



Slamhalter i flodmynningar 2018-2020

Utvärdering av halter och möjligheter att använda turbiditet som proxy

Sara Sandström, Jens Fölster

Slamhalter i flodmynningar 2018-2020. Utvärdering av halter och möjligheter att använda turbiditet som proxy

Sara Sandström, <https://orcid.org/0000-0003-0301-0776>, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö,

Jens Fölster, <https://orcid.org/0000-0002-3069-4272>, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö,

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsår: (2023)
Utgivningsort: (Uppsala)
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel: Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Nyckelord: Slamhalt, Turbiditet, Miljöövervakning, Suspenderade partiklar

© 2023 (Sara Sandström, Jens Fölster)

Sammanfattning

Halten av suspenderade partiklar i vattendrag och sjöar är en viktig vattenkvalitetsparameter och ingår på flera håll i Europa i bedömningsgrunder för vattenkvalitet och ekologisk status. Mängden partiklar kan mätas på flera sätt, bland annat genom att filtrera vattenprovet och väga mängden partiklar på filtret (som benämns slamhalt) eller indirekt genom optiska mätningar där ljusspridning mäts (som benämns turbiditet). För närvarande ingår turbiditet i det nationella miljöövervakningsprogrammet för flodmynningar, men inte slamhaltsmätningar. Under åren 2018-2020 gjordes ett projekt där slamhalten analyserades månadsvis i alla flodmynningar för att undersöka om det vore motiverat att inkludera detta i miljöövervakningen. Turbiditet, som redan ingår i övervakningsprogrammet, kan i vissa fall ha väldigt bra samband med slamhalt, och kan då användas som en proxy för slamhalt. Denna rapport har utvärderat den data som samlades in 2018-2020 för slamhalt för att se var det förekommer höga halter och transporter, och var det skulle kunna vara motiverat att inkludera slamhaltsmätningar i den nationella miljöövervakningen. Möjligheten för att använda turbiditet som en proxy för slamhalt har också undersökts. Vi har kunnat identifiera ett antal provplatser med hög slamhalt och även stationer med en betydande årlig transport till havet. För flera stationer hittades även ett bra samband mellan slamhalt och turbiditet, där turbiditet potentiellt skulle kunna användas som en proxy för slamhalt. Det finns ett samband mellan R^2 -värdena och andel lerhalt samt åkermark i avrinningsområdet. Över en viss procent (2,5% lerhalt och ca 12% åkermark) är det genomgående höga R^2 -värden, medan för lägre procent är det en större spridning i R^2 -värden. Vi ger ett förslag på en lista med stationer som antingen har hög medianslamhalt eller hög transport till havet, samt ett mått på sambandet mellan turbiditet och slamhalt. Vi anser att en utökad provtagning kan vara motiverat på flertalet platser, med fokus på stationer med hög andel åkermark eller lerhalt, där risken för erosion och ökade förluster är större.

Nyckelord: slamhalt, miljöövervakning, suspenderade partiklar, turbiditet

Abstract

Suspended solids concentration in rivers, streams and lakes is an important water quality parameter and is included in criteria for determining ecological status in surface water bodies in many European countries. The amount of particles can be measured in different ways, e.g. through filtration of a water sample followed by weighing the amount of particles on the filter (termed suspended solids) or indirectly using optical methods where light scattering is measured (termed turbidity). At the moment, turbidity is a part of the national monitoring programme for river mouths, while suspended solids is not. During the years 2018-2020, a project to sample and analyze suspended solids monthly in all river mouths was carried out, to see if it can be motivated to include in the monitoring programme. In some cases there is a good relationship between turbidity and suspended solids, where turbidity can be used as a proxy for suspended solids, and turbidity is already included in the monitoring programme. This report has evaluated the data that was collected during the years 2018-2020 for suspended solids, to investigate where there are high loads and concentrations of suspended solids, and where it may be motivated to include measurements of suspended solids in the monitoring programme. The possibility to use turbidity as a proxy for suspended solids has also been investigated. We have been able to identify a number of sites with high concentrations of suspended solids and sites with a considerable yearly load to the sea. For several stations a good relationship between suspended solids and turbidity was identified, where turbidity potentially could be used as a proxy for suspended solids. There is a relationship between R^2 -values and amount of clay and arable land in the catchment. Over a certain percentage (2.5% clay content and ca 12% arable land) the R^2 -values are consistently high, while for lower percentages there is a higher spread in the R^2 -values. We are presenting a list of stations with either a high median concentration of suspended solids or a high load to the sea, and a measurement of the relationship between turbidity and suspended solids. We believe that an expanded sampling can be motivated in a number of stations, with a focus on stations with a high proportion of arable land or clay, where the risk of erosion and increased losses is higher.

Keywords: suspended solids, environmental monitoring, turbidity

Förord

Denna rapport är en utvärdering av slamhaltsmätningar i flodmynningar och utvalda trendvattendrag under åren 2018-2020 samt en jämförelse med turbiditetsmätningar i vattendragen. Syftet är att undersöka ett potentiellt behov av utökade mätningar i den nationella miljöövervakningen. Den här rapporten utgör redovisningen av överenskommelsen med dnr 1482-22.

Rapporten har interngranskats av Emma E. Lannergård.

Uppsala april 2023.

Sara Sandström och Jens Fölster

Innehållsförteckning

1	Introduktion	7
2	Metod	10
3	Resultat	12
3.1	Slamhalt och turbiditet	12
3.2	Transporter av slam	14
3.3	Samband mellan turbiditet och slamhalt.....	16
3.4	Mätningarnas representativitet.....	21
3.5	Hydrologins påverkan på slamhalt och turbiditet.....	21
4	Diskussion	25
5	Slutsatser med förslag	29
	Referenser.....	31

1 Introduktion

Halten av suspenderade partiklar är en viktig vattenkvalitetsparameter på många håll runtom i Europa och kan ha olika typer av påverkan på vattenkvaliteten, såsom förändringar i temperatur och sikt. Partiklar kan även bära med sig andra ämnen som t.ex. metaller, organiska föroreningar och näringsämnen, framförallt fosfor (Boardman & Poesen, 2006). Partikelhalten kan mätas genom filtrering av en känd mängd vatten varpå filtratet vägs och mätvärdet benämns slamhalt. För närvarande ingår slamhalt inte i de nationella miljöövervakningsprogrammen för sötvatten. Orsaken är att slamhalterna generellt är låga i de flodmynningar och trendvattendrag som ingår i miljöövervakningen och därmed inte setts som ett stort miljöproblem. Dessutom är variationen i slamhalt ofta mycket stor med korta pulser av höga halter i samband med högflöden (Bowes m. fl., 2003; Horowitz, 2008). Det gör att de månadsvisa mätningarna i de nationella miljöövervakningsprogrammen ofta ger en ofullständig bild av slamhalten i vattendragen. Mellan 1967 och 1994 genomförde SMHI mätningar av slamhalt i ett urval av svenska vattendrag med syfte att beräkna sedimenttransport (Brandt, 1996). Även om slamhalt inte ingår i de nationella mätprogrammen används ett annat mått på partikelhalt genom optiska mätningar sedan 2010, turbiditet (ljusspridning). Slamhalt och turbiditet beskriver inte direkt samma sak, då slamhalt är ett faktiskt mått på mängden partiklar uttryckt i mg L^{-1} , medan turbiditeten istället mäter alla partiklar som reflekterar ljus. Detta innebär att kolloidala partiklar (som lerpartiklar) inte beskrivs av slamhalten men fångas upp av turbiditeten (Owens, 2007). Sambandet mellan slamhalt och turbiditet beror av partiklarnas egenskaper, som form och storlek. Partikelstorleksfördelningen samt sammansättningen spelar roll för sambandet, där t.ex. organiska partiklar ger en högre turbiditet än mineralpartiklar, beroende på ytarean samt strukturen på partiklarna (Gippel m. fl., 1995). De senaste decennierna har kontinuerlig mätning av turbiditet med in-situ sensorer blivit allt vanligare. Detta har öppnat för nya möjligheter att följa dynamiken av partikelhalter i vattendrag (Fölster m. fl., 2019; Lannergård m.fl., 2023).

Under de senaste åren har intresset för mätningar av slamhalten ökat av flera skäl. Inom vattenförvaltningen har man uppmärksammat behovet av att utveckla de kontrollerande och operativa övervakningsprogrammen enligt vattenförvaltningsförordningen, bland annat avseende hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i vattendrag. En stor påverkan på hydromorfologiska

kvalitetsfaktorer (ett mått på mänsklig påverkan på växter och djurs livsmiljöer) i svenska vattendrag är vattenkraftindustrin som bland annat leder till förändrade flöden, vattennivåer och transporter i vattendragen. Vattenreglering påverkar t. ex. transporten av partiklar i vattensystemet. I dammar sker sedimentation av partiklar medan det i samband med korttidsreglering kan ske en ökad erosion av partiklar från stränderna. Effekterna av regleringen av vattenflödet på slamhalten är därmed olika i olika delar av vattendraget i förhållande till regleringsdammarnas placering. Ett exempel på hur vattenkraftsreglering kan påverka dynamiken i slamhalt är en studie med dygnsvisa mätningar av slamhalt under vårfloeden i en reglerad (Luleälven) och en oreglerad älv (Kalixälven). Den visade på en kort men betydande topp i den oreglerade älven men inte i den reglerade (Rönback m .fl., 2009).

