

Nr 6:2014

VÄTTERN - FAKTA

Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden



VÄTTERNFAKTA utgörs av en digital publikationsserie innehållande fakta som berör Vättern



Vätternvårdsförbundet



Jönköpings
Fiskeribiologi



JÖNKÖPINGS
KOMMUN

FAKTA från Vätternvårdsförbundet

Nr 6:2014

Fakta-serien från Vätternvårdsförbundet instiftades 2012 och utgörs av dokument med beröring till sjön som förtjänat att tillgängliggöras för en bredare krets. Ofta berör innehållet begränsad fråga. Faktaserien kompletterar därmed Rapportserien och ges endast ut digitalt.

Nr	6:2014
Framsida	Peter Lindvall, Jönköpings Fiskeribiologi AB
Utgivare	Måns Lindell (red), mars 2014.
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län telefon 010-223 63 66,
E-post:	ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.vattern.org
Författare	Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi
Kartmaterial	© Lantmäteriet, Länsstyrelsen via geodatasamverkan
Beställare	Miljökontoret, Jönköpings kommun

Sammanfattning

Under våren och sommaren 2012 genomfördes grumlighetsmätningar och undersökningar med sedimentboxar i två av Vätterns tillflöden inom Jönköpings kommun, Lillån-Bankeryd och Lillån-Huskvarna. Syftet med undersökningarna var att kvantifiera grumlingen i vattendragen och sedimentationen av finpartikulärt material i de bottnar som utnyttjas för lek av insjölevande öring från Vättern. Målsättningen var att peka ut områden som bidrar till grumling och sedimenttransport, samt att ta fram ett underlag för bedömning av åtgärdsbehovet i de båda vattendragen.

Resultaten från turbiditetsmätningarna visar att störst problem förelåg nedströms Attarpsdammen i Lillån-Bankeryd. Här uppmättes vid ett flertal tillfällen kraftig grumling. Förmodligen var detta kopplat till dagvattentillförseln från Bankeryds tätort. Även ett biflöde/dike vid Tokeryd bidrog till en ökad grumlighet i Lillån-Bankeryd. I Lillån-Huskvarna ökade grumligheten på sträckan mellan Tenhult och Klevarp för att därefter stabiliseras. Förmodligen var detta kopplat till att vattendragets närmiljö längs en cirka 5 km lång sträcka nedströms Tenhult nästan uteslutande utgörs av jordbruksmark. Grumligheten i de två biflödena från Öxnehaga och Vissmålen var däremot mindre omfattande (<20 FNU) även vid högflöden.

Resultaten från undersökningarna med sedimentboxar (som utfördes under våren respektive sommaren 2012) visade att det förelåg stora skillnader både inom och mellan de lokaler och vattendrag som undersöktes, samt mellan de båda undersökningsperioderna. Sett till vattendragen som helhet förefaller det som att sedimentationen av finpartikulärt material utgjorde ett större problem i Lillån-Huskvarna i förhållande till Lillån-Bankeryd. I båda vattendragen förekom det dock lokaler med en sedimentation av finpartikulärt material som var högre än de referensvärden som angetts som kritiska i den vetenskapliga litteraturen. Värt att notera är även att det förelåg liknande mönster i resultaten från grumlighetsmätningarna och undersökningarna med sedimentboxar. Detta talar för att man kan använda sig av den billigare och snabbare metoden med turbiditetsmätningar för att lokalisera sträckor där det föreligger problem med ackumulering av finpartikulärt material i lekbottnar.

I Lillån-Bankeryd föreslås att förnyade turbiditetsmätningar sker enligt ett liknande tillvägagångssätt som i Lillån-Huskvarna, det vill säga på olika avstånd ifrån mynningen, för att tydligare fånga upp inom vilka sträckor grumligheten ökar mest. Viktig i sammanhanget är även att mäta vid inloppet respektive utloppet av Attarpsdammen. Vidare bör en inventering av punktkällor med dagvattentillförsel nedan Attarpsdammen ske. En projektering av möjliga åtgärder i biflödet/diket vid Tokeryd och i biflödet till Björnabäcken bör även genomföras för att minska grumlingen nedströms i Lillån-Bankeryd respektive Björnabäcken.

I Lillån-Huskvarna bör åtgärdsarbetet koncentreras till sträckan nedströms Tenhult där vattendraget genomflyter jordbruksmark. Turbiditetsmätningar bör även ske i Lillån-Huskvarna uppströms respektive nedströms Huskvarna tätort för att kunna bedöma dagvattentillförselns omfattning och inverkan på grumligheten. I de båda vattendragen föreslås även inventeringar av diken längs vattendragen i samband med högflödessituationer, samt projekteringar av möjliga åtgärder vid idag redan kända punktkällor.

Innehållsförteckning

INLEDNING OCH BAKGRUND	3
MATERIAL OCH METOD	3
TURBIDITETSMÄTNINGAR VÅREN	3
SEDIMENTATIONSUNDERSÖKNINGAR	4
RESULTAT	5
TURBIDITETSMÄTNINGAR VÅREN 2012	5
SEDIMENTATIONSUNDERSÖKNING UTFÖRD VÅREN 2012	10
SEDIMENTATIONSUNDERSÖKNING UTFÖRD SOMMAREN 2012	13
DISKUSSION & SLUTSATSER	17
KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR & ÅTGÄRDSFÖRSLAG	18
ERKÄNNANDEN	19
REFERENSER	19
BILAGOR	21
BILAGA 1. ÖVERSIKTSKARTA LILLÅN-BANKERYD	21
BILAGA 2. ÖVERSIKTSKARTA LILLÅN-HUSKVARNA	22

Inledning och bakgrund

Grumling och materialtransport är naturliga företeelser i de flesta vattendrag och varierar beroende på bland annat markanvändningen och jordarternas sammansättning i avrinningsområdet. Grumling och materialtransport som orsakas av erosion vid högflöden och kraftiga regn kan dock öka markant i samband med jord- och skogsbruksarbeten eller andra verksamheter, till exempel vägbyggen, i anslutning till vattendrag (Rivinoja & Larsson, 2001). Att fiskpopulationer periodvis exponeras för en ökad grumlighet är en naturlig företeelse i många vattendrag och behöver inte leda till populationsminskningar (Rivinoja & Larsson, 2001). Vidare är olika fiskarter och livsstadier av fisk olika känsliga för grumling (Lloyd, 1987 och Westernhagen, 1988). Oftast är det de yngre livsstadier, ägg och yngel, som är känsligast för en påverkan. Individer av en och samma art i samma livstadium kan även vara olika känsliga för grumling beroende på uppväxtvattendragets naturliga grumlighetsnivåer (Bisson & Bilby, 1982 och Ryan, 1991). Några definitiva nivåer för när grumling och sedimentation anses vara skadligt för fisk finns inte heller. Grumling och materialtransport kan dock leda till en minskad fiskproduktion eftersom det kan begränsa andelen användbara fiskhabitat (Judy m.fl. 1984 och Lloyd m.fl. 1987). Vidare kan grumling påverka till exempel fiskars födointag (Berg & Northcote, 1985) och vandringsbenägenhet (Bjornn & Reiser, 1991), samt vid höga nivåer orsaka en förhöjd dödlighet (Rivinoja & Larsson, 2001). Grumligare vatten kan dock även innebära en fördel för vissa fiskarter eftersom det medför sämre förhållanden för predatorer (Abrahams & Kattenfeld, 1997 och Gregory & Levings, 1998) och ett bättre skydd för bytesfisken (Gregory & Levings, 1996 och Gradall & Swenson, 1982).

Förekomsten av fina strömvattensträckor i Lillån-Bankeryd och Lillån-Huskvarna innebär att vattendragen utgör viktiga reproduktionsområden för bland annat öring från Vättern. De båda vattendragen är dock påverkade av dagvattenutsläpp, samt framförallt jordbruk i vattendragens närmiljö. I både Lillån-Bankeryd och Lillån-Huskvarna förekommer i samband med nederbörd och högre flöden perioder med kraftigt förhöjd grumlighet längs vissa sträckor. Sedimentation av material på botten har även observerats visuellt i de båda vattendragen. Mot bakgrund av detta gav Jönköpings kommun i uppdrag åt Länsstyrelsen i Jönköpings län att kvantifiera grumlingen och sedimentationen av material på öringens lekbotten. Målet med denna utvärdering är att peka ut områden som bidrar till grumling och sedimenttransport, samt att resultaten kan användas för bedömning av framtida åtgärdsbehov. Undersökningarna och utvärderingen skedde inom ramen för Jönköpings kommuns miljömålsarbete och berörde miljömålen "Ingen övergödning", "Levande sjöar och vattendrag", samt "Ett rikt växt- och djurliv".

Material och metod

Turbiditetsmätningar våren

Turbiditetsmätningar skedde på sju lokaler i Lillån-Bankeryd respektive åtta lokaler i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012 (se översikt kartor i bilaga 1 och 2). I möjligaste mån utfördes mätningarna i samband med högflöden då grumligheten förväntades vara som störst. Urvalet av lokalerna skedde via en expertbedömning som baserades på en screening i början av mars 2012 då ett större antal lokaler i de båda vattendragen undersöktes. På ytterligare några lokaler i de båda vattendragen skedde även provtagningar vid enstaka tillfällen under provtagningsperioden.

Turbiditeten mättes i fält (Dr. Lange: HT1) och förutom turbiditeten noterades även uppgifter och luft- och vattentemperatur, väderförhållanden, samt vattenhastighet (Gobal Water: FP201).

Avgränsningen avseende grumlingsnivåerna (<20 FNU: mindre grumling, 20-30 FNU: måttlig grumling respektive >30 FNU: kraftig grumling) baserades på angivna gränsvärden i Rivinoja & Larsson (2001), samt ett PM från Länsstyrelsen i Jönköpings län där det anges att fisk inte anses påverkas av grumling förrän nivåerna överstiger 20 FNU under längre perioder (Länsstyrelsen i Jönköpings Län, 2008). Vidare har det under senare år ställts krav från länsstyrelsens sida att det vid arbeten i vatten ska ske åtgärder för att reducera grumlingen då grumligheten överstiger 20 FNU, samt att arbetena ska avbrytas då grumligheten överstiger 30 FNU. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000) presenteras även olika intervall avseende grumlingens omfattning. Bedömningsskalan för grumlighet är dock inte relaterad till biologiska och/eller mikrobiella effekter, utan avser att gruppera haltnivåer som är typiska för svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000). Därför har dessa sistnämnda värden och nivåer inte använts vid utvärderingen av resultaten. I detta sammanhang bör det även poängteras att gränsvärdet för starkt grumligt vatten (7 FNU) i bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2000) inte upplevs som grumligt då grumligheten bedöms vid elfiskeundersökningar (Per Sjöstrand muntligen).

De vattenföringsdata som användes vid utvärderingen av resultaten från turbiditetsmätningar var modellerade flöden från SMHI Vattenwebb för respektive vattendrags mynningspunkt. Med dagnummer avses antal dagar sedan årsskiftet 2011/2012, till exempel dagnummer 100 = 9:e april.

