrisån ligger strax norr om Kungsängsleden och uppströms utsläppspunkten för Kungsängens avloppsreningsverk. Syfte med denna provpunkt är att undersöka dagvattnets påverkan på ån vattenkvalitet, utan påverkan från det renade avloppsvattnet som släpps ut i ån.

De tre provtagningspunkterna i Fyrisån kommer fortsättningsvis benämnas *Klastorp*, *Islandsfallet* och *uppströms reningsverket* och illustreras i Figur 7.

Dagvatten

För att undersöka dagvattnets påverkan på Fyrisån valdes till en början tre tekniska avrinningsområden ut i centrala och östra Uppsala som avvattnas direkt till recipienten.

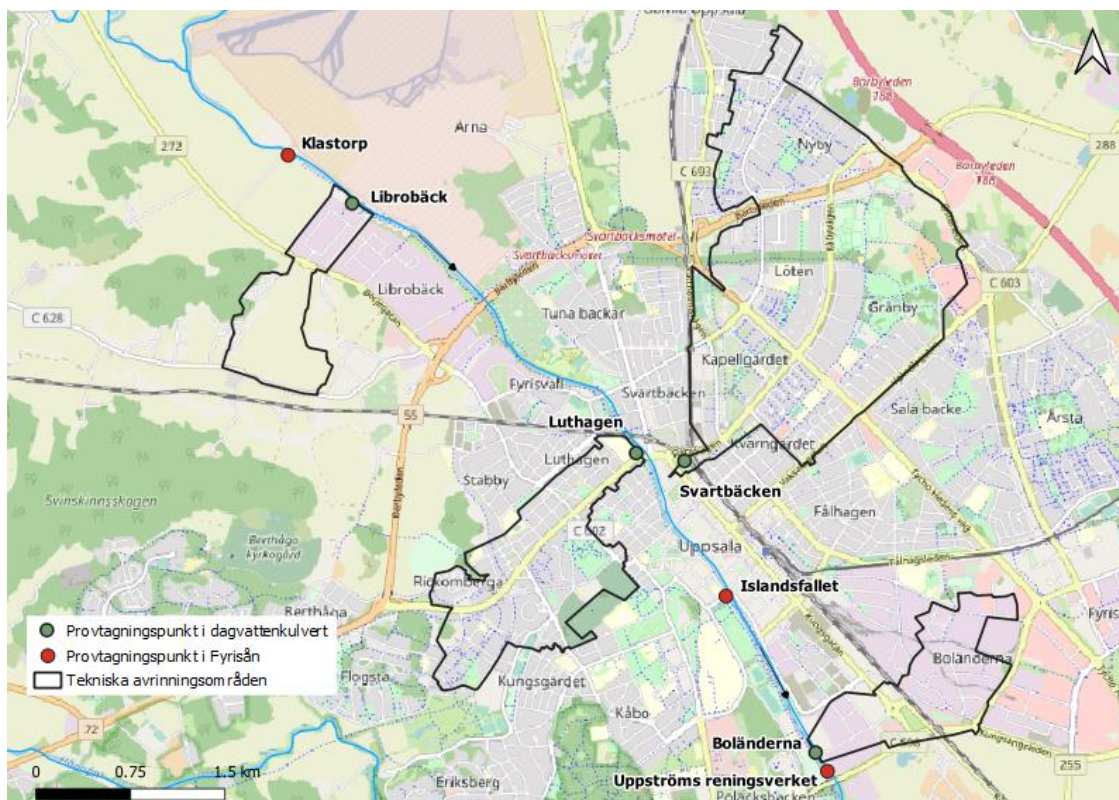
Följande kriterier användes när provtagningspunkter för dagvatten valdes ut:

- Avrinningsområde ska ligga inom Uppsala tätort med utsläpp till Fyrisån
- Avrinningsområdet ska vara tillräckligt stort för att erhålla längre flödesförlopp även vid mindre regn
- Provtagning ska vara möjligt vid kulvertmyningen i ån, eller i en brunn direkt uppströms denna
- Avrinningsområdena ska representera olika typer av markanvändning
- Dagvattensystemen ska i så liten uträkning som möjligt tillföras annat vatten än dagvatten, exempelvis renat processvatten från industri

De tre områden som valdes ut var *Luthagen*, *Svartbäcken* och *Boländerna*. Efter ett par månaders provtagning kunde konstateras att dagvattnet från Boländerna var påverkat av utsläpp av process- och kylvatten. Därför utökades provtagningen så att den från och med slutet av februari även innefattade dagvatten från området *Librobäck*, som liksom Boländerna utgörs av

en stor andel industriområde, men där det inte fanns några kända utsläpp av process- eller kylvatten. De studerade delavrinningsområdena samt provtagningspunkternas lägen beskrivs i avsnitt 3 ovan.

I studien ingick följaktligen totalt sju provtagningspunkter: tre i Fyrisån och fyra i dagvattennätets mynningspunkter. Samtliga dagvattenprovpunkter ligger mellan den översta och nedersta provtagningspunkten i Fyrisån, se Figur 7.



Figur 7. Provtagningspunkter för vatten i Fyrisån (3 st) och tillrinnande dagvatten (4 st). Bakgrundskarta: Openstreetmap

4.1.2 Provtagningsmetodik

Syftet med provtagningen var att ta prover på dagvattnet och i ån under regn eller snösmältning, för att dels undersöka koncentrationer av föroreningar (som totalhalter och lösta halter) i det avrinnande dagvattnet och dels undersöka dagvattnets påverkan på koncentrationer av föroreningar i ån. Upplägget innebar ständig bevakning av väderprognoserna med ambitionen att kunna ta prover i dagvattnet vid kraftig avrinning och därmed hög förmodad föroreningstransport till ån.

Erhållet provtagningsmaterial från laboratoriet förbereddes innan provtagning med uppmärkning av kärl. Vid varje provtagningstillfälle utfördes provtagningen i samma ordningsföljd med start i provpunkten *Klastorp* i Fyrisån vilken är den provpunkt som ligger längst uppströms. Därefter transporterades personerna som utförde provtagningen via cykel till nästa provtagningspunkt i följande ordning: *Librobäck*, *Luthagen*, *Svartbäcken* och därefter i Fyrisån vid *Islandsfallet*, *Boländerna* och sist i Fyrisån *uppströms reningsverket*. Hela provtagningen, inkluderande samtliga provtagningspunkter, tog cirka fyra timmar med provtagning och transport mellan provtagningsplatserna.

Provtagningen i Fyrisån utfördes med en Fyrisåhämtare som är en flaskhållare med tre meters teleskopsarm (Figur 8). Proverna i Fyrisån togs från åkanten, ca 2 m ut från stranden på cirka 0,5 meters djup. Vid Klastorp togs prover från den västra stranden under körbron och vid Islandsfallet på den västra sidan uppströms fallet och i nära anslutning till Uppsala universitets mätutrustning för flöde, turbiditet m.m. Uppströms reningsverket togs prover från en brygga på den östra stranden.



Figur 8. Fyrisåhämtare med provtagningsflaska.

Dagvattenprov från Svartbäcken togs även med samma provtagare, till en början från kulvertens mynning i ån. Provtagningspunkten i Svartbäcken flyttades i och med installation av turbiditetsmätare till brunnen vid Mikaelsskyrkan (provtagning från 22 februari 2021).

Den första dagvattenprovtagningen i Luthagen utfördes vid ledningens mynning i ån men flyttades därefter till närmaste brunn för att få ett mer representativt dagvattenprov då exakt läge för dagvattenledningens utlopp var svårt att lokalisera under åns vattenyta. För Luthagen användes en ”specialbyggd” provtagare för en smalare provtagningsflaska, då brunnen var försedd med fallskydd (galler) och ordinarie provhämtare inte gick att få igenom detta.

Provtagning från de två industriområdena, Librobäck och Boländerna, gjordes i dagvattenledningens mynning i Fyrisån. Dessa rör mynnade över eller i nivå med vattenytan. En separat provtagare användes till dagvattnet från Boländerna då olja noterats i utloppet, detta för att minska en eventuell kontaminering mellan provpunkterna.

I samtliga provtagningspunkter togs vattenprov med en en-liters plastflaska i form av ett stickprov. Vattnet hälldes därefter över till erhållna kärl från laboratoriet för analys av valda parametrar. Vid varje provtagningsplats noterades tidpunkt och väder. Mätning av vattnets konduktivitet och temperatur (Hanna instrument, modell HI98312) utfördes även i samband med provtagningen i fält. Ytterligare prov togs för analys av pH och av vattnets grumlighet. Dessa togs in och analyserades med pH-mätare (Hanna Instrument, modell HI991001) och turbiditetsmätare (Hanna Instrument, modell HI93703). Turbiditetsmätare mäter inom spannet 0–1000 FTU.

Mellan varje provtagningsstillfälle sköljdes en-liters flaskorna med kranvatten och vid efterföljande provtagning sköljdes de med det vatten som skulle provtas tre gånger innan provtagning. Proverna förvarades i kylskåp vid ca +8°C fram till transport till laboratoriet, vilken utfördes

samma dag, alternativt efterföljande dag om provtagningen utfördes under senare delen av dagen. Provtagningsflaskorna (Figur 9) paketerades i frysväskor med frysklampor för transport till laboriet Eurofins för analys med provsvar inom 10 dagar.



Figur 9. Provtagningsflaskor för en provtagningspunkt.

4.1.3 Analyserade parametrar

Analyser utfördes på ämnen som är dagvattenrelaterade och som ingår i statusklassningen för ekologisk eller kemisk status i vattendrag. Ingående parametrar som analyserades framgår av Tabell 4. Analysmetod, detektionsgräns samt mätosäkerhet framgår av Bilaga 1.

För fosfor, metaller och PAH:er gjordes analyser av både totalhalt och löst halt för att möjliggöra beräkning av fördelningen mellan partikelbunden och löst halt. För metaller erhöles den lösta koncentrationen genom att hälften av proverna filtrerades med standardmetoden genom 0,45 μm -filter på laboriet. För organiska ämnen utfördes ingen filtrering, då det finns en risk att ämnena binder till filtrets yta. För att analysera den lösta halten för PAH:er rekommenderade laboriet analys av provets dekantat, det vill säga klarfasen i ett prov där partiklar fått sedimentera. Detta erhöles genom att provet skakades vid ankomst till laboriet och därefter lämnades för sedimentering i ca 12 timmar, innan klarfasen togs ut och analyserades. Utförandet av dekanteringen specificerades på respektive provkärl samt medföljande följesedel. Huruvida laboriet följde samma rutning (samman sedimenteringstid) är svårt att bedöma, men rutinen upprättades för att få så likartad metod som möjligt.

För samtliga provtagningsplatser analyserades ammoniumkväve, vilket inte direkt är ett dagvattenrelaterat ämne utan användes för att identifiera eventuell påverkan av avloppsvatten eller processvatten. Klorid analyserades av samma anledning. Vid varje provtagning analyserades även vattnets pH, konduktivitet, temperatur och turbiditet, se beskrivning i avsnitt 4.1.2.

Tabell 4. Analyserade parametrar i vattenfas och sediment. Vattenprover av ofiltrerade prover (totalhalt) och filtrerade prover genom 0,45 µm filter. I Bilaga 1 finns fullständig information om analysmetod, mätosäkerhet på parameternivå och detektionsgräns

Analysparameter		Fyrisån		Dagvatten		Sediment
		Ofiltrerat	Filtrerat	Ofiltrerat	Filtrerat	
Konduktivitet	Kond.	x		x		
Turbiditet	Turb	x		x		
	pH	x		x		
Suspenderande ämnen	Susp	x		x		
Fosfor	P	x	x	x	x	
Klorid	Cl	x		x		
Ammoniumkväve	NH ₄ -N	x		x		
Löst organiskt kol	DOC	x				
Totalt organiskt kol	TOC					x
Klorid	Cl	x		x		
Metaller	Arsenik	As	x	x	x	x
	Bly	Pb	x	x	x	x
	Kadmium	Cd	x	x	x	x
	Kalcium	Ca	x			
	Koppar	Cu	x	x	x	x
	Krom	Cr	x	x	x	x
	Kvicksilver	Hg	x	x	x	x
	Nickel	Ni	x	x	x	x
	Zink	Zn	x	x	x	x
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH	x	x*	x	x*	x
Polybromerade difenyletrar	PBDE					x
Poly- och perfluorerade alkylsubstanser	PFAS					x
Tribityltenn	TBT					x

*filtrerad halt av PAH:er avser analys av dekantat från dekanterade prover efter 12 h sedimentering

Vattenproverna från Fyrisån analyserades även med avseende på löst organiskt kol (DOC) och kalcium (vattnets hårdhet). Halter för dessa ämnen behövs, tillsammans med pH, för beräkning av biotillgängliga koncentration av koppar, zink, bly och nickel. Biotillgänglig koncentration beräknades med hjälp av modellen Bio-met version 5 (2019).

4.1.4 Turbiditetsmätning

Som komplement till stickprovtagningen installerades turbiditetsmätare i tre av de fyra dagvattenkultvertarnas brunnar. Syftet med detta var att kunna relatera halterna i stickproverna till turbiditetsmätningen, för att bedöma var i ”smutspulsen” som proverna togs, för bättre förståelse av hur koncentrationer och fördelningen mellan partikelbundna och lösta halter förändras under regnförloppet. Installationen av turbiditetsmätarna (Ponsel NTU Numerical Sensor) utfördes den 18 februari och mätningen pågick till och med den 20 maj i dagvattenbrunnar i Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. För Luthagen och Svartbäcken

utfördes stickprovtagning även i samma brunn. Stickprov i brunnen var inte möjligt i Librobäck då brunnen var för djup, utan prov togs i ledningens mynning (ca 40 meter nedströms brunnen).

Turbiditetsgivarna monterades på kabelstegar som fästes med bultar i dagvattenbrunnarna (Figur 10). Mätensorn placerades lodrätt i vattnet med optikfönstret riktad med vattenflödet. I alla tre provpunkter var nivån i dagvattenledningen något uppdämd av Fyrisåns vatten. Givarna placerades ca fem till åtta cm ovanför botten och detta antogs vara tillräckligt för att även mäta låga flöden. Till varje givare var en logger kopplad som skickade mätsignaler till en server för vidare analys. Innan varje regntillfälle rengjordes givarna manuellt från sediment och partiklar.



Figur 10. T.v: Turbiditetsgivare som användes för att kontinuerligt mäta turbiditeten vid Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. T.h: Exempel på placering av utrustning för kontinuerlig turbiditetsmätning samt stickprovtagning i dagvattenbrunn vid Svartbäcken.

Mätningarna gjordes var 15:e minut och varje värde motsvarade ett medelvärde av de tio senaste läsningarna. Mätnoggrannheten var på mindre än 5 % av avläsningen. Innan installation kalibrerades sensorerna hos leverantören så att sambandet $NTU = FTU = FNU$ stämde.

Vid kalibrering av turbiditetsgivarna gentemot den manuella mätningen i vattenproverna (Hanna instrument, modell HI93703) syntes värdena stämma relativt väl överens vid låg turbiditet, medan vid högre turbiditet uppmätte den kontinuerliga mätningen betydligt högre värden än i vattenproverna. Inom ramen för detta projekt genomfördes examensarbete med titeln *Undersökning av turbiditet och föroreningarnas sammansättning i urbana dagvatten* där ingående metodik och utvärderingen av turbiditetsmätningen redogörs (Ahlström, 2021).

4.2 Provtagning av sediment

4.2.1 Provtagningsplatser och metodik

För att bedöma dagvattnets påverkan på sedimentkvaliteten i Fyrisån har sedimentprovtagning utförts. Prov på sediment har tagits vid sju olika punkter i Fyrisån, uppdelat på två provtagningstillfällen, december 2020 samt april 2021. Prover togs utanför

dagvattenkulvertarnas mynningar samt uppströms och nedströms dessa. Förutom de stora kulvertarna finns det ett stort antal mindre dagvattenledningar som mynnar i Fyrisån. För provtagning uppströms dagvattenkulvertarnas mynningar gjordes försök att välja platser med så långt avstånd som möjligt från andra ledningars mynningar. Det är dock sannolikt så att sedimentet uppströms kulvertmynningarna är påverkat av dagvatten från andra, mindre dagvattenutsläpp och det är viktigt att ta hänsyn till detta vid analys av resultaten.

Nedan beskrivs de sju provtagningspunkterna närmare och de återfinns också i Figur 11.

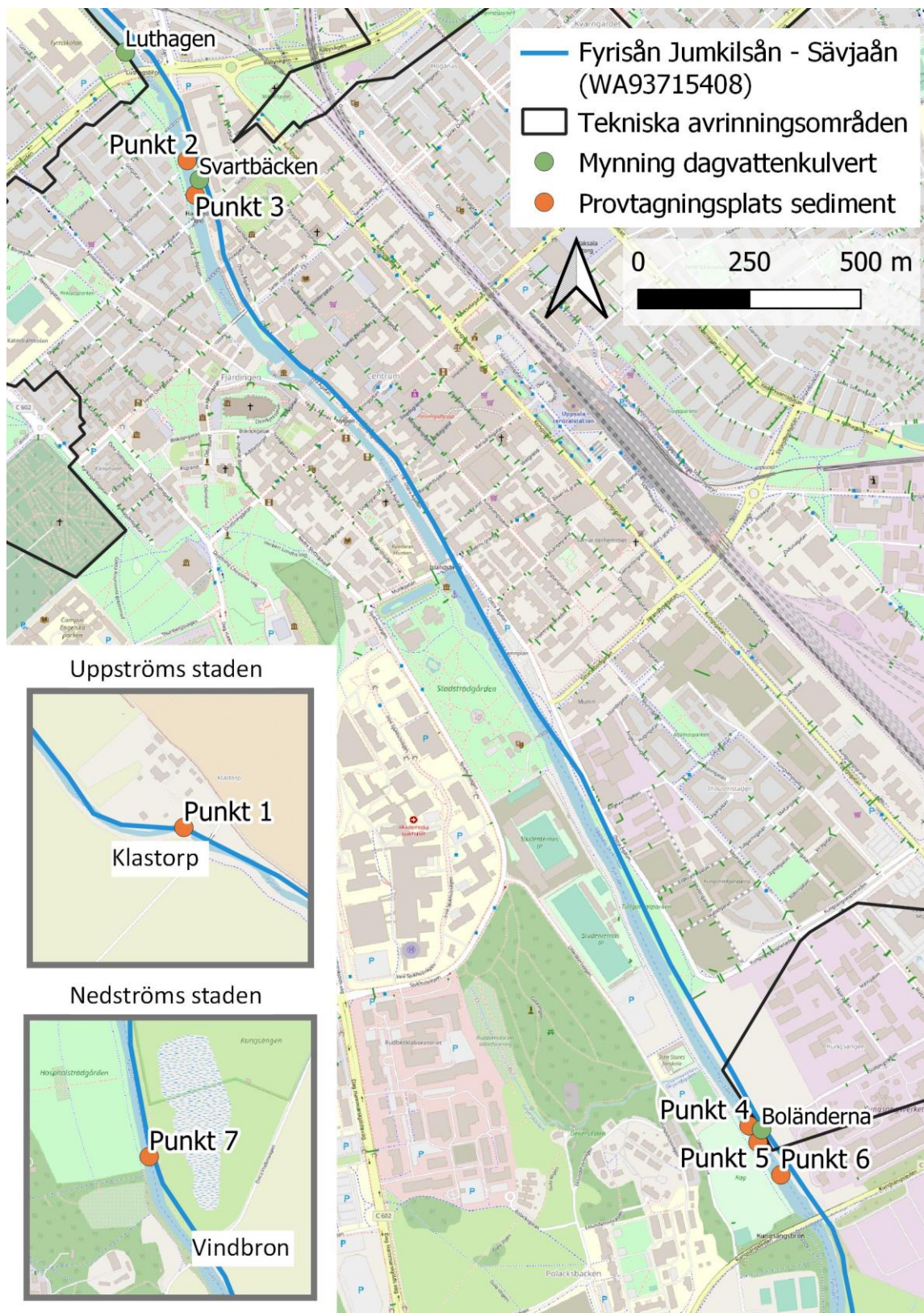
- Punkt 1: Klatorp. Syftet med denna punkt är att få en referenspunkt för åns sediment före dagvattenpåverkan.
- Punkt 2: Ca 50 m uppströms Svartbäckens mynning. Denna punkt jämförs med punkt 3 för att undersöka påverkan av dagvatten från Svartbäcken.
- Punkt 3: Ca 30 m nedströms Svartbäckens mynning. Syftet med denna är att undersöka om det går att se en tydlig effekt av dagvattenutsläppet (jämförs med punkt 2 ovan).
- Punkt 4: Ca 20 m uppströms utloppet från Boländerna. Denna punkt jämförs med punkt 5 och 6 för att undersöka påverkan av dagvatten från Boländerna. Punkt 4 ligger också direkt nedströms Fyris Segelsällskaps varv och båtuppställningsplats.
- Punkt 5: Ca 20 m nedströms utloppet från Boländerna. Syftet med denna är att undersöka om det går att se en tydlig effekt av dagvattenutsläppet (jämförs med punkten ovan).
- Punkt 6: Ca 110 m nedströms utloppet från Boländerna och strax uppströms utloppet från Kungsängens avloppsreningsverk. Denna punkt jämförs med punkt 4 och punkt 5, för att se hur långt de partikelbundna föroreningarna sprider sig.
- Punkt 7: Ca 270 m uppströms Vindbron och precis uppströms mynningen för en större dagvattenkulvert som kommer från området Ulleråker. Denna punkt är referenspunkt nedströms staden, där man kan förvänta sig lägre koncentrationer av dagvattenrelaterade föroreningar.

Sedimentprovtagning utfördes den 15 december 2020 för punkter 1–3 och den 20 april för punkter 4–7. Provtagningen utfördes från en mindre båt och vid båda provtagningstillfällena var flödet i ån relativt lågt. Vid varje provpunkt togs ett flertal sedimentprover på olika platser i punktens närområde. Sedimentet blandades till ett samlingsprov per punkt. Orsaken till att flera prover togs upp var dels att få ett mer representativt prov att analysera och dels att valda analyser kräver större sedimentvolymmer än de från ett enstaka prov. Sammanslagningen till samlingsprover utfördes genom att upphämtat sediment hälldes i steriliserade glashinkar, dekantatet hälldes av och därefter blandades och hälldes sedimentet i glasburkar för analys.

Sedimentprovtagningen utfördes med en rörprovtagare av Willnertyp, en sfärisk sedimentskopa och en van Veen-provtagare. Provtagning med rörprovtagaren genomfördes genom att ett steriliserat plexiglasrör trycktes ner i sedimentet och röret med sediment hämtades upp. Cirka 3 cm ytligt sediment skrapades bort från sedimentproppen och användes för analys. Den sfäriska sedimentskopan består av ett teleskopskaft med en sfärisk skopa delad i två. En fjädermekanism får skopans delar att slå ihop när den når botten och på så vis samlas ytligt sediment upp. Van Veen-provtagaren består av två skopor som hålls utfällda med hjälp av en hasp. Provtagaren är fäst i ett rep och sänks ner till botten där den slår ihop och skopar upp ett ytligt sedimentlager.

Orsaken till att olika provtagare användes är att den sfäriska provtagarens låsmekanism havererade vid provpunkt 3, vilket medförde byte till rörprovtagare. För provpunkter 4–7 var vattendjupet för stort för rörprovtagaren och vid dessa punkter användes istället den mer robusta Van Veen-provtagaren. Alla provtagare rengjordes noggrant innan inför provtagning vid varje punkt och möjliggjorde provtagning av ytligt sediment. En nackdel med provtagarna av skopmodell är att det vid provtagning med dessa finns en risk att fina partiklar sköljs bort och därmed riskerar att bli underrepresenterade i provet. Nedan listas provtagningsmetodikerna för de olika provpunkterna.

- Punkter 1–2: sfärisk sedimentskopa
- Punkt 3: sfärisk sedimentskopa och rörhämtare av Willnertyp
- Punkter 4–7: van Veen-provtagare



Figur 11. Provtagningsplatser av sediment (7 st.) i Fyrisån. Punkt 1 ligger uppströms Uppsala stad vid Klastorp och punkt 7 nedströms staden. Bakgrundskarta: OpenStreetMap

4.2.2 Analyserade parametrar

Sedimentproverna har skickats till det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB för analys. För alla sju provtagningspunkter har sedimenten analyserats med avseende på tungmetaller, PAH:er, TBT samt totalt organiskt kol (TOC). TOC har analyserats för att möjliggöra statusklassning, där metodiken innebär att halter för vissa parametrar behöver normaliseras mot sedimentets TOC-halt. I tre av sju prover analyserades även PFAS- och PBDE-ämnen. En sammanställning av utförda fysikaliska och kemiska analyser för provpunkternas sedimentprover redovisas i Tabell 5 och för detaljer kring analysparametrar, detektionsgräns och mätosäkerhet se Bilaga 1. I Tabell 4 i avsnittet 4.1.3 visas en översiktlig tabell över vatten och sedimentparametrar som analyserats i studien.

Tabell 5. Sammanställning av utförda sedimentanalyser för de olika provpunkterna samt kort förklaring till de olika analyserna

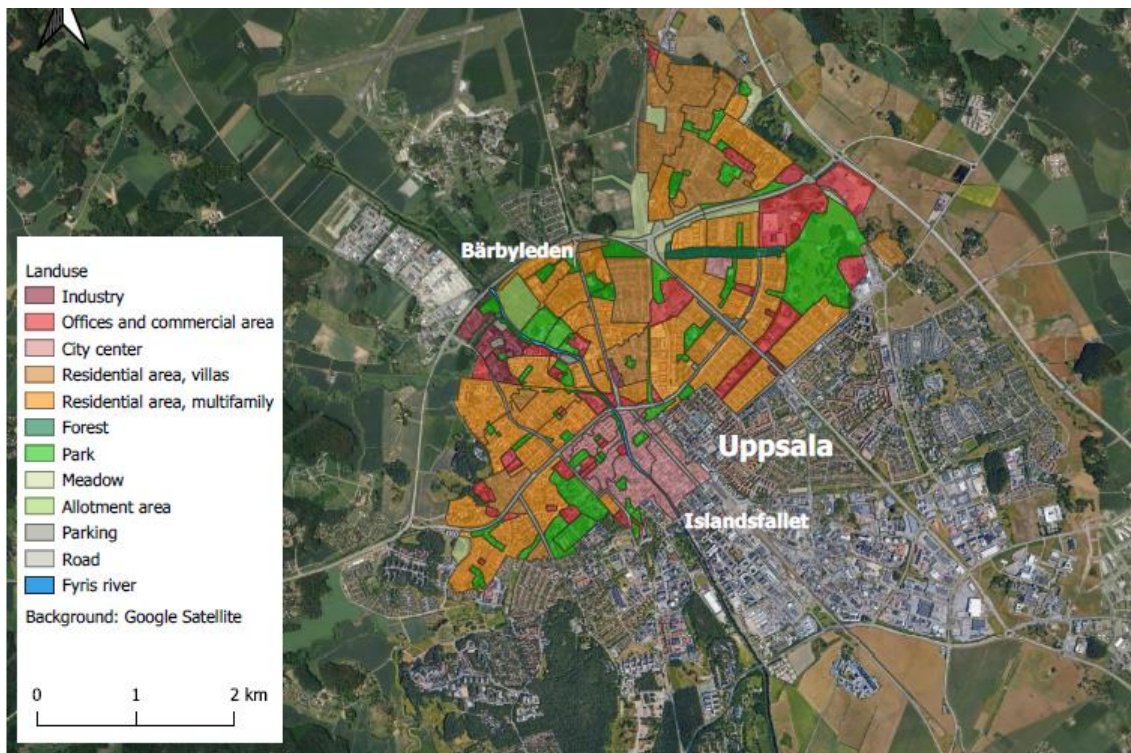
Analys	Provpunkt	Anmärkning
Tungmetaller	1–7	Innefattar 11 metaller, varav ett flertal är vanliga i dagvatten. Statusklassningen påverkas av kadmium, bly och koppar.
PAH	1–7	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) förekommer i dagvatten. Analyspaketet innefattar 16 PAH:er. Statusklassningen påverkas av PAH:erna antracen och fluoranten.
TBT	1–7	Tributyltenn (TBT) påverkar statusklassning. TBT-halter i sjöar och vattendrag bedöms dock främst påverkas av båtbottnfärg och inte dagvatten.
TOC	1–7	Totalt organiskt kol (TOC) används i statusklassningen för att normalisera uppmätta koncentrationer och på så vis kunna beakta biotillgänglighet.
PBDE	1, 3 och 5	Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) är delvis dagvattenrelaterade och detta analyspaket innefattar 16 olika typer.
PFAS	1, 3 och 5	Högfluorerade ämnen (PFAS) härstammar från en mängd diffusa källor och kan kanaliseras via dagvatten. Analyspaketet innefattar ämnena PFOA och PFOS.