Transporten av partiklar har även stor betydelse för belastningen av fosfor från jordbruksmark, framför allt från lerjordar, som är mer lättroderade samt har partiklar med en stor yta som fosfor kan adsorbera till (Ulén & Jakobsson, 2005; Haygarth m. fl., 2006). Flertalet studier har visat på samband mellan slamhalt och fosfor, och även mellan slamhalt och lerhalt i avrinningsområdet (Kyllmar m. fl., 2014; Sandström m. fl., 2020).

Klimatförändringen förväntas ge stora förändringar både i dynamiken och totala nivåer av vattenföring med ökade extremväder (Kendon m. fl., 2014) vilket kan ge högre avrinning under vintern samt längre perioder med lågt flöde (Bell m. fl., 2012). En ökning av både frekvens och omfattning av torra och högflöden förväntas påverka transporten av partiklar (Crossman m. fl., 2014; Whitehead m. fl., 2009), vilket ytterligare motiverar ett ökat behov av mätningar av partikelhalter i vattendrag.

Slamhalten kan i många fall beräknas ur turbiditeten, men det är stor variation mellan vattendrag i hur bra sambandet mellan turbiditet och slamhalt är (Lannergård m. fl., 2019; Villa m. fl., 2019). Tidigare studier har även visat att turbiditet i många fall kan användas som ett substitut (proxy) även för totalfosfor, men även detta är platsberoende, och individuella samband behöver tas fram för att se var detta kan vara lämpligt (Lannergård m. fl., 2019; Carlsson, 2022).

Under 2018-2020 kompletterades flodmynningsprogrammet med slamhalt för att ge en uppfattning om nivåerna i Sveriges flodmynningar och för att ge underlag för huruvida turbiditet kan användas som ett indirekt mått på slamhalt.

Syftet med det här projektet har varit att utvärdera resultat från provtagningen av slamhalt under åren 2018-2020 för att svara på följande frågor:

- I vilka vattendrag är slamhalterna så pass höga att de kan förväntas ha påverkan på ekosystemet?
- Vilka flodmynningar har störst betydelse för sedimenttransporten till havet?
- I vilka vattendrag kan turbiditet användas för att uppskatta slamhalten?

Resultaten ska kunna användas som underlag för revidering av miljöövervakningsprogrammen i vattendrag och för en förbättrad övervakning av vattenkraftens påverkan på vattenekosystemen.

2 Metod

De ordinarie vattenkemiska analyserna kompletterades med mätningar av slamhalten i samtliga månadsvisa vattenprover januari 2018 - juni 2020 i samtliga 47 stationer i det nationella miljöövervakningsprogrammet för flodmynningar samt i 6 stationer i programmet för trendvattendrag. Slamhalten mättes gravimetriskt med 0,45 µm filter enligt SS-EN 872:2005 och turbiditeten enligt SS-EN ISO 7027-1:2016. Sambandet mellan turbiditet och slamhalt beräknades med linjär regression på logaritmerade värden och R^2 -värdet användes som mått på styrkan av sambandet. Logaritmerade värden användes för att få normalfördelade residualer att bygga regressionen på, vilket innebär att en justering bör utföras vid tillbakatransformering av data vid användning av sambanden (Helsel & Hirsch, 2002).

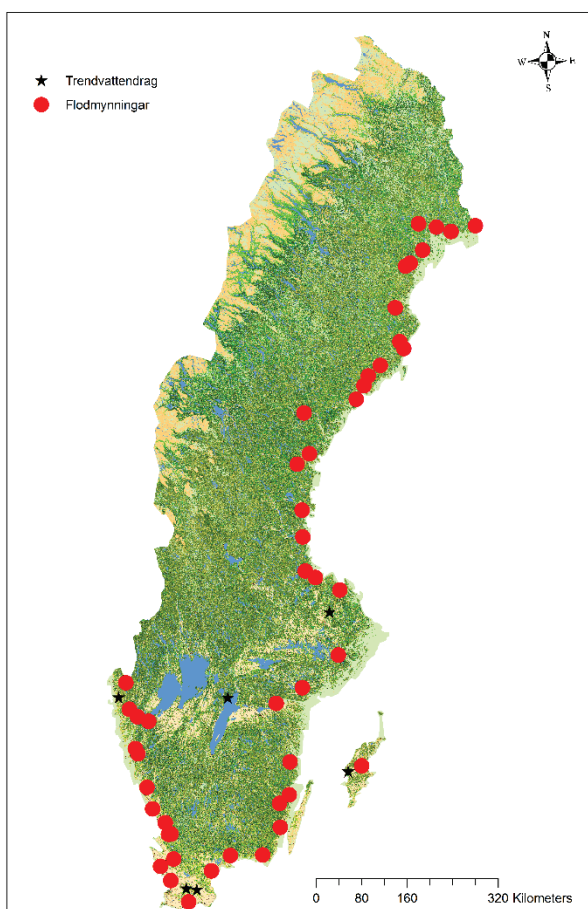
För turbiditeten, som ingår i den ordinarie provtagningen, beräknades median- och maxvärden både för perioderna januari 2018-juni 2020 och 2010-2022 för att undersöka hur representativ perioden med mätningar av slamhalt var för en längre tidsperiod.

Regleringsgraden för vattendragen hämtades från SMHI och andelen jordbruksmark från PLC6 beräkningarna. Lerhalten i jordbruksmarken beräknades enligt metodiken i PLC8 (Widén-Nilsson m. fl., 2023) och den genomsnittliga lerhalten i vattendragens avrinningsområden beräknades ur lerhalten i jordbruksmarken och andelen jordbruksmark med antagandet att lerhalten i marken utanför jordbruksmarken är försumbar.

Årstransporterna beräknades utifrån de uppmätta koncentrationerna av slamhalt och modellerat flöde som hämtades från SMHI. Den analyserade koncentrationen beräknades till dygnskoncentration genom linjär interpolering till det tidigare provtagningstillfället. Detta multiplicerades med dygnsflöden till dygnstransporter, som sedan summerades till årstransporter. Medelvärdet av belastningen på Östersjön av slamhalt beräknades för de två åren 2018-2019 då provtagningen pågick under hela åren. Procentuell transport baserades på summan av årstransporterna från alla vattendrag. Specifik transport beräknades genom att dividera medelvärdet för årstransporten med avrinningsområdets area.

För att se eventuell påverkan på placeringen av provplats i förhållande till kraftverk (eller ej reglerad) på slamhalten gjordes ett Kruskal-Wallis test, för både maxhalt och medianhalt, samt årstransport och procentuell transport.

Nivåer för att klassa halter av slamhalt som betydande för ekologisk status i vattendragen har hämtats från ett tidigare norskt förslag till bedömningsgrunder för suspenderat material (Anderssen m. fl., 1997). Tidigare norska bedömningsgrunder har även använt sig av slamhalt för att dela in vattenförekomster i olika typer med koncentrationsgränser kopplat till om vattenförekomsten är lerpåverkad, glaciärpåverkad eller klar (Direktoratsgruppen, 2018).



Figur 1. Mätstationerna som ingick i studien. Flodmynningar är markerade med röda prickar och trendvattendrag med stjärnor.

3 Resultat

4.1 Slamhalt och turbiditet

Slamhalt och turbiditet uppvisade stora variationer med de lägsta värdena i norra Sveriges älvar och de högsta värdena inom södra Sveriges slättland. Slamhalten varierade med medianvärden mellan 0,5 mg L⁻¹ (Indalsälven Bergeforsen, Bråtangsbacken, Skellefteälv Kvistforsen och Ljungan Skallböleforsen) och 10 mg L⁻¹ (Sävjaån, Ingvasta) (Tabell 1). Maxvärdena av slamhalten varierade mellan 2,5 mg L⁻¹ (Skellefte älv, Kvistforsen) och 150 mg L⁻¹ (Smedjeån V. Mellby). Medianvärdena av turbiditet varierade mellan 0,5 FNU och 16 FNU och maxvärdena mellan 1,1 FNU och 180 FNU. För både medianer och maxvärden var det Skellefte älv, Kvistforsen och Sävjaån, Ingvasta som hade de lägsta respektive de högsta värdena.

Tabell 1. Egenskaper för 47 stationer i flodmynningsprogrammet och 6 stationer i programmet för trendvattendrag (markerade med (T)). Median och maxvärden för turbiditet och slamhalt (SS) januari 2018 – juni 2020, samt r²-värden för linjär regression mellan log₁₀(turbiditet) och log₁₀(SS). Lerhalt (%) avser genomsnittliga lerhalten i avrinningsområdet och Åkermark (%) andelen i avrinningsområdet (%). Stationer där turbiditet bedöms kunna användas som proxy för slamhalt är markerade med (*). De slamhalt (median) stationer som är markerade med gult har ett värde 3-5 mg L⁻¹, och markerade med orange har ett värde >5 mg L⁻¹, baserat på Andersson m. fl. (1997).