Sedimentationsundersökningar

Vid sedimentationsstudierna användes så kallade Whitlock-Vibertboxar (145x90x60 mm) som normalt används för kläckning av rom i vattendrag. Boxarna modifierades dock något genom att ägghyllan togs bort och botten tätades med silvertejp. Denna metod har med viss framgång använts vid tidigare undersökningar i Sverige (Nyberg & Eriksson, 2001 och Ström, 2008), samt i Jönköpings län inom Nissans avrinningsområde (Lindvall 2011). Vid tidigare sedimentationsmätningar där Whitlock-Vibertboxar har använts, har metoden generellt sett visat sig fungera väl och försöksperioder från tre till sex månader rekommenderas (Wesche m.fl. 1989, Clarke m.fl. 1998, Nyberg & Eriksson, 2001 och Ström, 2008).



Figur 1. Whitlock-Vibertbox respektive fem boxar utplacerade på en av lokalerna i Lillån Huskvarna sommaren 2012 (foto: Peter Lindvall, Jönköpings Fiskeribiologi AB respektive Länsstyrelsen i Jönköpings län).

Vid undersökningen våren 2012 ingick tre lokaler i Lillån-Bankeryd, medan undersökningen sommaren 2012 omfattade fyra lokaler vardera i Lillån-Bankeryd och Lillån-Huskvarna (se översikt kartor i bilaga 1 och 2). Vid undersökningarna placerades fem boxar ut på respektive lokal. Urvalet av lokaler baserades på tidigare kännedom om lämpliga lekbottnar för Vätteröring.

Före utplaceringen fylldes boxarna med torrt tvättat lekgrus (16-30mm) och vägdes (torrvikt), samt numrerades. Därefter bäddades de ned i lekgruset och kilades fast i bottensubstratet med större stenar som placerades tätt omkring varje box för att förhindra att de spolades bort vid höglödesperioder. Efter avslutade försök plockades boxarna upp och fick torka ordentligt innan de återigen vägdes.

Vid sammanställningen av resultaten definierades finpartikulärt material som <3,5 mm eftersom det var boxarnas största spaltbredd. Således antogs att den viktökning som skett under den tid som sedimentboxarna var utplacerade i vattendragen uteslutande utgjordes av finpartikulärt material. Andelen finpartikulärt material beräknades enligt:

Torrvikt ackumulerat material (g) / Total torrvikt efter upptagning (g) * 100

Avgränsningen avseende andelen ackumulerat finpartikulärt material (<15 %: låg andel, 15-30%: måttlig andel respektive >30 %: hög andel) baserades på angivna gränsvärden i Rivinoja & Larsson (2001), se Tabell 1.

Tabell 1. Redovisning av angivna gränsvärden för finpartikulärt material i bottnar baserat på referenser i Rivinoja & Larsson (2001).

Referens	Gränsvärde	Kommentar
McNeil & Ahnell (1964) och Crouse m.fl. (1981)	Cirka 20-30 % finsediment i leksubstratet.	Tröskelvärde för framgångsrik utveckling av yngel hos stillahavslax. Vid halter över gränsvärdet uppstod vanligtvis hög dödlighet.
O'Connor & Andrew (1998)	<15 % finsediment i bottensubstratet.	Laborativa studier utförda på yngelöverlevnaden hos atlantlax. Halter över gränsvärdet medförde en total dödlighet.
Olsson & Persson (1986) och Olsson & Persson (1988)	Cirka 20 % sand i bottensubstratet.	Undersökning av den kritiska gränsen för kläckning av öringrom. Vid halter över gränsvärdet var även de överlevande ynglen till hög grad outvecklade.

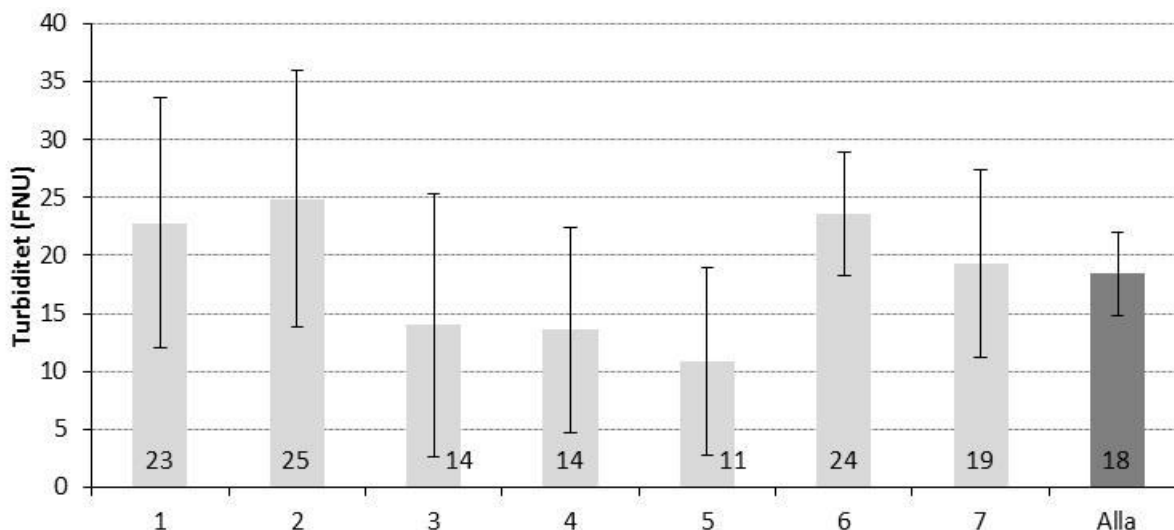
Resultat

Turbiditetsmätningar våren 2012

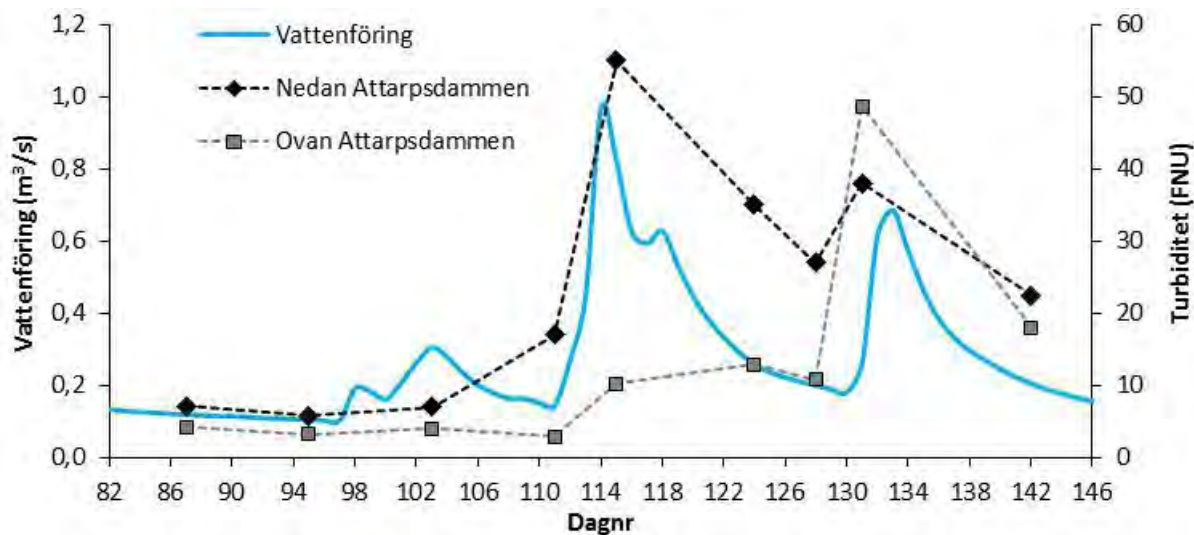
Lillån-Bankeryd

Sett till medelvärdet för samtliga provtagningstillfällen per lokal i Lillån-Bankeryd ökade grumlingen ju längre nedströms i vattendraget provtagningen skedde (Figur 2). Påtagligast var skillnaden mellan lokalerna nedströms (lokal 1 och 2) respektive uppströms Attarpsdammen (lokal 3-5) med undantag för provtagningen den 10:e maj (dagnummer: 131), vilket framgår av Figur 3. En viss påverkan från biflödet/diket vid Tokeryd (lokal 7) kunde även urskiljas (Figur 4). Däremot förelåg endast små skillnader mellan lokalerna nedan Sjöåkradammen (lokal 1) och ovan Bankeryds avloppsreningsverk (lokal 2) respektive ovan Björnabäcken (lokal 3) och nedan Tokeryd (lokal 4), vilket framgår av Figur 5.

På samtliga lokaler var grumlingen kraftig (>30 FNU) i samband med flödestoppen i början maj (dagnummer: 133), medan endast lokalerna nedan Attarpsdammen uppvisade kraftig grumling i samband med flödestoppen i slutet av april (dagnummer: 114). Även i biflödet till Björnabäcken uppmättes vid ett flertal tillfällen måttliga (20-30 FNU) till höga grumligheter (>30 FNU), vilket framgår av Figur 6.

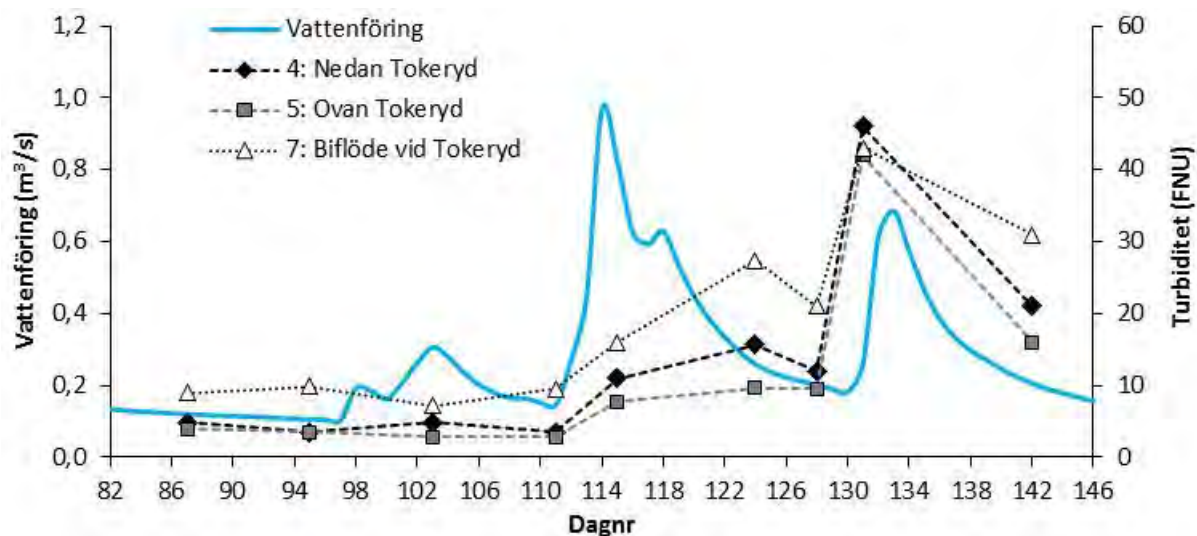


Figur 2. Redovisning av uppmätt turbiditeten per lokal och för samtliga lokaler i Lillån-Bankeryd under perioden 27:e mars till 21:a maj 2012 (antal mättillfällen per lokal = 9). Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %). Lokalerna är numrerade från mynningen och uppströms, det vill säga lokal 1 är belägen längst nedströms. Lokalerna 1 och 2 är belägna nedan Attarpsdammen, medan lokalerna 3-5 är belägna uppströms. Lokalerna 6 och 7 är biflöde till Björnabäcken respektive biflöde/dike vid Tokeryd.