4.3 Modellering av dagvattnets påverkan på Fyrisån

Inom ramen för detta projekt genomfördes ett examensarbete med titeln *Modelling the risk of rainfall events leading to momentary pollution levels exceeding maximum allowed concentrations* [Modellering av risken att regntillfällena leder till tillfälliga föroreningskoncentrationer som överskrider maximala tillåtna koncentrationer] (Gannholm Johansson, 2021). I examensarbetet undersökte två frågeställningar:

- 1) Vilken är den största andel av vattenflödet i Fyrisån som kan utgöras av dagvatten vid ett regntillfälle?
- 2) Riskerar denna andel av dagvatten orsaka tillfälliga föroreningskoncentrationer som överskrider maximalt tillåtna koncentration (MAC-MKN) i Fyrisån?

För att besvara den första frågeställningen användes en vattenbalansmodell för Fyrisån mellan två flödesmätningstationer; Bärbyleden (administreras av SMHI) och Islandsfallet (administreras av Uppsala universitet, se <http://www.fyris-on-line.nu/>). Mellan Bärbyleden och Islandsfallet tillkommer dagvatten från en stor del av Uppsalas tätort, se Figur 12.



Figur 12. Studerat område från vilket dagvatten tillrinner Fyrisån mellan Bärbyleden och Islandsfallet är färgade utifrån markanvändning (Gannholm Johansson, 2021).

I vattenbalansmodellen, se Figur 13, beräknades det rena dagvattenflödet ($Q_{\text{urban runoff}}$) från det studerade området i Figur 12 genom att subtrahera alla andra tillkommande flöden från vattenföringen vid Islandsfallet (Q_{out}). De andra tillkommande flödena var:

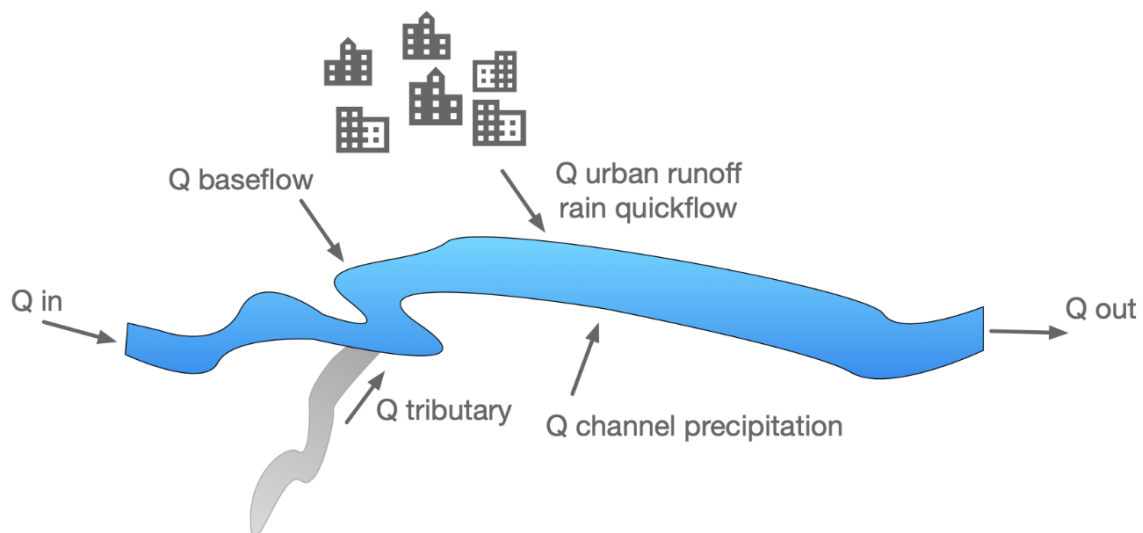
Q_{in} – Vattenföring vid Bärbyleden

Q_{baseflow} – Basflödet i dagvattennätet separerades från den rena dagvattenavrinningen genom ett så kallat Lyne-Hollick standardfilter för basflödesseparering (Ladson m.fl., 2013).

$Q_{\text{tributary}}$ – Nedströms Bärbyleden tillrinner Librobäcken med mestadels natur- och jordbruksmarksavrinning. Dess flöde uppskattades genom att studera vattenföring från ett närliggande avrinningsområde för en annan mindre bäck.

$Q_{\text{channel precipitation}}$ - Nederbörden som faller på Fyrisåns yta under ett regn.

De kraftigaste regntillfällena under perioden 2017–2020 studerades. En uppehållstid på minst 6 timmar mellan regnen användes. Genom att ansätta randvillkor på varje enskilt regntillfälle; minst 10 mm regndjup och en minsta maximal regnintensitet på 3 mm/h; sållades totalt 31 regntillfällen ut. För vart och ett av dessa tillfället beräknades en maximal andel dagvatten (X) av det totala flödet vid Islandsfallet. Upplösningen på data har varit 1 timme.



Figur 13. Vattenbalansmodell för examensarbetet (Gannholm Johansson, 2021).

Q_{in} – Vattenföring vid Bärbyleden

Q_{out} – Vattenföring vid Islandsfallet

$Q_{tributary}$ – Vattenföring från Librobäcken, en bäck med avrinning från mestadels jordbruksmark och naturmark, som mynnar i Fyrisån mellan Bärbyleden och Islandsfallet

$Q_{channel\ precipitation}$ – Nederbörd som faller på Fyrisåns vattenyta

$Q_{baseflow}$ – Basflöde i det studerade området som avrinner till Fyrisån

$Q_{urban\ runoff}$ – Dagvatten från det studerade området som avrinner till Fyrisån

För att besvara den andra frågeställningen användes sedan en massbalansmodell och provtagning av lösta halter bly, kadmium och nickel samt totala halter av PAH:erna antracen, fluoranten och bens(a)pyren (BaP). För dessa sex ämnen finns miljökvalitetsnormer som maximalt tillåtna koncentrationer (MAC-MKN), se Tabell 9 i avsnitt 7.1.

Föroreningskoncentrationer som antogs finnas i Fyrisån innan påverkan från dagvatten användes från en provtagning under en torrperiod (2021-02-15, se avsnitt 6.1 nedan).

Utifrån den maximala andelen dagvatten i Fyrisån vid Islandsfallen (X) och miljökvalitetsnormerna för ytvatten (MAC-MKN) beräknades teoretiska maximala koncentrationer som dagvattnet inte får överskrida för att inte riskera att MAC-MKN överskrids i Fyrisån. Denna parameter benämndes MAC_{ur} . För massbalansmodellen antogs fullständig omblandning i Fyrisån. Se resultat från undersökning i avsnitt 7.2.

5 Vädret under provtagningsperioden

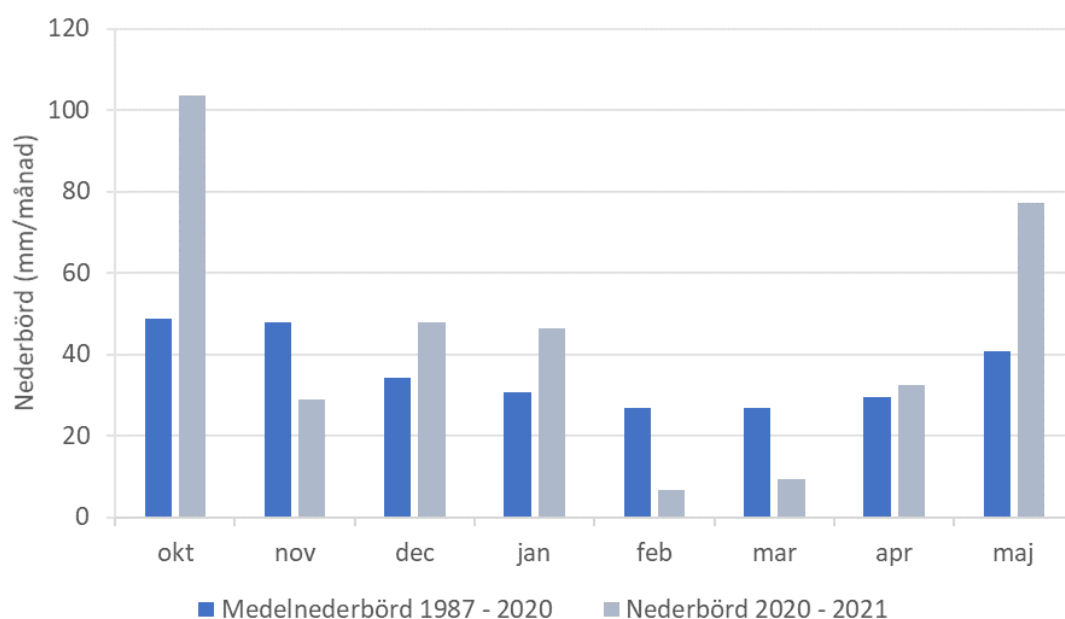
5.1 Nederbörd under provtagningsperioden

För att jämföra nederbörden som föll under provtagningsperioden med medelnederbörden så sammanställdes nederbörd från SMHI:s mätstation Uppsala Aut (SMHI, 2021), dels för oktober 2020 till maj 2021 och dels för oktober till maj 1987–2020 (se Figur 14). Observera att data för perioden 2009–2012 saknas i underlaget.

Månaden innan studiens provtagning startade, oktober 2020, var nederbörden dubbelt så stor som för referensperioden. Under november var nederbörden lägre än normalt men under december något större. Nederbörden i december föll mest som regn, men den 24–25 december föll den som snö. Temperaturen steg därefter och låg på plus och nederbörden föll som regn

fram till den 4 januari. Vädret blev sedan kallare och nederbörden föll som snö fram till den 21 januari, då det slog om till töväder med avsmältning som varade fram till den 24 januari. Perioden från den 25 januari till den 19 februari bjöd på stabiltinterväder och nederbörden föll som snö under denna period. Den 20 februari, lagom till Uppsalas sportlov, kom våren och fram till den 22 februari smälte i princip all snö bort. Under februari var förhållandena torrare än normalt och det föll endast ca 7 mm nederbörd.

Även mars var torrare än normalt med ca 9 mm nederbörd. För april 2021 kan nederbörden anses relativt normal med ca 32 mm. Maj var en nederbördsrik månad med totalt 77 mm, vilket till stor del beror på ett kraftigt regn på 33 mm den 26 maj. Detta var enligt SMHI den största mängd nederbörd som fallit under ett majdygn i Uppsala på över 100 år (Uppsala Nya Tidning, 2021).

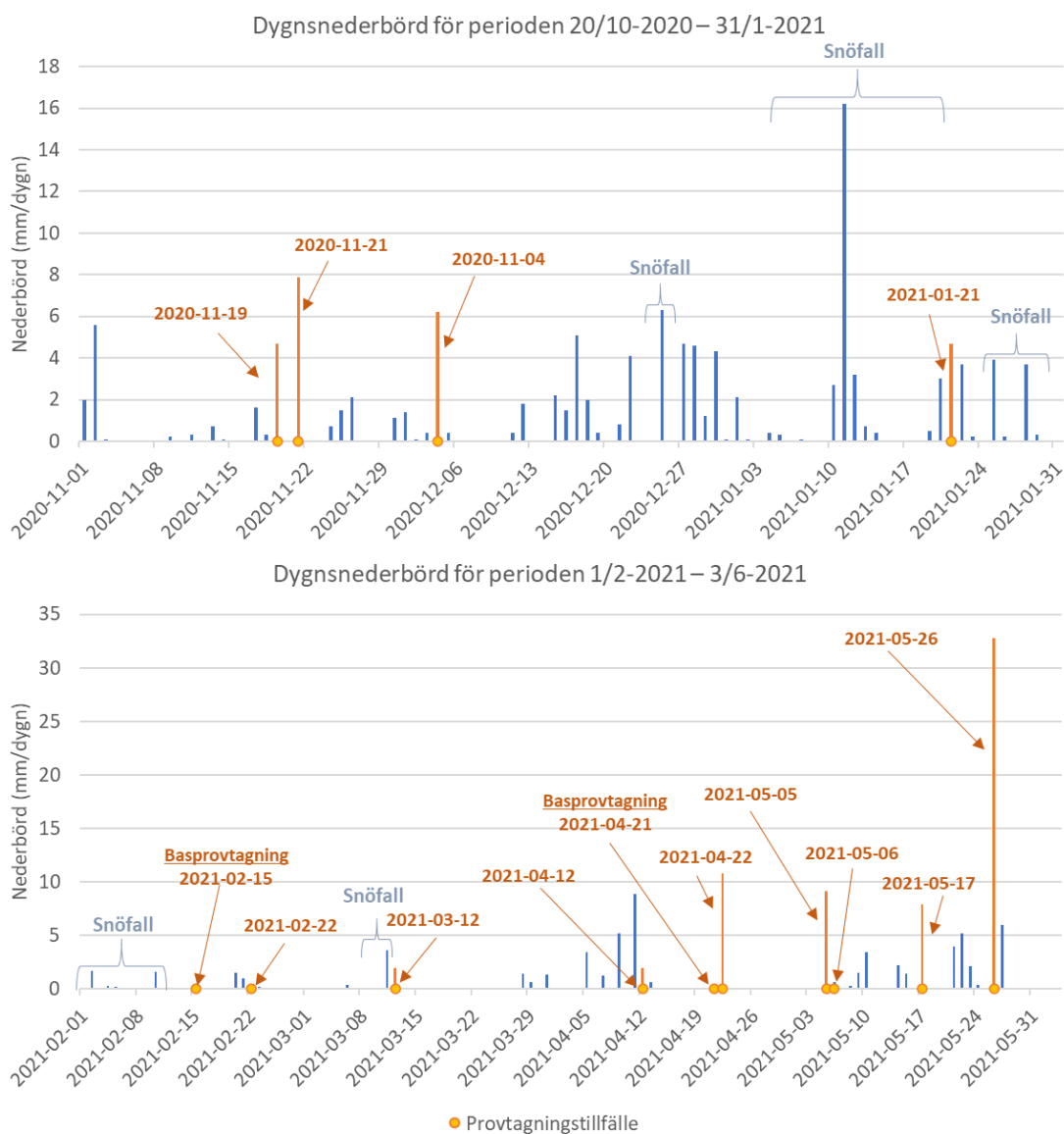


Figur 14. Medelnederbörd för oktober till maj för perioden 1987–2020 samt registrerad nederbörd 2020–2021 vid mätstationen Uppsala Aut (SMHI, 2021). Data för perioden 2009–2012 saknas i underlaget.

5.2 Vädret under provtagningsdagarna

Mängden nederbörd varierade kraftigt mellan provtagningsstillfällena, se Figur 15. Nederbörden föll merparten av tiden som regn undantaget perioden januari–februari då det mesta föll som snö. Figur 15 illustrerar nederbörden per dygn under provtagningsperioden, med information om vilken nederbörd som föll som snö. Ambitionen var att ta prover vid alla regn med en så stor intensitet att en tydlig avrinning kunde ses från hårdgjorda ytor i staden. Provtagning genomfördes dagtid, vilket gjorde att de regn som bara varade under natten inte provtogs. Det gjordes också ett uppehåll i provtagningen under jul- och nyårshelgerna.

Prover togs vid de två tydliga snösmältningsperioder som inträffade under provtagningsperioden, 21–22 januari och 20–22 februari. Vid snösmältningen i januari togs prover tidigt i snösmältningsförloppet, medan de togs sent i förloppet i februari.



Figur 15. Dygnsnederbörd för perioden 2020-11-01 till 2021-01-31 (figur ovan) samt perioden 2021-02-01 till 2021-05-31 (figur under) från SMHI:s mätstation Uppsala Aut (2021). Nederbörd för de tre senaste månaderna (mars 2021-maj 2021) är inte kvalitetssäkrad. Provtagningstillfällena är markerade med orange punkt och nederbörden det aktuella dygnet med orange stapel. Observera figureernas olika storleksordning på y-axeln.

Totalt utfördes 17 olika vattenprovtagningstillfällena under studien vid totalt 14 dagar med start 19 november 2020 och sista provtagningen 26 maj 2021. En sammanställning över provtagningstillfällena och tidpunkt samt väderförhållande före och vid provtagning finns i Tabell 6. På grund av att väderförhållandena och att dagvattenflödena varierade vid olika provtagningstillfällena inkluderas inte samtliga sju provtagningsplatser vid varje provtagning. Provtagningen i Librobäck lades till i februari, från och med provtagning 6. Vid några nederbördstillfällena utfördes två provtagningar under samma nederbördstillfälle. Vid provtagning 5 och 9 utfördes ”basprovtagning” i Fyrisån för att representera en situation utan tillförsel av dagvatten till ån.

Tabell 6. Provtagningsnummer, datum, tidpunkt och väderförhållande före och under provtagningen

Nr	Provtagnings-tillfälle	Tidpunkt för provtagning	Kommentar om väderlek
1	2020-11-19	13:15–14:30	Lätt regn (totalt 2 mm) under 2 dagar innan provtagning. Snöblandat regn under dagen/provtagningen.
2	2020-11-21	10:15–10:45	Uppehåll dagen innan, 8 mm regn dagarna före det (inkl. föregående provtagning). Måttligt regn som började ca kl 08, duggregn under provtagning.
3	2020-12-04	8:30–10	Totalt 2 mm regn under de tre dagarna innan provtagningen. Några mm regn natten till provtagningsdagen. Uppehåll under provtagningen.
4	2021-01-21	11–12:30	Några mm snöblandat regn dagarna innan och 3 mm regn natten/morgonen inför provtagningen. Tunt snötäcke, snösmältning och lätt regn vid provtagning.
5	2021-02-15	15–16	Basprovtagning. Minusgrader sedan 3 veckor tillbaka med totalt 8 mm nederbörd i form av snö. Uppehåll dagarna innan och under provtagning. Snötäckt mark.
6	2021-02-22	9:30–12:30	2,5 mm regn och kraftig snösmältning dagarna innan, uppehåll 8 dagar innan dess. Inget regn under provtagningsdagen.
7	2021-03-12	9–12	Två veckors uppehållsväder innan snöstorm natten till provtagning. Snösmältning och regn under morgonen vid provtagningen.
8	2021-04-12	10:30–11:30	Nederbörd varannan dag dagarna innan. Snöstorm natten till provtagning (8–10 mm). Snösmältning under morgonen. Uppehåll och tunt snötäcke kvar vid provtagning.
9	2021-04-21	13–14	Basprovtagning. Uppehållsväder i en vecka innan provtagning.
10 & 11	2021-04-22	9–11:15 & 14–15	Två provtagningar. Torrt väder och uppehåll i en vecka innan provtagning. Blötsnöväder under provtagningen. Tunt snötäcke.
12 & 13	2021-05-05	9–11:30 & 14:15–16	Två provtagningar. Uppehållsväder i 10 dagar innan provtagning. Duggregn/regn under hela provtagningen.
14	2021-05-06	9–10:30	Regn dagen innan (9,1 mm). Uppehåll under provtagning.
15	2021-05-17	6:45–7:30	Uppehåll eller småregn veckan innan. Inget regn dagen innan provtagning. Regn under natten och morgonen.
16 & 17	2021-05-26	07:30–10 & 13:10	Provtagning under förmiddagen samt ett extra prov i ån under eftermiddagen. Uppehåll dagen innan, regn under tre dagar innan dess. Ihållande regn under hela dygnet (totalt 33 mm), med högst intensitet under tidig eftermiddag.

6 Resultat av vatten- och sedimentprovtagning

I detta avsnitt redovisas resultat från studiens vatten- och sedimentprovtagningar. Under perioden 19 november 2020 till 26 maj 2021 togs vattenprover vid totalt 17 tillfällen. Vid sex tillfällen togs prover i samtliga provpunkter för åvatten och dagvatten, från Klastorp till uppströms reningsverket (provtagning 1, 4, 6, 7, 10 och 12). Från provtagning nr 6 har provtagning även utförts i dagvatten från Librobäck (antalet provpunkter utökades då från 6 till 7).

Vid övriga vattenprovtagningstillfällen har provtagning utförts på dagvatten och/eller i Fyrisån. Antalet provtagningsplatser per provtagningstillfälle har styrts av nederbördsförhållanden och flöden i dagvattenkulvertarna.

Vid två av provtagningarna utfördes basprovtagning i Fyrisån, detta redogörs i avsnitt 6.1.

Totalt har ca 700 provflaskor skickats till laboratorium för analys vilket resulterande i ca 5 400 analysresultat som bearbetats.

Följande provtagningar och data har sammanställts i denna rapport:

- Vattenkemiska analyser från provtagning 1 till och med provtagning 14.
- Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) för provtagning 3–15, provtagning har inte utförts för organiska ämnen under provtagning 1 och 2.

Undersökning av dagvattnets påverkan på Fyrisån sedimentkvalitet redovisas i avsnitt 6.3

6.1 Provtagning under torrperioder (basprovtagning)

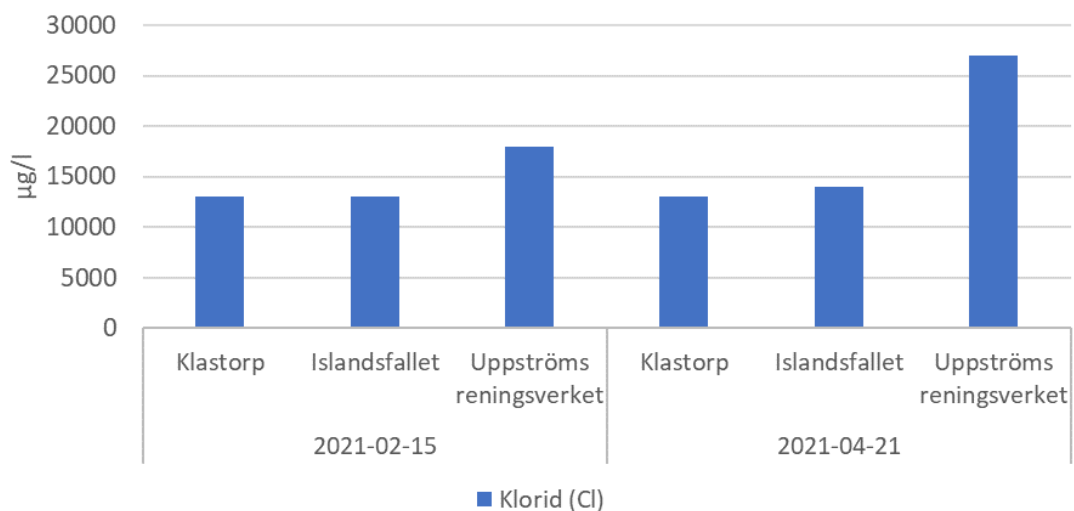
Vid två tillfällen under provtagningsperioden togs vattenprover i Fyrisån som representerar en situation utan tillförsel av dagvatten. Syftet med denna ”basprovtagning” vara att se om det finns andra föroreningskällor uppströms reningsverket som belastar ån även när det inte regnar eller är snösmältning och som i så fall kan påverka hur resultaten av provtagningen vid regn ska tolkas.

De två provtagningarna utfördes den 15 februari (provtagning 5) och den 21 april (provtagning 9). Vid den första provtagningen var lufttemperaturen ca 5 minusgrader och ån till stora delar isbelagd. Provtagningen föregicks av en ca 20 dagar lång period med minusgrader och därmed ingen dagvattenavrinning. Den 21 april var en av månadens varmaste dagar, lufttemperaturen ca 15 grader och det hade varit uppehållsväder i åtta dagar. Flödet i ån vid Islandsfallet vid de respektive provtagningen var ca 9,5 m³/s (15 feb) och 7,5 m³/s (21 april) (Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, 2021).



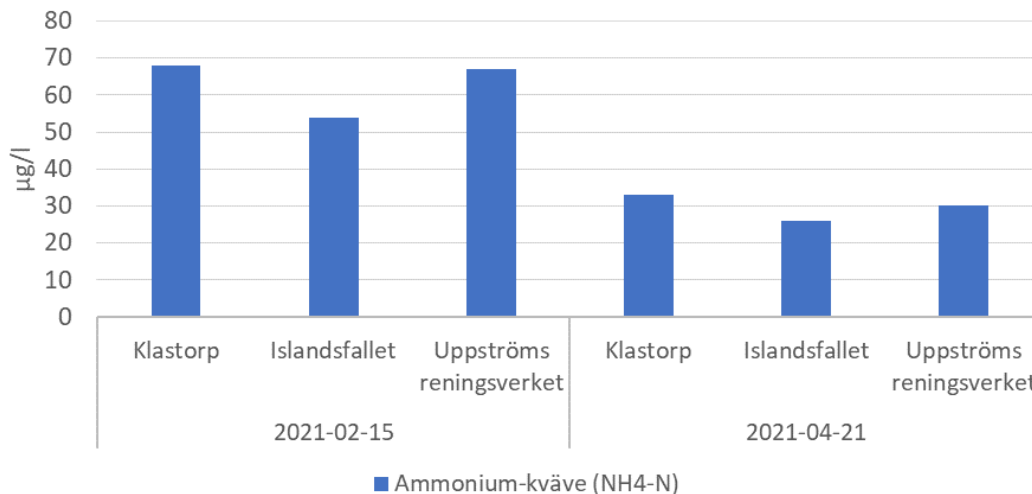
Figur 16. Provtagningsplatsen i Fyrisån vid Klastorp, uppström Uppsala tätort 15 februari 2021.

Kloridhalterna ökade tydligt från Islandsfallet till punkten uppströms reningsverket vid båda provtagningsstillfällena, där halten var som högst vid provtagningen under april, se Figur 17. Halterna var relativt oförändrade mellan Klastorp och Islandsfallet samt de båda provtagningsstillfällena.



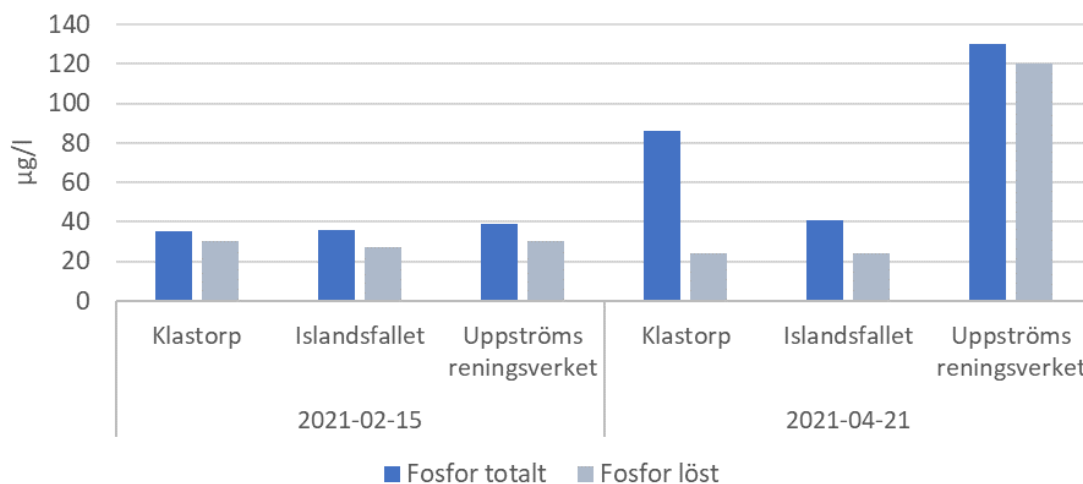
Figur 17. Kloridhalt i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger för basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21.

För ammoniumkväve var halterna generellt högre i februari jämfört med april, se Figur 18. Halterna var i samma storleksordning i Klastorp och uppströms reningsverket, men var något lägre vid Islandsfallet.