Övervakningsstation	Turb. (FNU) median	Turb. (FNU) max	SS (mg L ⁻¹) median	SS (mg L ⁻¹) max	Reglerings grad (%)	Lerhalt (%)	Åkermark (%)	R ² (logturb ~ log SS)
Torne älv Mattila	2	7	1	14	0	0	0	0,65
Kalix älv Karlsborg	2	14	2	30	0	0	0	0,61
Töre älv Infl.Bolträsket	3	5	3	6	0	0	0	0,37
Råne älv Niemisel	2	4	2	5	0	0	0	0,01
Lule älv Luleå	1	5	1	150	59,8	0	0	0,85
Alterälven Norrfjärden	2	13	3	16	0	1	3	0,38
Pite älv Bolebyn	1	15	1	64	3,89	0	0	0,52
Skellefte älv, Kvistforsen	1	1	1	3	54,3	0	0	0,15
Rickleån Utl	1	3	2	6	18,3	0	2	0,46
Rickleån Robertsfors ^a	1	3	1	20	18,6	0	2	0,51
Ume älv Stornorrfors	1	13	1	47	24,7	0	0	0,87

Övervakningsstation	Turb. (FNU) median	Turb. (FNU) max	SS (mg L ⁻¹) median	SS (mg L ⁻¹) max	Reglerings grad (%)	Lerhalt (%)	Åkermark (%)	R ² (logturb ~ log SS)
Öre älv Torrböle	2	14	2	41	0	0	1	0,81
Lögde älv Lögdeå	2	13	3	44	0	0	0	0,85
Gide älv Gideåbacka	1	3	1	5	14,9	0	1	0,67
Ångermanälven Sollefteå	1	4	1	5	37,8	0	0	0,72
Indalsälven Bergforsen	1	4	1	6	38,2	0	1	0,64
Ljungan Skallböleforsen	1	2	1	4	29,3	0	1	0,46
Delångersån Iggesund	1	2	1	3	45,5	0	0	0,59
Ljusnan, Ljusne Strömmar	1	2	1	3	22	0	1	0,47
Gävleån Gävle stadspark	3	10	3	20	32,7	1	5	0,84
Dalälven Älvkarleby	2	5	2	11	24,7	1	2	0,94
Forsmarksån Johannisfors	2	6	2	6	0	1	4	0,75
Stockholm Centralbron	2	4	2	6	17,9	7	17	0,11
Sävjaån Ingvasta (T) *	16	34	10	32	0	1	3	0,75
Nyköpingsån Spånga *	5	11	5	19	15,8	5	15	0,62
Motala Ström Norrköping	3	18	2	9	40,3	3	13	0,51
Bråtångsbäcken (T)	1	2	1	7	0	0	0	0,23
Botorpström Brunnsö	2	2	2	3	33,3	2	7	0,1
Emån Emsfors	2	5	2	6	11,3	1	7	0,88
Alsterån Getebro	2	5	3	7	4,13	1	2	0,74
Ljungbyån Ljungbyholm	1	3	2	10	0	1	8	0,57
Lyckebyån Lyckeby	3	5	3	6	1,23	1	3	0,1
Mörrumsån Mörrum	2	5	3	12	21,2	1	7	0,81
Helgeån Hammarsjön *	7	58	9	83	0	2	12	0,95
Skivarpsån Skivarp *	3	64	5	61	0	12	75	0,79
Kävlingeån Högsnolla *	3	54	4	56	10,6	8	57	0,97
Tolangaån Tolanga (T) *	3	34	4	25	0	11	63	0,83
Klingavalsan Vomb (T) *	5	16	7	25	0	4	37	0,88
Råån Helsingborg	4	88	3	87	0	13	82	0,94
Ronneån Klippan *	5	14	7	10	14,5	4	23	0,69
Lagan Laholm	3	6	4	12	18,7	1	6	0,45
Smedjeån V. Mellby *	8	180	10	150	0	4	36	0,89
Nissan Halmstad	3	8	3	9	2,24	1	4	0,67
Ätran, Falkenberg	3	15	3	13	6,93	2	10	0,84
Viskan åsbro *	5	63	4	52	9,4	2	9	0,94
Göta älv, Alelyckan *	6	40	6	22	60	2	9	0,77
Göta älv Trollhättan	3	12	4	16	50,7	2	9	0,54
Nordre älv, Gullö *	6	41	6	23	43	4	10	0,76

Övervakningsstation	Turb. (FNU) median	Turb. (FNU) max	SS (mg L ⁻¹) median	SS (mg L ⁻¹) max	Reglerings grad (%)	Lerhalt (%)	Åkermark (%)	R ² (logturb ~ log SS)
Bäveån Uddevalla *	6	24	5	24	7,53	2	11	0,7
Örekilsälven Munkedal	9	34	6	47	3,28	3	14	0,6
Ö. Anräsälven (T) *	15	100	9	87	0	3	13	0,83
Enningdalsälven N.Bullaren	1	3	1	3	5,18	1	6	0
Gothemsån Hörsne	2	12	2	12	0	6	43	0,83
Västergarnsån, Liffedarve (T)	1	13	2	16	0	4	29	0,82

*Denna station har avslutats efter en tids dubbelkörning i samband med flytt till Rickleån utl..

4.2 Transporter av slam

Slamtransporten beror både av halter och flöden. Det gör att de flesta vattendragen med stora transporter återfinns ibland de stora norrlandsälvarna trots att halterna där är låga. Tretton av 54 stationer hade en transport på mer än 10 000 ton (se fetmarkerat i tabell 2). Den största transporten återfanns t ex i Ume älv Stornorrfor, 81067 ton, som även står för den största andelen av transporten från samtliga flodmynningar (12%) för en individuell station (Tabell 2). Utöver norrlandsälvarna var transportererna stora i Göta älvs stationer (Göta älv Alelyckan, Göta älv Trollhättan) och Göta älvs bifurkation Nordre älv Gullö samt i Helgeån, Hammarsjön. De tre stationerna i Göta älv bidrar med 25,5 % av den totala transporten till havet (Tabell 2). Åtta av 54 stationer står för nästan 70 % av den totala transporten, med en individuell procentuell transport på mer än 5% (fetmarkerade i tabell 2).

Tabell 2. Medelvärden (åren 2018-2019) för årstransporten av slam från stationerna, avrinningsområdesarea (km²), specifik transport (ton km⁻²) samt andel av transporten från samtliga stationer (%). Stationerna är ordnade efter huvudavrinningsområde, från norr till söder längs östkusten följt av västkusten söder till norr längs västkusten och med Gotland sist. Alla stationer med en andel av transporten > 5 % är fetmarkerade. *Specifik transport och procentuell transport för Göta älv stationerna: Göta älv Alelyckan, Göta älv Trollhättan och Nordre älv Gullö är summerade och visas som en total för alla tre.

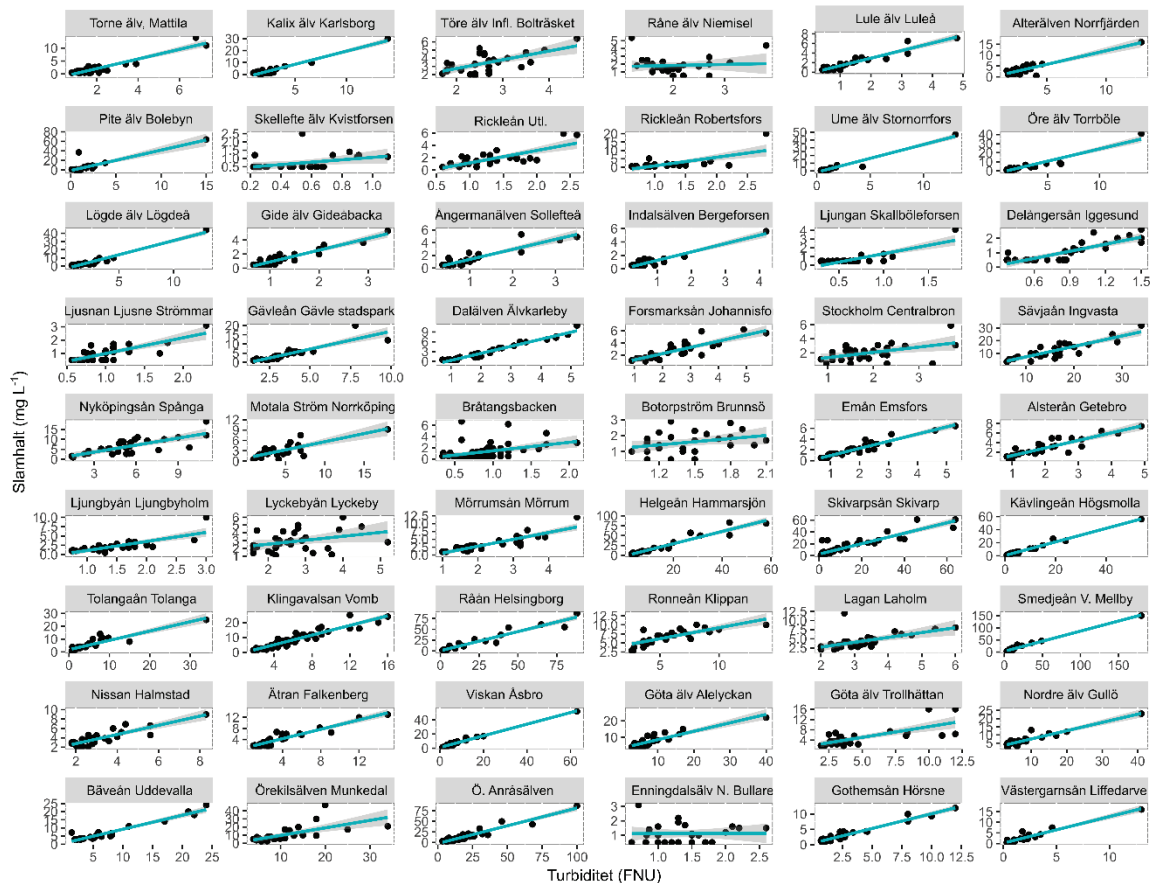
Övervakningsstation	Transport Slam (ton)	Area (km ²)	Specifik transport (ton km ⁻²)	Andel av transporten från alla flodmynningar transport (%)	Placering av provplats (uppströms/n edströms kraftverk)
Torne älv Mattila	32966	39714	0,83	5,15	
Kalix älv Karlsborg	57927	18061	3,21	9,06	
Töre älv Infl.Bolträsket	515	422	1,22	0,08	