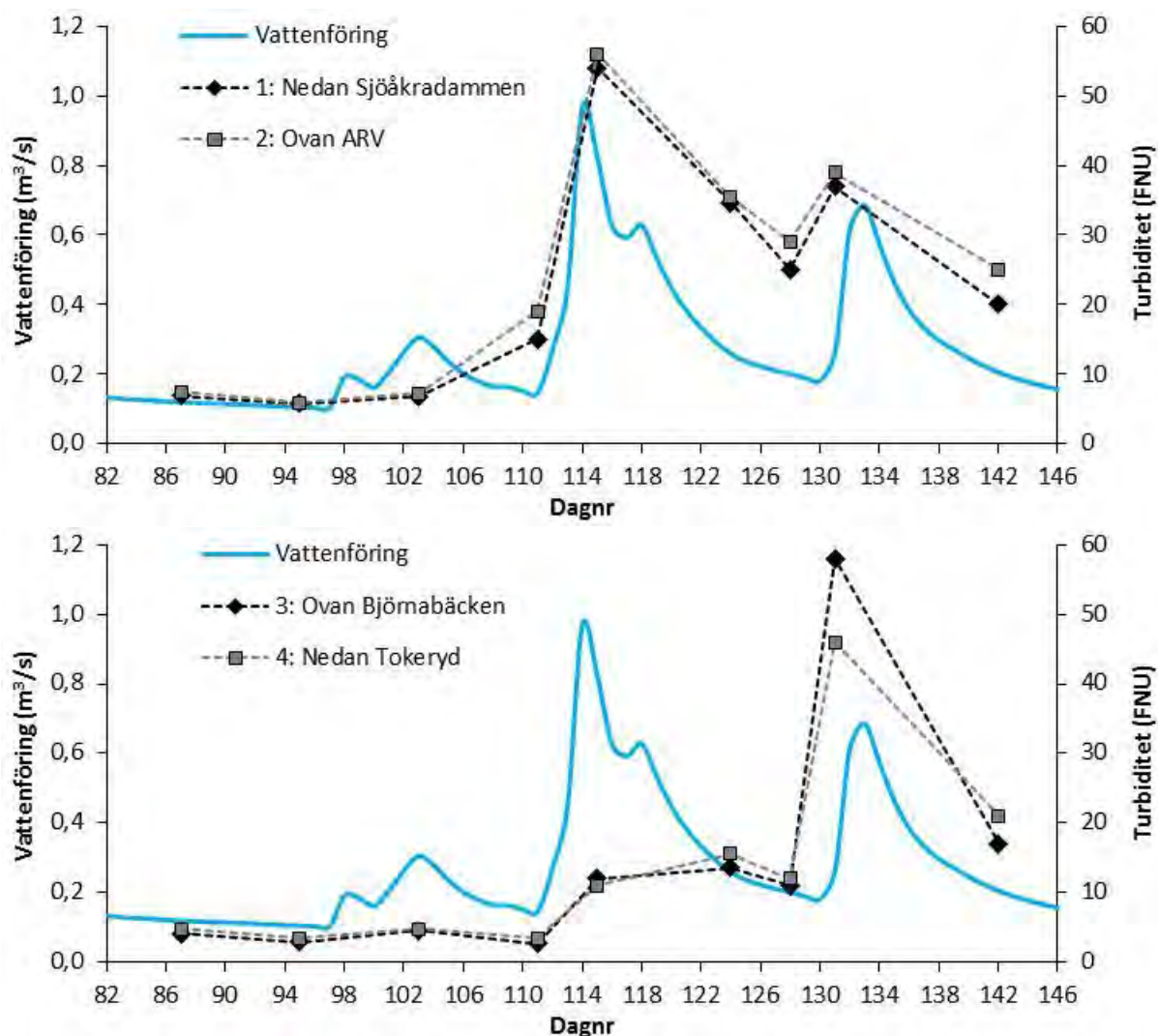


Figur 3. Redovisning av genomsnittlig turbiditet på lokalerna nedströms respektive uppströms Attarpsdammen i Lillån-Bankeryd under perioden 27:e mars till 21:a maj 2012. (Antal använda lokaler nedströms = 2 respektive uppströms = 3, samt antal använda mätvärden nedströms = 18 respektive uppströms = 27.)

Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden.

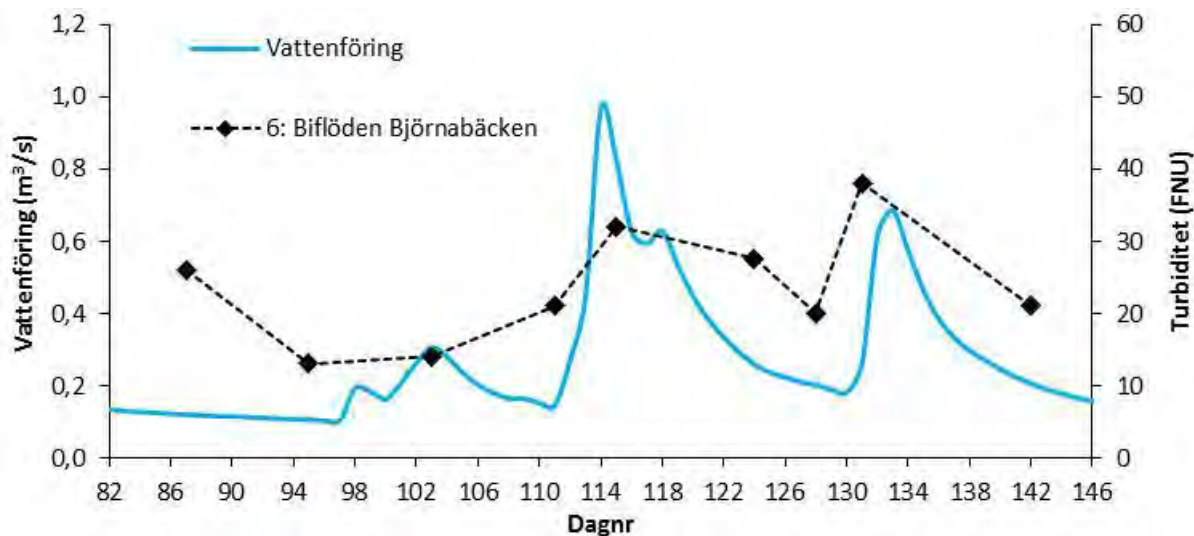


Figur 4. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna nedströms respektive uppströms biflödet/diket vid Tokeryd i Lillån-Bankeryd, samt lokalen i biflödet/diket under perioden 27:e mars till 21:a maj 2012.



Figur 5. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna nedan Sjöåkradammen och ovan Bankeryds avloppsreningsverk respektive ovan Björnbäcken och nedan Tokeryd i Lillån-Bankeryd under perioden 27:e mars till 21:a maj 2012.

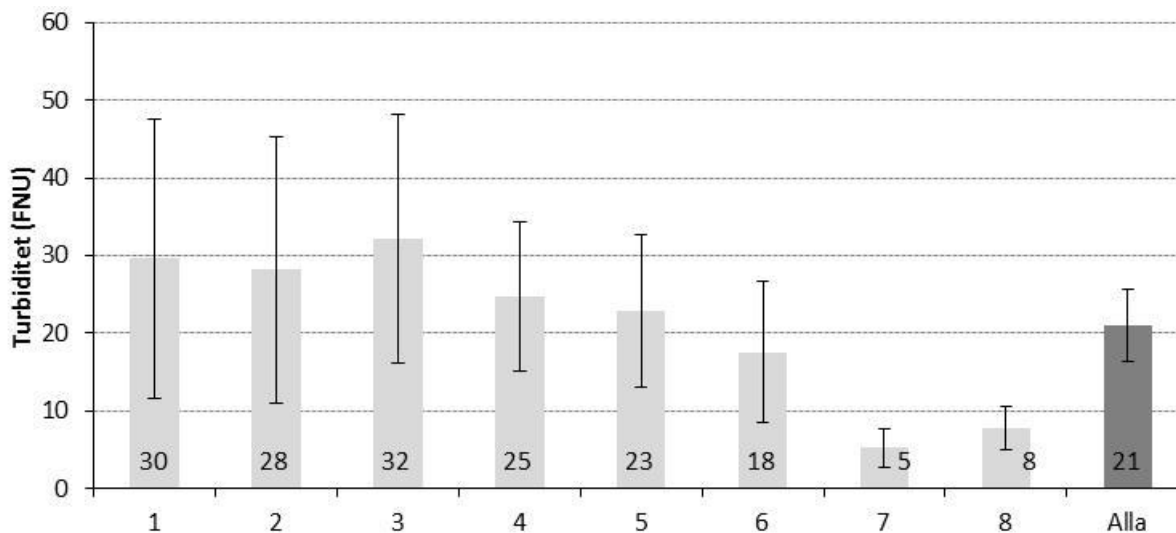
Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden.



Figur 6. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalen i biflödet till Björnabäcken under perioden 27:e mars till 21:a maj 2012.