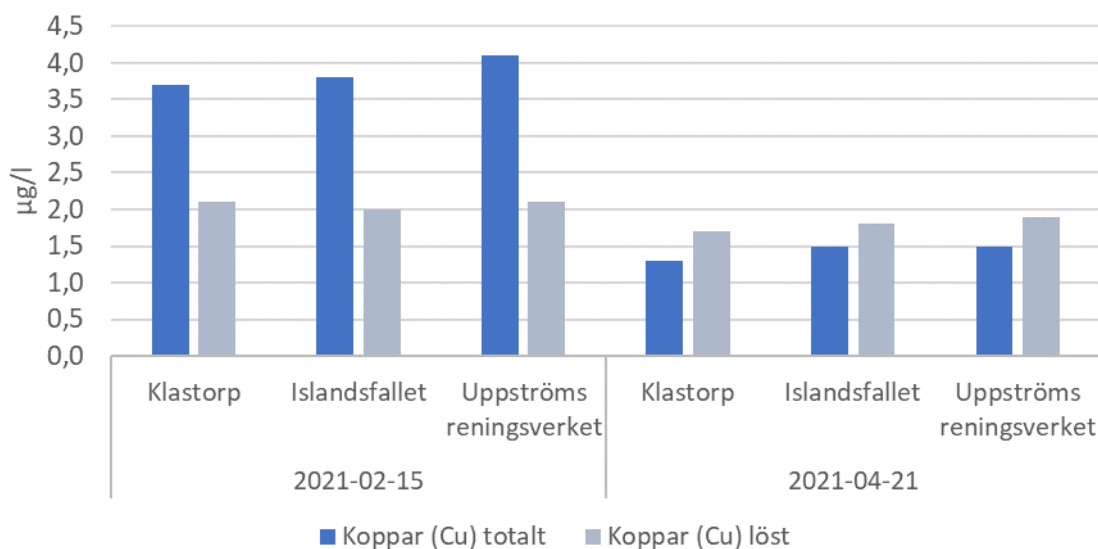
Figur 18. Ammoniumkvävehalt i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger för basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21.

Vid februariprovtagningen låg halterna av både totalfosfor och löst fosfor stabil genom staden. Den 21 april var halten av både totalfosfor och löst fosfor avsevärt högre vid Klastorp och uppströms reningsverket (Figur 19). Särskilt den höga halten av löst fosfor uppströms reningsverket är intressant. Det antyder att ån på sträckan från Islandsfallet till den aktuella punkten tillförts löst fosfor, som inte är kopplat till dagvattenavrinning. Motsvarande ökning sågs inte den 15 februari. Vid basprovtagningen förekom fosfor framförallt i löst form undantaget vid Klastorp under april.



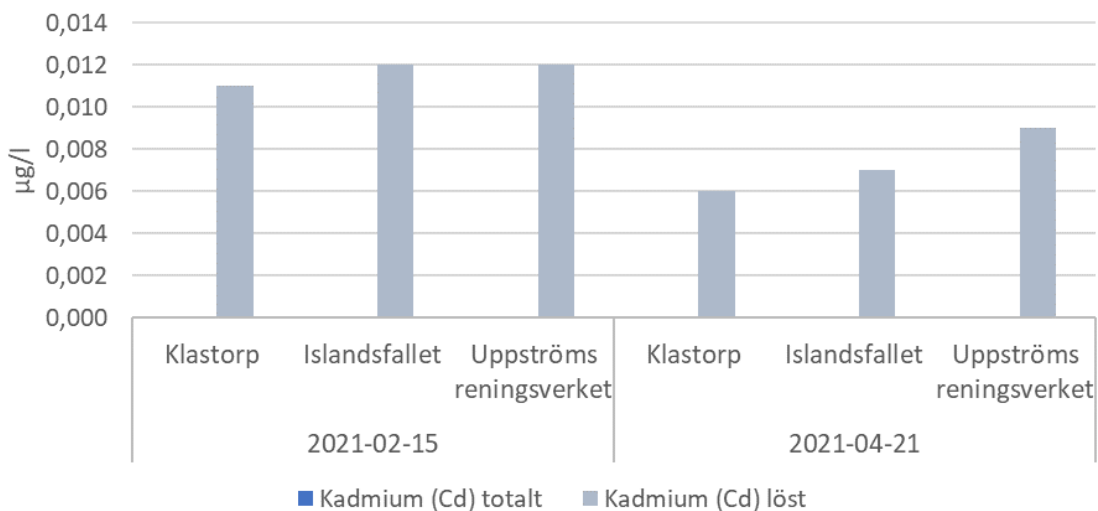
Figur 19. Totalfosfor och löst fosfor vid basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21 i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger.

Halterna av koppar var relativt konstant vid båda provtagningstillfällena. Det är noterbart att totalhalten av koppar var högre under provtagningen i februari än i april men samtliga halter i ån var låga till måttliga. Viktigt att poängtera är även att koppar till 100 % förelåg i löst form vid aprilprovtagningen, den lösta halter är enligt analysen högre än totalhalten vilket kan beror på mätosäkerhet i analysen och visas tydligare när skillnaden i halterna är liten.



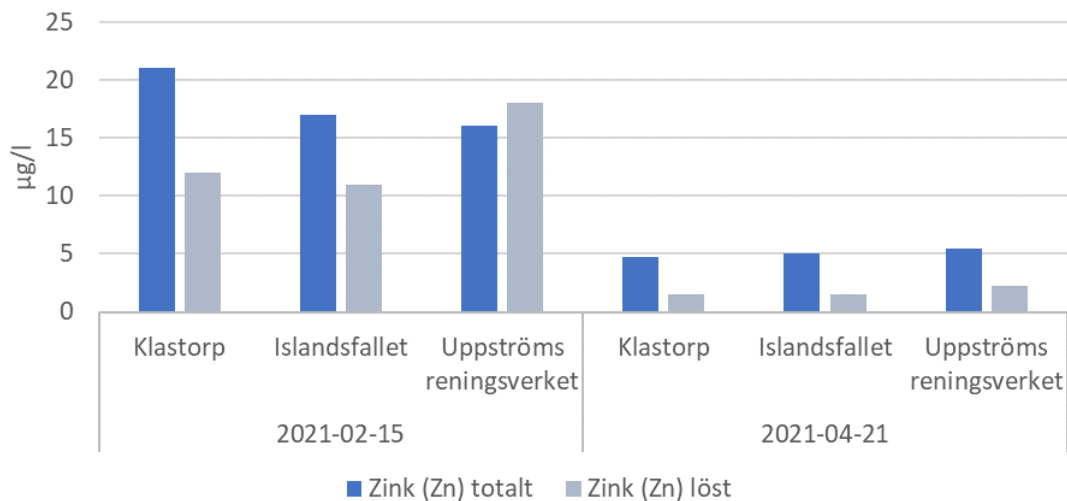
Figur 20. Koppars (totalt och löst halt) vid basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21 i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger.

Gällande kadmium har bara löst halt detekterats i Fyrisån vid dessa två provtagningar och där halten var något högre under februari jämfört med april. Halterna av kadmium var genomgående låga eller mycket låga. Samtliga totalhalter av kadmium var under $<0,10 \mu\text{g/l}$. De låga kadmiumhalterna gör det svårt att dra slutsatser om den eventuella ökningen som kan ses under april genom ån.



Figur 21. Kadmium (totalt och löst halt) vid basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21 i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger. Frånvaro av stapel för totalhalt beror på samtliga uppmätta halter var $<0,10 \mu\text{g/l}$ (detektionsgräns).

Vid jämförelse mellan de två basprovtagningarna gällande zinkhalterna ses högre halter under februari jämfört med april, notera dock att samtliga halter är mycket låga eller låga (Figur 22). Vid februariprovtagningen sågs en högre halt löst zink i punkten uppströms reningsverket jämfört med Islandsfallet. Motsvarande ökning sågs inte den 21 april. Generellt visar provtagningen av zink att halterna är relativt stabila genom staden.



Figur 22. Zink (totalt och löst halt) vid basprovtagning 2021-02-15 och 2021-04-21 i Fyrisån sett i flödesriktning från vänster till höger.

För övriga analyserade metaller, det vill säga arsenik, barium, bly, kobolt, krom och nickel syns ingen tydlig förändring av halterna genom staden. För kvicksilver låg halterna genomgående under detektionsgränsen.

För analyserade PAH:er så uppvisade inget av proverna under basprovtagningen halter över detektionsgränsen.

Resultatet av basprovtagningen visar att det, utöver föroreningar som transporteras med dagvatten vid nederbörd och avsmältning, sannolikt finns få föroreningskällor i staden uppströms reningsverket. Den goda samstämmigheten mellan analyserade halter för de olika provpunkterna visar också på god tillförlitlighet i analysvaren.

6.2 Vattenprovtagning vid regn och snösmältning

6.2.1 Karakterisering av dagvattnets sammansättning

I Tabell 7 nedan redovisas medelhalter i dagvattnet från Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna som medelvärde för antal prov (N) där halter uppmätts över detektionsgräns.

Tabell 7. Sammanställning av medelhalter i dagvattnet från Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna som medelvärde för antal prov (N) där halter uppmätts över detektionsgräns. Totalt redovisas 36 provtagningstillfällen fördelat på Svartbäcken (12 st), Boländerna (8 st), Luthagen (9 st) och Librobäck (7 st), undantaget PAH:er i Svartbäcken (10 st) och Boländerna (6 st)

Parameter	Librobäck		Luthagen		Svartbäcken		Boländerna		
	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	Medel (FTU)	N (st)	
Turbiditet	180	7	310	9	120	12	160	8	
Konduktivitet	0,57 (ms/cm)	7 (st)	0,57 (ms/cm)	9 (st)	0,51 (ms/cm)	12 (st)	2,4 (ms/cm)	8 (st)	
Suspenderade ämnen	140 (mg/l)	7 (st)	320 (mg/l)	9 (st)	88 (mg/l)	12 (st)	120 (mg/l)	8 (st)	
Klorid	100	7	160	9	76	12	640	8	
Ammonium-N	600 (µg/l)	7 (st)	350 (µg/l)	9 (st)	350 (µg/l)	11 (st)	1100 (µg/l)	8 (st)	
Fosfor totalt	210	7	250	9	180	12	140	8	
Fosfor löst	25	7	77	9	63	12	29	7	
METALLER	Arsenik totalt	1,6	7	1,7	9	0,96	12	1,3	8
	Arsenik löst	0,27	7	0,47	9	0,34	12	0,34	8
	Barium totalt	45	7	73	9	41	11	78	7
	Barium löst	17	7	27	9	23	12	61	8
	Bly totalt	5,8	7	10	9	5,1	10	22	8
	Bly löst	0,10	7	0,029	8	0,025	8	0,17	8
	Kadmium totalt	0,16	5	0,17	5	0,13	7	0,23	6
	Kadmium löst	0,037	7	0,038	9	0,025	12	0,13	8
	Kobolt totalt	8,4	7	5,1	9	2,5	12	3,3	8
	Kobolt löst	0,64	7	0,071	9	0,062	12	0,37	8
	Koppar totalt	25	7	50	9	17	12	34	8
	Koppar löst	8,1	7	12	9	4,8	12	3,5	8
	Krom totalt	8,7	7	25	9	84	12	13	8
	Krom löst	0,22	7	0,66	9	0,92	12	0,98	8
	Kvicksilver totalt*	-/0,0060	0/3	-/0,0090	0/1	-/-	0/0	-/0,032	0/3
	Kvicksilver löst*	-/-	0/0	-/-	0/0	-/-	0/0	-/0,015	0/1
	Nickel totalt	19	7	5,2	9	2,8	12	4,6	8

Parameter	Librobäck		Luthagen		Svartbäcken		Boländerna		
	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	Medel (µg/l)	N (st)	
Nickel löst	10	7	1,2	9	0,95	12	1,7	8	
Vanadin totalt	16	7	28	9	10	12	16	8	
Vanadin löst	0,31	7	3,6	9	1,5	12	1,1	8	
Zink totalt	130	7	200	9	130	12	220	8	
Zink löst	16	7	46	9	31	12	110	8	
PAH:er**	Antracen totalt	-	0	0,012	1	0,011	1	0,036	1
	Antracen löst	-	0	0,016	1	-	0	-	0
	Benso(a) pyren totalt	0,013	4	0,069	1	0,026	3	0,062	3
	Benso(a) pyren löst	-	0	0,015	1	0,020	1	-	0
	Benso(b,k) fluoranten totalt	0,039	5	0,15	6	0,077	5	0,10	4
	Benso(b,k) fluoranten löst	-	0	0,039	1	0,033	2	-	0
	Benso(g,h,i) perylen totalt	0,018	4	0,074	6	0,050	4	0,062	3
	Benso(g,h,i) perylen löst	-	0	0,02	1	0,017	2	-	0
	Fluoranten totalt	0,51	6	0,13	7	0,053	7	0,10	5
	Fluoranten löst	0,016	5	0,02	3	0,023	3	0,016	1
	Naftalen totalt	0,029	1	0,027	1	0,032	2	0,054	3
	Naftalen löst	-	0	-	0	0,023	2	0,037	3

*) Avser analys med detektionsgräns 0,10 µg/l/0,005 µg/l

**) Löst halt avser dekantat

Nedan görs en jämförelse mellan medelhalter som redovisas i Tabell 7 och årsmedelvärde av närsalt- och föroreningshalter som beräknats med Stormtac och som redovisas i Tabell 3 (se avsnitt 3.1). Jämförelsen avser genomgående totalhalter.

Medelhalten av suspenderade ämnen som uppmättes i Luthagen (320 mg/l) översteg kraftigt den beräknade medelhalten i Stormtac (87 mg/l). Även för övriga områden var den uppmätta halten högre än den beräknade, men skillnaden var betydligt mindre.

För totalfosfor stämde halterna väl överens för Librobäck och Svartbäcken, men för Luthagen var den uppmätta medelhalten högre (250 µg/l) än den beräknade (190 µg/l). För Boländerna låg den uppmätta medelhalten betydligt lägre (140 µg/l) än den beräknade (260 µg/l).

För bly låg uppmätta halter i Luthagen och Boländerna nära beräknade, men för Svartbäcken och Librobäck låg de avsevärt lägre.

För koppar stämde halterna relativt väl överens för Librobäck, Svartbäcken och Boländerna, men för Luthagen var de uppmätta halterna (50 µg/l) dubbel så höga som de beräknade (24 µg/l).

För zink låg de uppmätta medelhalterna generellt över eller avsevärt över de beräknade, undantaget Boländerna där överstämelsen var god. Mest avvek Luthagen där den uppmätta halten var 200 µg/l att jämföra med den beräknade halten 84 µg/l.

För kadmium ligger de uppmätta halterna betydligt lägre än de beräknade för samtliga delavrinningsområden. För krom är det en stor variation, men Luthagen sticker ut med en medelhalt på 84 µg/l att jämföra med den beräknade på 8,6 µg/l. Även för nickel är variationen stor, Librobäck uppvisar högst halt (19 µg/l) jämfört med den beräknade (6,2 µg/l). För Boländerna är den uppmätta medelhalten låg (4,6 µg/l) jämfört med den beräknade (14 µg/l).

För benso(a)pyren ligger de uppmätta halterna i Luthagen, Svartbäcken och Boländerna avsevärt under de beräknade, men för Luthagen ligger de över den beräknade halten, 0,069 µg/l att jämföra med 0,049 µg/l.

Det går inte att göra en direkt jämförelse mellan beräknade årsmedelhalter och medelhalterna utifrån pilotstudiens provtagningar, men återkommande avvikelser ger ändå en fingervisning om att det kan finnas andra föroreningskällor inom ett delavrinningsområde som påverkar provtagningsresultatet. I jämförelsen ovan är det framförallt Luthagen som avviker, där de uppmätta medelhalterna i många fall påtagligt överstiger de beräknade.

6.2.2 Dagvattnets påverkan på halterna i Fyrisån vid regn och snösmältning

I detta avsnitt presenteras hur halterna av fosfor och ett urval av metaller i Fyrisån påverkas av tillrinnande dagvatten vid fyra provtagningsstillfällen. Vid de provtagningsstillfällen som valts ut uppmättes höga halter av fosfor och metaller i tillrinnande dagvatten. Provtagningarna är nr 4 (2021-01-21), nr 7 (2021-03-12), nr 10 (2021-04-22) samt nr 12 (2021-05-05).

Nedan redovisas hur de uppmätta halterna i ån vid de tre provtagningsplatserna Klastorp, Islandsfallet och uppströms reningsverket påverkas av stadens dagvatten. Klastorp beskriver en situation före påverkan från dagvatten, Islandsfallet beskriver situationen i centrala Uppsala och provtagningen uppströms reningsverket visar halterna i Fyrisån efter att merparten av stadens dagvatten tillförts ån.

Diagrammen nedan inkluderar även de uppmätta halterna för de fyra studerade delavrinningsområden som bidrar med dagvatten, Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna. Notera att provtagning nr 4 som gjordes under januari inte inkluderar dagvatten från Librobäck, då denna provtagningspunkt tillkom i studien först vid provtagning nr 6.

Diagrammen redogör för de uppmätta dagvattenrelaterade ämnena fosfor, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink i totalhalter (mörkblå stapel) och lösta halter (ljusblå stapel) för de sju provtagningspunkterna, sett i flödesriktningen. I figurerna visas även hur de uppmätta halterna relaterar till gränsvärdet för god status. Gränsvärdena för koppar, zink, bly och nickel (årsmedelvärde) baseras på biotillgänglig halt (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). För att möjliggöra jämförelse med de lösta halterna i diagrammen så har det biotillgängliga gränsvärdet räknats om till ett löst gränsvärde.

I de fall den uppmätta halten ligger under detektionsgränsen för ämnen visas detta genom frånvaro av stapel i diagrammet. För att illustrera hur åns lösta halter vid nederbörd relaterar till

en situation utan dagvattentillrinning har även medelvärde för respektive ämne beräknats från de två basprovtagningarna beskrivna i avsnitt 6.1.

Resultatet visar en ökad trend för totalfosforhalterna från Klastorp till uppströms reningsverket, framförallt vid de tre nederbördstillfällena under januari, mars och april (Figur 23). Den ökade totalhalten av fosfor i ån leder även till att gränsvärdet för god/måttlig status överskrids i flera av åns provtagningar, främst vid Islandsfallet och uppströms reningsverket. För de tio provtagningar som utförts uppströms staden (Klastorp) visar endast tre provtagningar över gränsvärdet för totalfosfor. För tillrinnande dagvatten ligger halten långt över vattendragets gränsvärde för totalfosfor, vilket leder att halterna i ån påverkas.

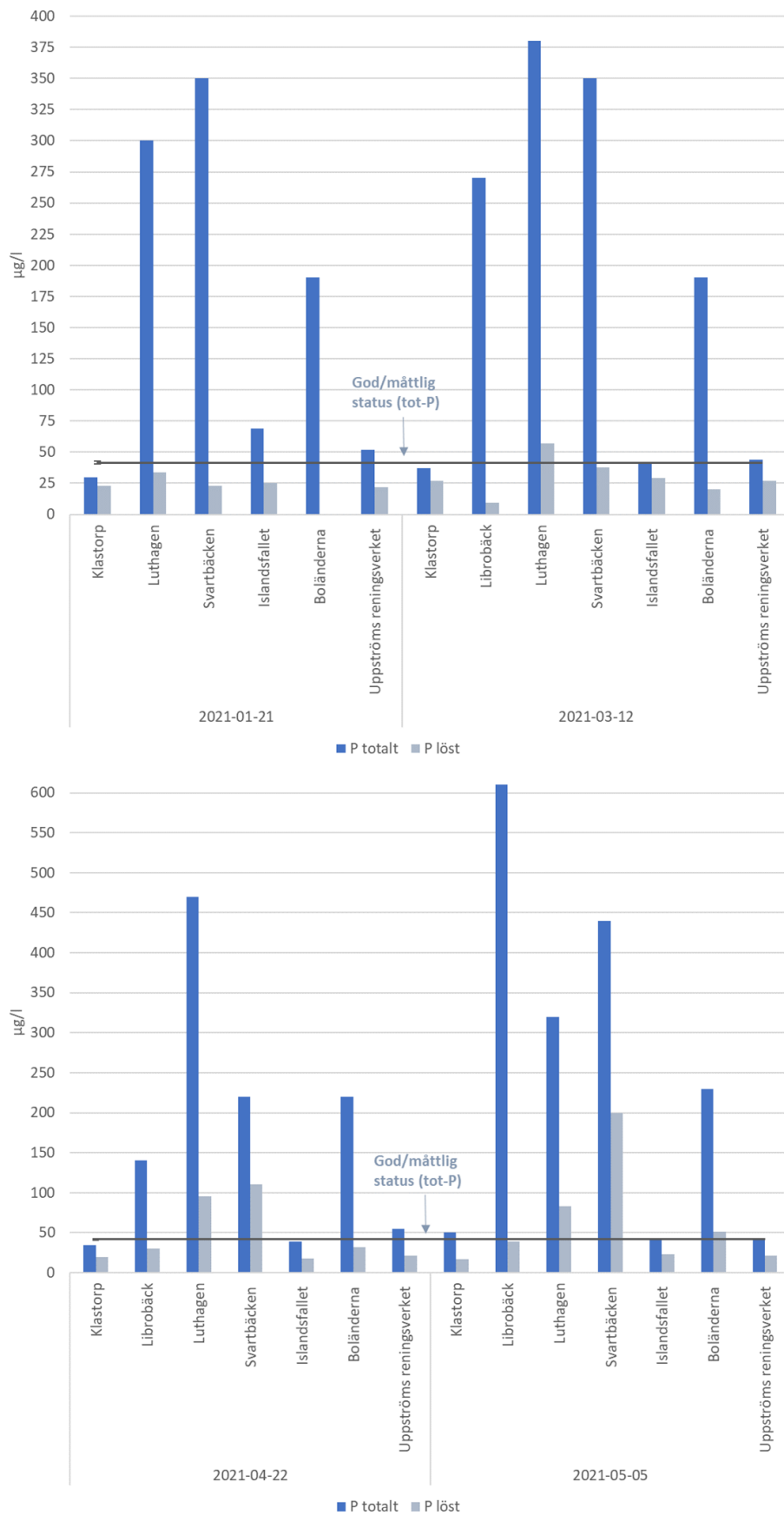
För de fyra provtagningstillfällena ses ökade totalhalter av bly i Fyrisån efter dagvattentillförsel (Figur 24). De fyra provtagningarna i Klastorp (innan staden) var samtliga under detektionsgränsen ($<0,50 \mu\text{g/l}$), medan halter strax över detektionsgränsen uppmättes vid Islandsfallet och uppströms reningsverket. Notera dock att dessa halter är mycket låga. Dagvattnets halter av bly (totalhalter) är avsevärt högre de som uppmätts i ån.

Statusbedömningen för bly baseras på biotillgänglig årsmedelhalt respektive löst halt för MAC-värde (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Den lösta uppmätta halten bly både i ån och i dagvattnet är näst in till obefintlig (väldigt låg) vilket visar att bly till största del är partikelbundet. Det gör i sin tur att risken är mycket liten för att överskrida gällande gränsvärden.

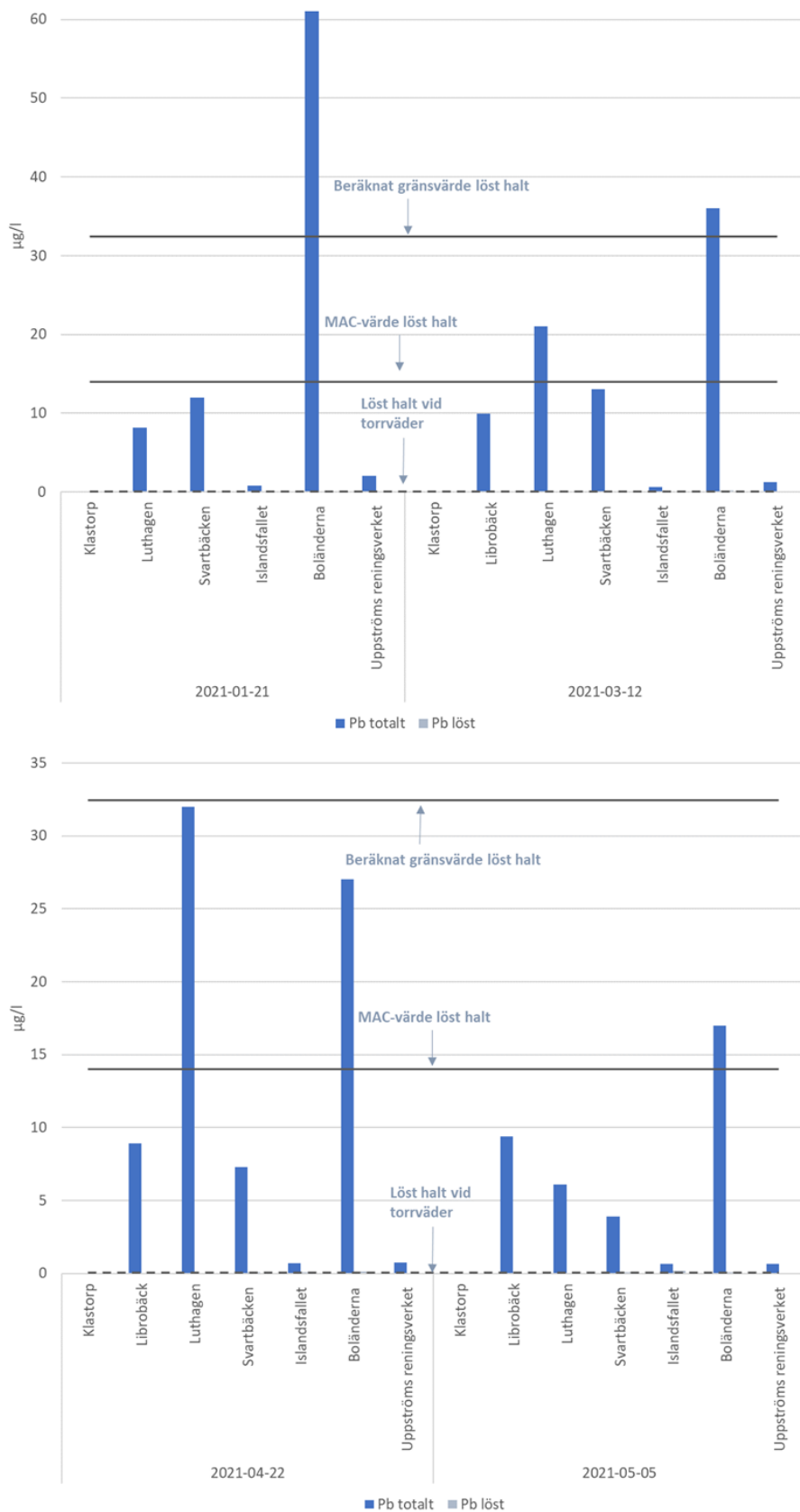
De lösta kadmiumhalterna i Fyrisån var mycket låga eller låga och ingen tydlig haltökning går att se i ån som en effekt av tillförsel av dagvatten vid de fyra provtagningarna (Figur 25). Dagvatten visar däremot på högre kadmiumhalter av både total och löst halt. Vid jämförelse med medelvärdet för löst kadmium ($0,01 \mu\text{g/l}$) från basprovtagningen i ån uppvisade samtliga dagvatten högre löst halt. Inte heller krom och nickel uppvisade ökade halter i ån genom staden, se Figur 27 och Figur 28.

För koppar och zink ses ökade halter i Fyrisån genom staden och framförallt vid jämförelse med Klastorp för provtagningarna i januari och februari. Främst ökade totalhalterna, men även de lösta halterna till viss del (Figur 26 och Figur 29). Dagvattnets lösta halt av zink var strax under eller över det *beräknade* gränsvärdet för löst halt, vilket visar att dagvattnets halter har en påverkan på halten i ån.