Övervakningsstation	Transport Slam (ton)	Area (km ²)	Specifik transport (ton km ⁻²)	Andel av transporten från alla flodmynningar transport (%)	Placering av provplats (uppströms/n edströms kraftverk)
Råne älv Niemisel	3134	3739	0,84	0,49	
Lule älv Luleå	28271	24045	1,18	4,42	Nedströms
Alterälven Norrfjärden	516	439	1,18	0,08	
Pite älv Bölebyn	64802	11181	5,80	10,13	Nedströms
Skellefte älv, Kvistforsen	3331	10129	0,33	0,52	Uppströms
Rickleån Utl	1206	1628	0,74	0,19	Nedströms
Rickleån Robertsfors	1950	1581	1,23	0,30	Nedströms
Ume älv Stornorrfor	81067	26554	3,05	12,67	Uppströms
Öre älv Torrböle	11391	2832	4,02	1,78	
Lögde älv Lögdeå	6928	1580	4,38	1,08	
Gide älv Gideåbacka	1854	3403	0,54	0,29	Uppströms
Ångermanälven Sollefteå	23304	27871	0,84	3,64	Uppströms
Indalsälven Bergeforsen	15953	25726	0,62	2,49	Nedströms
Ljungan Skallböleforsen	4083	12017	0,34	0,64	Uppströms
Delångersån Iggesund	669	11	60,82	0,10	Nedströms
Ljusnan, Ljusne Strömmar	8667	19795	0,44	1,36	Nedströms
Gävleån Gävle stadspark	2816	2400	1,17	0,44	Nedströms
Dalälven Älvkarleby	35422	28566	1,24	5,54	Nedströms
Forsmarksån Johannisfors	202	8263	0,02	0,03	
Stockholm Centralbron	7239	329	22,00	1,13	Nedströms
Sävjaån Ingvasta	44	24	1,83	0,01	
Nyköpingsån Spånga	2343	3480	0,67	0,37	Uppströms
Motala Ström Norrköping	4486	15371	0,29	0,70	Uppströms
Bråtangsbacken	3	5	0,60	0,00	
Botorpström Brunnsö	2	975	0,00	0,00	Nedströms
Emån Emsfors	1844	4412	0,42	0,29	Nedströms
Alsterån Getebro	481	1313	0,37	0,08	Nedströms
Ljungbyån Ljungbyholm	318	719	0,44	0,05	
Lyckebyån Lyckeby	573	806	0,71	0,09	Nedströms
Mörrumsån Mörrum	2641	3092	0,85	0,41	Nedströms
Helgeån Hammarsjön	19658	4133	4,76	3,07	
Skivarpsån Skivarp	530	94	5,64	0,08	
Kävlingeån Högmolla	2559	1151	2,22	0,40	Nedströms
Tolangaån Tolanga	626	256	2,45	0,10	
Klingavalsan Vomb	566	206	2,75	0,09	

Övervakningsstation	Transport Slam (ton)	Area (km ²)	Specifik transport (ton km ⁻²)	Andel av transporten från alla flodmynningar transport (%)	Placering av provplats (uppströms/nedströms kraftverk)
Råån Helsingborg	787	150	5,25	0,12	
Ronneån Klippan	1807	946	1,91	0,28	Nedströms
Lagan Laholm	9011	6080	1,48	1,41	Uppströms
Smedjeån V. Mellby	2424	271	8,94	0,38	
Nissan Halmstad	5459	2650	2,06	0,85	Nedströms
Ätran, Falkenberg	7305	3306	2,21	1,14	Nedströms
Viskan åsbro	9118	2145	4,25	1,43	Nedströms
Göta älv, Alelyckan	37025	48127	1,72*	25,5*	Nedströms
Göta älv Trollhättan	73159	46968	1,72*	25,5*	Uppströms
Nordre älv, Gullö	53258	28	1,72*	25,5*	Nedströms
Bäveån Uddevalla	482	289	1,67	0,08	Nedströms
Örekilsälven Munkedal	7674	1318	5,82	1,20	Nedströms
Ö. Anråsälven	554	44	12,59	0,09	
Enningdalsälv N.Bullaren	324	35	9,26	0,05	Nedströms
Gothemsån Hörsne	262	340	0,77	0,04	
Västergarnsån, Liffedarve	79	93	0,85	0,01	

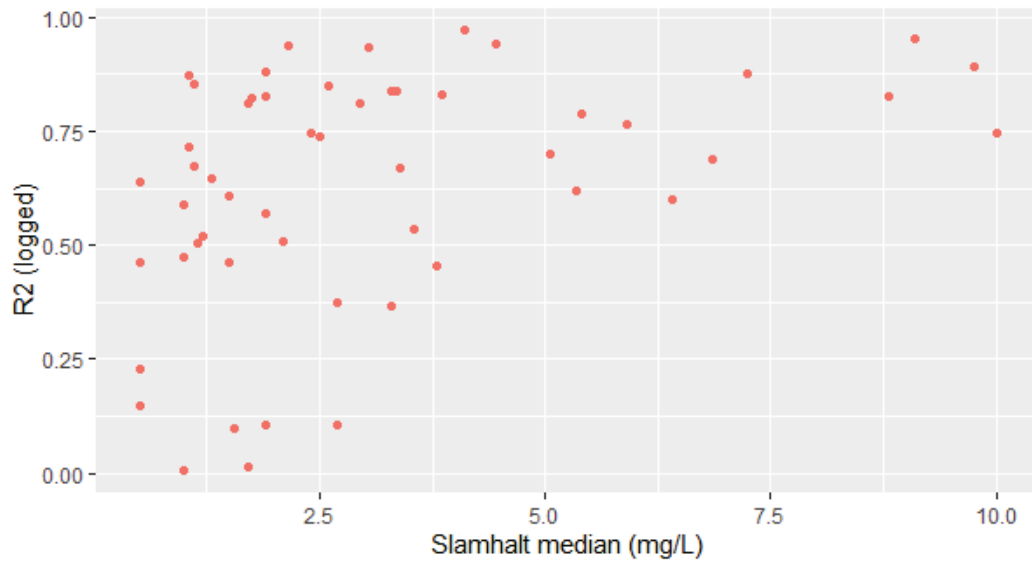
4.3 Samband mellan turbiditet och slamhalt

De två och ett halvt åren med mätningar av slamhalt har i de flesta fall gett ett bra underlag för att utvärdera sambandet mellan turbiditet och slamhalt med mätningar jämnt fördelade över gradienten, men i en del fall beror sambandet på ett enstaka högt värde (se t ex Alterälven och Pite älv) (Figur 2). Vi bedömer ändå att dataunderlaget är tillräckligt bra för att R²-värdena ska kunna användas för att utvärdera när turbiditet är användbart. Styrkan på sambanden mellan turbiditet och slamhalt var som väntat mycket olika mellan vattendragen och varierade mellan 0 (Enningsdalälven) och 0,97 (Kävlingeån, Högsmölla) (Tabell 1, Figur 2). Det stärker de tidigare erfarenheterna att möjligheten att använda turbiditeten som proxy för slamhalt måste bedömas utifrån data för varje enskilt vattendrag.

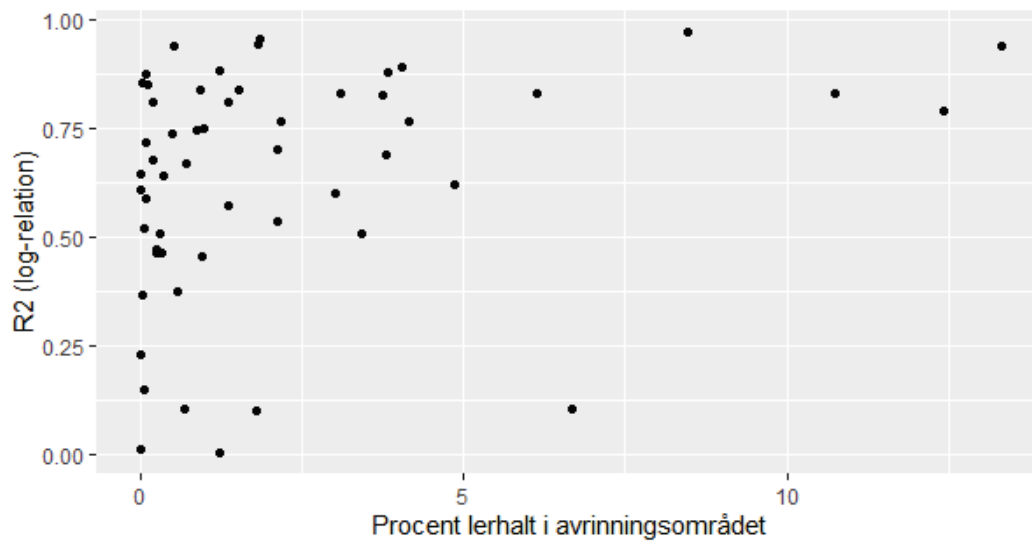


Figur 2. Slamhalt mot turbiditet för de olika stationerna där linjerna visar regressionslinjer. Stationerna är ordnade enligt SMHI:s numrering av huvudavrinningsområden, från norr till söder längs östkusten och från söder till norr längs västkusten, och med Gotland sist. Lule älvs maxvärde för slamhalt syns ej här då motsvarande turbiditetsvärde för samma provtagningsdatum saknas.