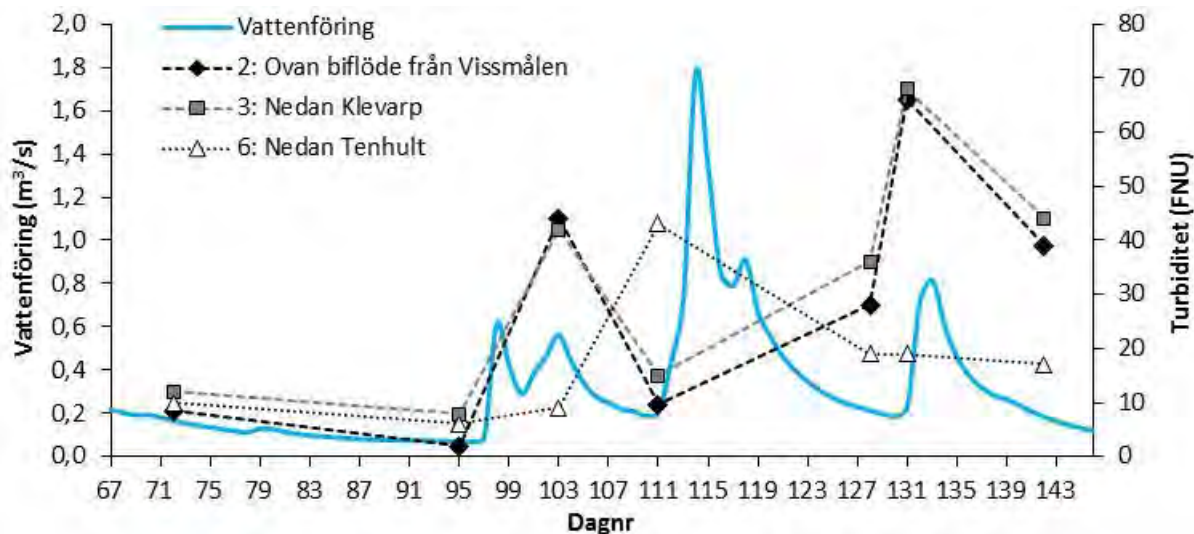
Lillån-Huskvarna

Baserat på medelvärdena för turbiditetsmätningarna för respektive lokal i Lillån-Huskvarna förelåg först en succesiv ökning i grumligheten från Tenhult (lokal 6) nedströms till Klevarp (lokal 3) för att därefter stabiliseras eller till och med minska något (Figur 7). Bortsett från mättillfället den 20:e april (dagnummer 111) på lokalen nedan Tenhult förelåg samma trend vid flertalet av de enskilda mättillfällena (Figur 8 och Figur 9). I samband med flödestopparna i början av april (dagnummer: 98-103) och maj (dagnummer: 133) uppvisade även lokalerna nedan Klevarp en kraftig grumlig (>30 FNU). Dessvärre genomfördes ingen provtagning i samband med flödestoppen i slutet av april (dagnummer: 114).

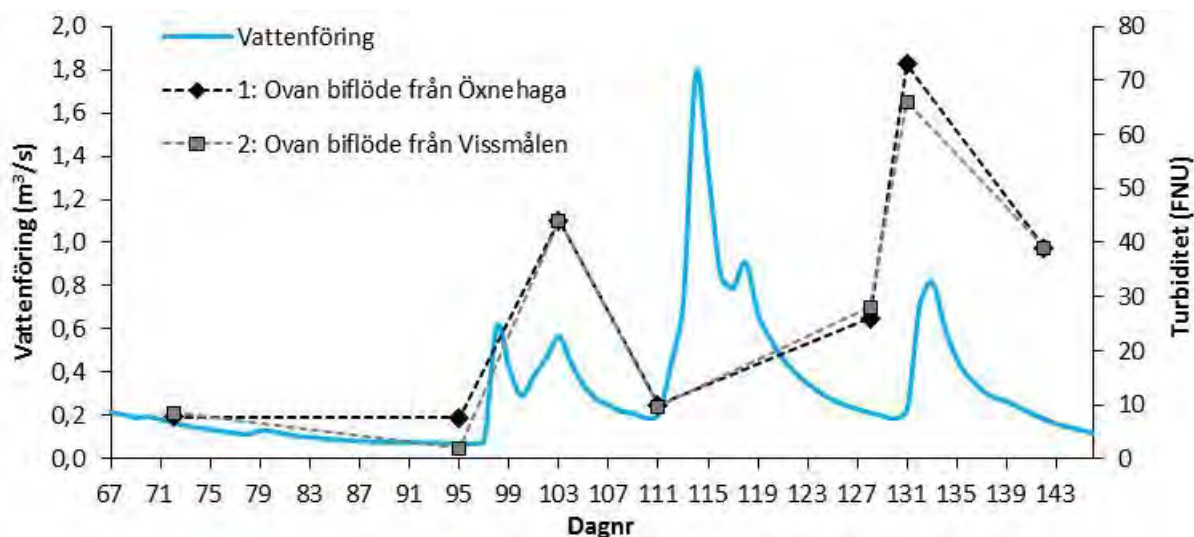


Figur 7. Redovisning av uppmätt turbiditeten per lokal och för samtliga lokaler i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012 (antal mättillfällen per lokal = 7). Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %). Lokalerna är numrerade från mynningen och uppströms, det vill säga lokal 1 är belägen längst nedströms. Lokalerna 7 och 8 är biflöde från Öxnehaga respektive Vissmålen.

Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden.



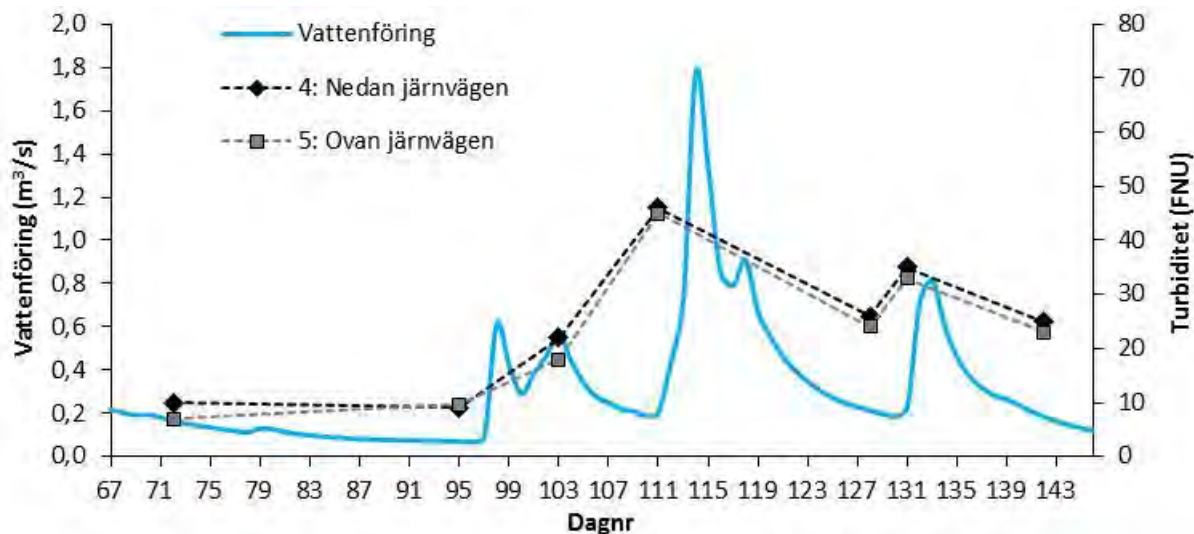
Figur 8. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna ovan biflödet från Vissmålen, nedan Klevarp respektive nedan Tenhult i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012.



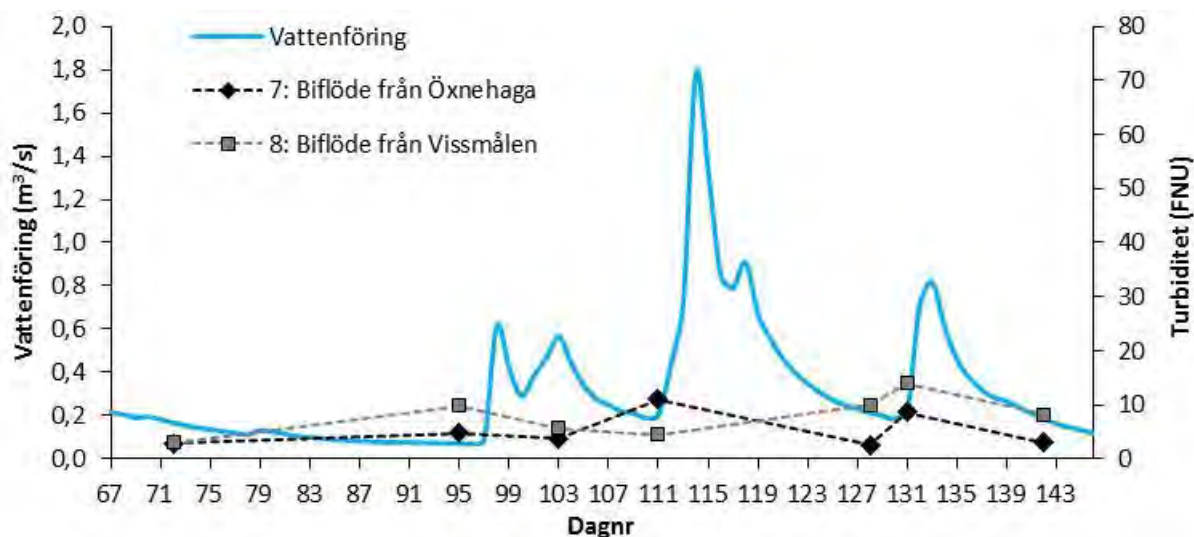
Figur 9. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna ovan biflödet från Öxnehaga respektive ovan biflödet från Vissmålen i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012.

Några påtagliga effekter på grumligheten i Lillån-Huskvarna från dränerings-/dagvattenröret på nedströmssidan av banvallen förelåg inte (Figur 10) och inte heller i de båda tillflödena från Öxnehaga och Vissmålen uppmättes några högre grumligheter (Figur 11).

Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden.



Figur 10. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna nedan respektive ovan järnvägen i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012.



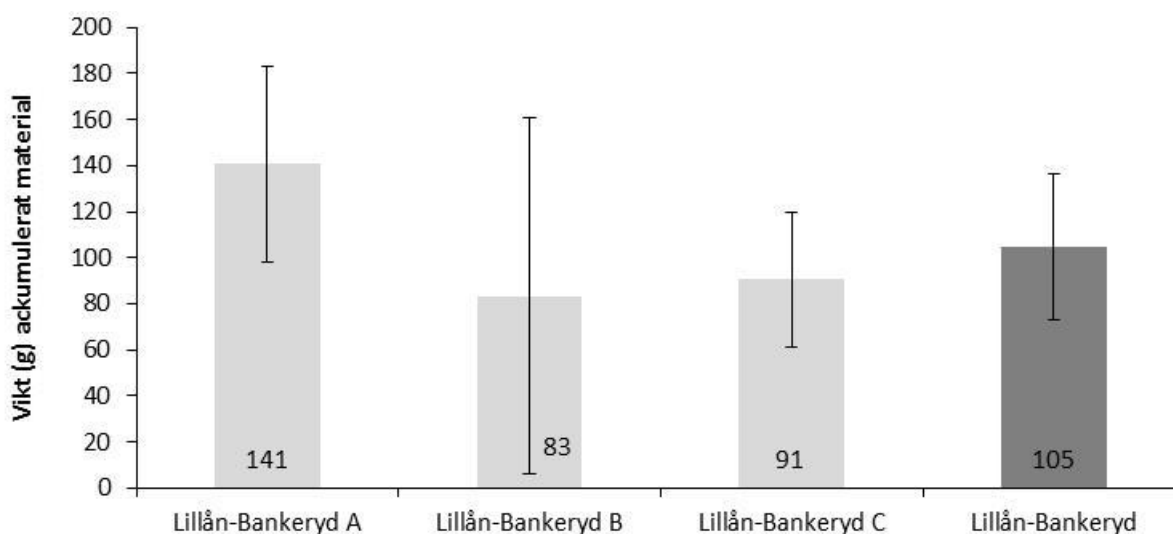
Figur 11. Redovisning av uppmätt turbiditet på lokalerna i biflödena från Öxnehaga respektive Vissmålen i Lillån-Huskvarna under perioden 12:e mars till 21:a maj 2012.