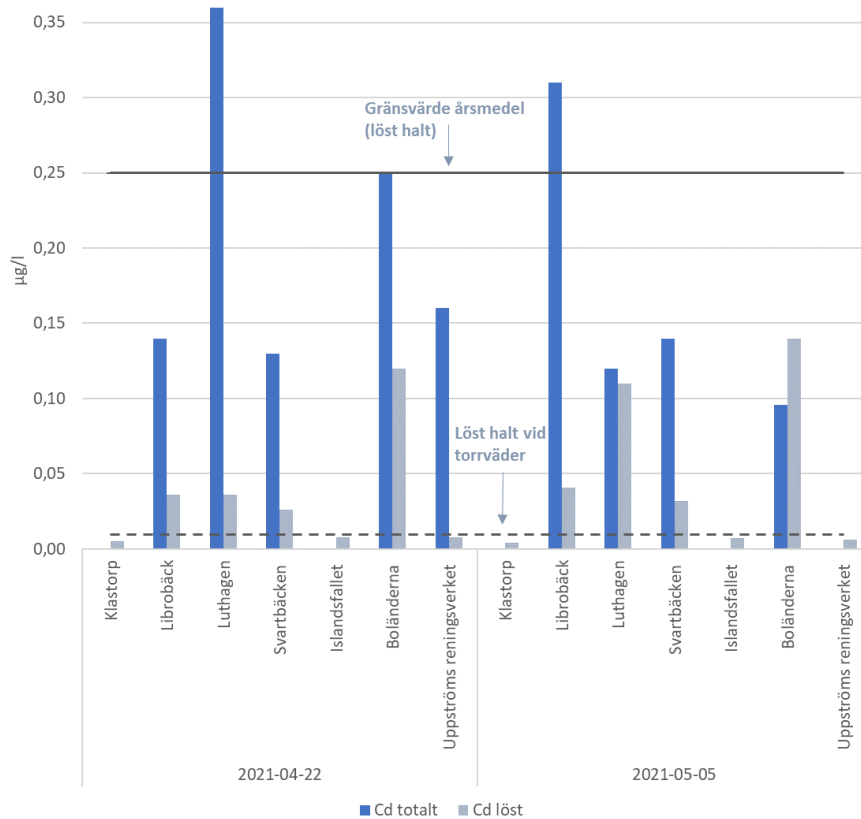
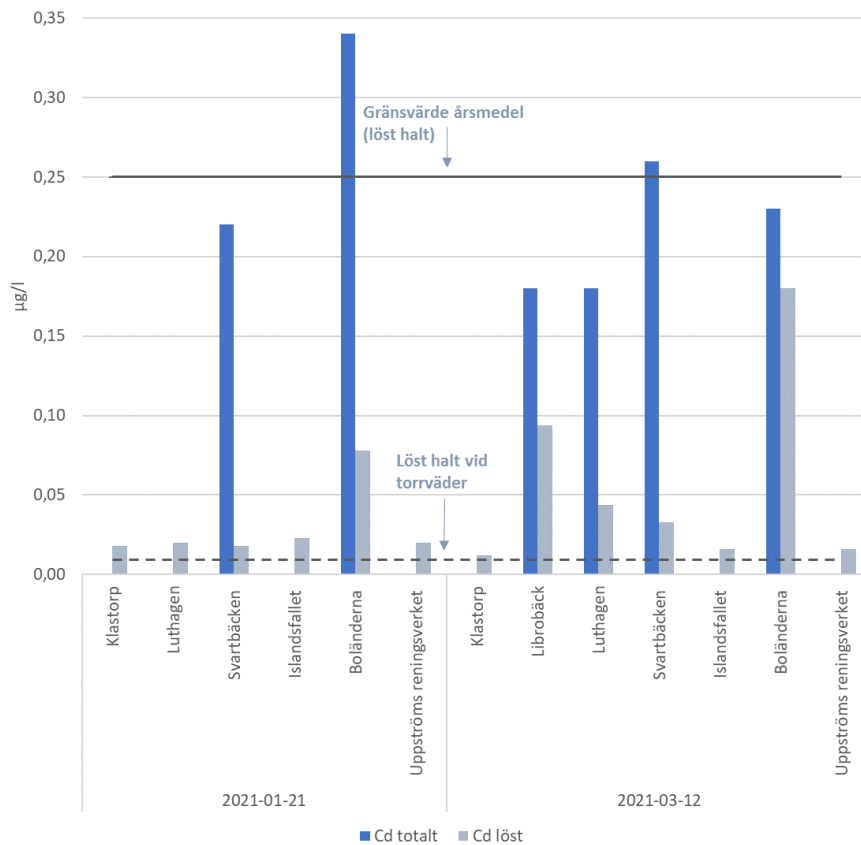
Att halterna ökar mer eller mindre för respektive ämne vid de fyra provtagningstillfällena kan ha flera förklaringar. Bland annat beror det av när under nederbördstillfället provet tagits i ån och på flödet i ån den aktuella dagen och därmed utspädningseffekten.



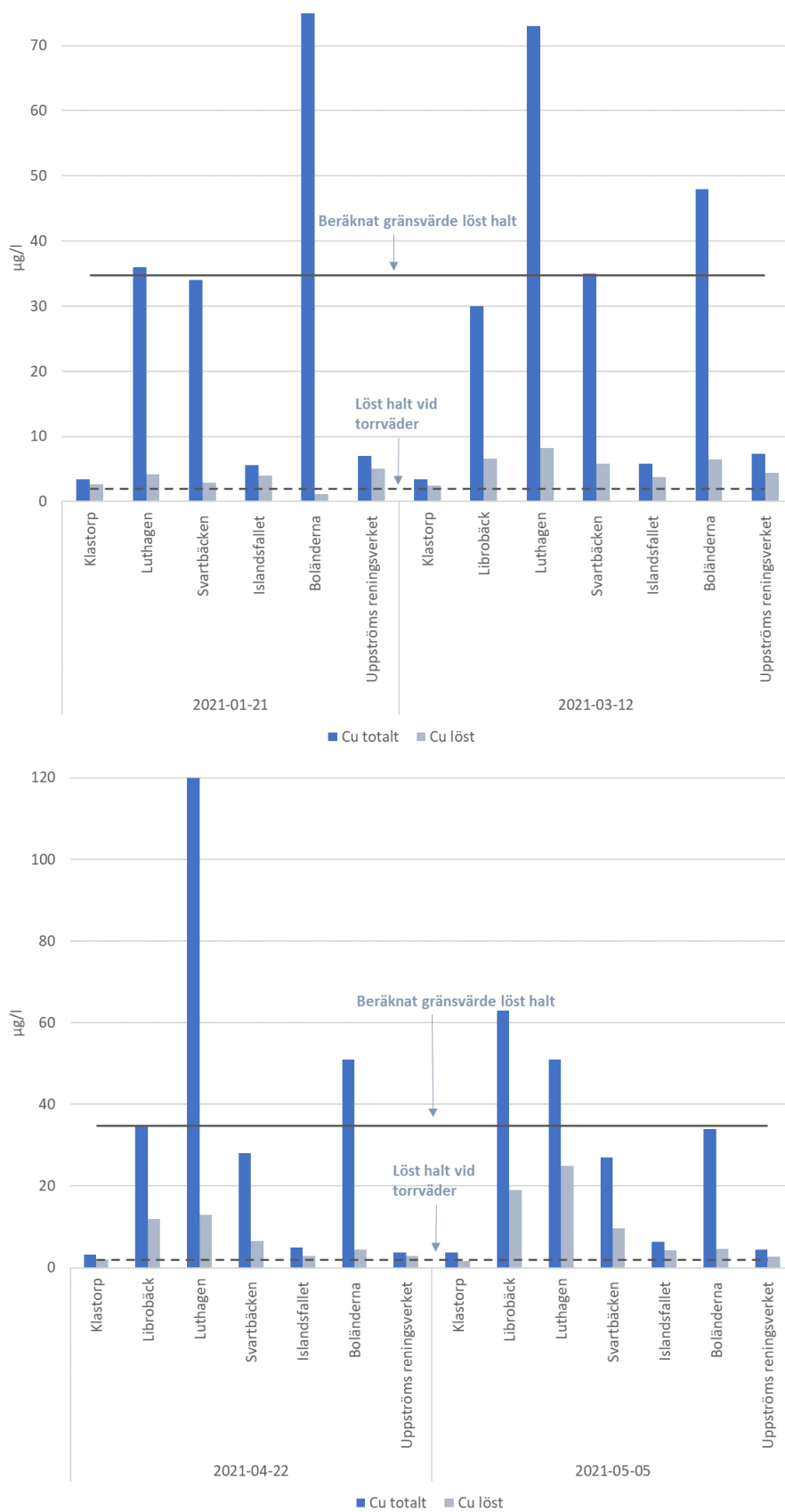
Figur 23. Uppmätt fosforhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällen. Gräns för totalhalt fosfor god/måttlig status (41,6 µg/l).



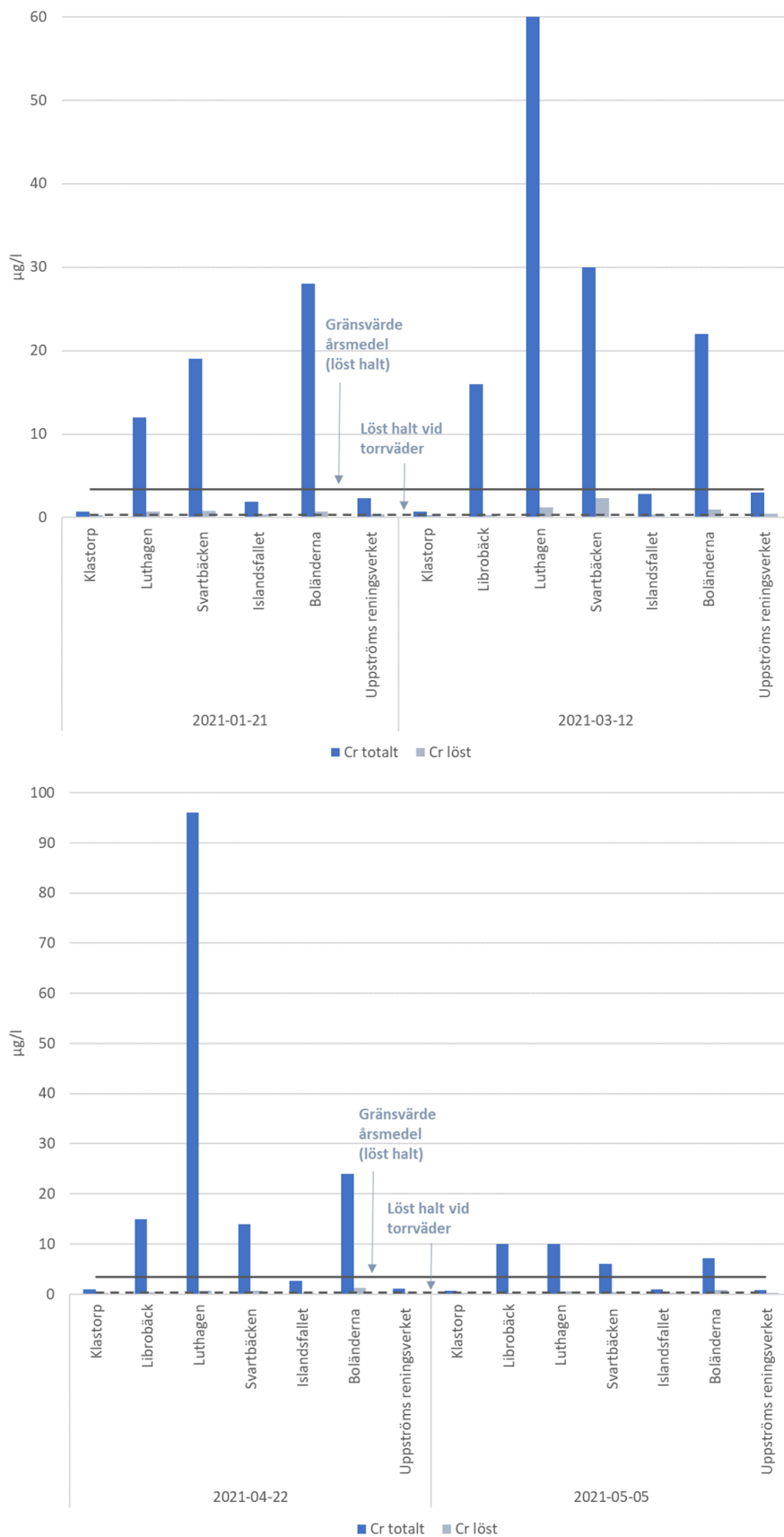
Figur 24. Uppmätt blyhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällena. Medelvärde löst halt i ån vid basprovtagning (streckad linje) samt beräknat gränsvärde (32,5 µg/l) och MAC-värde (14 µg/l).



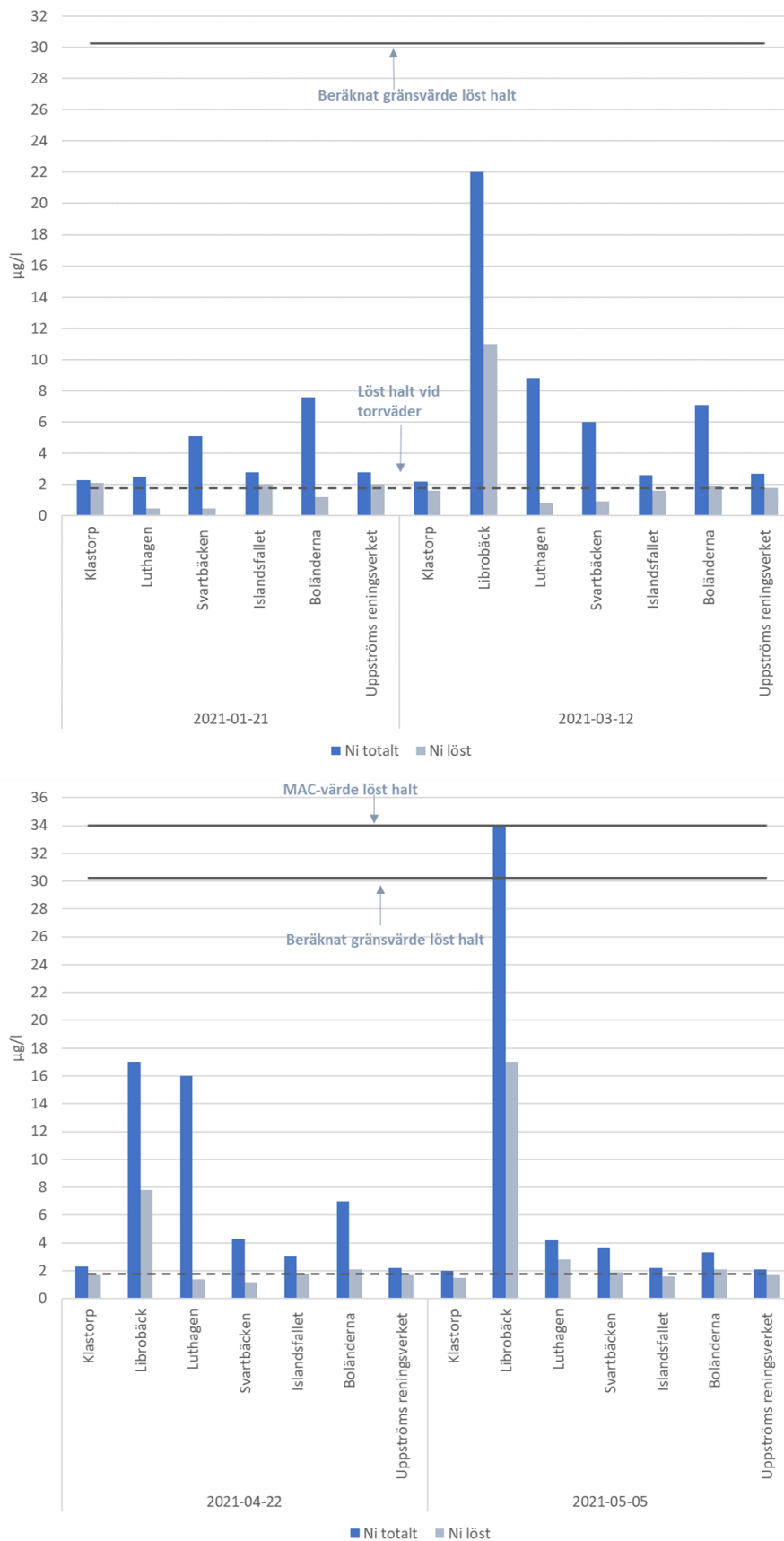
Figur 25. Uppmätt kadmiumhalt i Ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällen. Medelvärde löst halt kadmium i Ån vid basprovtagning (streckad linje) samt gränsvärde årsmedel löst halt (0,25 µg/l).



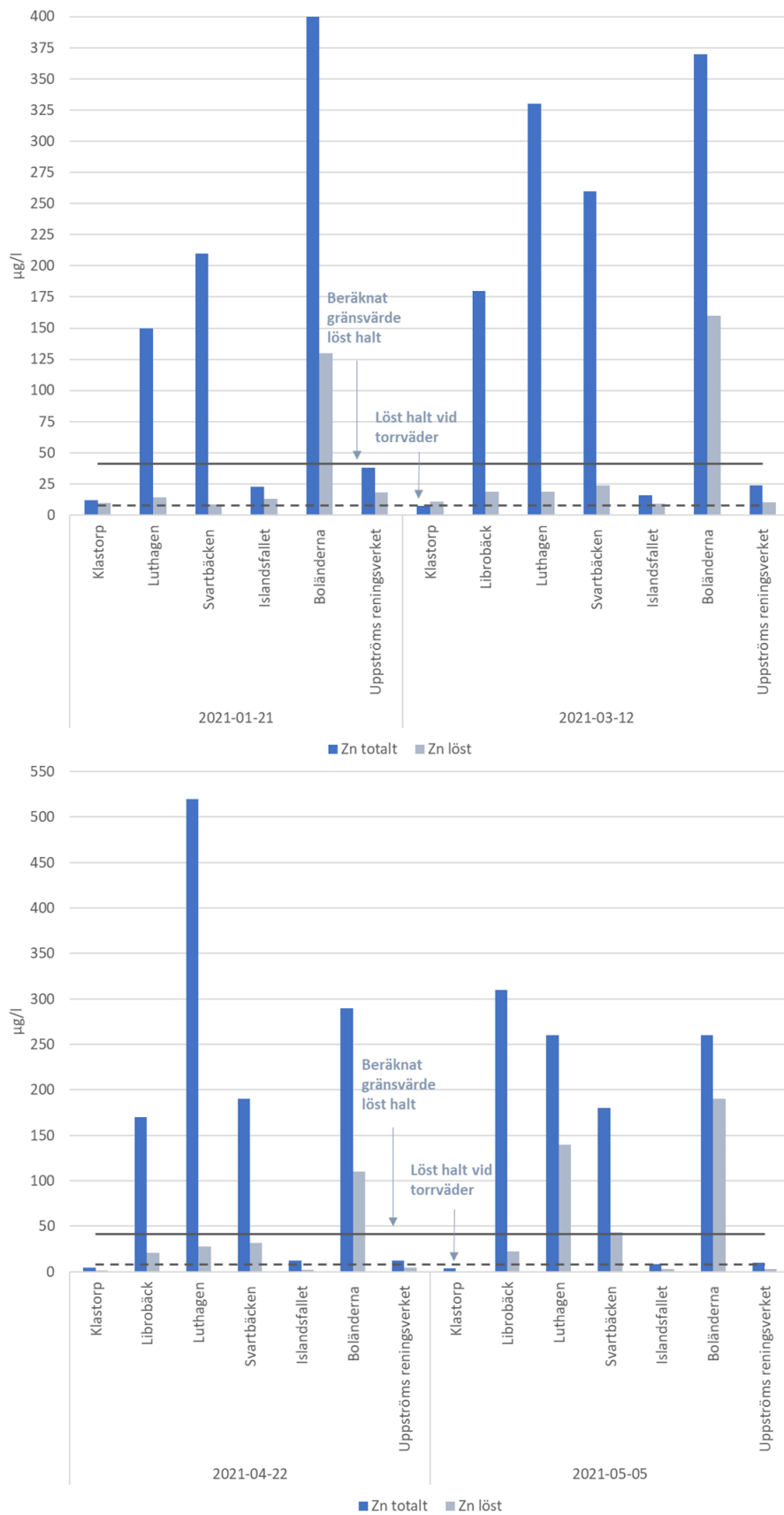
Figur 26. Uppmätt kopparhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällen. Medelvärde löst halt koppar i ån vid basprovtagning (streckad linje) samt beräknat gränsvärde löst halt (34,7 µg/l).



Figur 27. Uppmätt kromhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällen. Medelvärde löst halt krom i ån vid basprovtagning (streckad linje) samt gränsvärde årsmedel löst halt (3,4 µg/l).



Figur 28. Uppmätt nickelhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällena. Medelvärde löst halt nickel i ån vid basprovtagning (streckad linje) samt MAC-värde (34 µg/l) och beräknat gränsvärde löst halt (30,2 µg/l).



Figur 29. Uppmått zinkhalt i ån och tillrinnande dagvatten sett i flödesriktning vid fyra provtagningstillfällen. Medelvärde löst halt zink i ån vid basprovtagning (streckad linje) samt och beräknat gränsvärde löst halt (41,3 µg/l).

6.2.3 Föroreningshalter i dagvattnet

I detta avsnitt redovisas hur dagvattnets uppmätta totala och lösta halter varierar för olika nederbördstillfällen och dagvattenavrinningsområden. De vanligaste dagvattenföroreningarna fosfor, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink redovisas för de fyra studerade avrinningsområdena. Figurerna nedan redovisar resultat på motsvarande sätt som figurerna i avsnitt 6.2.2, men det är viktigt att notera att figurerna är tvåaxlade och även visar avrinningsområdets uppmätta turbiditet vid det givna tillfället (y-axel till höger). Samtliga avrinningsområden har inte provtagits vid alla nederbördstillfällen, då provtagningen bara utförts när tydliga dagvattenflöden noterats.

För nästan samtliga dagvattenprover låg halten av totalfosfor över vattenförekomstens gränsvärde (41,6 µg/l), se Figur 30, vilket indikerar att dagvattnet kan påverka åns vattenkvalité negativt.

Figur 31 visar att dagvattnet främst utgörs av partikelbundet bly, då den lösta andelen är mycket låg eller inte detekterbar. De uppmätta lösta halterna i dagvattnet är också låga, långt under MAC-värdet (14 µg/l). Att de lösta halterna av bly i dagvatten är så pass låga indikerar att risken för att dagvattnet påverkar åns status negativt är nästan obefintlig. Att bly framförallt är partikelbundet medför istället att bly kommer sedimentera och kan således bidra till ökade halter i sedimenten.

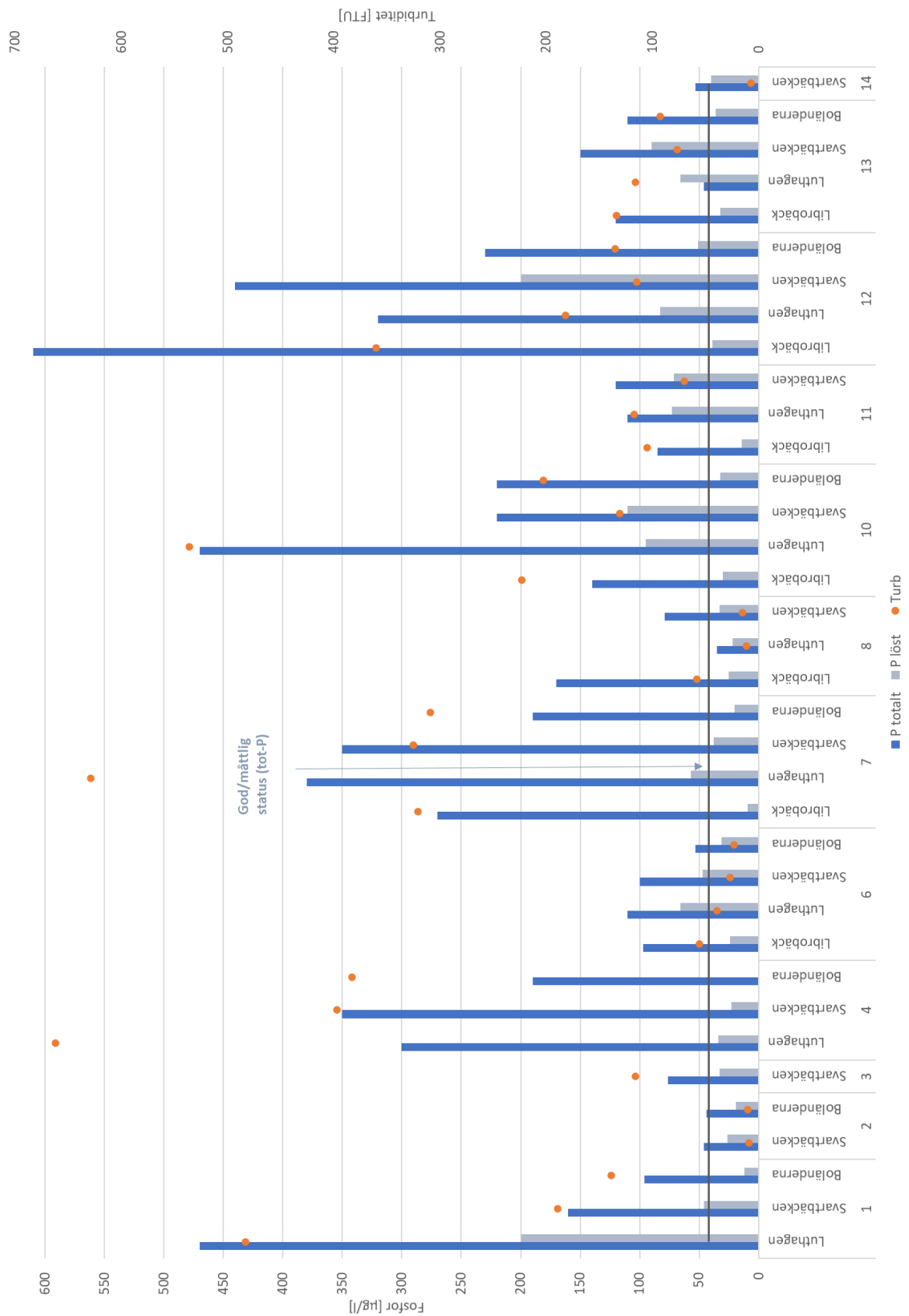
Kadmium (löst halt) i dagvattnet låg under gränsvärdet för inlandsvatten (0,25 µg/l, årsmedelvärde), undantaget en provtagning av vatten från Boländerna (Figur 32).

Hur dagvattnets uppmätta halter av koppar och nickel fördelar sig visas i Figur 33 respektive Figur 35. För koppar och nickel innehåller dagvattnet både totalhalter och löst halt, där samtliga lösta halter varit under respektive ämnes *beräknade* gränsvärde. Notera dock att aktuell bedömningsgrund bygger på ämnens biotillgängliga halt (årsmedel).

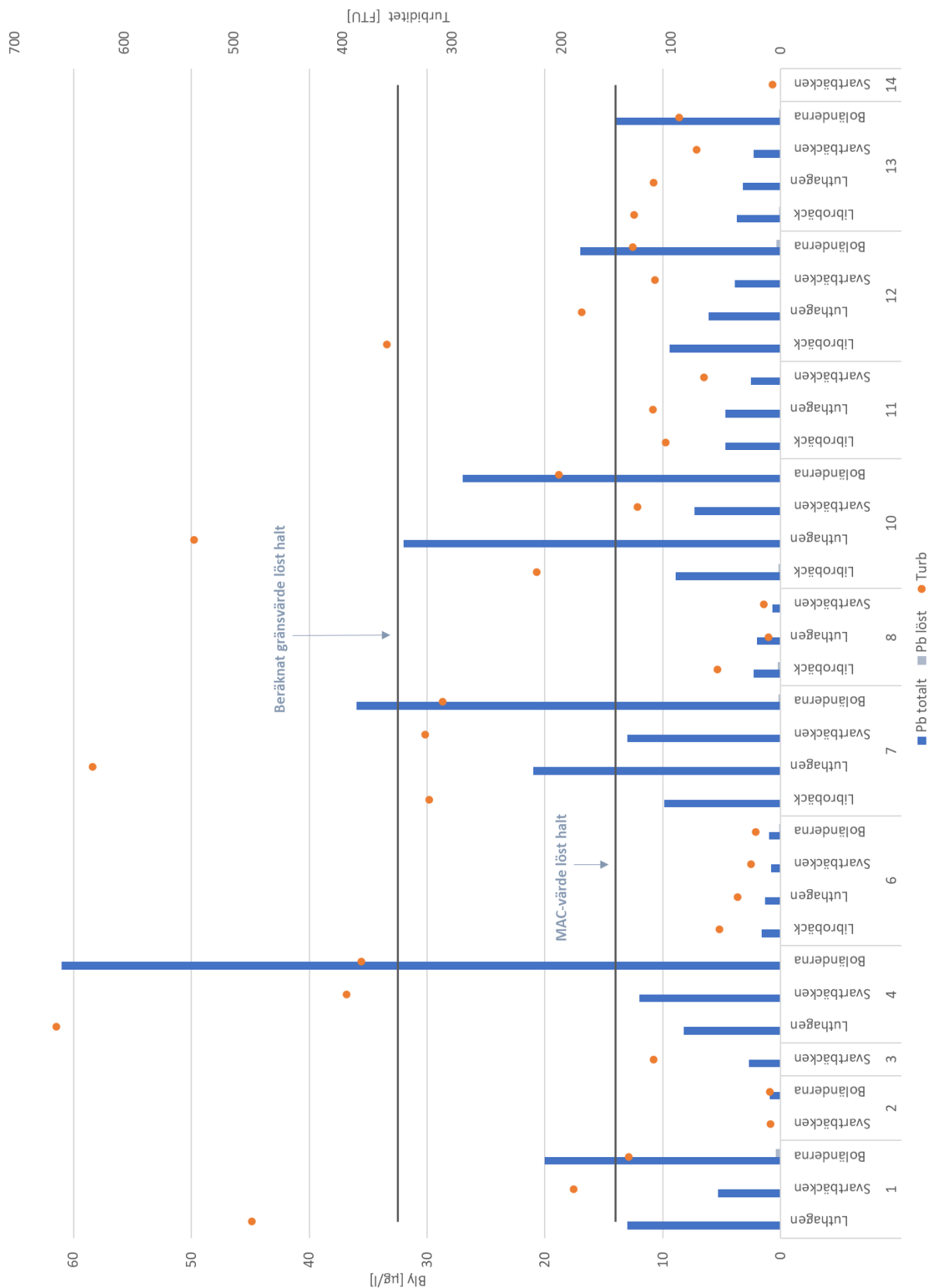
Dagvattnets halter av löst krom var samtliga under årsmedelvärdet (3,4 µg/l), undantaget Boländerna vid en provtagning (Figur 34).