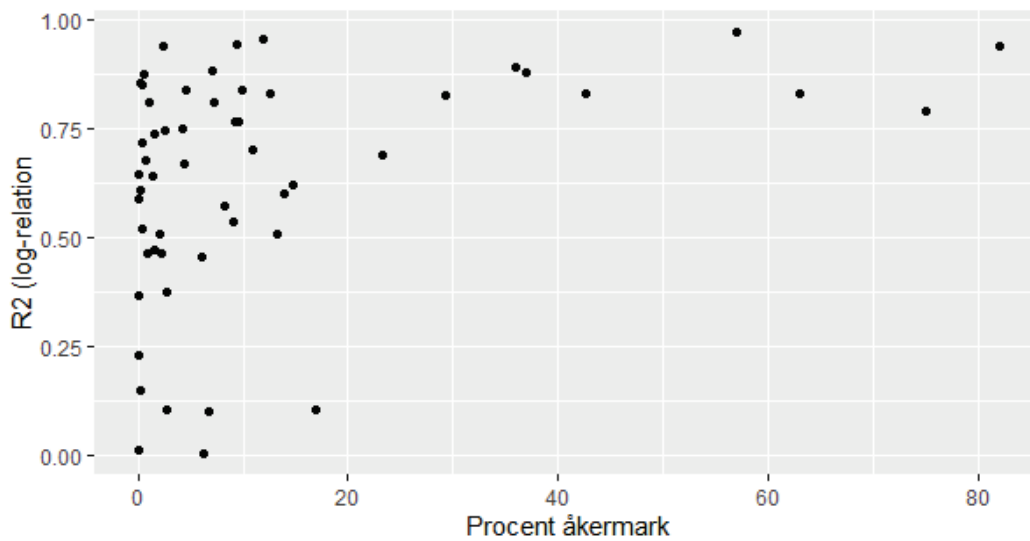
Plottar man R^2 -värdet för sambandet mellan turbiditet och slamhalt mot medianhalterna av slamhalt ser man att R^2 -värden över 0,5 erhålls för alla stationer med en medianslamhalt $> 3,75 \text{ mg L}^{-1}$ (Figur 3). Det finns även samband mellan R^2 -värdena och andel lerhalt (Figur 4) samt åkermark i avrinningsområdet (Figur 5). Över en viss procent (2,5% lerhalt och ca 12% åkermark) är det genomgående höga R^2 -värden, medan för lägre procent är det en större spridning i R^2 -värden. Ett undantag utgör Stockholm, Centralbron som trots en hög andel lera i avrinningsområdet har ett svagt samband mellan turbiditet och slamhalt. Detta är dock inte förvånande eftersom stationen utgör utloppet av Mälaren. Även andra markanvändningar testades (andel skogsmark, våtmark, vatten och hårdgjorda ytor), men inga tydliga samband hittades, förutom en påverkan från från hårdgjorda ytor, där ett högre R^2 -värde hittades för högre andel hårdgjorda ytor i avrinningsområdet (Figur 6). Samband mellan medianhalter för både slamhalt och turbiditet testades mot hårdgjorda ytor, men ingen tydlig koppling kunde hittas.



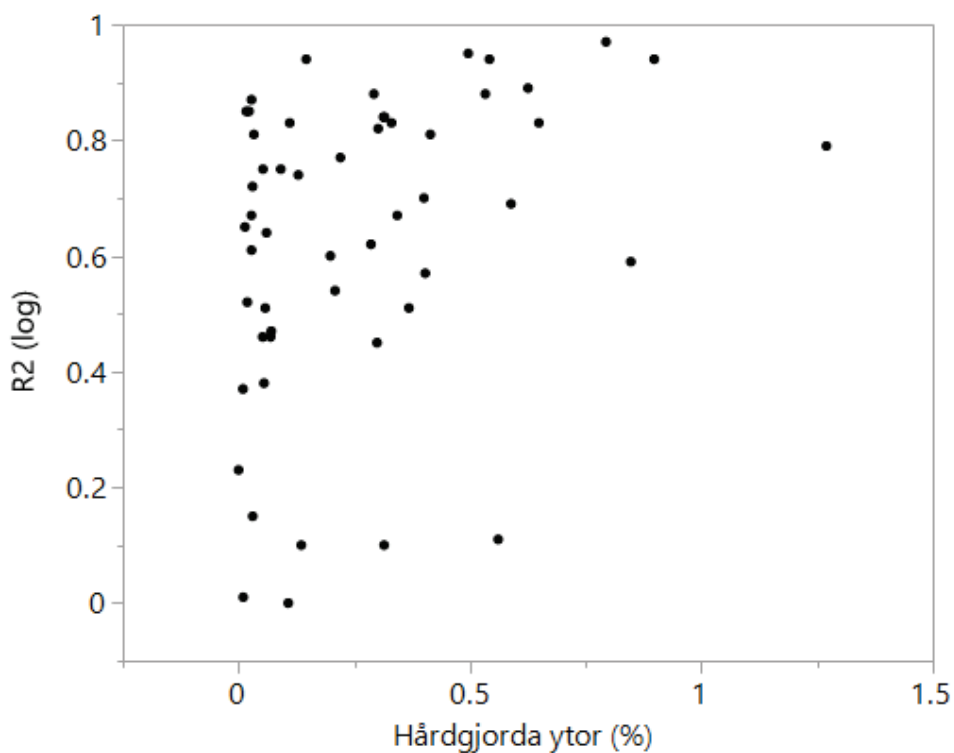
Figur 3. Mediankoncentrationer för slamhalt mot R2-värden för relationen mellan $\log_{10}(\text{turbiditet})$ och $\log_{10}(\text{slamhalt}(\%))$ för 47 flodmynningar och 6 trendvattendrag i den nationella miljöövervakningen).



Figur 4. R2-värdet mellan $\log_{10}(\text{turbiditet})$ och $\log_{10}(\text{slamhalt})$ mot lerhalten i avrinningsområdet mot för 47 flodmynningar och 6 trendvattendrag i den nationella miljöövervakningen.



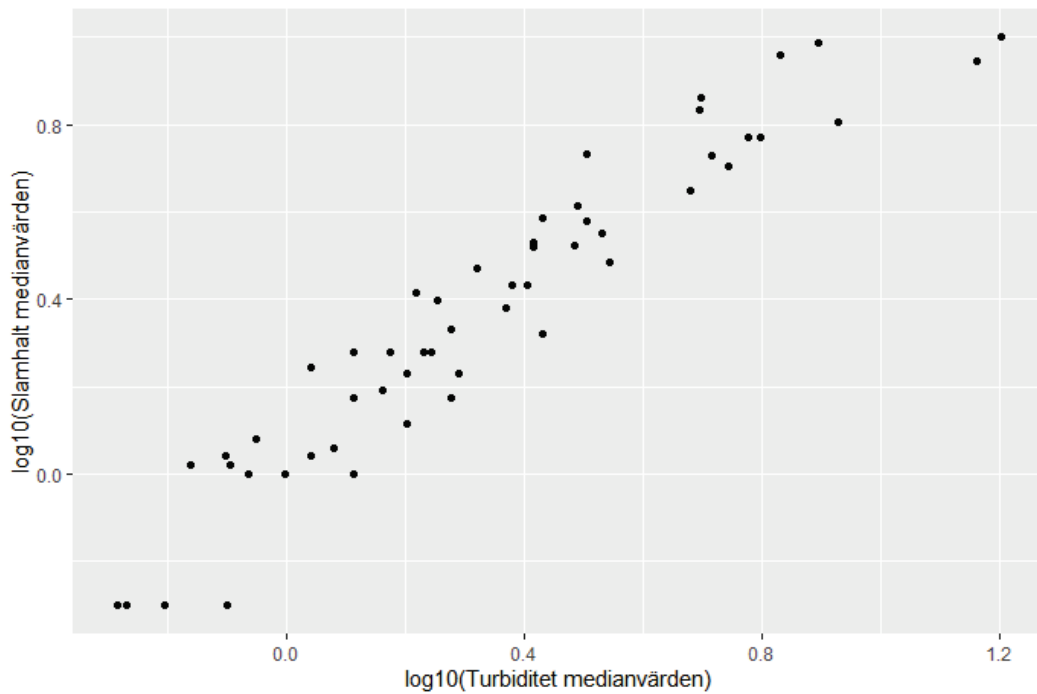
Figur 5. R2-värdet från relationen mellan $\log_{10}(\text{slamhalt})$ och $\log_{10}(\text{turbiditet})$ mot andel åkermark (%) för 47 flodmynnningar och 6 trendvattendrag i den nationella miljöövervakningen.



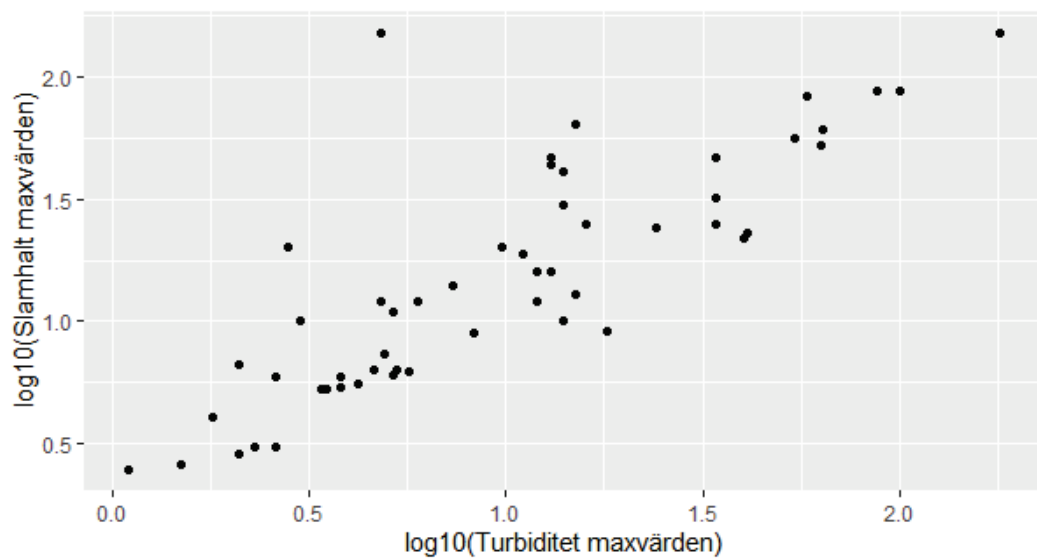
Figur 6. R2-värdet från relationen mellan $\log_{10}(\text{slamhalt})$ och $\log_{10}(\text{turbiditet})$ mot procent hårdgjorda ytor (%) för alla stationer, exkluderat Nordre älv Gullö (bifurkation till Göta älv) som var en tydlig outlier.