Sedimentationsundersökning utförd våren 2012

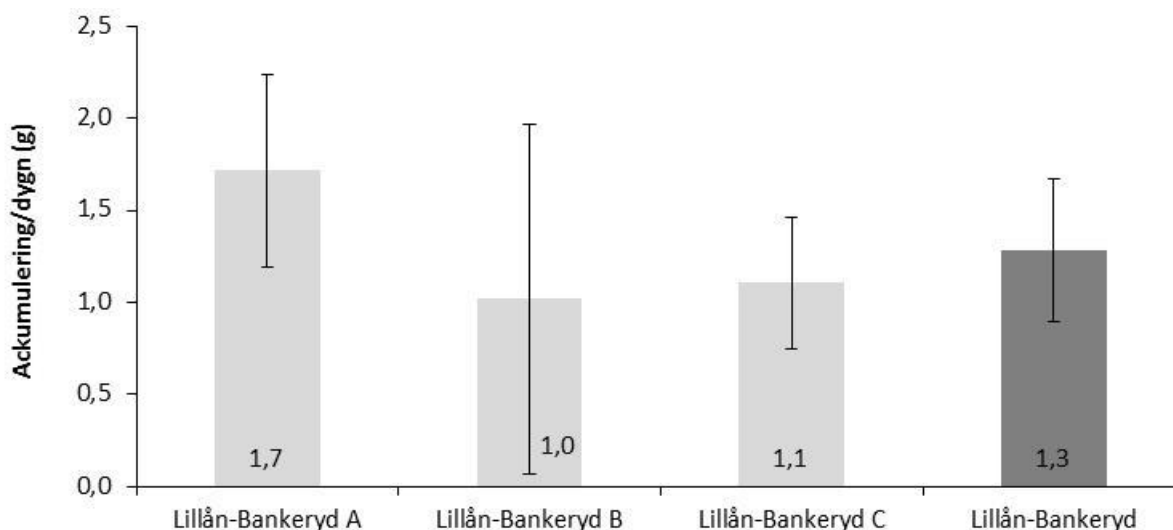
Samtliga sedimentboxar som placerades ut i Lillån-Bankeryd våren 2012 återfanns efter totalt 82 dygn i vattendraget (Tabell 2). Den genomsnittliga mängden ackumulerat material i boxarna per lokal varierade mellan 83 gram och 141 gram och för samtliga boxar i vattendraget var motsvarande värde 105 gram (Figur 12). Den största ackumuleringen av material skedde i den längst nedströms belägna lokalen nedan Sjöåkradammen (lokal A), medan de två lokalerna belägna uppströms Attarpsdammen (lokal B och C) uppvisade mer liknande värden. Spridningen inom respektive lokal var dock stor. Samma mönster förelåg för ackumuleringsstakten (Figur 13).

Tabell 2. Redovisning av lokalerna som ingick i sedimentationsstudien i Lillån-Bankeryd våren 2012.

Vattendrag	Lokal	X koord	Y koord	Datum utläggning	Antal utlagda boxar	Datum upptagning	Antal kvarvarande boxar
Lillån-Bankeryd	A	6417250	1400691	2012-03-02	5	2012-05-23	5
Lillån-Bankeryd	B	6414190	1399173	2012-03-02	5	2012-05-23	5
Lillån-Bankeryd	C	6412476	1398960	2012-03-02	5	2012-05-23	5
Totalt:					15	Totalt:	15

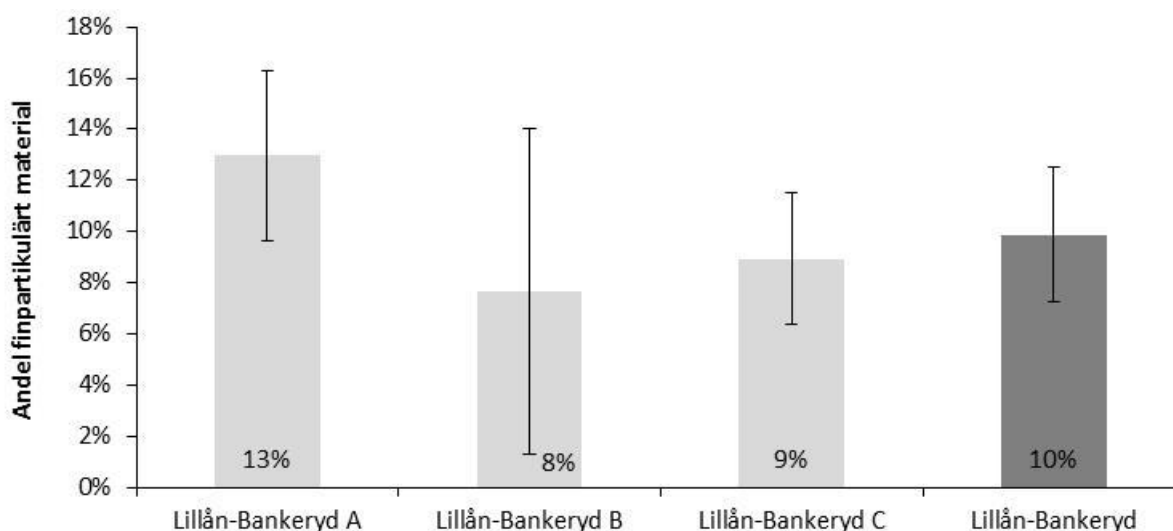


Figur 12. Redovisning av mängden ackumulerat material i sedimentboxarna, per lokal samt för hela vattendraget, under perioden 2:a mars till 23:e maj 2012. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).

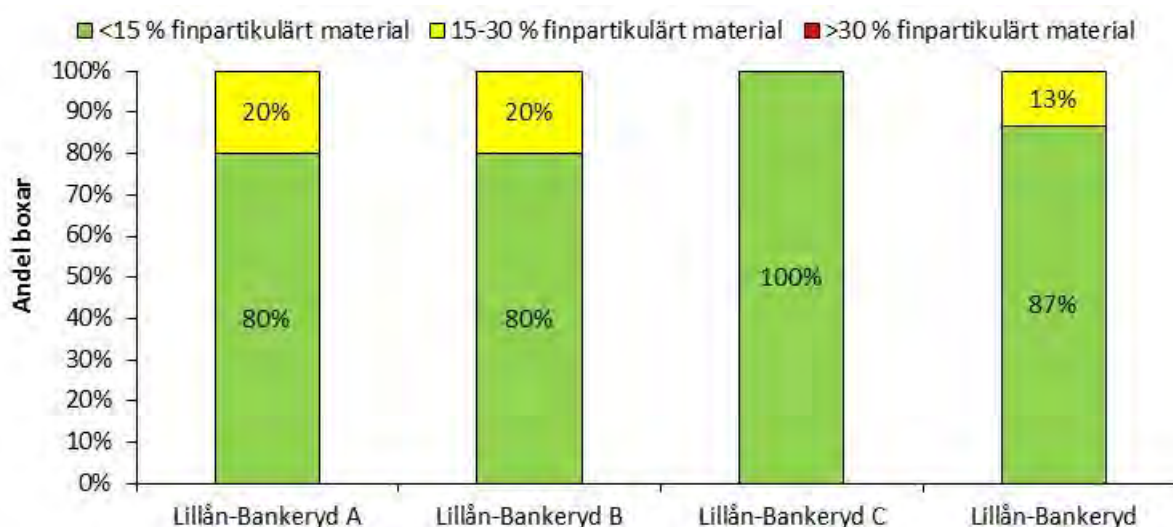


Figur 13. Redovisning av ackumuleringstakten i sedimentboxarna, per lokal samt för hela vattendraget, under perioden 2:a mars till 23:e maj 2012. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).

Även andelen finpartikulärt material i boxarna varierade mycket inom och mellan lokalerna, men i genomsnitt uppvisade samtliga lokaler och vattendraget som helhet en förhållandevis låg andel finpartikulärt material, det vill säga mindre än 15 % (Figur 14). Sett till andelen boxar per lokal grupperat utifrån andelen finpartikulärt material i boxarna framträder dock en något annorlunda bild. På lokalerna nedan Sjöåkradammen (lokal A) respektive nedströms Björnabäcken (lokal B) uppvisade en femtedel av boxarna en måttlig andel finpartikulärt material (15-30 %) och för vattendraget som helhet var motsvarande värde 13 % (Figur 15). Samtliga boxar uppströms Falköpingsvägen (lokal C) uppvisade däremot en förhållandevis låg ackumulering av finpartikulärt material. Ingen av sedimentboxarna i Lillån-Bankeryd våren 2012 uppvisade en hög andel ackumulerat finpartikulärt material (>30 %).



Figur 14. Redovisning, per lokal samt för hela vattendraget, av den viktmissiga andelen finpartikulärt material (<3,5 mm) som ansamlats i sedimentboxarna under perioden 2:a mars till 23:e maj 2012 i förhållande till torrvikten efter avslutat försök. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).



Figur 15. Redovisning av andelen sedimentboxar, per lokal samt för hela vattendraget, där andelen finpartikulärt material (<3,5 mm) som ansamlats under perioden 2:a mars till 23:e maj 2012 understeg 15 %, uppgick till 15-30 % respektive översteg 30 % av torrvikten efter avslutat försök.

Sedimentationsundersökning utförd sommaren 2012.

Av de sedimentboxar som placerades ut i Lillån-Bankeryd sommaren 2012 återfanns 85 % efter totalt 96 dygn i vattendraget (Tabell 3). Noterbart är att samtliga boxar som försvann hade placerats ut på den längst nedströms belägna lokalen nedan Sjöåkradammen (lokal A). I Lillån-Huskvarna återfanns däremot endast 45 % av sedimentboxarna efter samma tid i vattendraget (Tabell 4). Även i Lillån-Huskvarna var förlusten av boxar störst på de längst nedströms belägna lokalerna (lokal E och F). Den genomsnittliga mängden ackumulerat material i boxarna per lokal varierade mellan 231 gram och 368 gram i Lillån-Bankeryd respektive 300 gram och 425 gram i Lillån-Huskvarna (Figur 16). Sett till samtliga boxar i vattendragen uppgick den genomsnittliga mängden ackumulerat material till 277 gram i Lillån-Bankeryd respektive 385 gram i Lillån-Huskvarna. Precis som vid undersökningen våren 2012 skedde den största ackumuleringen av material i Lillån-Bankeryd i den längst nedströms belägna lokalen nedan Sjöåkradammen (lokal A). I Lillån-Huskvarna ökade däremot ackumulering av material ju längre uppströms lokalerna var belägna (Figur 16). Spridningen inom respektive lokal och vattendrag var dock stor. Avseende ackumuleringstakten förelåg samma mönster (Figur 17).