Dagvattnets halter av löst zink visar att det vid flertalet tillfällen varit över det *beräknade* gränsvärdet (41,3 µg/l), vilket indikerar att lösta zink i dagvattnet kan vara ett möjligt problem, dock bedöms zink på biotillgänglig halt (årsmedel).

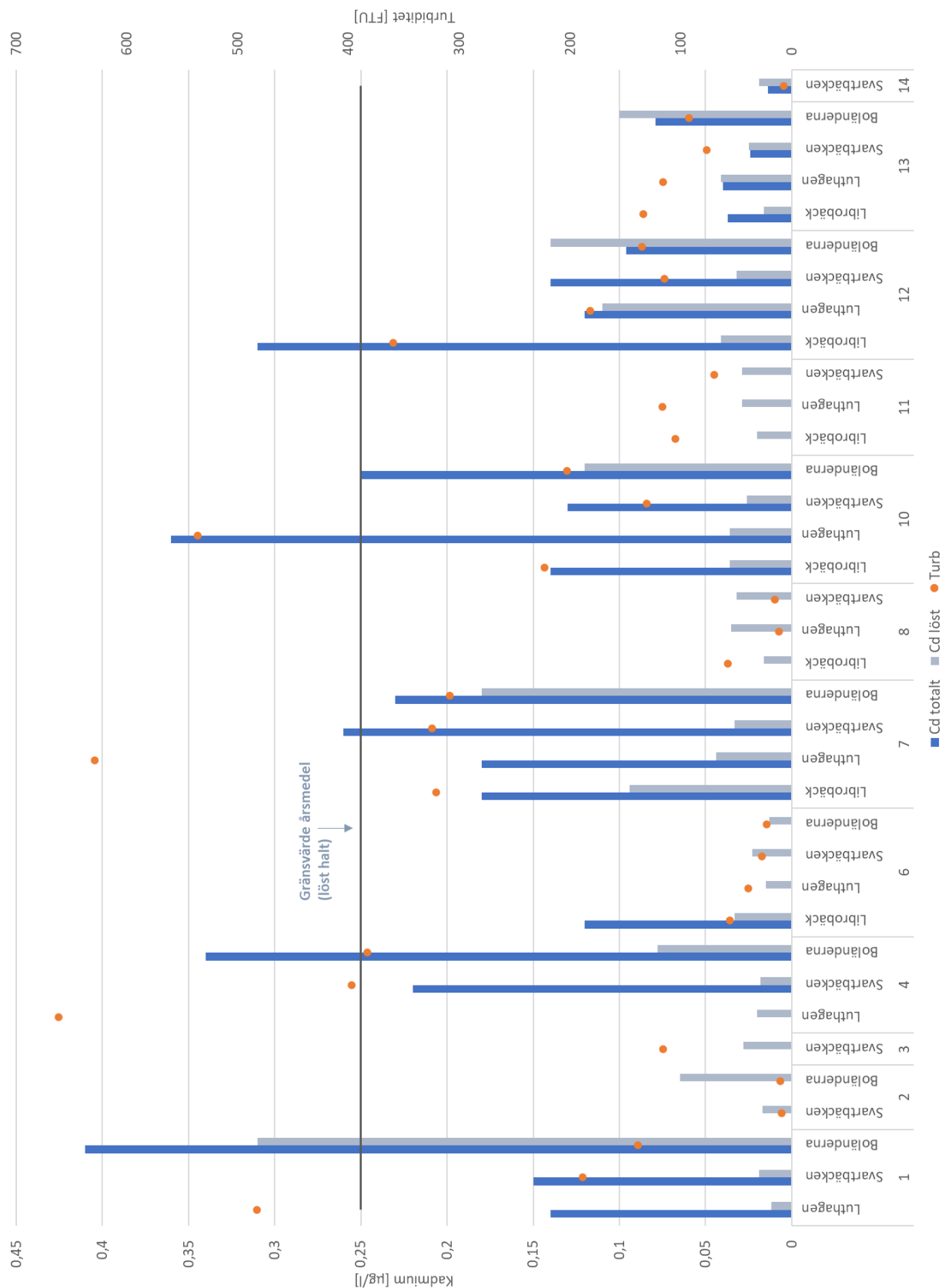
En samstämmighet kan i många fall ses mellan uppmätt turbiditet och det aktuella ämnets totalhalt, se respektive figur nedan. Sambandet mellan turbiditet och halter av dagvattenföroreningar redovisas närmare i avsnitt 6.2.4.



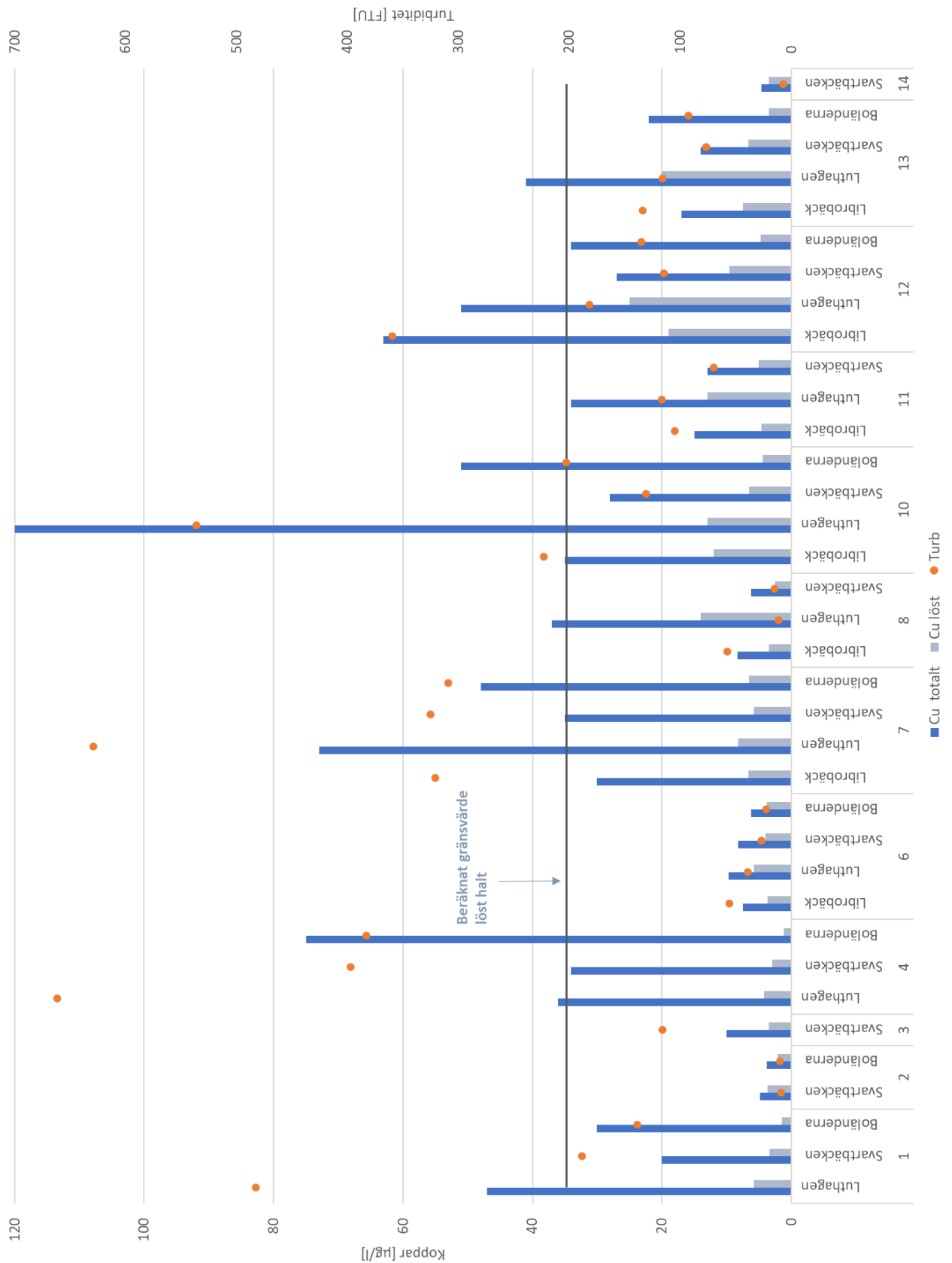
Figur 30. Fosforhalter uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningsstillfällena (visas genom numrering). Gräns för totalhalt fosfor god/måttlig status (41,6 µg/l). Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



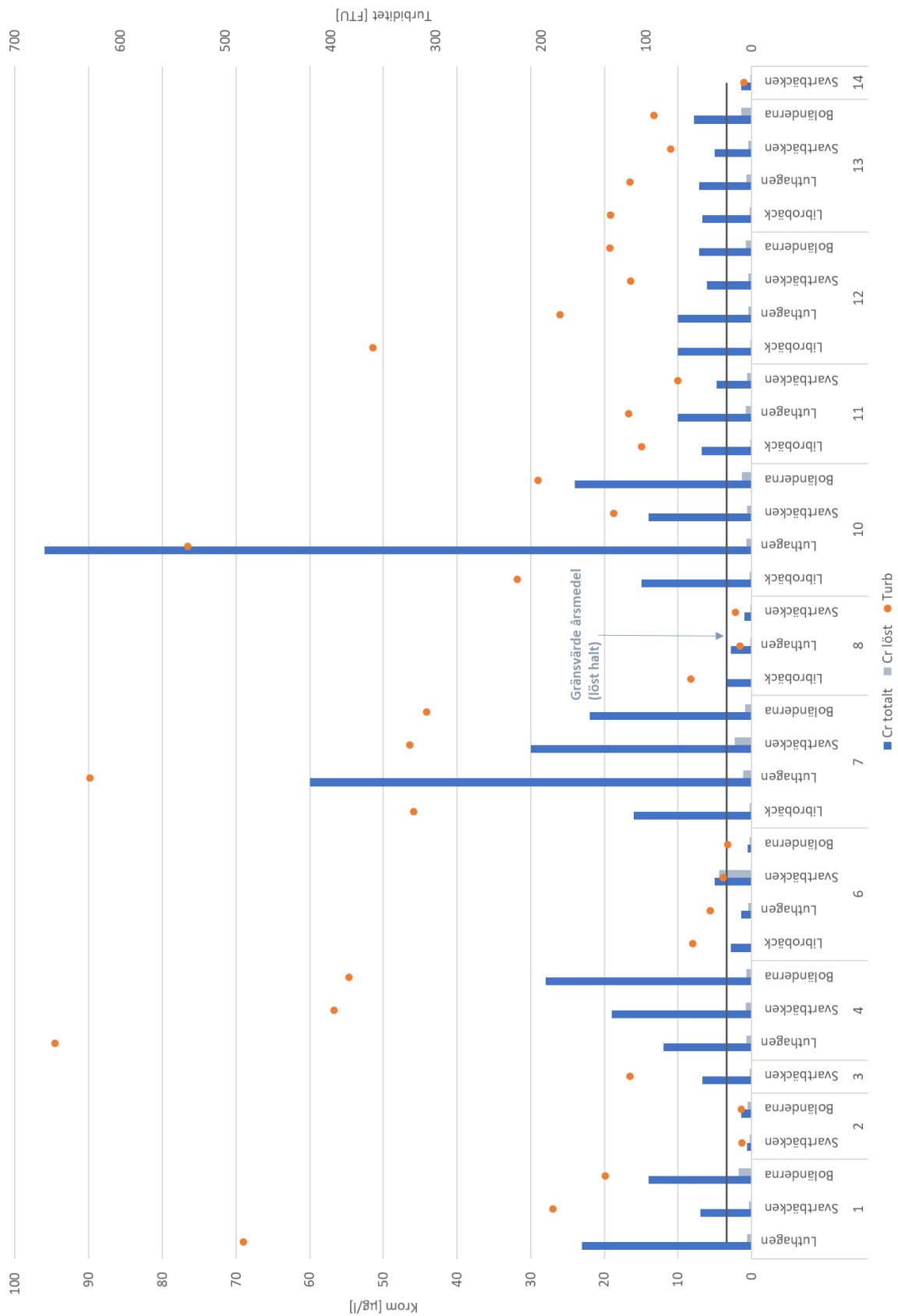
Figur 31. Blyhalt uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningsstillfällena (visas genom numrering). MAC-värde (14 µg/l) och beräknat gränsvärde löst halt (32,5 µg/l) visas. Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



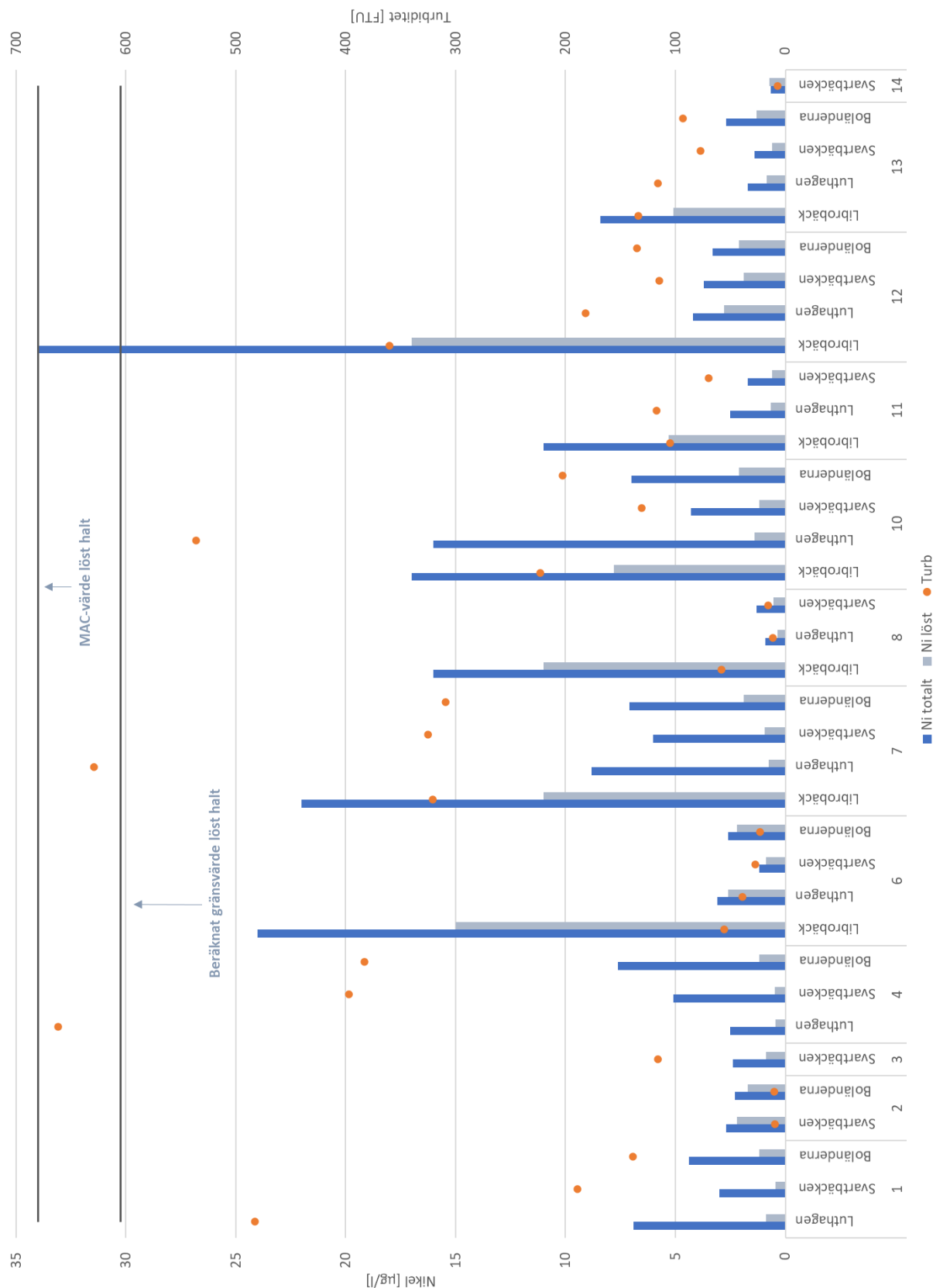
Figur 32. Kadmium uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningstillfällena (visas genom numrering). Gränsvärde löst halt (0,25 µg/l). Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



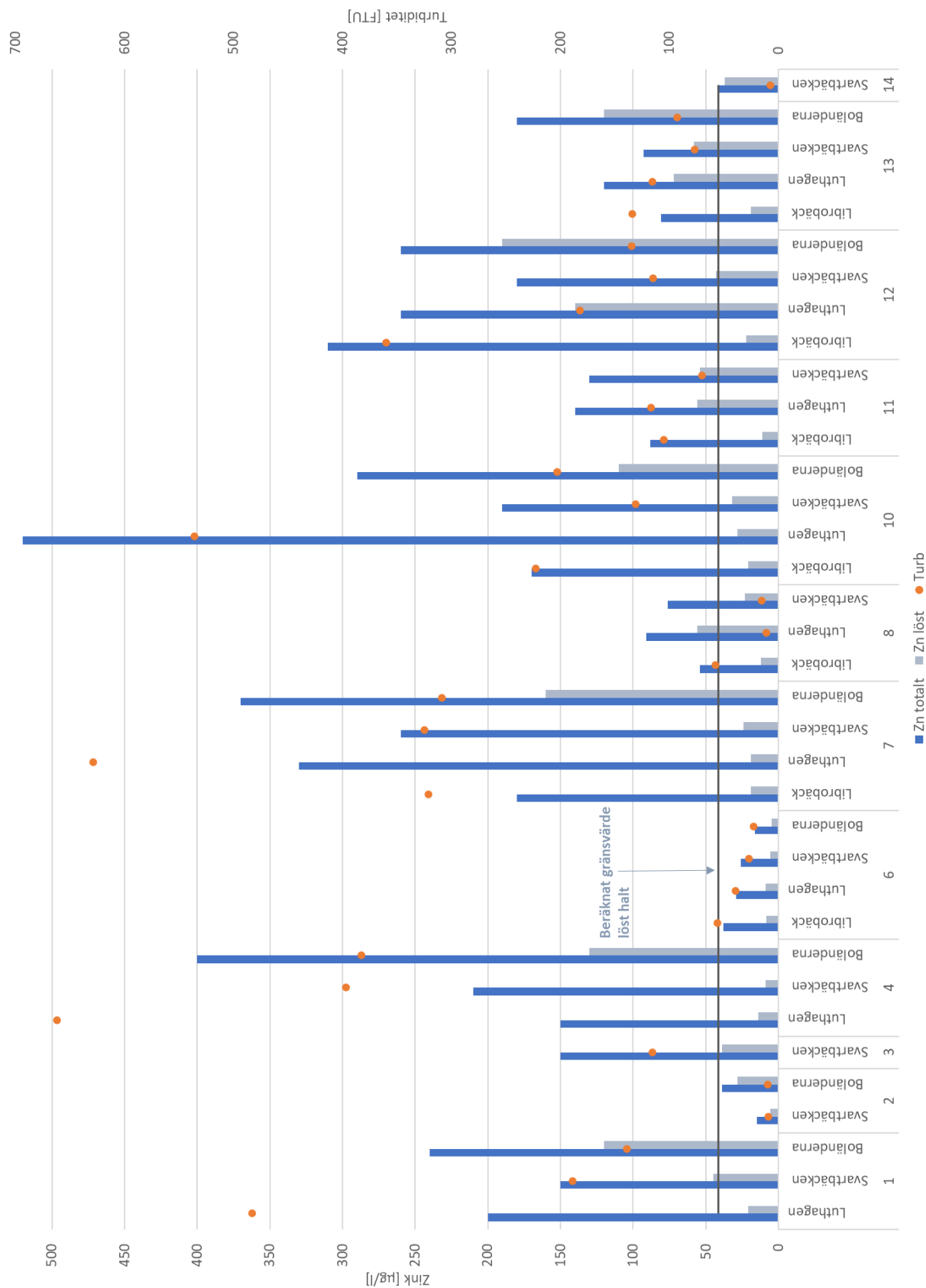
Figur 33. Koppar uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningsstillfällena (visas genom numrering). Beräknat gränsvärde löst halt (34,7 µg/l). Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



Figur 34. Krom uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningstillfällen (visas genom numrering). Gränsvärde löst halt (3,4 µg/l). Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



Figur 35. Nikel uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningsstillfällena (visas genom numrering). MAC-värde (34 µg/l) och beräknat gränsvärde löst halt (30,2 µg/l) visas. Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.



Figur 36. Zink uppmätt i dagvatten samt turbiditet (orange prick) vid olika provtagningstillfällena (visas genom numrering). Beräknat gränsvärde löst halt (41,3 µg/l) visas. Figuren har roterats för att öka läsbarheten. Notera att figuren är tvåaxlad.

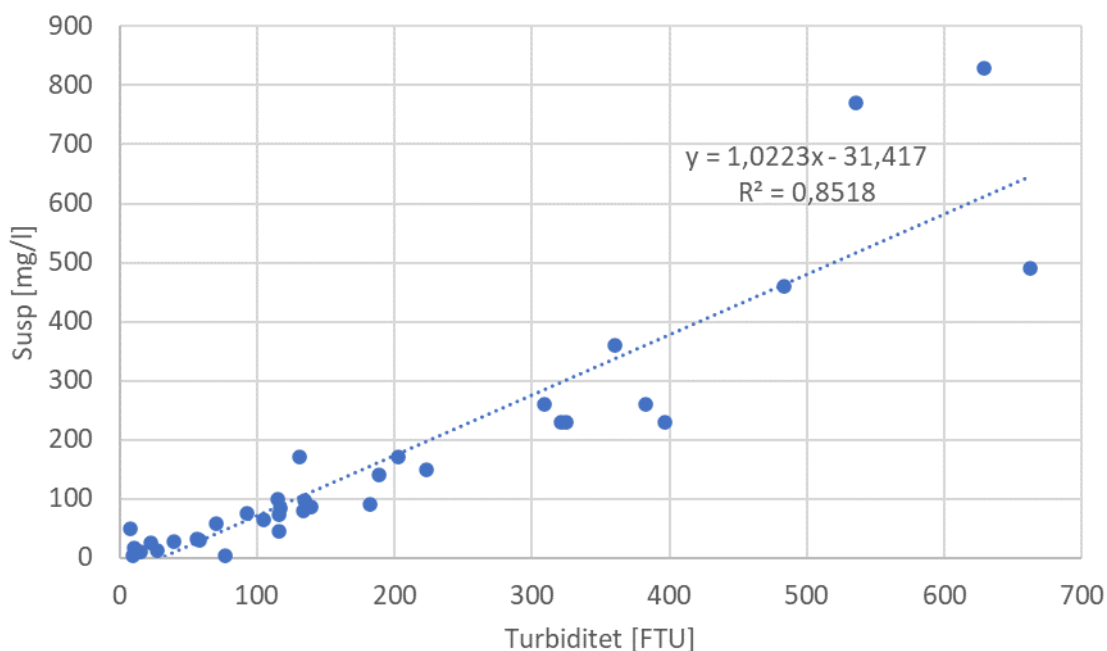
6.2.4 Samband mellan turbiditet och föroreningar i dagvattnet

I detta avsnitt visas samband mellan uppmätt turbiditet och föroreningskoncentrationer i dagvattnet. Linjära regressioner har använts för att undersöka sambanden där r^2 -värdet förklarar hur stor variation som finns hos en variabel som beror av den andra variabeln. Starkare samband visas med högre r^2 -värde. Samband har undersökts mellan turbiditet och suspenderat material, fosfor, bly, kadmium, koppar, nickel och zink.

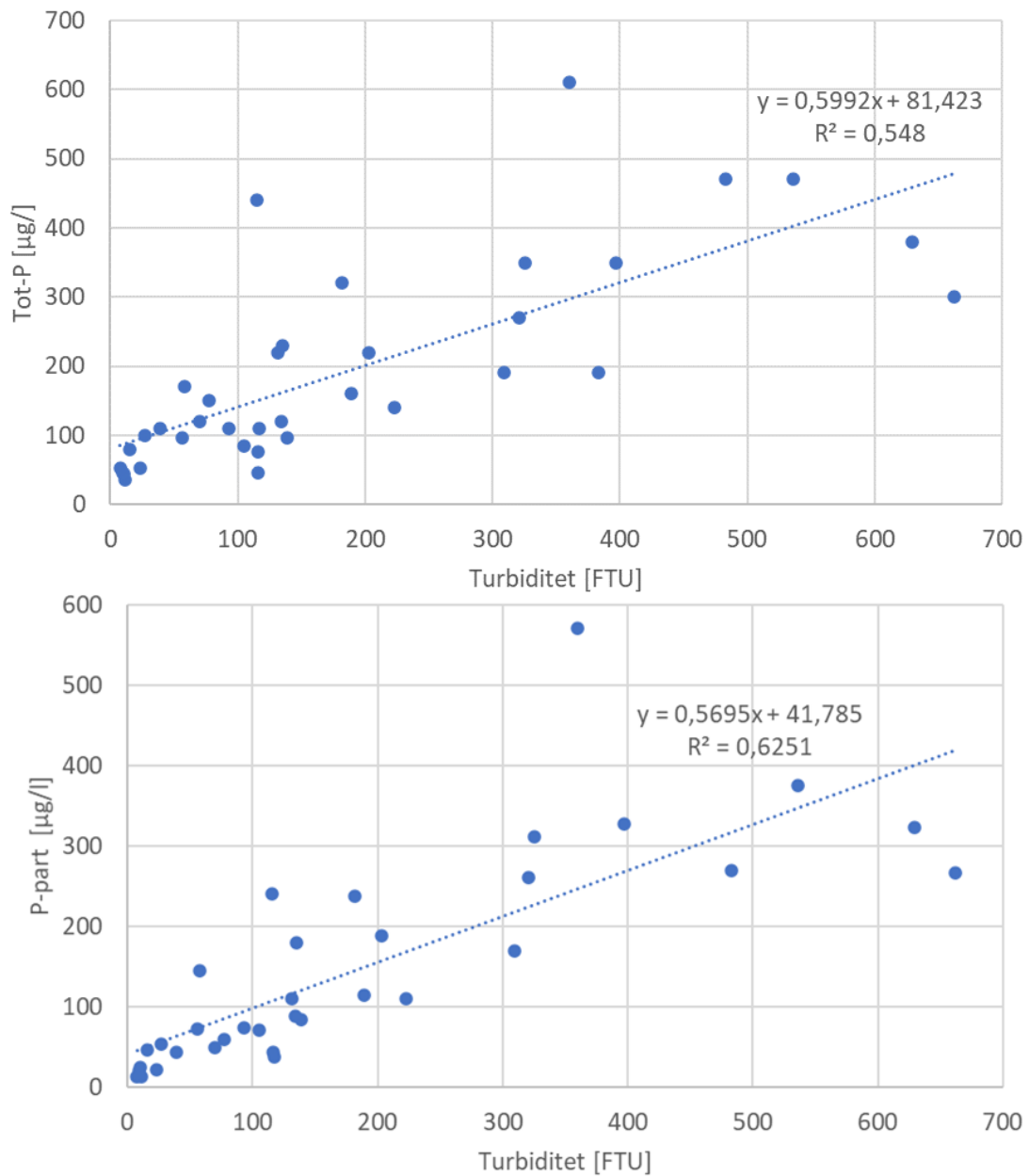
Turbiditetsdata som använts vid analyserna i detta avsnitt avser mätningar på inhämtat provvatten, analyserat med turbiditetsmätare Hanna Instrument, modell HI93703.

Sammanfattningsvis är sambanden generellt svaga för Luthagen, men i många fall betydligt bättre för dagvatten från övriga områden.

Det finns ett generellt starkt samband mellan uppmätt halt av suspenderat material och turbiditet för dagvattnet från de fyra undersökta områdena, $r^2 = 0,85$ (Figur 37). Ett måttligt samband ses mellan turbiditet och totalfosfor ($r^2=0,55$) ett något starkare samband ses med partikelbunden fosfor ($r^2=0,63$), se Figur 38.