Medianvärdena av slamhalt och turbiditet ger ett bra loglinjärt samband (per station) (Figur 7). Maxvärdena av slamhalt och turbiditet ger en liknande bild med en något högre spridning (Figur 8). Detta tyder på att generellt kan turbiditet vara

en bra proxy för slamhalt vid majoriteten av stationerna, vilket styrks av att vid 74% av stationerna ger den linjära regressionen ett R²-värde över 0,6 (Tabell 1).



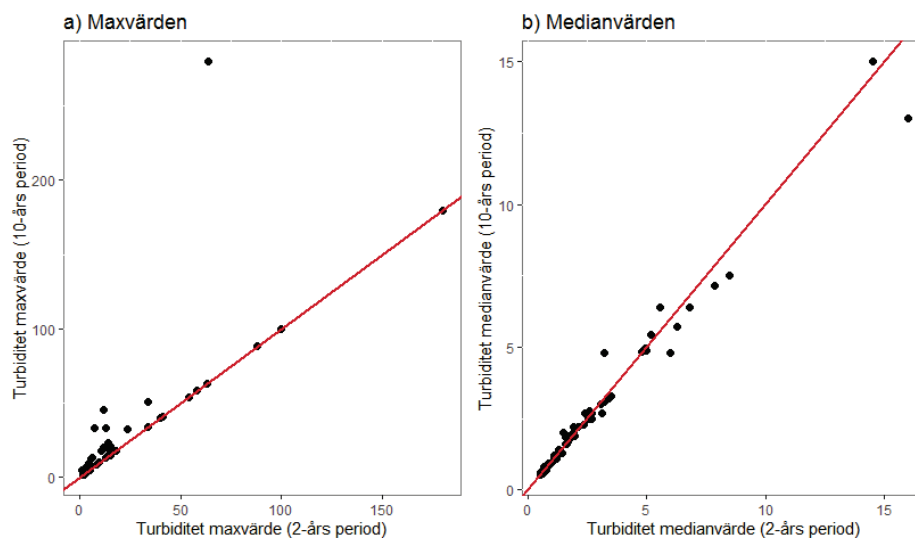
Figur 7. Logaritmerade medianvärden för slamhalt och turbiditet för 47 flodmynnningar och 6 trendvattendrag i den nationella miljöövervakningen.



Figur 8. Logaritmerade maxvärden för slamhalt och turbiditet för 47 flodmynnningar och 6 trendvattendrag i den nationella miljöövervakningen.

4.4 Mätningarnas representativitet

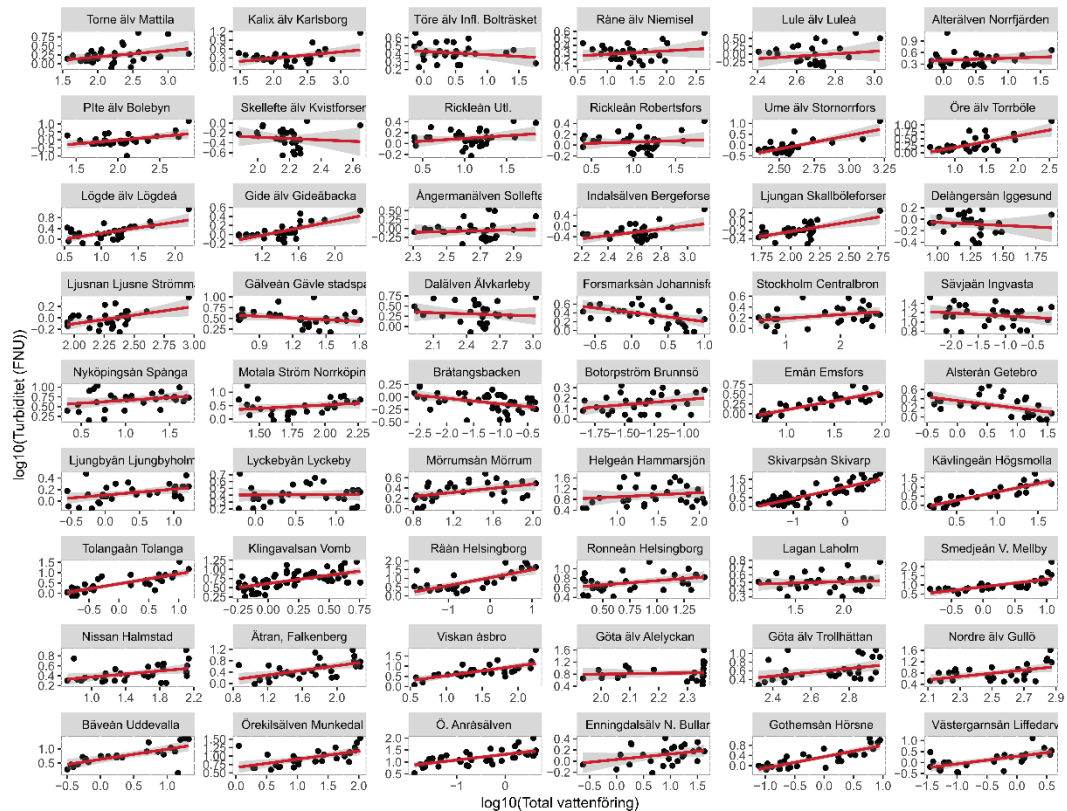
En jämförelse av max- och medianvärden för turbiditeten under perioden på 2,5 år då mätningarna av slamhalt gjordes med perioden 2010-2021, visar att resultaten från mätningarna för de flesta vattendragen är representativa för en längre tidsperiod (Figur 9). Både median- och maxvärden följer i stort sett en 1:1 linje, förutom ett tydligt avvikande maxvärde under den längre tidsperioden från Skivarpsån Skivarp (Figur 9a). Ytterligare tre stationer avviker något från 1:1 linjen för maxvärdena i ett litet kluster (9a), Lögdeälv Lögdeå; Gothemsån Hörsne och Torne älv Mattila.



Figur 9. a) Maxvärden för turbiditet för 2-års mätperioden och för en längre tidsperiod (sen 2010), b) medianvärden för turbiditet för 2-års mätperiod och för längre tidsperioden (sen 2010). De solida linjerna markerar 1:1 linjer.

4.5 Hydrologins påverkan på slamhalt och turbiditet

Höga slamhalter och turbiditetsvärden återfinns oftast i samband med högflöden, men sambandet mellan turbiditet och flöde är sällan enkelt (Figur 10). Enkla loglinjära samband förekommer, men ofta är sambanden inte loglinjära och i många fall är korrelationen mycket svag.

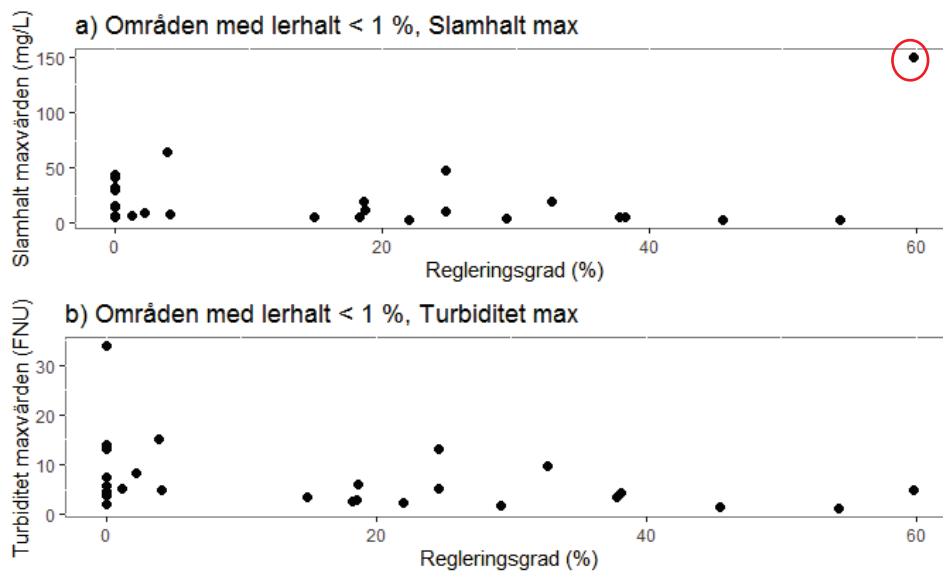


Figur 10. Logariterade värden av vattenföring (m^3/s) (på samma dag som provtagning) och turbiditet (FNU). Solida linjer representerar regressionslinjer.