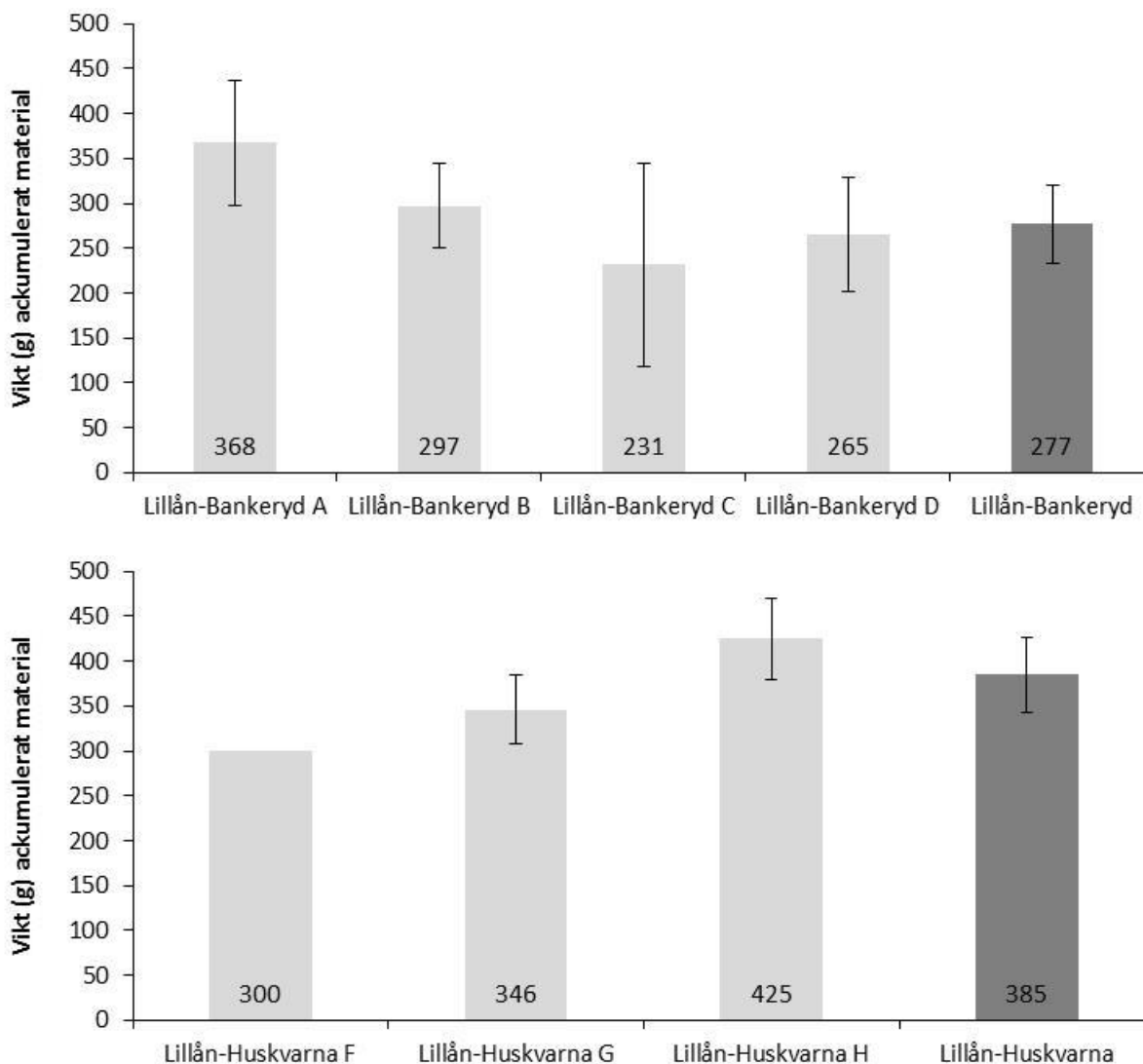
Tabell 3. Redovisning av lokalerna som ingick i sedimentationsstudien i Lillån-Bankeryd sommaren 2012.

Vattendrag	Lokal	X koord (RT 90)	Y koord (RT 90)	Datum utläggning	Antal utlagda boxar	Datum upptagning	Antal kvarvarande boxar
Lillån-Bankeryd	A	6417250	1400691	2012-06-08	5	2012-09-12	2
Lillån-Bankeryd	B	6414190	1399173	2012-06-08	5	2012-09-12	5
Lillån-Bankeryd	C	6412476	1398960	2012-06-08	5	2012-09-12	5
Lillån-Bankeryd	D	6411411	1398644	2012-06-08	5	2012-09-12	5
Totalt:					20	Totalt:	17

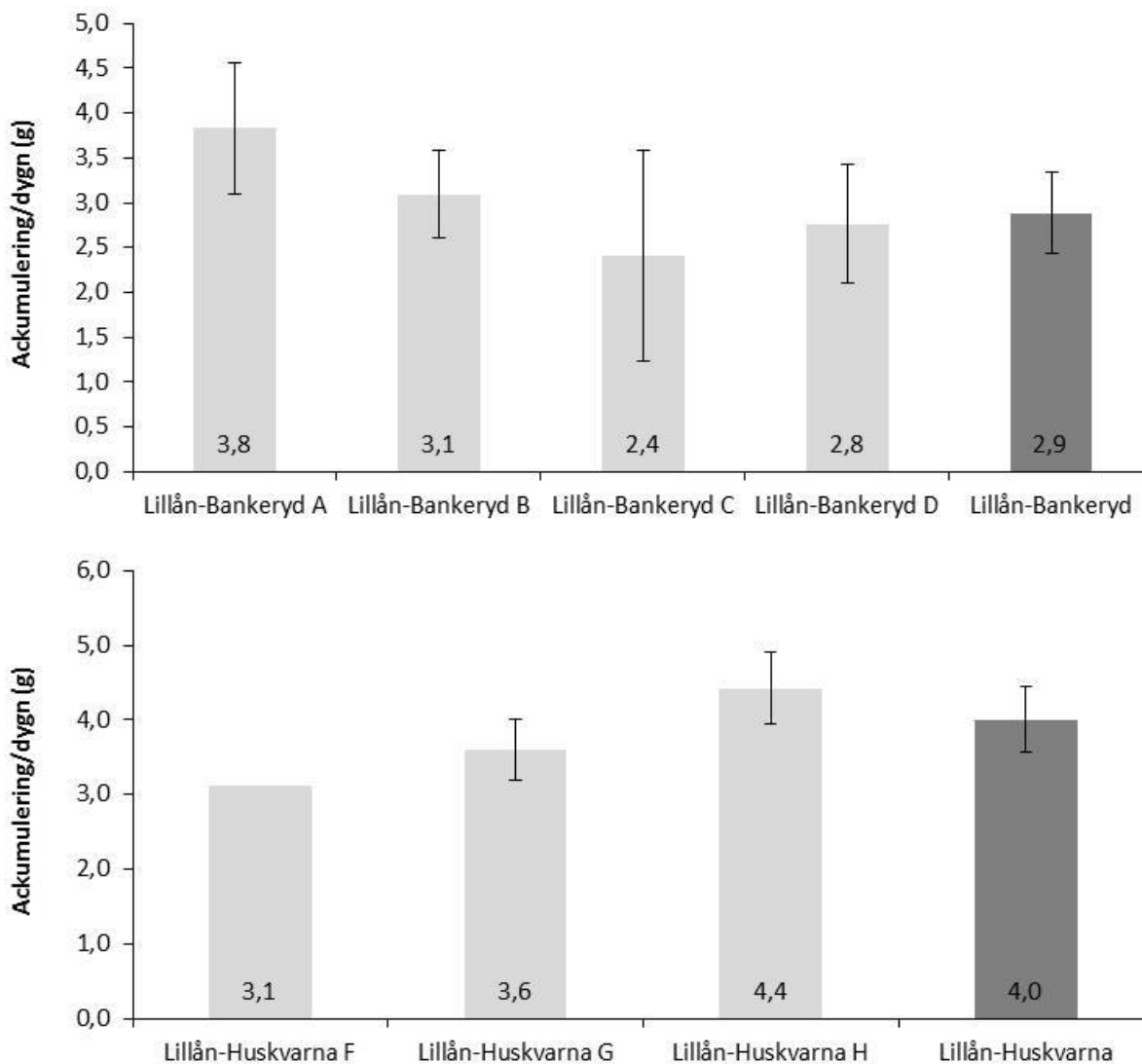
Tabell 4. Redovisning av lokalerna som ingick i sedimentationsstudien i Lillån-Huskvarna sommaren 2012.

Vattendrag	Lokal	X koord (RT 90)	Y koord (RT 90)	Datum utläggning	Antal utlagda boxar	Datum upptagning	Antal kvarvarande boxar
Lillån-Huskvarna	E	6047191	1409252	2012-06-08	5	2012-09-12	0
Lillån-Huskvarna	F	6406450	1409476	2012-06-08	5	2012-09-12	1
Lillån-Huskvarna	G	6405452	1409646	2012-06-08	5	2012-09-12	3
Lillån-Huskvarna	H	6404412	1410097	2012-06-08	5	2012-09-12	5
Totalt:					20	Totalt:	9

Redovisning av resultat från undersökningar av grumling och sedimentation i två av Vätterns tillflöden.