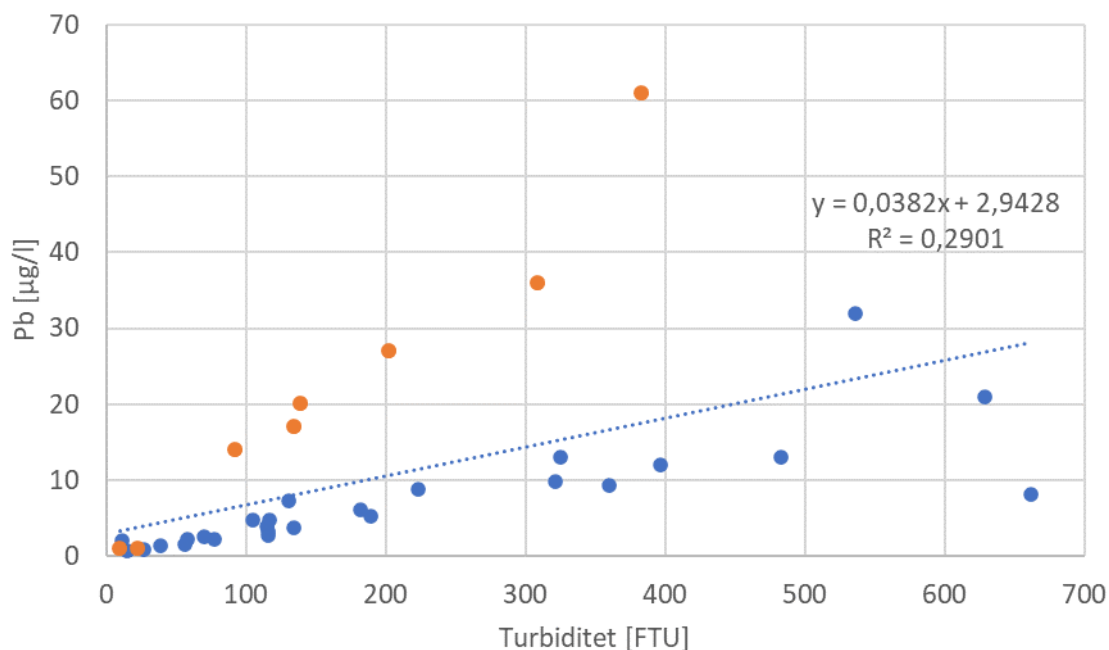
Figur 37. Linjärt samband mellan turbiditet och suspenderat material i dagvatten.



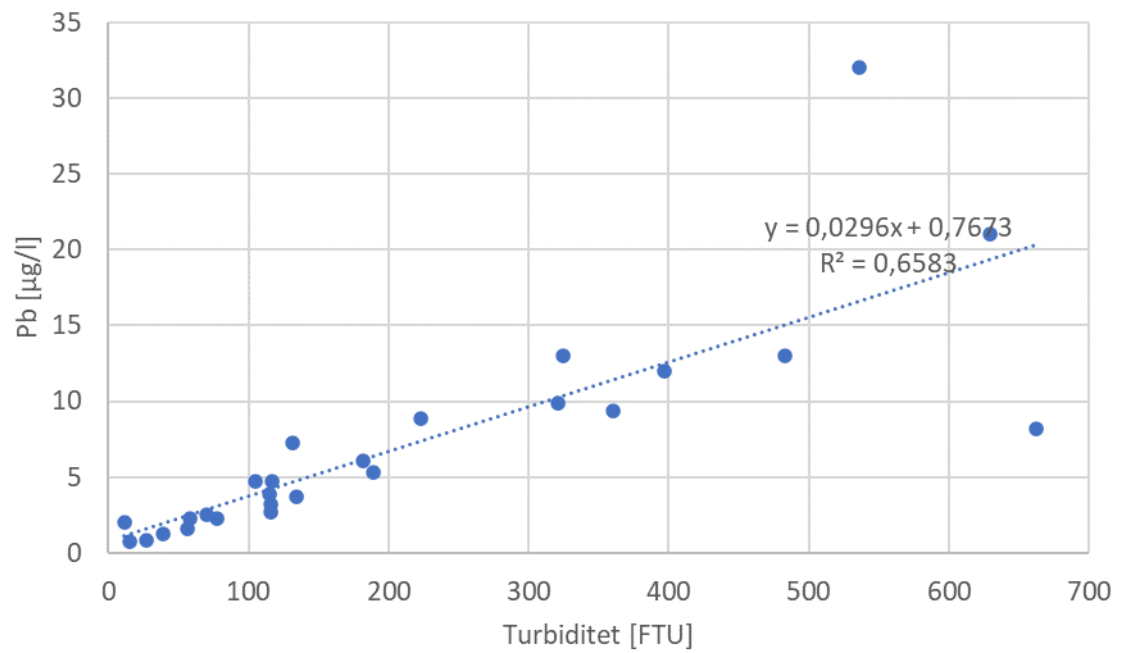
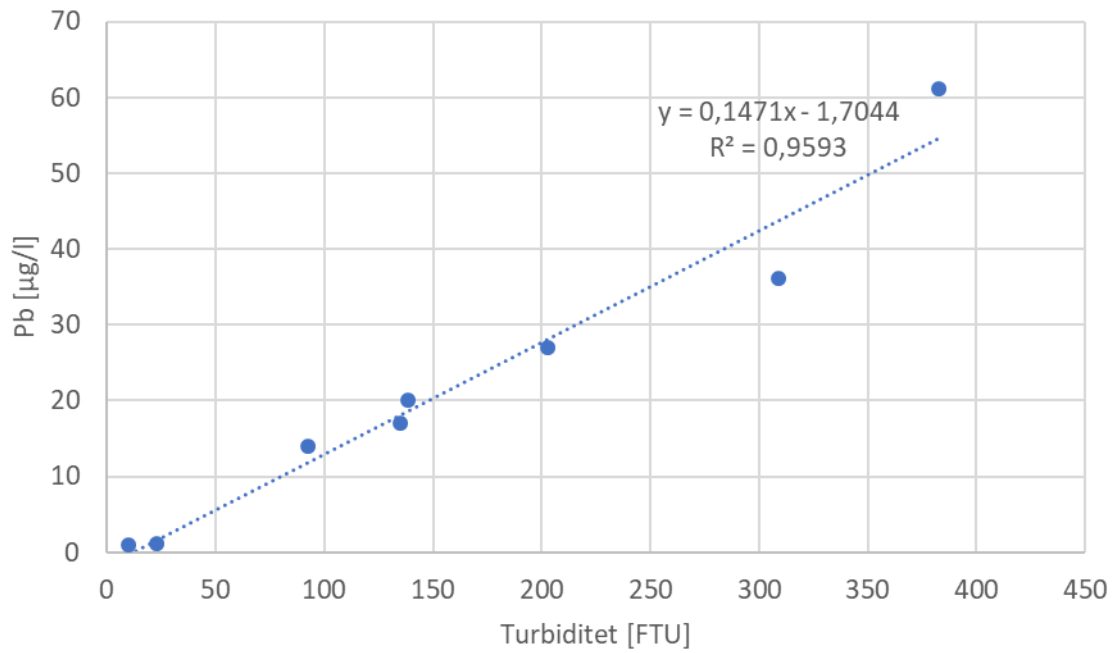
Figur 38. Linjärt samband mellan turbiditet och totalfosfor (övre figur) samt mellan turbiditet och partikelbunden fosfor (undre figur) i dagvatten.

Bly

Undersökning av sambanden mellan turbiditet och totalhalter av bly visar att det finns två olika linjära samband, vilket visas i Figur 39. Vid uppdelning visas ett mycket starkt samband för uppmätt turbiditet och totalhalter av bly i dagvattnet från Boländerna ($r^2=0,95$, Figur 40). Dagvattnet från Boländerna innehåller generellt sett högre totalhalter av bly vid en given turbiditet jämfört med dagvattnet från Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. Sambandet mellan turbiditet och totalhalter av bly för dessa tre områden är måttligt ($r^2=0,66$, Figur 40), där blyhalterna generellt sett är lägre i jämförelse med Boländerna.



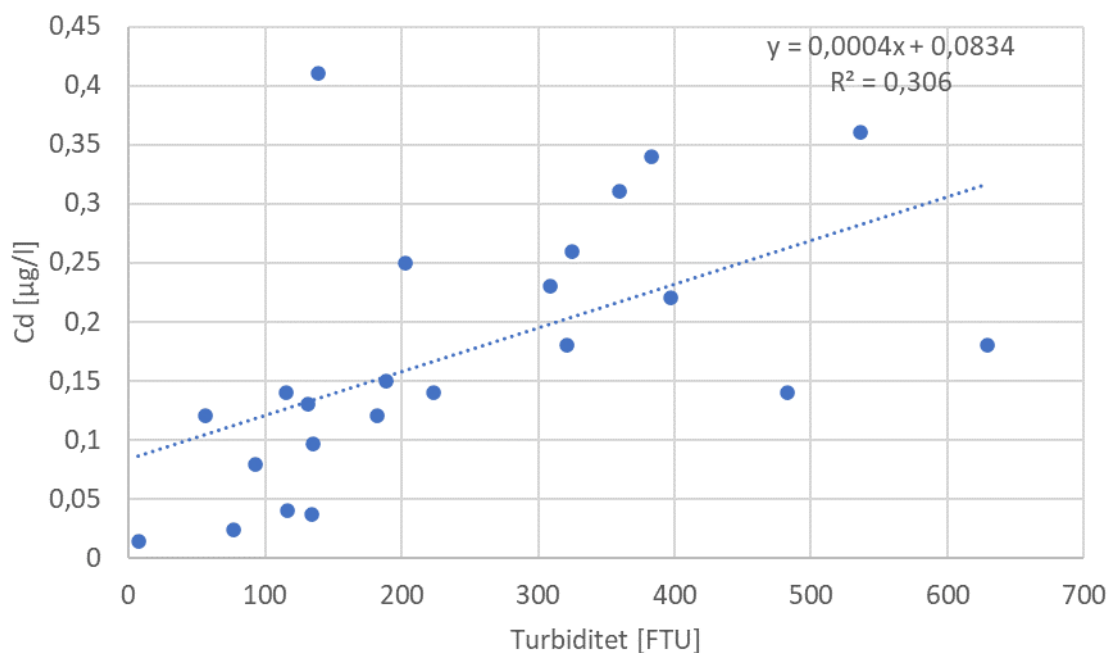
Figur 39. Linjärt samband mellan turbiditet och totalhalter av bly i dagvatten. Orange fylld punkt är avser dagvatten från Boländerna.



Figur 40. Linjärt samband mellan turbiditet och totalhalter av bly i dagvattnet från Boländerna (övre figur) och övriga dagvattenprovtagningspunkter: Librobäck, Luthagen och Svartbäcken (undre figur).

Kadmium

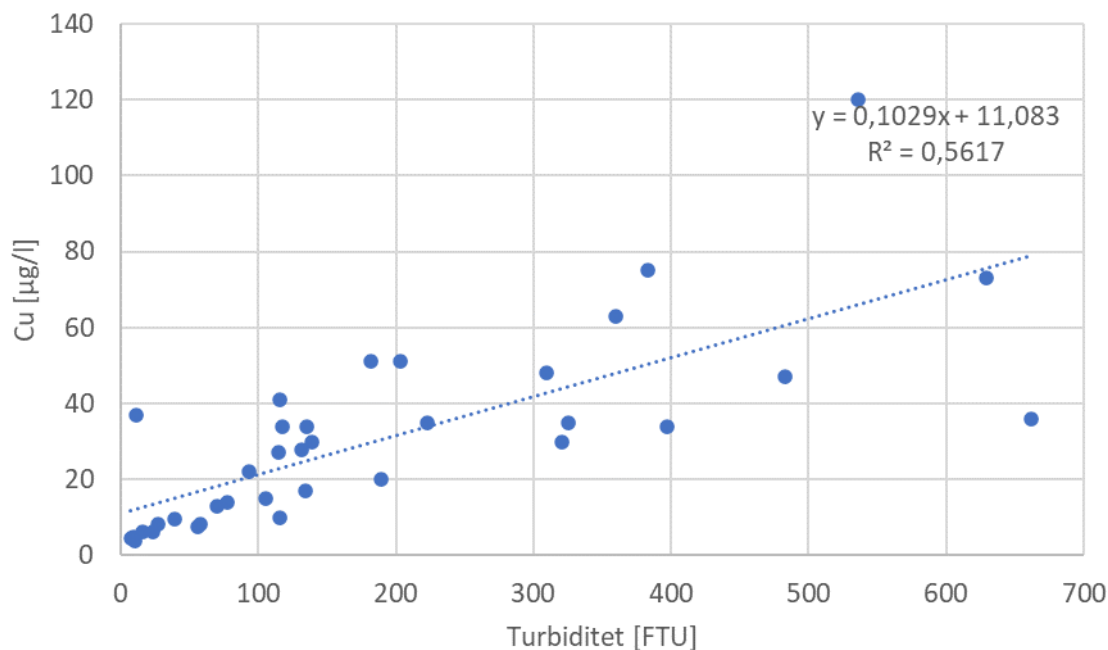
Ett svagt samband ($r^2=0,31$) ses mellan turbiditet och totalhalt av kadmium i dagvatten med stor spridning av uppmätta halter, se Figur 41. Det linjära sambandet är olika starkt beroende på studerad provtagningsplats, bäst samband noteras för Svartbäcken respektive Librobäck. Av samtliga dagvattenprover uppmättes totalhalter av kadmium i 64 % av dagvattenproverna för övriga prover var halterna under detektionsgräns $<0,10 \mu\text{g/l}$. Med anledning av detta är underlaget litet för att kunna dra slutsatser för enskilda provtagningsplatser för kadmium. Ingen korrelation ses mellan uppmätt löst kadmium halt och turbiditet i dagvatten.



Figur 41. Linjärt samband mellan turbiditet och totalhalter av kadmium i dagvatten.

Koppar

Den linjära regressionen visar ett måttligt samband ($r^2=0,56$) mellan dagvattnets turbiditet och totalhalt av koppar (Figur 42) för samtliga 36 provtagningar. Sambanden är olika starka beroende på vilken plats som studeras, vilket delvis påverkas av antalet provtagningar som utförts. Starkt samband mellan turbiditet och totalhalt av koppar ses för dagvattnet från Boländerna ($r^2=0,93$), Librobäck ($r^2=0,83$) och Svartbäcken ($r^2=0,77$) medan det är svagt för Luthagen ($r^2=0,32$).



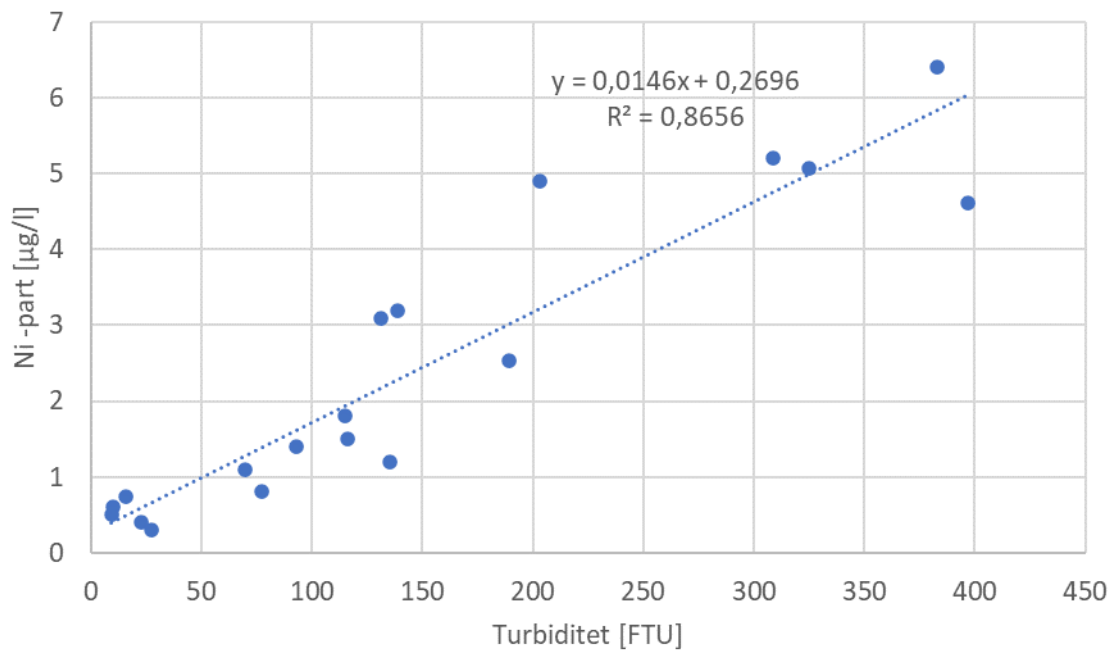
Figur 42. Linjärt samband mellan turbiditet och totalhalter av koppar i dagvatten.

Nickel

Den linjära regressionen för turbiditet och uppmätt totalhalt av nickel visar inget samband ($r^2=0,10$) vid inkluderande av samtliga dagvattenprovpunkter ($n=36$) vilket beror på stor spridning av nickelhalterna. Vid uppdelning per dagvattenpunkt ses ett något bättre r^2 -värde för Librobäck respektive Luthagen på $r^2=0,36$ vardera, men det finns fortfarande en stor spridning i uppmätta halter.

För Svartbäcken ($r^2=0,74$) respektive Boländerna ($r^2=0,86$) separat ses däremot ett starkt samband mellan turbiditet och totalhalten nickel i dagvattnet.

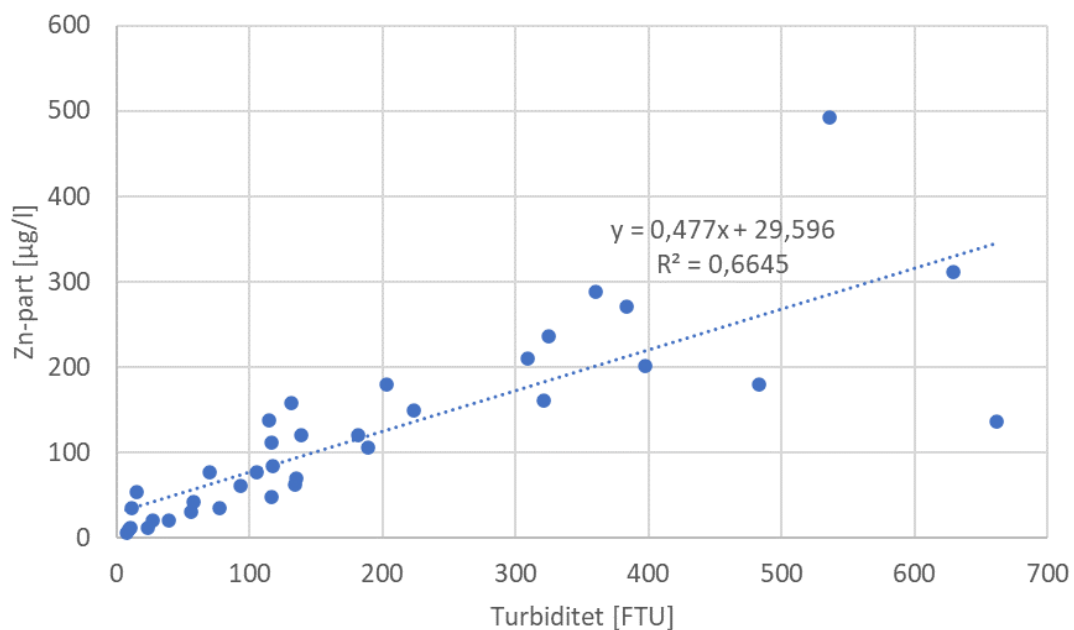
En jämförelse mellan turbiditet och partikelbunden nickel gjordes för att se om det ger ett bättre samband. Resultatet visar ett samband på $r^2=0,33$ vilket är bättre än beskrivet samband med totalhalt ovan. Ett starkt samband med $r^2=0,90$ ses mellan turbiditet och partikelbunden nickel för dagvattnet från Svartbäcken respektive Boländerna, för platserna tillsammans visas sambandet i Figur 43, $r^2=0,87$. Sammanfattningsvis visar de linjära regressionerna per dagvattenpunkt på bättre samband för nickel vid användandet av partikelbunden halt jämfört med totalhalt. Linjär regression för Librobäck ($r^2=0,64$) och Luthagen ($r^2=0,44$) visar på måttligt samband vid användandet av partikelbunden nickelhalt. Att de linjära sambanden mellan turbiditet och nickel varierar kraftigt mellan studerad provpunkt visar att dagvattensammansättningen är unik för respektive avrinningsområde men att dagvattnet från Svartbäcken och Boländerna tycks ha liknande samband avseende nickel.



Figur 43. Linjärt samband mellan turbiditet och partikelbunden nickel i dagvatten från Svartbäcken och Boländerna.

Zink

Den linjära regressionen var bättre för turbiditet och partikelbunden zink ($r^2=0,66$, Figur 44) i dagvattnet jämfört mellan turbiditet och totalhalten zink ($r^2=0,50$). Görs en uppdelning per provtagningspunkt för dagvattnet ses generellt bättre samband vid användandet av partikelbunden zink. Starkt samband ses för Librobäck ($r^2=0,88$), Boländerna ($r^2=0,96$) och Svartbäcken ($r^2=0,80$) till skillnad mot Luthagen ($r^2=0,52$) där sambandet är sämre med större spridning framförallt vid högre turbiditet.



Figur 44. Linjärt samband mellan turbiditet och partikelbunden zink i dagvatten.

6.2.5 Ammoniumkväve, klorid och kvicksilver

Ammoniumkvävehalterna visade inte något tydlig trend i åvattnet genom staden. Medelhalten i åvattnet låg för de tre provtagningsplatserna på 54 µg/l. Medelhalten i dagvattnet låg drygt 10 gånger högre, på 570 µg/l. Det var också en stor skillnad mellan de olika delavrinningsområdena, med de högsta halterna från Boländerna, där medelhalten låg på 1100 µg/l (se Tabell 7 i avsnitt 6.2.1). Medelhalterna i dagvattnet från Svartbäcken och Luthagen var 350 µg/l och medelhalten i Librobäck 600 µg/l. De höga halterna i Boländerna härrör sannolikt från värmeverket, som har tillstånd att släppa ut stora mängder ammoniumkväve till dagvattennätet. Den högsta halten från Boländerna uppmättes den 22 april och var 1700 µg/l. Halten i åvattnet vid Islandsfallet var den dagen 46 µg/l och steg till 78 µg/l uppströms reningsverket, en ökning med 70 %.

Kloridhalterna i ån ökar generellt från Klastorp till uppströms reningsverk. Medelhalten ökar från 13,7 mg/l vid Klastorp till 20,2 mg/l vid Islandbron och 28,8 mg/l uppströms reningsverket. Halterna i dagvattnet var för Librobäck, Luthagen och Svartbäcken i genomsnitt ca 110 mg/l. Halterna var högre under vintern, till följd av halkbekämpning. I Boländerna var medelhalten i genomsnitt 640 mg/l. Den höga kloridhalten beror sannolikt på utsläpp från värmeverket eller processvatten från annan industri.

Samtliga halter av kvicksilver i dagvattnet och Fyrisån var under detektionsgräns (<0,10 µg/l) fram till provtagning 8. Efterföljande provtagningar från 2021-04-21 analyserades kvicksilver med lägre detektionsgräns (<0,0050 µg/l) för att se om lägre halter av kvicksilver finns i tillrinnande vatten och kan orsaka problem för vattenmiljön. Resultatet visade total sju uppmätta totalhalter av kvicksilver, samtliga i dagvatten från tre provtagningstillfällen under två nederbördstillfällen. Totalhalterna varierade mellan 0,005–0,075 µg Hg/l och endast vid den högre halten uppmättes löst halt på 0,015 µg/l. Detta indikerar att kvicksilver till stor del är partikelbunden. Dagvatten med uppmätta kvicksilverhalter var från Librobäck, Luthagen och Boländerna under provtagning 2021-04-22 och/eller 2021-05-05 (två provtagningar).

6.2.6 Polyaromatiska kolväten (PAH)

Uppmätta halter i dagvattnet

I 30 % av alla dagvattenprover förekom någon av de analyserade PAH:erna i detekterbara halter, se Tabell 8. Totalt analyserades 16 olika PAH:er samt fyra olika summeringar av dessa, dvs. totalt 20 analyssvar. Av dess har 18 påvisats vid minst ett tillfälle (totalhalt) i dagvattnet. Förekomsten varierar med förorening. De mest frekvent detekterade PAH:erna i dagvattnet var i fallande ordning: pyren, fluoranten, fenantren, benso(b,k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, benso(a)pyren, bens(a)antracen och indeno(1,2,3-cd)pyren, där samtliga detekterades med minst 10 träffar vid totalt 32 tillfällen. PAH:er analyserades både med avseende på totalhalter och på dekantat, där dekantatet ska representera den lösta halten.

Av de analyserade dagvattenproverna förekom löst halt av PAH (i dekantat) i någon form i var tionde prov. Föroreningar med hög frekvens av förekomst, med minst 10 uppmätta totalhalter, jämfördes med lösta halter för samma provtagning. Denna jämförelse visade att dessa PAH:er till stor del är partikelbundna (Tabell 8) och därmed kan väntas sedimentera och återfinnas i sedimenten, se vidare avsnitt 6.3.

För de PAH:er som listas i aktuell föreskrift (HVMFS 2013:19, bilaga 6) med gränsvärden har en jämförelse gjorts mot uppmätta halter i dagvattnet, se Tabell 8. För fem av studiens analyserade PAH:er finns det gränsvärden, vilka avser totalhalt, som årsmedelvärde och/eller

MAC-värde. Dessa är antracen, benso(a)pyren, benso(g,h,i)perylene, fluoranten och naftalen. Gränsvärde för benso(b,k)fluoranten, som undersökts i pilotstudien, är i föreskriften uppdelat separat på benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten.

Dagvattnets medelhalter av benso(a)pyren (0,044 µg/l) visar att gränsvärdet överskrids (0,00017 µg/l) och den högsta uppmätta halten på 0,26 µg/l ligger precis under MAC-värdet (0,27 µg/l). För samtliga 17 träffar av benso(g,h,i)perylene i dagvattnet överskrids ämnets MAC-värde (0,0082 µg/l) med den högsta uppmätta halten på 0,21 µg/l. Dagvattnets halter av fluoranten överskrider både årsmedelvärdet (0,0063 µg/l) och MAC-värdet (0,12 µg/l) med medelvärde 0,084 µg/l och max-halt 0,36 µg/l. I fyra av de 25 detekterade halterna av fluoranten i dagvattnet har förhöjda halter över MAC-värdet påvisats. För benso(b,k)fluoranten har samtliga 20 detekterade träffar varit över benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten gränsvärde på 0,017 µg/l. Även om studien inte redogör för dessa ämnen separat indikerar de höga halterna att ämnet är ett problem i dagvattnet. Observera även att studiens detektionsgräns (<0,02 µg/l) för benso(b,k)fluoranten varit över respektive ämnets MAC-värde och identifiering av dagvattnets lägre halter har därmed inte varit möjligt. Avsaknaden av lägre detekterade halter gäller även för andra PAH:er i denna studie, för information kring respektive ämnets detektionsgräns hänvisas till Bilaga 1. Att halter över gränsvärdena noteras i denna studie indikerar i sin tur på att lägre halter, som fortfarande ligger över gränsvärde, sannolikt finns i dagvattnet.

Inga förhöjda halter över gränsvärdet har kunnat konstateras för antracen och naftalen i dagvattnet.

Sammantaget visar dagvattnet på förhöjda halter av benso(a)pyren, benso(b,k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene och fluoranten. Detta medför i sin tur en potentiell risk för att PAH:erna kan orsaka negativa konsekvenser för Fyrisåns vatten och sediment.

Vid ett provtagningstillfälle av Svartbäckens dagvatten (2021-04-22) uppmättes avvikande och extremt höga totalhalter för PAH:er. Denna provtagning har utelämnats vid analysen av data och ingår inte i jämförelse med gränsvärden beskrivet ovan eller i Tabell 8.