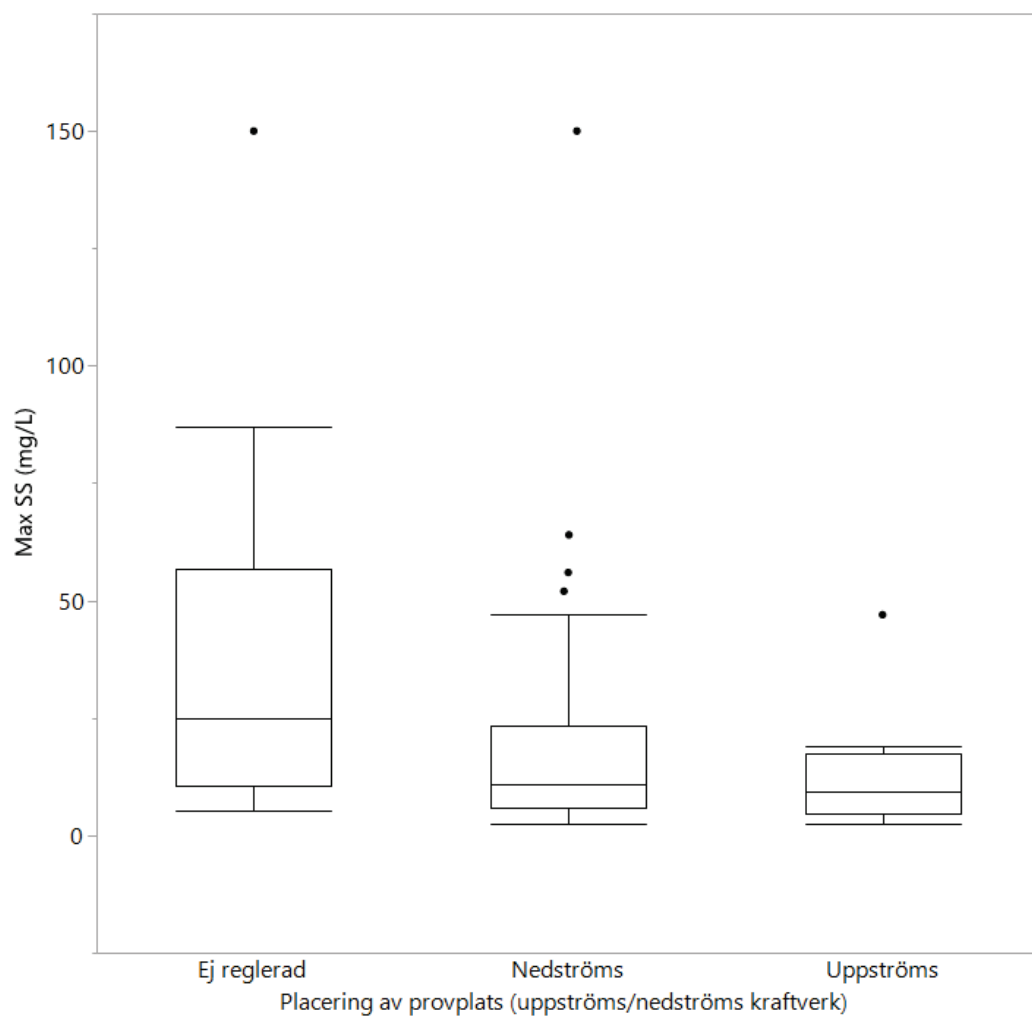
Inga tydliga samband kunde hittas mellan maxvärden för slamhalt och regleringsgrad, samt maxvärden för turbiditet och regleringsgrad för områden med en låg lerhalt (Figur 11). En tendens till lägre variation på maxvärdena med högre regleringsgrad syns, där det är låga maxvärden för höga regleringsgrader överallt, förutom för ett utstickande värde på slamhalt (Figur 11a), där Lule älv med en regleringsgrad på 60% hade ett maxvärde på 150 mg L^{-1} . Detta beror förmodligen på att ett enskilt prov togs vid en flödestopp samt på placeringen av provtagningsplatsen. Provtagningsplatsen ligger långt nedströms närmaste kraftverksstation och kan därmed påverkas av tillrinning mellan kraftverksdammen och provplatsen. Övriga mätvärden från Lule älv är mycket lägre och ligger runt medianvärdet på $1,1 \text{ mg L}^{-1}$.

Ett Kruskal-Wallis test baserat på placering av provplats (uppströms/nedströms kraftverk) för reglerade vattendrag samt ej reglerade vattendrag visade en signifikant (p -värde $< 0,05$) påverkan på årstransporten av slam, men inte den procentuella transporten. Ett uppföljande Dunn-test, som testar parvis de olika provplatsernas påverkan, visade en signifikant skillnad mellan uppströms och ej reglerad. Även påverkan på medianhalt och maxhalt av slamhalt testades, och ingen

tydlig påverkan kunde hittas för medianhalt, medan en signifikant skillnad mellan provplatser på maxhalterna visades. Det uppföljande Dunn testet kunde dock inte bekräfta denna skillnad. Det syns även en större variation av både maxvärden och medianvärden för oreglerade vattendrag mot reglerade vattendrag, samt en större spridning för de med provplats nedströms kraftverken än de med provplats i kraftverksdammen (uppströms) (Figur 12).



Figur 11. a) Maxvärden för slamhalt (mg/L) mot regleringsgrad (%) för alla områden med en lerhalt < 1% i avrinningsområdet. Den röda cirkeln markerar en outlier, Lule älv. b) Maxvärden för turbiditet för områden med lerhalt < 1% i avrinningsområdet.



Figur 12. Boxplot för maxvärden av slamhalt grupperat enligt provtagningsplats i förhållande till vattenkraftverk.

4 Diskussion

Vid utvärdering av den utökade provtagningen av slamhalt under perioden 2018-2020 så hade 22 av 54 stationer medianhalter av slam över 3 mg L^{-1} , motsvarande mindre god status enligt ett tidigare norskt förslag (Anderssen m. fl., 1997). Tolv av dessa stationer hade medianhalter $>5 \text{ mg L}^{-1}$, motsvarande dålig status enligt samma norska klassificering (Tabell 1). I nuläget finns ingen motsvarande skala eller bedömningsgrund för slamhalt i svenska vatten. De höga halterna kan utgöra motiv för utökade mätningar av partikulärt material, antingen genom att börja mäta slamhalt i den ordinarie provtagningen, eller med kontinuerliga mätningar av turbiditeten. Sett till transporterna är det i stället främst stora vattendrag som sticker ut med stora transporter av partikulärt material trots låga halter (Tabell 2). Valet av kriterium beror på vad syftet med mätningarna är. Om syftet främst är att övervaka stationer med höga slamhalter där själva partiklarna kan påverka ekosystemets funktion bör stationer med höga halter väljas. Om intresset istället är att kvantifiera transporten av partikulärt material till havsområdena ska fokus vara på stationer med stora transporter. Göta älv med dess bifurkation Nordre älv utgör här ett specialfall eftersom både halterna och transporterna är höga vilket motiverar utökade mätningar av partikulärt material. Göteborgs stad bedriver dock redan kontinuerliga mätningar med turbiditetssensorer inom ramen för kontroll av råvatten för dricksvattenproduktion (Köhler m. fl., 2021). Dessa mätningar skulle kunna få ett bredare användningsområde genom samarbete med Göteborgs stad.

I 15 av stationerna med höga halter visades tillräckligt starka samband mellan slamhalt och turbiditet ($R^2 > 0,7$) för att turbiditet skulle kunna användas som en proxy för slamhalt. I flera fall berodde dock de höga R^2 -värdena på enstaka höga värden. För att få säkrare resultat från dessa vattendrag behöver man riktade, tätare provtagningar vid högflöden för att få in fler höga mätvärden av turbiditet och slamhalt och på så vis få förbättrade och mer pålitliga samband. Sambandet mellan turbiditet och slamhalt var konsekvent starkare med ökad andel åkermark och ökad andel lerhalt i avrinningsområdet (Figur 4 och Figur 5), i samstämmighet med tidigare studier (Fölster & Rönnback, 2015; Villa m.fl., 2019; Carlsson, 2022). Områden med hög lerhalt och hög andel åkermark har ofta en högre förlust av suspenderat material, med en finare markstruktur som är mer erosionskänslig och därmed har en större risk för partikelförluster (Ulén & Jakobsson, 2005). Sävjaån

Ingvasta avvek från detta, med ett bra samband mellan turbiditet och slamhalt trots låg andel åkermark och lerhalt (Tabell 1). En närmare studie av provplatsen visar dock att det finns mycket åkermark precis vid provplatsen, vilket verkar ha en stor påverkan på resultatet här. Detta visar också på betydelsen av val av provplats för vad resultaten representerar. Hårdgjorda ytor visade även en tendens till samband med R^2 -värdet för relationen mellan slamhalt och turbiditet. En ökad urbanisering med mer hårdgjorda ytor kan leda till ökad ytavrinning. Dock kunde inga samband mellan slamhalt och andel hårdgjorda ytor eller turbiditet och andel hårdgjorda ytor hittas. Potentiellt ger en ökad urbanisering ökad ytavrinning med en högre belastning på dagvattensystem och reningsverk, men som i nuläget inte har en tydlig påverkan på halterna i vattendragen. Bristen på samband beror förmodligen även här på det direkta närområdet för provplatsen, där en större andel hårdgjorda ytor i anslutning till provplatsen potentiellt hade kunnat ge ett tydligare samband.