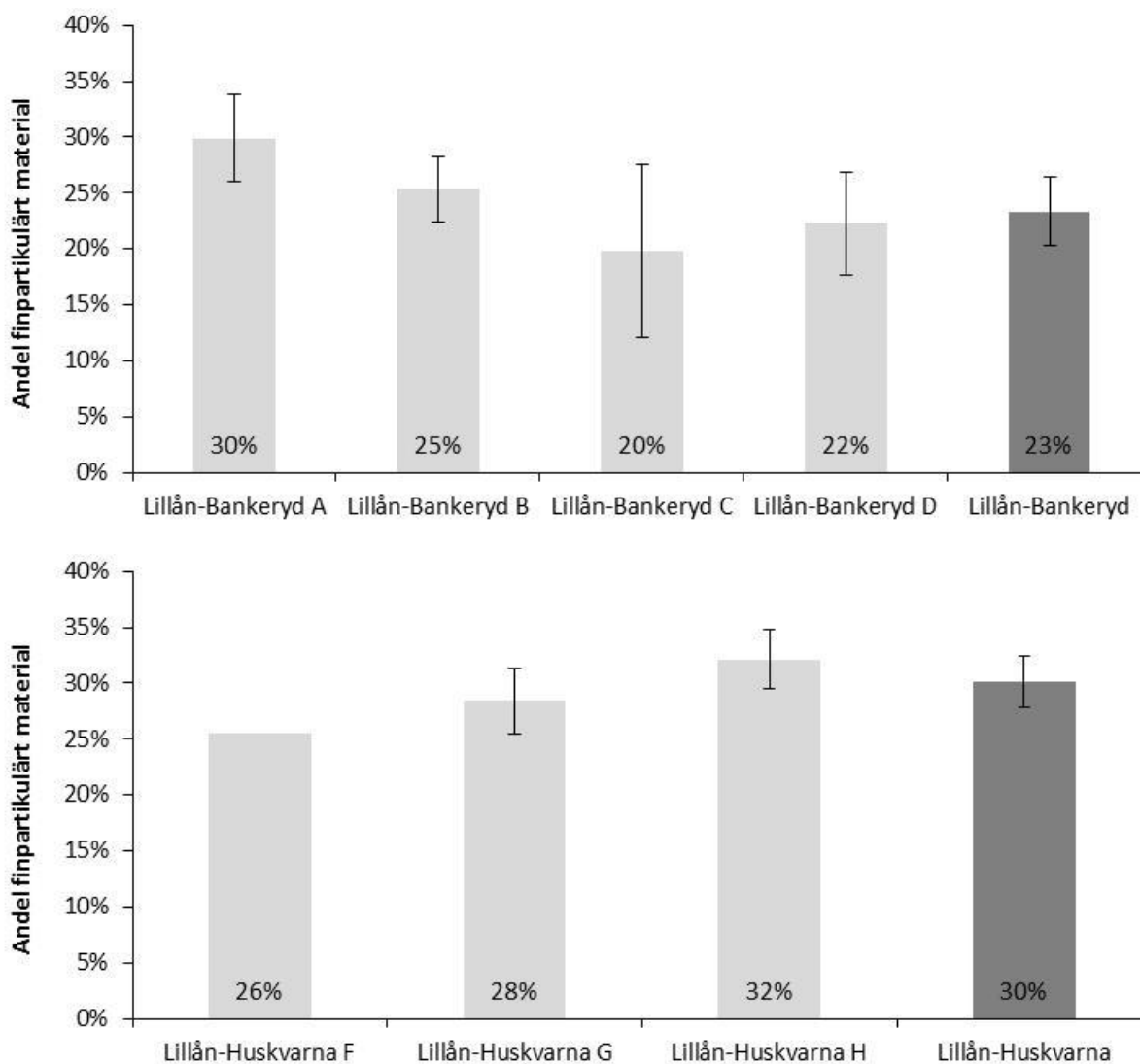


Figur 16. Redovisning av mängden ackumulerat material i sedimentboxarna, per lokal respektive vattendrag, under perioden 8:e juni till 12:e september 2012. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).



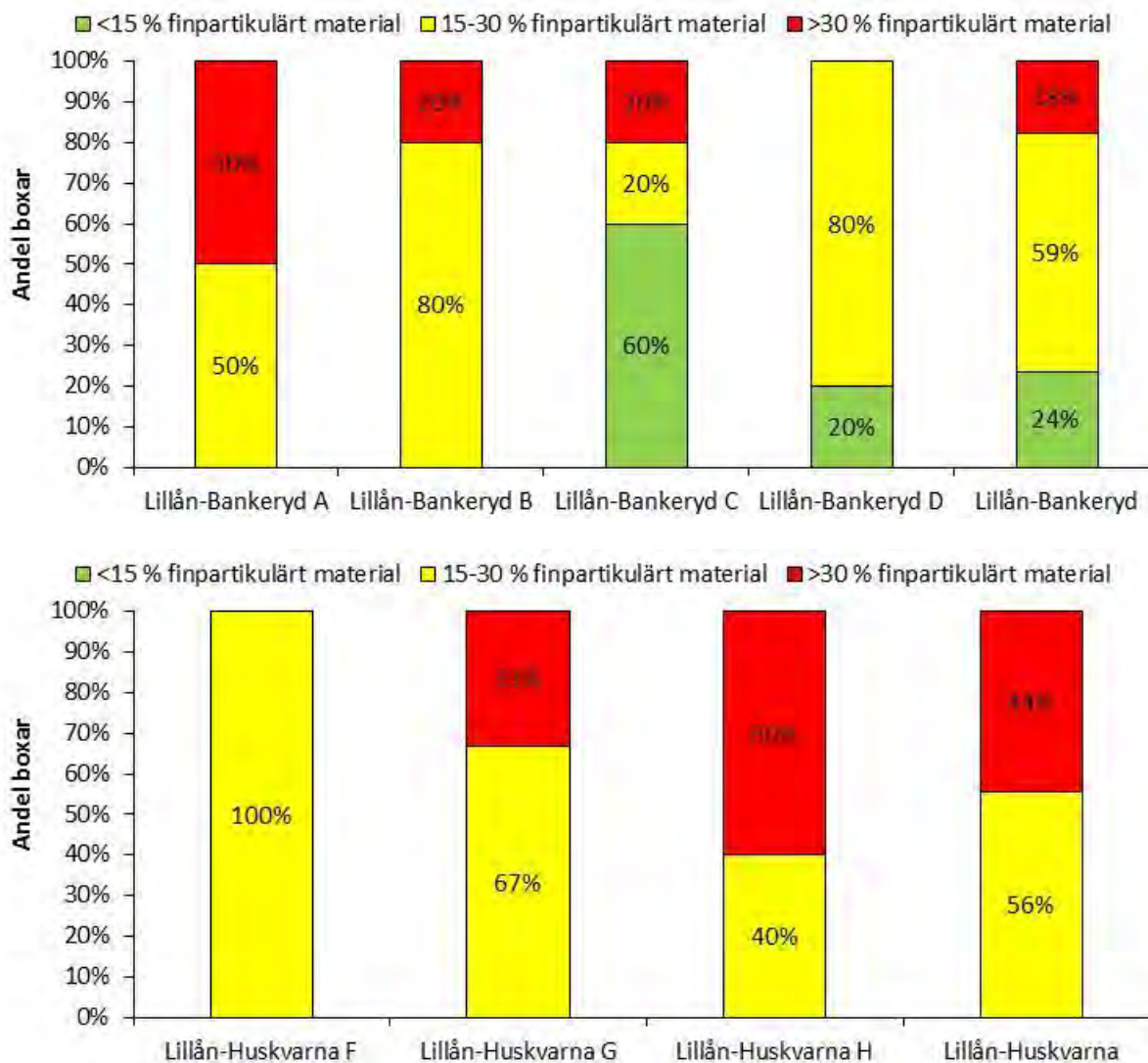
Figur 17. Redovisning av ackumuleringstakten i sedimentboxarna, per lokal respektive vattendrag, under perioden 8:e juni till 12:e september 2012. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).

Även andelen finpartikulärt material i boxarna varierade mycket inom och mellan lokalerna, samt mellan vattendragen. I Lillån-Bankeryd uppvisade samtliga lokaler och vattendraget som helhet i genomsnitt en måttlig andel finpartikulärt material, det vill säga 15-30 % (Figur 18). Sett till andelen boxar per lokal grupperat utifrån andelen finpartikulärt material i boxarna framträder dock en något annorlunda bild. På lokalen nedan Sjöåkradammen (lokal A) uppvisade hälften av boxarna en hög andel finpartikulärt material (>30 %) och för vattendraget som helhet var motsvarande värde 18 % (Figur 19).



Figur 18. Redovisning, per lokal respektive vattendrag, av den viktmässiga andelen finpartikulärt material (<3,5 mm) som ansamlats i sedimentboxarna under perioden 8:e juni till 12:e september 2012 i förhållande till torrvikten efter avslutat försök. Staplarna anger medelvärdet och felstaplarna anger medelvärdets konfidensintervall (95 %).

I Lillån-Huskvarna uppvisade de två längst nedströms belägna lokalerna (lokal F och G) i genomsnitt en måttlig andel finpartikulärt material (15-30 %), medan lokalen mellan Musslebobäcken och Klevarp (lokal H) i genomsnitt uppvisade en hög andel finpartikulärt material (>30 %), vilket även gällde för vattendraget som helhet (Figur 18). Ett liknande mönster förelåg med avseende på andelen boxar per lokal grupperat utifrån andelen finpartikulärt material i boxarna (Figur 19). Samtliga boxar på den längst nedströms belägna lokalen (lokal F) uppvisade en måttlig andel finpartikulärt material (15-30 %), medan 60 % av boxarna på lokal H uppvisade en hög andel finpartikulärt material (>30 %). Ingen av sedimentboxarna i Lillån-Huskvarna uppvisade en låg andel ackumulerat finpartikulärt material (<15 %).



Figur 19. Redovisning av andelen sedimentboxar, per lokal respektive vattendrag, där andelen finpartikulärt material (<3,5 mm) som ansamlats under perioden 8:e juni till 12:e september 2012 understeg 15 %, uppgick till 15-30 % respektive översteg 30 % av torrvikten efter avslutat försök.

Diskussion & slutsatser

Avsaknade av kontinuerliga mätningar av turbiditeten i direkt anslutning till Lillån-Bankeryds inlopp i respektive utlopp ur Attarpsdammen innebär att resultaten nedström Attarpsdammen blir mer svårtolkade. Det förefaller dock rimligt att anta att Attarpsdammens storlek, ytvattenavrinningen, samt Lillån-Bankeryds förhållandevis låga vattenföring ($MQ = 0,31 \text{ m}^3/\text{s}$) borde bidra till att grumlingen minskar nedströms dammen. Således kan den förhållandevis höga grumlighet som uppmäts nedströms Attarpsdammen förmodligen härledas till dagvattentillförsel från Bankeryds tätort. Någon märkbar effekt på grumligheten från Bankeryds ARV kunde däremot inte urskiljas. Att det föreligger en påverkan nedan Attarpsdammen styrks även av undersökningarna med sedimentboxar våren och sommaren 2012. Vidare indikerar turbiditetsmätningarna att biflödet/diket vid Tokeryd, samt biflödet till Björnabäcken kan utgöra punktkällor som påverkar vattendragen nedströms negativt.

Någon tydlig förklaring till de stora skillnaderna i mängden ackumulerat material vid undersökningarna med sedimentboxar i Lillån-Bankeryd våren respektive sommaren 2012 är svår att ge. Möjligtvis kan de observerade skillnaderna bero på att boxarna inte har placerats på exakt samma ställe eller i olika riktningar i förhållande till strömriktningen.

Tendensen till först ökande grumlighet på sträckan mellan Tenhult och Klevarp och därefter en stabiliserad eller något minskande grumlighet nedström Klevarp kunde även ses i sedimentationsboxarna. Således förefaller det som att störst problem föreligger på den cirka 5 km långa sträckan nedströms Tenhult där Lillån-Huskvarna genomflyter nästan uteslutande jordbruksmark. Däremot förefaller det inte som att dränerings-/dagvattenröret på nedströmsidan av banvallen eller de båda tillflödena från Vissmålen respektive Öxnehaga utgjorde några påtagliga punktkällor. Huruvida det föreligger någon påverkan från dagvattentillförsel från Huskvarna tätort går inte att uttala sig om eftersom inga turbiditetsmätningar skedde i anslutning till vattendragets mynning i Huskvarnaån, samt att samtliga sedimentboxar på den längst nedströms belägna lokalen (lokal E) försvann.

Den stora spridningen i materialet både när det gäller turbiditetsmätningarna och sedimentboxarna innebär dessvärre att de slutsatser som kan dras blir mer av övergripande karaktär. För att erhålla bättre underlag krävs att fler lokaler provtas och tätare provtagningar (turbiditet) under en längre period. Värt att notera är dock att liknande mönster förelåg vid turbiditetsmätningarna som vid undersökningarna med sedimentboxar i de båda vattendragen. Detta talar för att man kan använda sig av den billigare och snabbare metoden med turbiditetsmätningar för att lokalisera sträckor där det föreligger problem med ackumulering av finpartikulärt material i lekbottnar.