Tabell 8. Antal analyserade dagvattenprover, antal prover med detekterad förekomst av PAH:er samt min, medel, max och standardavvikelse för uppmätta totalhalter. De två sista kolumnerna visar antal dagvattenprov med dekanterad halt och partikelbunden andel för föroreningar med minst 10 stycken träffar på totalhalter, övriga ämnen redogörs ej för. Fetmarkerade siffror visar att uppmätta halter överskrider ämnets gränsvärde för årsmedel- och/eller MAC-värde enligt föreskrift HVMFS 2013:19, bilaga 6

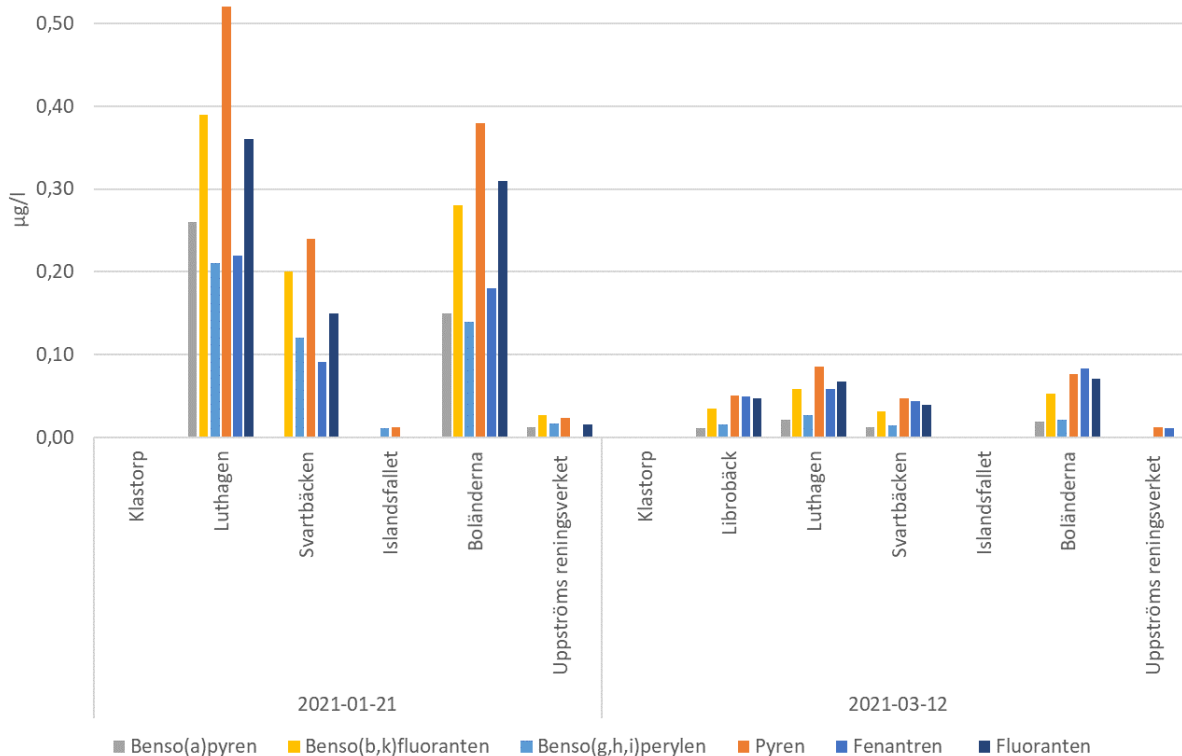
Förorening	Analyserade dagvattenprov, st	Dagvattenprov med uppmätt förekomst totalhalt, st	Min, µg/l	Medel, µg/l	Max, µg/l	STDAV	*Dagvattenprov med löst halt vid detekterad totalhalt, st	
							*Partikelbunden andel, min-max %	
Acenaften	32	0						
Acenaftylen	32	4	0,012	0,019	0,032	0,0079		
Antracen	32	3	0,011	0,020	0,036	0,012		
Bens(a)antracen	32	13	0,011	0,032	0,13	0,036	1	55
Benso(a)pyren	32	15	0,011	0,044	0,26	0,067	2	56–95
Benso(b,k)fluoranten	32	20	0,020	0,10	0,39**	0,11	3	59–90
Benso(g,h,i)perylen	32	17	0,012	0,053	0,21	0,060	3	60–90
Dibens(a,h)antracen	32	1		0,048				
Fenantren	32	21	0,015	0,058	0,22	0,053	14	35–91
Fluoranten	32	25	0,011	0,084	0,36	0,092	12	49–92
Fluoren	32	4	0,011	0,014	0,020	0,0038		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	32	12	0,011	0,031	0,11	0,029	2	51–88
Krysen	32	5	0,012	0,022	0,039	0,010		
Naftalen	32	7	0,027	0,040	0,093	0,022		
Pyren	32	27	0,011	0,099	0,52	0,13	15	49–96
Summa cancerogena PAH	32	4	0,26	0,63	1,1	0,31		
Summa PAH med hög molekylvikt	32	4	0,31	0,76	1,3	0,37		
Summa PAH med låg molekylvikt	32	0						
Summa PAH med medelhög molekylvikt	32	3	0,50	0,84	1,1	0,25		
Summa övriga PAH	32	7	0,30	0,64	1,4	0,41		

*avser de prov där minst 10 prov med totalhalter identifierats och för dessa prover dekantat uppmätts.

**enligt föreskrift HVMFS 2013:19 bedöms benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten i relation till gränsvärde separat. Studiens analysresultat visar ämnena tillsammans och fördelningen av de uppmätta halterna är okänt.

Uppmätta PAH halter i Fyrisån

Totalt har 28 stycken Fyriså-prover analyserats avseende PAH:er. I tre prover från två provtagningsstillfällen (2021-01-21 och 2021-03-12) påvisades detekterbara totalhalter av sex olika föroreningar. De PAH:er som uppmättes i Fyrisån var benso(a)pyren, benso(b,k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, fenantren, fluoranten och pyren. Inte vid någon av provtagningsarna i Fyrisån uppmättes lösta halter (dekanterat) av PAH:er över detektionsgränsen. Figur 45 redovisar uppmätta halter av PAH:er i Fyrisån samt i dagvattnet vid provtagningar 2021-01-21 och 2021-03-12. Noterbart är att det inte vid någon provtagning i Klastorp, det vill säga uppströms staden, uppmättes halter över detektionsgränsen. Vid Islandsfallet och uppströms reningsverket uppmättes halter av PAH:er vid två tillfällen. Även om halterna i Fyrisån är betydligt lägre än uppmätta halter i dagvattnet (se föregående avsnitt) ses en dagvattenpåverkan i ån vid dessa nederbördstillfällen. Att halterna i ån är lägre beror delvis på att dagvattnets PAH:er till stor del är partikelbundet och därmed sannolikt sedimenterar nära dagvattenledningarna mynningar i ån, alternativt så sker en utspädningseffekt när dagvattnet når ån. Se vidare om PAH:er i sediment i avsnitt 6.3. Hur uppmätta PAH halter i Fyrisån ställs i relation till ämnets gränsvärde redovisas närmare i avsnitt 7.1 Tabell 9.



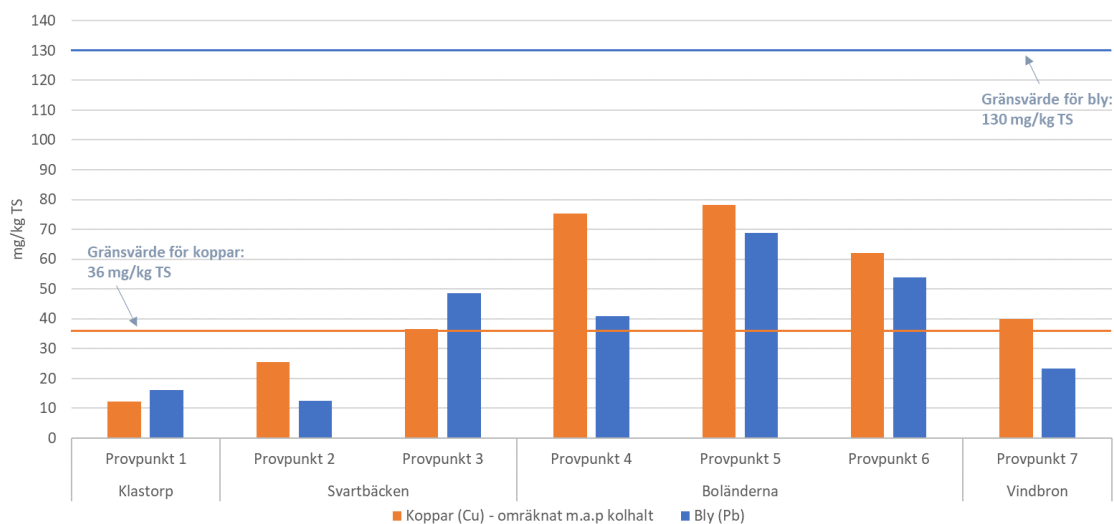
Figur 45. Uppmätta totalhalter av PAH:er i Fyrisån och dagvattnet vid provtagning 2021-01-21 och 2021-03-12. Provtagningsplatserna är listade i flödesriktning från vänster till höger.

6.3 Sedimentprovtagning

Resultatet av sedimentprovtagningen uppvisade en tydliga påverkan i centrala Uppsala av dagvattenrelaterade ämnen. För bly, koppar, kadmium och zink var halterna relativt låga vid Klastorp och ökade sedan, med de högsta halterna i provpunkt 4–6. I provpunkt 7 vid Vindbron sjönk halterna, även om de genomgående var högre än vid Klastorp. Även för PAH:er sågs en tydlig påverkan genom staden.

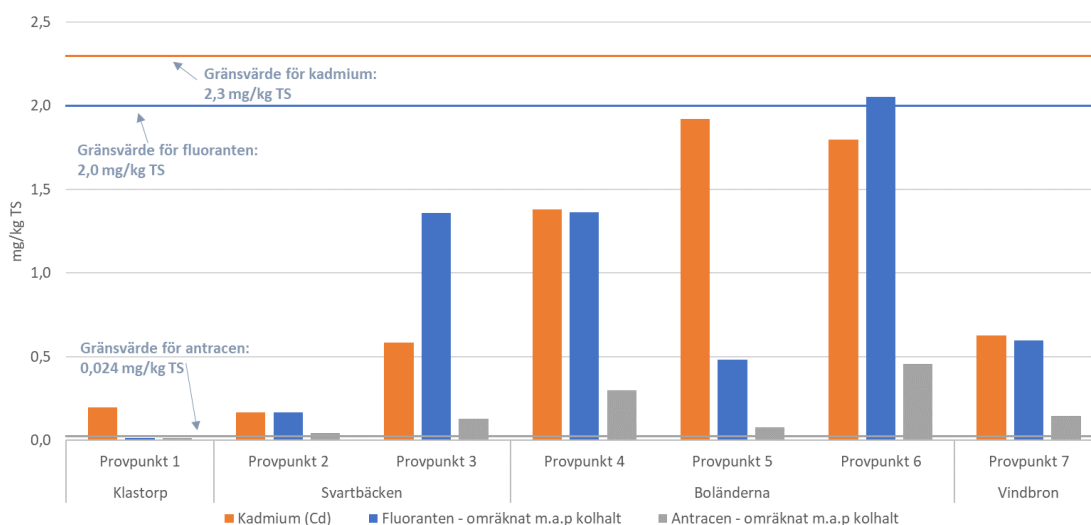
För de övriga metaller som analyserats (arsenik, barium, kobolt, nickel och vanadin) sågs ingen ökning genom staden. För dessa låg halterna i provpunkt 1 i nivå med provpunkt 2–7.

För koppar överskreds gränsvärdet för god status i punkt 3–7, se Figur 46. Om man räknar bort en bakgrundshalt på 20 mg/kg TS (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021) så överskreds värdena i punkt 4-6 (Boländerna). För bly uppmättes inte några halter över gränsvärdet, så även är det tydligt att bly tillförs med dagvattnet, så leder inte detta till otillåtna halter i sedimenten.



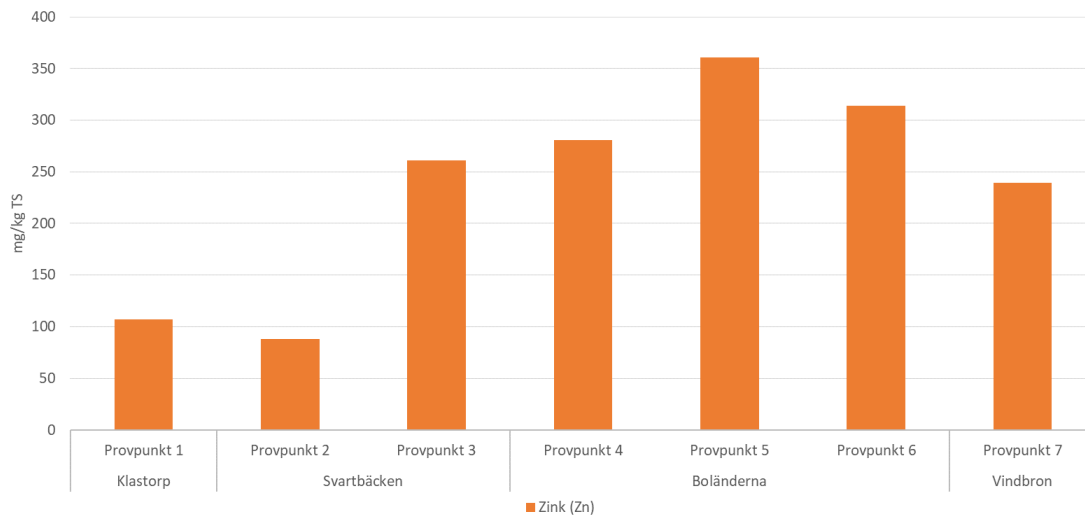
Figur 46. Halter av koppar och bly i Fyrisåns sediment samt gränsvärden för god status. För koppar har halter justerats för organisk kolhalt enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2018:17). Observera att bakgrundshalten för koppar på 20 mg/kg TS ej dragits av från staplarna i figuren.

Även för kadmium så syns en tydlig påverkan på sedimenten i central Uppsala. Gränsvärdet överskreds dock inte. För PAH:erna fluoranten och antracen ligger halterna däremot över gränsvärdena (se Figur 47). För fluoranten överskreds gränsvärdet endast i en provpunkt, nr 6, medan det för antracen överskreds i samtliga punkter utom Klastorp (punkt 2-7).



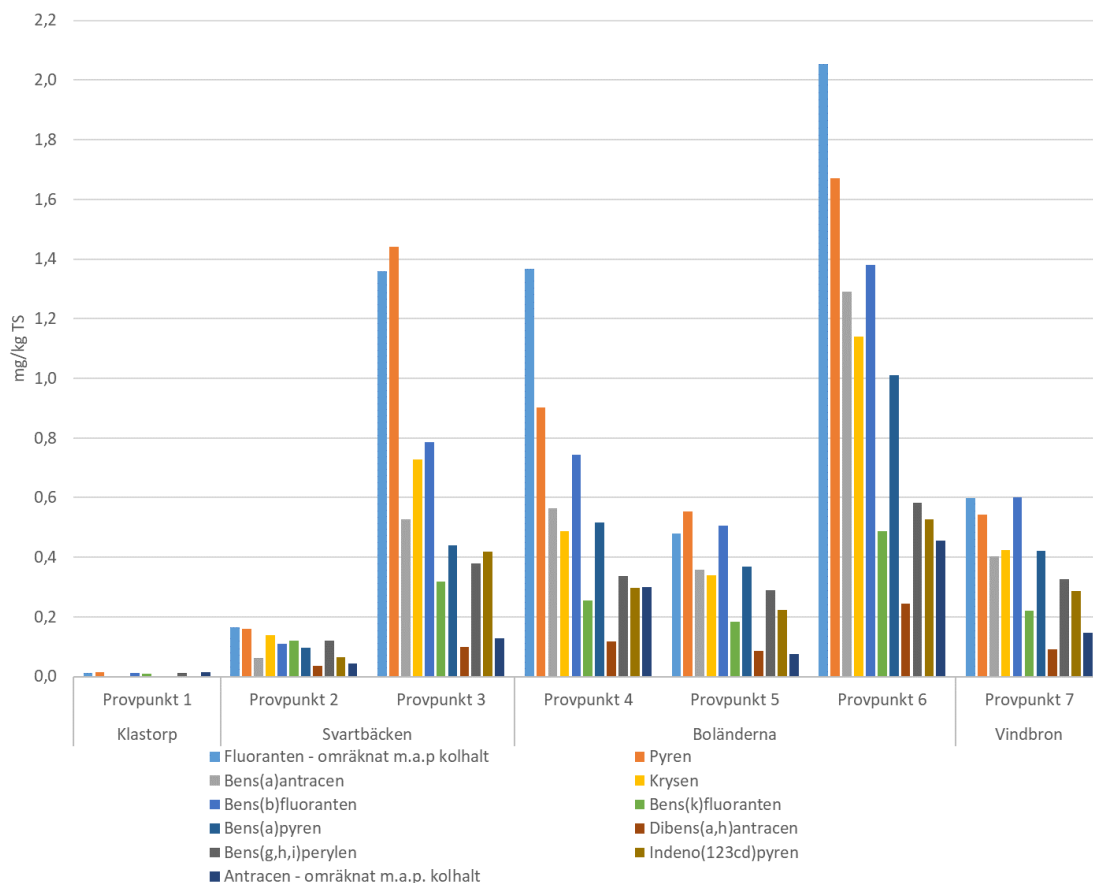
Figur 47. Halter av kadmium, fluoranten och antracen i Fyrisåns sediment, samt gränsvärde för god status. För fluoranten och antracen har halter justerats för organisk kolhalt enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2018:17).

För zink finns inget gränsvärde för sediment, men liksom för bly, koppar och kadmium syns en tydlig påverkan i provpunkt 3–7, se Figur 48.



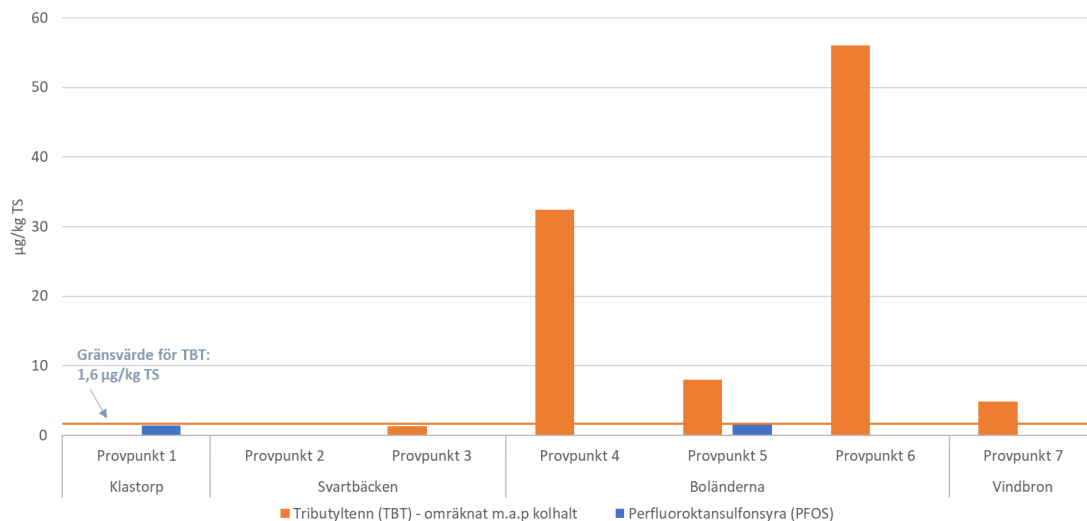
Figur 48. Halter av zink i Fyrisåns sediment.

I Figur 49 visas sedimenthalter av analyserade PAH:er. Det syns en tydlig påverkan, med de högsta halterna för samtliga ämnen i provpunkt 6. Noterbart är de låga halterna i provpunkt 1, Klastorp, uppströms staden.



Figur 49. Halter av analyserade polyaromatiska kolväten (PAH:er) i Fyrisåns sediment. För fluoranten och antracenen har halter justerats för organisk kolhalt enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2018:17).

Sedimenten analyserades även med avseende på TBT men även PFOA och PFOS som är högfluorerade ämnen (PFAS). TBT-halter i sjöar och vattendrag bedöms främst påverkas av båtbottnfärg och inte dagvatten. PFAS härstammar från en mängd diffusa källor, bland annat brandskum, och kan kanaliseras via dagvatten. Provtagningen av TBT visade på halter över gränsvärdet i punkt 4–7 (Figur 50). Den högst uppmätt TBT-halten (provpunkt 6) var 56 µg/kg TS att jämföra med gränsvärdet 1,6 µg/kg TS. För PFAS-ämnen detekterades PFOS i provpunkt 1 och 5. PFOA uppmättes inte i halter över detektionsnivån.



Figur 50. Halter av tributyltenn (TBT) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS) i Fyrisåns sediment, samt gränsvärde för TBT för god status. För TBT har halter justerats för organisk kolhalt enligt bedömningsgrunderna (HVMFS 2018:17).

För bromerade flamskyddsmedel (PBDE) uppmättes bara två ämne över detektionsgränsen, BDE 47 och BDE 99. Båda dessa detekterades i provpunkt 5.

Sammanfattningsvis visar provtagningen att sedimenten i centrala Uppsala är tydligt påverkade av tillförsel av metaller och PAH:er från dagvatten. Det kan samtidigt inte uteslutas att dessa tillförs från andra källor, även om vattenprovtagningen vid torrväder (basprovtagningen) inte visad på andra stor påverkanskällor (se avsnitt 6.1). För flera ämnen ligger halterna i sedimenten över gränsen för god status, vilket sannolikt beror på dagvattenpåverkan.

7 Dagvattnets påverkan på MKN i Fyrisån

7.1 Statusbedömning utifrån pilotstudiens vatten- och sedimentprovtagning i ån

I detta avsnitt sammanställs de uppmätta halterna i Fyrisåns vatten och sediment i relation till aktuella bedömningsgrund och gränsvärden beskrivna i föreskriften (HVMFS 2013:19) från Havs- och vattenmyndigheten (2019). För bedömning av ekologisk status ingår bland annat näringsämnen (totalfosfor) och SFÄ (metaller) och för kemisk status bedöms prioriterade ämnen beskrivna i Bilaga 2 respektive Bilaga 6 till föreskriften.

Tabell 9 visar en sammanställning av ekologiska och kemisk status baserat på pilotstudiens uppmätta halter i vatten och sediment. Tabellens uppmätta halter i vattnet baseras på studiens provtagningar vid regn eller avsmältning vid Islandsfallet samt uppströms reningsverket. Vattenprovtagning i Klastorp har utelämnats vid statusbedömning då platsen ligger uppströms tillrinning av dagvatten från Uppsala stad. Bedömningen av de ingående vattenparametrarna beskriver på detta sätt ett ”worse-case” scenario. Det är osannolikt att högre årsmedelhalter uppmäts vid en normal miljöövervakning som baseras på månadsprovtagning.

Vid bedömning av metallerna koppar, zink, krom, arsenik, kadmium, bly, kvicksilver och nickel avses löst halt (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). För koppar och zink avser dock gränsvärdena ämnets biotillgängliga koncentration, vilket beräknas utifrån den lösta koncentrationen. För bly och nickel så avser årsmedelgränsvärdet biotillgänglig halt, medan MAC-värdet avser löst halt.

För PAH:er avser gränsvärden totalhalter i vatten.

Vid statusbedömning av sedimenten så har måttlig status (ekologisk status) eller uppnår ej god (kemisk status) satts om gränsvärdet överskridits i minst en provtagningspunkt, där ämnets högsta uppmätta halt anges i Tabell 9. För jämförelse med gränsvärde enligt föreskrift har korrigering av organisk kolhalt gjorts för berörda ämnen i sedimenten (se avsnitt 6.3) och för koppar har naturlig bakgrundhalt dragits bort (Havs- och vattenmyndigheten, 2019).

Tabell 9. Sammanställning av ekologiska och kemiska status baserat på pilotstudiens uppmätta halter i vatten ($\mu\text{g/l}$) och sediment ($\mu\text{g/kg}$ torrsvikt). Gränsvärde enligt bedömningsgrundens föreskrift HVMFS 2013:19, bilaga 2 för ekologisk status och bilaga 6 för kemisk status. Metaller i vatten avser löst halt, undantaget årsmedelvärde för koppar, zink, bly och nickel. PAH:er avser totalhalt. Streck (-) visar att gränsvärde inte finns framtaget i bedömningsgrund eller ej är relevant. Överskrids parameterens gränsvärde för SFÅ bedöms måttlig status (gul färg) och under gränsvärdet god status (grön färg). Kemisk status bedöms istället baserat på uppnår god status (grön färg) eller uppnår ej god (röd färg)

	Ämne	Inlandsvattnen		Sediment	Uppmätta halter i studien		
		Årsmedelvärde **	MAC* **		Medelvärde vatten	Maxvärde vatten	Sediment *****
Ekologisk status - närliggande ämne och SFÅ	Tot-P	20,8 referensvärde	-	-	43,3 ¹		
	Cu	0,5*	-	36 000 ****	0,050*		78 000
	Zn	5,5*	-	-	0,86*		
	Cr	3,4	-	-	0,31		
	As	0,50	7,9	-	0,49	0,55	
Kemisk status - prioriterade ämnen	Cd	0,25	1,5	2300	0,011	0,023	1920
	Pb	1,2*	14	130 000	0,0022*	0,11	68 700
	Ni	4*	34	-	0,25*	2,3	
	Hg	-	0,07	-		under detektions- gräns	
	Antracen	0,1	0,1	24	under detektions- gräns	under detektions- gräns	455
	Benso(a)pyren (BaP)	0,00017	0,27	-	för hög detektions- gräns	0,012	
	Fluoranten	0,0063	0,12	2000	för hög detektions- gräns	0,016	2055
	Benso(b)fluoranten	-	0,017	-		0,022	
	Benso(k)fluoranten	-	0,017	-		0,005	
	Benso(g,h,i)perylen	-	0,0082	-		0,017	
	Naftalen	2	130	-	under detektions- gräns	under detektions- gräns	
	TBT	0,0002	0,0015	1,6	ej provtaget	ej provtaget	56

1) Ekologisk kvot =0,48

*) biotillgänglig halt

***) värdet uttryckt som ett medelvärde på årsnivå

****) värdet uttryckt som maximal tillåten koncentration (MAC), uppmätt vid ett enskilt mätillfälle

*****) hänsyn ska tas till naturlig bakgrundskoncentration

*****) avser maxuppmätt halt i sediment

Ekologisk status - Näringsämnen och särskilda förorenade ämnen

Fyrisåns vatten visar måttlig status avseende totalfosfor (EK=0,48) för studiens undersökta nederbördstillfällen baserat på medelvärde (43 µg/l) för uppmätta halter vid Islandsfallet och uppströms reningsverket. Måttlig status ses oavsett om bedömning görs separat per provtagningsplats (Islandsfallet och uppströms reningsverket) eller ej. Viktigt att notera är att beräknat medelvärde ligger nära gränsen för god/måttlig status, men halterna visar att ån påverkas av fosfor från dagvattnet. Medelhalten av fosfor i Klastorp, uppströms staden, för samma period som ovan visar istället, med liten marginal, på god status för fosfor (37,3 µg/l, EK=0,56). Detta ger en indikation om att dagvattnets bidrag av fosfor nedströms påverkar Fyrisån vid nederbörd. Vattenmyndighetens beräknade referensvärde för vattenförekomsten (20,8 µg P/l) har använts vid bedömningen av näringsämnen (VISS - Vatteninformationssystem Sverige, 2021).

De beräknade medelvärdena för respektive metall tillhörande SFÄ (koppars, zink, krom och arsenik) visar på god status i vatten. För koppar, zink och krom är halterna långt under aktuellt gränsvärde (årsmedelvärde) och studiens uppmätta medelhalter överensstämmer väl med beräknad årsmedel för 2019 och 2020 års miljöövervakning i Fyrisån (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020, 2021). För zink ses ett högre medelvärde uppströms reningsverket jämfört med Islandsfallet, dock är halterna långt under årsmedelgränsvärdet. För arsenik är det viktigt att poängtera att studiens medelvärde på 0,49 µg/l är extremt nära gränsvärdet 0,50 µg/l. De förhöjda arsenikhalterna som ses genom ån har även visats i tidigare miljöövervakning där vissa provtagningsstationer haft halter under eller strax över gränsvärdet (Sveriges lantbruksuniversitet, 2020, 2021). Hänsyn ska tas till naturlig bakgrundshalt för arsenik i vatten om det hindrar efterlevnaden av gränsvärdet (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Ingen hänsyn har tagits till bakgrundshalten av arsenik på 0,72 µg/l (Herbert m.fl., 2009) i denna studie. Det anses inte vara relevant när gränsvärdet (0,50 µg/l) är lägre än områdets naturliga bakgrundshalt (0,72 µg/l). Vid jämförelse med studiens högsta uppmätta arsenikhalt (0,55 µg/l) är även den under ämnets MAC-värde (7,9 µg/l). Arsenik bedöms inte primärt vara ett dagvattenrelaterat ämne och källorna till de förhöjda halterna som ses i ån är idag inte helt kända och behöver utredas vidare.