Kompletterande undersökningar & åtgärdsförslag

I Lillån-Bankeryd föreslås att förnyade turbiditetsmätningar sker enligt ett liknande tillvägagångssätt som i Lillån-Huskvarna, det vill säga på olika avstånd ifrån mynningen, för att tydligare fånga upp inom vilka sträckor grumligheten ökar mest. Viktig i sammanhanget är även att mäta vid inloppet respektive utloppet av Attarpsdammen. Vidare bör en inventering av punktkällor med dagvattentillförsel nedan Attarpsdammen ske. En projektering av möjliga åtgärder i biflödet/diket vid Tokeryd och i biflödet till Björnabäcken bör även genomföras för att minska grumlingen nedströms i Lillån-Bankeryd respektive Björnabäcken.

I Lillån-Huskvarna bör åtgärdsarbetet koncentreras till sträckan nedströms Tenhult där vattendraget genomflyter jordbruksmark. Turbiditetsmätningar bör även ske i Lillån-Huskvarna uppströms respektive nedströms Huskvarna tätort för att kunna bedöma dagvattentillförselns omfattning och inverkan på grumligheten. I de båda vattendragen föreslås även inventeringar av diken längs vattendragen i samband med högflödessituationer, samt projekteringar av möjliga åtgärder vid idag redan kända punktkällor.

Vid en eventuell upprepning av undersökningarna med sedimentboxar rekommenderas det att detta sker under den period då öringens rom och yngel befinner sig i lekbottarna (november-maj). Detta för att kunna uttala sig om sedimentationen av finpartikulärt material påverkar överlevnaden och därmed rekryteringen. En förnyad undersökning med sedimentboxar bör även kompletteras med turbiditetsmätningar för att tydligare belägga om det finns ett samband mellan ackumuleringen av finpartikulärt material och uppmätt grumlighet. Vidare påpekas betydelsen av att sedimentboxarna

placeras ut på samma sätt, det vill säga hur de grävs ner i bottenmaterialet och orienteringen i förhållande till strömriktningen.

Erkännanden

Ett stort tack till Lars-Erik Brevitz, Michael Bergström och Peter Lindvall för utförandet i fält, samt Matilda Segersäll för analyserna av innehållet i sedimentboxarna. Även ett stort tack till Beatrice Alenius, Marie Andersson, Peter Lindvall och Per Sjöstrand som bidragit med synpunkter på denna redovisning.

Referenser

Abrahams, M. & M. Kattenfeld. 1997. *The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. Behav. Ecol. Sociobiol. 3: 169-174.*

Berg, L. & T. G. Northcote. 1985. *Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (Oncorhynchus kisutch) following short-term pulses of suspended sediment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 8: 1410-1417.*

Bisson, P. A. & R. E. Bilby. 1982. *Avoidance of suspended sediment by juvenile coho salmon. N. Am. J. Fish. Manage. 4: 371-384.*

Bjornn, T.C. & T.W. Reiser. 1991. *Habitat requirements of salmonids in streams. In: Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats. Ed: Meehan, W.R. American Fisheries Society Spec. Publ. 19, Bethesda, Maryland, USA.*

Clarke, K. D., D. A. Scruton and J. H. McCarthy. 1998. *The effect of logging and road construction on fine sediment accumulation in streams of the Copper Lake Watershed, Newfoundland, Canada. Sid. 353-360. IN: Brewin, M. K. & D.M.A. MOnita (eds). Forestfish conference: land management practices affecting aquatic ecosystems. Proc. Forest-fish conf., May 1-4 1996, Calgary, Alberta, Canada.*

Crouse, M.R., C.A. Callahan, K.W. Malueg & S.E. Dominguez. 1981. *Effects of fine sediment on growth of juvenile Coho salmon in laboratory streams. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 281-286.*

Gradall, K. S. & W. A. Swenson. 1982. *Responses of brook trout and creek chubs to turbidity. Trans. Am. Fish. Soc. 3: 392-395.*

Gregory, R. S. & C. D. Levings. 1996. *The effects of turbidity and vegetation on the risk of juvenile salmonids, Oncorhynchus spp., to predation by adult cutthroat trout, O. clarkii. Environ. Biol. Fish. 3: 279-288.*

Gregory, R. S. & C. D. Levings. 1998. *Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 2: 75-85.*

Judy, R.D., Jr. P.N. Seeley, T.M. Murray. S.C. Svirsky, M.R. Whitworth & L.S. Ishinger. 1984. *1982 National fisheries survey. Vol. 1, Technical report: Initial findings. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program. FWS-OBS-84/06.*

Lindvall, P. 2011. Fiskevård i Nissans källflöden. Delprojekt-slamtransport. Senast reviderad 2011-03-24. Jönköpings fiskeribiologi AB.

Lloyd, D. S. 1987. Turbidity as a water quality standard for salmonid habitats in Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 34-45.

Lloyd, D. S., J. P. Koenings & J. D. LaPerriere. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 18-33.

Länsstyrelsen i Jönköpings Län. 2008. PM angående pumpning och avledning av tungmetallförorenat grundvatten till Munksjön, 2008-02-27. Beteckning 535-2667-08.

McNeil, J.H. & W.H. Ahnell. 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. *United State Fisheries and Wildlife Service Special Scientific Report Fisheries 469.*

Naturvårdsverket. 2000. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag.* Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN: 91-620-4913-5.

Nyberg, P & Eriksson, T. 2001: Skyddsriåder Längs Vattendrag (SILVA). *Fiskeriverket, Finfo 2001:6.*

O'Connor, W. C. K. & T. E. Andrew. 1998. The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. *Fish. Manag. and Ecol.* 5: 393-401.

Olsson, T. I. & B.-G. Persson. 1986. Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia* 35: 9-14.

Olsson, T. I. & B.-G. Persson. 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Arch. Hydrobiol.* 4: 621-7.

Rivinoja, P & Larsson, S. 2001. Effekter av grumlig och sedimentation på fauna i strömmande vatten – en litteratursammanställning. *Vattenbruksinstitutionen SLU, Umeå.*

Ryan, P.A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 2: 207-221.

SMHI Vattenwebb, tillgänglig via: <http://vattenwebb.smhi.se/>

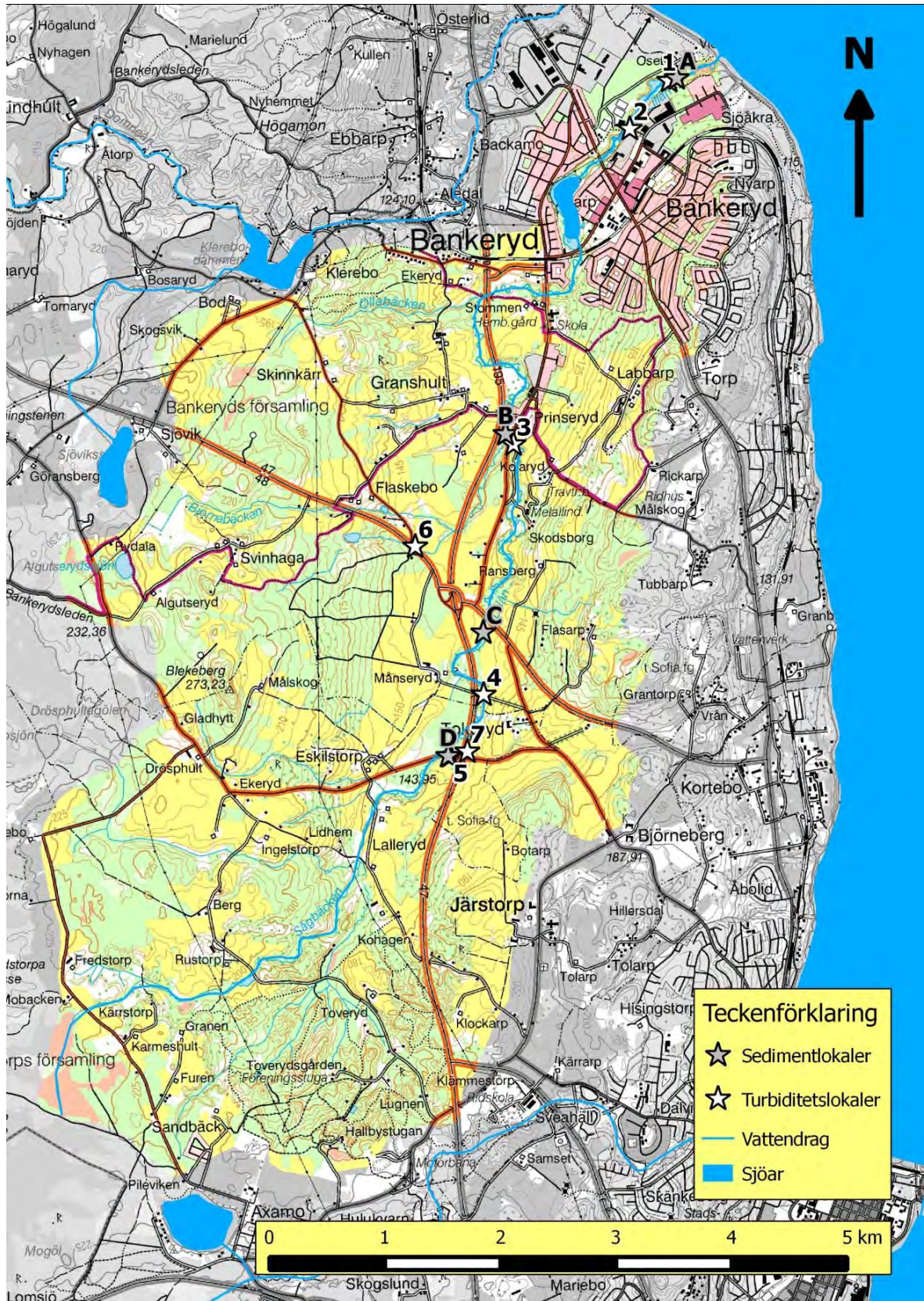
Ström, D. 2008. En studie av sedimenttransport, död ved och kantzoner längs två vattendrag i Kilsbergen – från skog till slätt. *Skogsmästarprogrammet, SLU.*

Wesche, T.A., Reiser, D.W., Hasfurther, V.R., Hubert, W.A. & Q.D. Skinner. 1989. A new technique for measuring fine sediments in streams. *N. Am. J. Fish. Manage.* 9:234-238.

Westernhagen, H.von 1988. Sublethal effects of pollutants on fish egg and larvae. Chap. 4 In *Fish physiology*, vol. XIA, Eggs and Larvae. Ed: Hoar, W.S., Randall, D.J.. Academic Press, Inc. 1988: 253-330.

Bilagor

Bilaga 1. Översiktskarta Lillån-Bankeryd.



Bilaga 2. Översiktskarta Lillån-Huskvarna.