Halten av koppar överskrider gränsvärdet i sediment för flera undersökta platser, den högsta halten som uppmättes var 78 000 µg/kg TS, vilket finns beskrivet närmare i avsnitt 6.3 om sediment.

Kemisk status – metaller och PAH:er

Metallerna kadmium, bly och nickel är några av de prioriterade ämnen som ingår i bedömning av kemisk status. Studiens beräknade värde för respektive ämne visar god status både avseende medelvärde och max-halt. Halterna för dessa tre metaller är långt under aktuellt gränsvärde. Vid jämförelse mot gränsvärde för kadmium ska hänsyn tas till vattnets hårdhetsklass, baserat på Fyrisåns vattenförbunds miljöövervakning från 2020 tillhör Fyrisån klass 5 (Nygren, 2021). Studiens uppmätta kadmiumhalter har därför jämförts med aktuell klass.

Kvicksilveranalysen visar att samtliga prover i Fyrisån haft halter under detektionsgränsen <0,10 µg/l för prover fram till och med provtagning 8 (2021-04-12). Analyser efter det datumet har genomförts med en lägre detektionsgräns (<0,0050 µg/l). Trots detta har inga analyser resulterat i halter över detektionsgränsen. Detta ger en indikation på att kvicksilver i ytvatten inte verkar vara ett stort problem i Fyrisån, vid jämförelse med MAC-gränsvärdet 0,07 µg/l. Uppmätta halter i dagvattnet beskrivs i avsnitt 6.2.5.

Flera av PAH:erna är prioriterade ämnen och ingår i bedömning av kemisk status där gränsvärdena avser totalhalter (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Benso(a)pyren och fluoranten är två prioriterade ämnen med MAC-gränsvärde på 0,27 µg/l respektive 0,12 µg/l. Vid ett tillfälle i Fyrisån (uppströms reningsverket) uppmättes halten 0,012 µg/l benso(a)pyren och fluoranten 0,016 µg/l. Detta är under respektive ämnes MAC-värde och resulterande i god status. Benso(g,h,i)perylene är ett annat prioriterat ämne som uppmättes i två provtagningspunkter (Islandsfallet och uppströms reningsverket) i Fyrisån vid samma provtagningsstillfälle, båda halterna överskred MAC-värdet 0,0082 µg/l.

I föreskriften listas benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten för sig med MAC-värde på 0,017 µg/l. I denna studie har benso(b,k)fluoranten analyserats tillsammans och vid ett tillfälle uppmättes 0,027 µg/l i Fyrisån uppströms reningsverket. Enligt laboratoriet fördelar sig 80 % av den redovisade halten som benso(b)fluoranten vilket motsvarar en halt på 0,022 µg/l (Eurofins Environment Testing Sweden AB, 2021). Detta innebär att MAC-värdet överskrids vid denna provtagning i Fyrisån. Noterbart är dock att PAH-halterna i Fyrisån endast detekterats vid fåtal tillfällen, men då i vissa fall och för vissa ämnen överskridit MAC-värden. För benso(b)fluoranten är den uppmätta halten strax över gränsvärdet och indikerar att det är ett problem i ån.

Sammanfattningsvis uppnås ej god kemisk status för benso(b)fluoranten och benso(g,h,i)perylene i Fyrisån, då uppmätt halt vid några nederbördstillfällen överskridit MAC-värdet. Uppmätta MAC-halter av benso(a)pyren och fluoranten visar god kemisk status. Notera dock att de uppmätta halterna ger en indikation på en påverkan samt att analys för lägre halter inte har utförts. För antracen och naftalen har inga halter över detektionsgräns påvisats i något av proverna i Fyrisån vilket indikerar god kemisk status.

Vid jämförelse med gränsvärden för PAH:er är det viktigt att det analyserade ämnets detektionsgräns beaktas. För flera av ämnena har detektionsgränsen varit över MAC-värdet och/eller årsmedelvärde, vilket gör att det inte är möjligt att bedöma om gränsvärden överskrids eller ej.

För de undersökta prioriterade ämnena i sedimentet uppvisar bly och kadmium halter under respektive gränsvärde, vilket ger god status för dessa ämnen, även om halterna är tydligt förhöjda i centrala Uppsala jämfört med vid Klastorp. För PAH-ämnet fluoranten överskrids gränsvärdet med lite marginal i en provtagningspunkt (2055 µg/kg TS). Halterna av antracen överskrids däremot gränsvärdet (24 µg/kg TS) i samtliga provtagningspunkter i staden, med den högsta halten på 455 µg/kg TS. Sedimentets undersökta TBT-halter var över gränsvärdet 1,6 µg/kg TS i flera provtagningspunkter, med den högsta uppmätta halten på 56 µg/kg TS. Sammantaget visar sedimenten på förhöjda halter av de prioriterade ämnena fluoranten, antracen och TBT och uppnår ej god status. För närmare beskrivning av uppmätta halter och vilka provtagningsplatser där gränsvärdet överskridits se avsnitt 6.3.

7.2 Beräkning av dagvattnets teoretiska påverkan på Fyrisån utifrån modellering

Utifrån metoden beskriven i avsnitt 4.3 bestämdes den tillförlitligt högsta andelen dagvatten (X) som del av Fyrisåns vattenföring vid Islandsfallet vara 71 %. Vid flera tillfällen var andelen dagvatten högre, som högst 83 %, men då vid regntillfällen med mer svårtolkade data och oregelbundna mönster.

En korrelationsanalys visade att andelen dagvatten (X) av det totala flödet var korrelerat med säsong (vår, sommar, höst, vinter), lufttemperatur och vattenföring i Fyrisån innan regn, med en signifikansnivå på 95 %. Regntillfällena under sommarmånaderna med högre lufttemperatur och lågt flöde i Fyrisån innan regnet ger en större andel dagvatten i Fyrisån. Det är därför mycket troligt att det är vid dessa tillfällen som de högsta föroreningskoncentrationerna kan uppmätas i ån.

De teoretiskt beräknade maximala föroreningshalterna i dagvatten (MAC_{ur}) för lösta halter av bly, kadmium och nickel samt totala halter av antracen, fluoranten och bens(a)pyren, jämfördes med maximala uppmätta halter under provtagningen 2020–2021 (se avsnitt 6.2). Uppmätta halter i dagvattnet från avrinningsområdena Luthagen och Svartbäcken användes då dessa ligger inom det för examensarbetet studerade området.

I Tabell 10 visas resultaten från denna jämförelse. Halten av fluoranten från dagvatten i Luthagens avrinningsområde (rödfärgad) visar sig kunna vara mer än dubbelt så hög som den halt i dagvatten som inte bör överskridas för att inte riskera att MAC-MKN överskrids i Fyrisån. I Svartbäckens avrinningsområde är halten av samma ämne nära gränsen (MAC_{ur}). Även benso(a)pyren-halterna i Luthagen har visat sig vara i riskzonen då de överstiger 50 % av MAC_{ur} (orange färg).

Denna undersökning tyder på att i första hand vissa PAH:er som transporteras med dagvattnet riskerar orsaka att MAC-MKN värden överskrids i Fyrisån. För de undersökta lösta metallhalterna syns inte alls samma risk. För mer detaljerad beskrivning av metod och resultat från modellering av dagvattnets påverkan på Fyrisån hänvisas till rapporten från Gannholm Johansson (2021).

Tabell 10. För sex föroreningar uppskattas en maximal tillåten koncentration i dagvattnet (MAC_{ur}) för att MAC-MKN inte ska överskridas i Fyrisån. MAC_{ur} beräknas utifrån en maximal andel dagvatten under ett regntillfälle (X), vilken är 71 %. MAC_{ur} jämförs i tabellen med uppmätta halter från provtagning i Luthagens och Svartbäckens avrinningsområden. Dessa halter färgkodas med rött, orange, gult eller vitt utifrån riskdefinitionen under tabellen. Tabellen är modifierad utifrån Gannholm Johansson (2021)

Förorening	MAC_{ur} ($\mu\text{g/l}$)	Luthagen ($\mu\text{g/l}$)	Datum	Svartbäcken ($\mu\text{g/l}$)	Datum
Pb (löst)	20	0,061	2021-02-22	0,063	2021-04-12
Cd (löst)	1,3	0,044	2021-03-12	0,033	2021-03-12
Ni (löst)	47	2,6	2021-02-22	2,2	2020-11-21
Antracen	0,14	<0,030	2021-01-21	0,011	2021-01-21
Fluoranten	0,17	0,36	2021-01-21	0,15	2021-01-21
Bensa(a)pyren (BaP)	0,38	0,26	2021-01-21	0,045	2020-12-04

Risk	Definition
Överskrider MAC-MKN	Överskrider MAC_{ur}
Hög risk att överskrida MAC-MKN	>50% av MAC_{ur}
Moderat risk att överskrida MAC-MKN	>25% av MAC_{ur}
Låg risk att överskrida MAC-MKN	<25% av MAC_{ur}

7.3 Syntes av dagvattnets påverkan på rinnande vatten (Fyrisån)

För fosfor syns en tydlig påverkan på halterna i Fyrisån från dagvatten (se avsnitt 6.2.2). Den ökade totalhalten av fosfor i ån genom Uppsala leder till att gränsvärdet för god/måttlig status överskrids vid flera av de undersökta regn- och avsmältningstillfällena.

För metaller visar genomförd provtagning och modellering att risken är liten för att gränsvärdet för ekologisk och kemisk status överskrids i Fyrisåns vatten. I och med att klassningen i avsnitt 7.1 genomgående baserats på provtagningar vid nederbörden eller avsmältning, så är det osannolik att högre årsmedelhalter uppmäts i den ordinarie miljöövervakningen som baseras på månadsvisa provtagningar.

För mindre vattendrag i urbana områden, där andelen dagvatten i vattendraget kan vara högre än i Fyrisån, kan det teoretisk finnas en risk för överskridande av gränsvärden för metaller. Denna risk bedöms dock inte som särskilt stor.

När det gäller metaller i sedimenten syns en tydlig påverkan från dagvattnet som leder till att gränsvärdet för god status överskrids för koppar. Även för kadmium och bly ses en tydlig påverkan, även om halterna inte överskrider gränsvärdet för god status.

För att bedöma risken för att metaller i sedimenten överskrider gränsvärden är det relevant att göra en jämförelse med halter av metaller i sediment från dagvattendammar.

Halterna av koppar i Fyrisåns sediment (provpunkt 3–6) är jämförbara med sedimenthalter i dagvattendammar som tar emot dagvatten från centrum- och industriområden (Andersson m.fl., 2012; Arnlund, 2014). I dessa dammar överskrids gränsvärdet koppar på 36 mg/kg TS i flera fall. Det gör att risken för att kopparhalter ska överskridas sediment i urbana vattendrag är påtaglig.

Även för bly är halterna i Fyrisån (provpunkt 3–6) jämförbara med sedimenthalter i dagvattendammar (Andersson m.fl., 2012; Arnlund, 2014). I rapporten 25 kommunala dagvattendammar i Sverige – hur fungerar de? (Blecken m.fl., 2017) redovisas uppmätta halter av metaller i sediment. I de undersökta dammarna låg koncentrationer av bly mellan 3 och 77 mg/kg TS. Med tanke på att ingen av dessa dammar uppvisar halter i sedimenten som överskrider gränsvärdet, så är risken att gränsvärden för bly överskrids i ett vattendrag som tar emot en blandning av dagvatten och annat vatten väldigt liten.

För kadmium låg den högsta uppmätta halten i Fyrisån (1,92 mg/kg TS) relativt nära gränsvärdet (2,3 mg/kg TS). Vid jämförelse med kadmiumhalter i ca 30 dagvattendammar så var det högsta uppmätta värdet i dessa 2,26 mg/kg TS, alltså strax under gränsvärdet (Andersson m.fl., 2012; Arnlund, 2014; Blecken m.fl., 2017). Risken för att kadmiumhalter ska överskridas i sediment i urbana vattendrag till följd av dagvattenpåverkan bedöms därför som relativt liten.

För PAH:er överskrids gränsvärden i såväl vatten (MAC-halter) som i sediment. Halterna av PAH:er i analyserat dagvatten ligger också i många fall på höga nivåer. Risken för att gränsvärden för vatten och/eller sediment överskrids i urbana vattendrag, i Fyrisåns storlek eller mindre, bedöms som stor. För stora vattendrag, med en bara en mindre andel urban mark i avrinningsområdet, så är risken mindre.

8 Slutsatser och diskussion

Huvudsyftet med denna pilotstudie var att undersöka i vilken mån dagvatten från centrala Uppsala påverkar vattenkvaliteten i Fyrisån under ett antal regn- och avsmältningstillfällen. Utifrån det som redogjorts för i rapporten är det tydligt att dagvattnet påverkar halterna av fosfor, metaller och PAH:er i åvattnet och att tillförseln av metaller och PAH:er också ger förhöjda halter i åns sediment i centrala Uppsala.

När det gäller frågeställningen om det finns risk för att maximala tillåtna koncentrationer, så kallade MAC-värden, överskrids i ån i samband med regn eller snösmältning, så visade provtagning och genomförd modellering (inom ramen för examensarbete) på både uppmätta och modellerade halter av PAH:er över maximala tillåtna koncentrationer. För metaller så bedöms risken vara liten för att MAC-värden i vatten ska överskridas.

Provtagning av sedimenten i centrala Uppsala visade på en tydlig påverkan av både metaller och PAH:er från dagvatten, med överskridna gränsvärden för koppar, antracen och fluoranten.

När det kommer till fördelningen mellan partikelbundna respektive lösta föroreningar i dagvatten så dominerade partikelbundna föroreningar i avrinningen för de flesta metaller. Tydligast var det för bly, där den partikelbundna andelen i dagvattnet låg på i genomsnitt 98 %. För koppar var motsvarande siffra 67 %, men andelen är betydligt större när turbiditeten och koncentrationen av koppar i dagvattnet är högre. För zink låg den partikelbundna andelen i dagvattnet också på i genomsnitt 67 %, men påverkas inte i lika hög grad av koncentrationen som koppar. För kadmium låg halterna ofta nära eller under detektionsgränsen och det gick inte att beräkna andelen partikelbunden respektive löst andel på ett tillförlitligt sätt.

För krom var den partikelbundna andelen hög, i genomsnitt 87 %, och ökar något när turbiditeten och koncentrationen i dagvattnet är högre. För nickel låg den partikelbundna andelen på i genomsnitt 55 %, och även denna ökade något vid högre koncentrationer.

Partikelbunden andel av metaller i dagvattnet är i denna studie jämförbar med data i SVU-rapporten *Kunskapssammanställning Dagvattenkvalitet* (Viklander m.fl., 2019).

När det gäller frågan om partikelbundna dagvattenföroreningar avskiljs genom sedimentation i ån eller om de transporteras vidare nedströms, så tyder sedimentprovtagningarna på att en stor andel av de partikelbundna föroreningarna sedimenterar relativt nära utsläppspunkterna. Resultatet av sedimentprovtagningen visar att halterna av såväl metaller som PAH:er är lägre i provpunkt 7, uppströms Vindbron, jämfört med halterna i centrala staden.

Undersökningen av sambanden mellan turbiditet (grumlighet) i dagvattnet och koncentrationen av föroreningar visar på ett starkt samband generellt mellan turbiditet och halt av suspenderat material. De generella sambanden mellan turbiditet och halt av metaller är svagare, men när provtagningen från Luthagen tas bort från analysen så blir sambanden generellt bättre. Sambanden blir i många fall ännu tydligare om avrinningsområden för dagvatten undersöks var för sig. Undantaget är Luthagen, där sambanden generellt är svaga. Den jämförelse som gjorts mellan beräknade årsmedelhalter utifrån Stormtac och medelhalterna utifrån pilotstudiens provtagningar i avsnitt 6.2.1. ger en fingervisning om att dagvattnet från Luthagen eventuellt påverkas av andra föroreningskällor inom avrinningsområdet. Det kan vara en förklaring till att sambanden mellan turbiditet och föroreningshalter är svaga för detta dagvatten.

Även om halterna av metaller i Fyrisåns vatten inte överstiger gällande gränsvärden för god status, så finns det ingen undersökning av den biologiska kvalitetsfaktorn kiselalger i Fyrisån i

centrala Uppsala, som kan stödja att metaller i vattenfasen påverkar ån negativt. Det finns heller ingen undersökning av bottenfaunan på denna åsträcka. En sådan undersökning skulle bidra med mer kunskap om hur de förhöjda halterna av dagvattenrelaterade föroreningar påverkar det biologiska livet i sedimenten.

När det gäller gränsvärden för koppar och zink i vatten så är det intressant att jämföra med tidigare föreslagna gränsvärden för metaller, som ingår i särskilda förorenande ämnen (SFÄ), i Naturvårdsverkets rapport 5799 (Naturvårdsverket, 2008). Dessa gränsvärden avsåg löst halt och var för koppar 4 µg/l och för zink 8 µg/l. De lösta gränsvärden som räknats fram för koppar och zink i pilotstudien utifrån biotillgänglig halt (se avsnitt 6.2.2) är 34,7 µg/l respektive 41,3 µg/l. Genom att basera gränsvärden på biotillgänglig halt (beräknad med verktyget Bio-met) istället för på löst halt så resulterar detta alltså i att koppar och zink idag ses som ett betydligt mindre problem för vattenmiljön i Fyrisån än tidigare.

9 Referenser

- AHLSTRÖM, M., 2021. *Undersökning av turbiditet och föroreningars sammansättning i urbana dagvatten*. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Nr. UPTEC W 21025.
- ANDERSSON, J., OWENIUS, S., och STRÅE, D., 2012. *NOS-dagvatten: Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. Svenskt Vatten Utveckling, Nr. 2012-02.
- ARNLUND, J., 2014. *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm - en studie med flödesproportionell provtagning*. Uppsala universitet.
- Bio-met bioavailability tool version 5.0*, 2019.
- BLECKEN, G.-T., AL-RUBAEI, A., VIKLANDER, M., och MARSALEK, J., 2017. *25 kommunala dagvattendammar i Sverige – hur fungerar de?* Svenskt Vatten Utveckling, Nr. 2017-18.
- EUROFINS ENVIRONMENT TESTING SWEDEN AB, 2021. *Fördelning av benso(b,k)flouranten i Fyrisåprov uppströms reningsverket 2021-01-21*.
- FYRISÅNS VATTENFÖRBUND, 2018. *Bilaga 1. Ansökan om forskningsbidrag: Miljöanalys av tillståndet i Fyrisån med biflöden*. Uppsala.
- GANNHOLM JOHANSSON, T., 2021. *Modelling the risk of rainfall events leading to momentary pollution levels exceeding maximum allowed concentrations - A Swedish case study of urban runoff in the Fyris river*. Uppsala: Institutionen för Geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet, Examensarbete 30 hp Nr. UPTEC W 21019.
- HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN, 2016. *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26*. Havs- och vattenmyndigheten.
- HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN, 2019. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Göteborg, Nr. HVMFS 2019:25.
- HERBERT, R., BJÖRKVALD, L., WÄLLSTEDT, T., och JOHANSSON, K., 2009. *Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten*. Uppsala: Vatten och miljö, Nr. 2009:12.
- INSTITUTIONEN FÖR GEOVETENSKAPER, UPPSALA UNIVERSITET, 2021. *Vattenföring, konduktivitet och turbiditet i Fyrisån uppströms Islandsfallet, Uppsala [internet]. Fyrisåns webbplats*. Tillgängligt: <http://www.fyris-on-line.nu/default.asp> [Hämtad 2021-6-3].
- LADSON, A.R., BROWN, R., NEAL, B., och NATHAN, R., 2013. *A Standard Approach to Baseflow Separation Using The Lyne and Hollick Filter*. *Australasian Journal of Water Resources*, Vol. 17, Nr. 1, s. 25-34.
- NATURVATTEN AB, 2020. *Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Fyrisån. Bilaga 3. Huvudfåran: Fyrisån Jumkilsån-Sävjaån (WA93715408)*. Examensarbete 30 hp.
- NATURVÅRDSVERKET, 2008. *Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen*. Nr. 5799.
- NYGREN, I., 2021. *Fyrisån och klassgräns för kadmium*.
- SMHI, 2021. *Ladda ner meteorologiska observationer [internet]*. Tillgängligt: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer#param=precipitationHourlySum,stations=all,stationid=97510> [Hämtad 2021-6-3].
- STORMTAC, 2021. *StormTac Web v.20.2.2 [internet]. Utvecklad av Larm, T.* Tillgängligt: <http://app.stormtac.com/>.
- SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, 2020. *Fyrisåns avrinningsområde 2019- Vattenkvalitet 2017-2019*. Uppsala: vatten och miljö, Nr. 2020:2.
- SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, 2021. *Fyrisåns avrinningsområde 2020*. Uppsala: Vatten och miljö, Nr. 2021:8.

- TRAFIKVERKET, 2021. Vägtrafikflödeskartan [internet]. v.1.5.0.2. Tillgängligt:
<https://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation> [Hämtad 2021-3-1].
- UPPSALA VATTEN OCH AVFALL AB, 2015. *Belastningsberäkning för dagvattenutsläpp i Uppsala*.
- UPSALA NYA TIDNING, 2021. Majvädret i Uppsala, 2021-6-12.
- VIKLANDER, M., ÖSTERLUND, H., MÜLLER, A., MARSALEK, J., och BORRIS, M., 2019.
Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet. Nr. 2019-2.
- VISS - VATTENINFORMATIONSSYSTEM SVERIGE, 2021. Fyrisån Jumkilsån-Sävjaån
(WA93715408) [internet]. Tillgängligt:
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA93715408> [Hämtad
2021-5-21].
- WRS AB, 2019. *Uppsala dagvattenplan*.

Bilaga 1. Analyserade vatten- och sedimentparametrar

Analysparametrar vatten - totalhalt

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Suspenderande ämnen	Susp	SS-EN 872:2005	0,5	mg/l	±10%
Fosfor	Tot-P	SS-EN ISO 15681-2:2018	0,005	mg/l	±25%
Ammoniumkväve	NH ₄ -N	ISO 15923-1:2013 Annex B	0,01	mg/l	±15%
Löst organiskt kol	DOC	SS EN 1484:1997	2	mg/l	±20%
Klorid	Cl	SS-EN ISO 10304-1:2009	0,1	mg/l	±10%
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	SPI 2011			
	Acenaften	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Acetnaftalen	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Bens(a)antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Benso(a)pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Benso(b,k)fluoranten	SPI 2011	0,02	µg/l	±25%
	Benso(g,h,i)perylen	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Dibens(a,h)antracen	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Fenantren	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Fluoranten	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Fluoren	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±30%
	Krysen	SPI 2011	0,01 (0,02 vissa prover)	µg/l	±25%
	Naftalen	SPI 2011	0,02	µg/l	±30%
	Pyren	SPI 2011	0,01	µg/l	±25%
	Summa cancerogena PAH	SPI 2011	0,2	µg/l	
	Summa PAH med hög molekylvikt	SPI 2011	0,3	µg/l	
	Summa PAH med låg molekylvikt	SPI 2011	0,2	µg/l	
	Summa PAH med medelhög molekylvikt	SPI 2011	0,3	µg/l	
	Summa övriga PAH	SPI 2011	0,3	µg/l	

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Metaller- syraupplutet					
Arsenik	As	SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,0002	mg/l	±30%
Barium	Ba	SS-EN ISO 15587-2:2002 (ICP-AES) / SS-EN ISO 11885:2009; SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02;0,001	mg/l	±25%
Bly	Pb	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1;0,0005	mg/l	±20%
Kadmium	Cd	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1;0,0001	mg/l	±25%
Kobolt	Co	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±20%
Koppar	Cu	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02; 0,0005	mg/l	±20%
Krom	Cr	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,0005	mg/l	±20%
Nickel	Ni	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,0005	mg/l	±25%
Vanadin	V	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	1;0,0002	mg/l	±20%
Zink	Zn	SS-EN ISO 15587-2:2002 / SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05;0,002	mg/l	±20%
Kalcium	Ca	SS-EN ISO 15587-2:2002/SS-EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05	mg/l	±15%
Kvicksilver	Hg	SS-EN ISO 17852:2008 mod (CV-AFS)/låg detektionsgräns	0,0001/ 0,000005	mg/l	±20%

Analysparametrar vatten-löst halt*

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Fosfor	PO ₄	SS-EN ISO 15681- 2:2018	0,005	mg/l	±25%
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	SPI 2011**			
	Acenaften	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Acetnaftalen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Bens(a)antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Benso(a)pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Benso(b,k)fluoranten	SPI 2011**	0,02	µg/l	±25%
	Benso(g,h,i)perylen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Dibens(a,h)antracen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Fenantren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Fluoranten	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Fluoren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±30%
	Krysen	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Naftalen	SPI 2011**	0,02	µg/l	±30%
	Pyren	SPI 2011**	0,01	µg/l	±25%
	Summa cancerogena PAH	SPI 2011**	0,2	µg/l	
	Summa PAH med hög molekylvikt	SPI 2011**	0,3	µg/l	
	Summa PAH med låg molekylvikt	SPI 2011**	0,2	µg/l	
	Summa PAH med medelhög molekylvikt	SPI 2011**	0,3	µg/l	
	Summa övriga PAH	SPI 2011**	0,3	µg/l	
Metaller					
Arsenik	As	EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,00002	mg/l	±20%
Barium	Ba	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02;0,001	mg/l	±25%
Bly	Pb	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1; 0,00001	mg/l	±20%
Kadmium	Cd	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,1; 0,000004	mg/l	±20%
Kobolt	Co	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00001	mg/l	±20%
Koppar	Cu	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,02; 0,00005	mg/l	±25%
Krom	Cr	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±20%

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	LOQ- kvantifierings gräns	Enhet	Mät- osäkerhet
Nickel	Ni	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,00005	mg/l	±20%
Vanadin	V	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	1;0,00002	mg/l	±20%
Zink	Zn	SS-EN ISO 11885:2009 (ICP-AES); EN ISO 17294-2:2016 (ICP-MS)	0,05; 0,0002	mg/l	±25%
Kvicksilver	Hg	SS-EN ISO 17852:2008 mod (CV-AFS)/låg detektionsgräns	0,0001/ 0,000005	mg/l	±20%

*prover filtrerade genom 0,45 µm filter. Gäller inte organiska analyser.

**PAH-analys av dekantat efter provet skakats och sedimenterat 12 h.

Analysparametrar sediment

Analysparameter		Analysmetod/ beteckning	Rapporterings- gräns	Enhet
Metaller				
Arsenik	As	ICP-MS	0,5	mg/kg TS
Barium	Ba	ICP-MS	1	mg/kg TS
Bly	Pb	ICP-MS	1	mg/kg TS
Kadmium	Cd	ICP-MS	0,1	mg/kg TS
Kobolt	Co	ICP-MS	0,1	mg/kg TS
Koppar	Cu	ICP-MS	0,3	mg/kg TS
Krom	Cr	ICP-MS	0,25	mg/kg TS
Kvicksilver	Hg	ICP-MS	0,2	mg/kg TS
Nickel	Ni	ICP-MS	1	mg/kg TS
Vanadin	V	ICP-MS	0,2	mg/kg TS
Zink	Zn	ICP-MS	1	mg/kg TS
Totalt organiskt kol	TOC	SS-EN 13137	0,1	%
Polycykliska aromatiska kolväten	PAH16	GC-MS	0,01	mg/kg TS
Tributyltenn	TBT	GC-ICP-SFMS	0,001	mg/kg TS
Perfluoroktansyra	PFOA	LC-MS-MS	0,0005	mg/kg TS
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS	LC-MS-MS	0,0005	mg/kg TS
Polybromerade difenyletrar	PBDE			
	BDE 28	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	tetraBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	5	µg/kg TS
	BDE 47	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	pentaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	5	µg/kg TS
	BDE 99	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	BDE 100	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	hexaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	5	µg/kg TS
	BDE 153	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	BDE 154	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	0,5	µg/kg TS
	heptaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	10	µg/kg TS
	oktaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	10	µg/kg TS
	nonaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	50	µg/kg TS
	dekaBDE	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	50	µg/kg TS
	tetrabrombisfenol-A (TBBP-A)	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	5	µg/kg TS
	dekabrombifenyl (DeBB)	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	50	µg/kg TS
	hexabromcyklododekan (HBCD)	HRGC-HRMS, LC-MS/MS	50	µg/kg TS