I nio stationer där sambandet mellan slamhalt och turbiditet inte var starkt, men som hade höga halter av slamhalt kan det vara motiverat att låta slamhalt ingå i ett mätprogram (Töre älv Bolträsket, Gävleån Gävle stadspark, Råån Helsingborg, Lagan Laholm, Nissan Halmstad, Ätran Falkenberg, Nissan Halmstad, Göta älv Trollhättan och Örekilsälven Munkedal; Tabell 1). En problematik vid provtagning av slamhalt (och turbiditet) är den temporala och rumsliga variationen, då stora mängder transporteras under korta perioder, vilket är lätt att missa vid månatlig provtagning (Jordan m. fl., 2007). Missas de perioder där den högsta transporten sker, kan det leda till en underskattning av framförallt den totala transporten under året (Lannergård m. fl., 2019; Ottander, 2019; Haglund, 2021). På liknande sätt, om den månatliga provtagningen råkar pricka in flera toppar så kan det istället leda till en överskattning av den totala transporten (Lannergård m. fl., 2019; Ottander, 2019; Haglund, 2021). I de fall där ett bra samband kunde etableras mellan turbiditet och slamhalt, och där det samtidigt är höga mediankoncentrationer (exempelvis Sävjaån Ingvasta, Helgeån Hammarsjön, Klingavalsan Vomb, Ronneån Klippan, Smedjeån V. Mellby, och Ö. Anråsälven) kan möjligheten för att placera ut en turbiditetssensor undersökas för att kunna fånga in dessa toppar i transport på ett mer korrekt sätt.

För transporter av slamhalt (ton) var det 13 stationer som stod för de högsta transporterna (> 10 000 ton) (Tabell 2). Detta motsvarade i de flesta fall inte samma stationer som hade höga medianvärden av slamhalt, utan motsvarade istället framförallt de större älvarna med större avrinningsområden. Göta älvs stationer och Göta älvs bifurkation Nordre älv stod dock både för en hög procentuell transport samt hade höga medianvärden av slamhalt, som nämnt ovan. Åtta stationer bidrog med nästan 70% av den totala transporten av slamhalt till havet, framförallt de större älvarna. Dock var dessa områden inte de som hade störst specifik transport (mängd partiklar transporterade i förhållande till avrinningsområdets area).

Delångersån Iggesund och Stockholm Centralbron hade den största specifika transporten (61 ton km⁻² respektive 22 ton km⁻²). Delångersån Iggesund har en hög regleringsgrad (65%) och provplatsen ligger strax nedströms ett kraftverk. Dock har området låga medianvärden för både slamhalt och turbiditet, samt låg total transport.

Det var tydligt att det var en större spridning i både maxvärden och medianvärden av slamhalt i icke-reglerade vattendrag i jämförelse med reglerade vattendrag, samt att de vattendrag som provtas i kraftverksdammen har minst spridning i maxvärden (Figur 12). Detta kan delvis förklaras av att det är ett mindre antal vattendrag med provplats i vattenkraftsdammen, men det syns även att denna provplats resulterar i lägre halter än dels de som provtas nedströms kraftverk eller icke-reglerade vattendrag. De signifikanta skillnader som hittades mellan grupperna bör tolkas med viss försiktighet, då antalet provplatser som provtas uppströms är färre än de övriga två grupperna. Svaren ger framförallt en indikation på att provplatsen spelar roll för både transporten och maxhalterna, men ett större antal provplatser uppströms är nödvändiga för att kunna dra mer slutsatser kring provplatsens påverkan.

Ett förändrat klimat med högre frekvens av extremväder och därmed intensivare nederbörd samt mildare vintrar kommer ha en påverkan på partikelförluster (Grusson m .fl., 2021). En tidigare studie har visat att mer frekventa perioder med extrem nederbörd kommer att leda till en större andel ytavrinning än infiltration (Grusson m .fl., 2021), vilket i sin tur kommer leda till högre partikelförluster. Framtida ökade partikelförluster, speciellt i erosionskänsliga områden med hög lerhalt samt områden med redan höga koncentrationer eller höga förluster, kan vara viktiga att övervaka i större utsträckning än tidigare.

Det finns både fördelar och nackdelar med att mäta antingen turbiditet eller slamhalt. Val av parameter beror på syftet med mätningen. Slamhalt eller suspenderat material beskriver mängden partiklar i en vattenförekomst som kan inkludera både oorganiskt och organiskt material, jordpartiklar m.m. medan turbiditet är ett indirekt mått på mängden partiklar och annat som mäter vattnets ljusgenomsläplighet. Turbiditeten kan därmed påverkas av andra faktorer som påverkar färgen och grumligheten i vattnet som t.ex. humuspartiklar, järn och växtplankton (Jones m. fl., 2007; Martilla & Kløve, 2012). Förekomsten av fina lerpartiklar kan övervakas bättre med turbiditet, då man filtrerar vattenprovet när slamhalt mäts och därmed kan missa de finaste partiklarna. Dock kan slamhalt eventuellt bättre beskriva möjlig påverkan på ekosystemet än turbiditet, där de studier som gjorts kring påverkan på biota framförallt har undersökt påverkan av suspenderat material på fisk (Cavanagh m.fl., 2014). Som tidigare nämnts så kan turbiditet i vissa fall användas som en proxy för slamhalt, men i de fall där detta

inte är lämpligt och slamhaltskoncentrationerna är höga kan det vara motiverat med en fortsatt övervakning av slamhalt för att kunna utvärdera påverkan på ekosystemet.

Ytterligare faktorer som kan påverka partikel transporten samt medianvärden av slamhalt är andra typer av flödesreglering som t.ex. korttidsreglering av vattenkraftverk och markavvattning med dikning och dränering samt kalhyggen. Dikning och dränering bör dock ha en större påverkan på mindre vattendrag. Den digitala dikeskartan skulle då kunna användas för att testa effekten av dikning på partikeltransport genom att jämföra vattendrag med olika dikningsgrad som har mätningar av partikelhalt. I de stora älvar och vattendrag som utgör huvuddelen av underlaget till den här rapporten jämnas effekterna troligen ut.

5 Slutsatser med förslag

Halten av partiklar kan ha en betydande effekt på vattenkvaliteten vid höga koncentrationer. Kontinuerlig miljöövervakning av slamhalt kan införas på de platser där det uppmätts höga koncentrationer, och med fokus på stationer som har hög andel åkermark och hög lerhalt, som är riskfaktorer för ökade förluster. Vid en del av dessa stationer fungerar turbiditet som en proxy för slamhalt och det räcker med den nuvarande mätningen av turbiditet. Även vid stationer som bidrar med hög transport av partiklar till havet kan mätningar vara motiverade. Nedan presenteras en lista (Tabell 3) med stationer som antingen har en hög median slamhalt eller bidrar med en stor andel av transporten till havet, för vägledning till eventuell framtida provtagning beroende på syfte med provtagning.

*Tabell 3. Stationer med antingen hög medianslamhalt eller hög procentuell transport av partiklar samt deras samband mellan slamhalt och turbiditet. (T) står för trendvattendrag. *Den procentuella transporten av slamhalt i Göta älv stationerna Alelyckan, Trollhättan och Nordre älv Gullö representerar summan av alla tre stationers transport. Gulmarkerade slamhalter har ett medianvärde 3-5 mg L⁻¹ och orangemarkerade medianslamhalter har ett värde >5 mg L⁻¹, baserat på Andersson m. fl. (1997). Stationer med en procentuell transport >5% av den totala transporten från alla stationer är fetmarkerade.*

Stationsnamn	Median slamhalt (mg L ⁻¹)	Procentuell transport slamhalt (%)	R ² (logturb ~ log slamhalt)
Torne älv Mattila	1,3	5,15	0,65
Kalix älv Karlsborg	1,5	9,06	0,61
Töre älv Infl.Bolträsket	3,3	0,08	0,37
Pite älv Bölebyn	1,2	10,13	0,52
Ume älv Stornorrfors	1,05	12,67	0,87
Gävleån Gävle stadspark	3,35	0,44	0,84
Dalälven Älvkarleby	2,15	5,54	0,94
Sävjaån Ingvasta (T)	10	0,01	0,75
Nyköpingsån Spånga	5,35	0,37	0,62
Helgeån Hammarsjön	9,1	3,07	0,95
Skivarsån Skivarp	5,4	0,08	0,79
Kävlingeån Högmolla	4,1	0,40	0,97
Tolangaån Tolanga (T)	3,85	0,10	0,88

Stationsnamn	Median slamhalt (mg L ⁻¹)	Procentuell transport slamhalt (%)	R ² (logturb ~ log slamhalt)
Klingavalsan Vomb (T)	7,25	0,09	0,94
Råån Helsingborg	3,05	0,12	0,69
Ronneån Klippan	6,85	0,28	0,45
Lagan Laholm	3,8	1,41	0,89
Smedjeån V. Mellby	9,75	0,38	0,67
Nissan Halmstad	3,4	0,85	0,84
Ätran, Falkenberg	3,3	1,14	0,94
Viskan åsbro	4,45	1,43	0,77
Göta älv, Alelyckan	5,9	25,5*	0,54
Göta älv Trollhättan	3,55	25,5*	0,76
Nordre älv, Gullö	5,9	25,5*	0,70
Bäveån Uddevalla	5,05	0,08	0,60
Örekilsälven Munkedal	6,4	1,20	0,83
Ö. Anråsälven (T)	8,8	0,09	0,88

Referenser

- Andersen JR, Bratli JL, Fjeld E, Faafeng B, Grande M, Hem L, Holtan H, Krogh T, Lund V, Rosland D, Rosseland BO, Aanes KJ. (1997). Klassifisering av miljökvalitet i ferskvann. *SFT Veiledning* 97:04, TA-1468/1997, 31 s
- Bell, V. A., Kay, A. L., Cole, S. J., Jones, R. G., Moore, R. J., & Reynard, N. S. (2012). How might climate change affect river flows across the Thames Basin? An area-wide analysis using the UKCP09 Regional Climate Model ensemble. *Journal of Hydrology*, 442, 89-104.
- Brandt, M. (1996). Sedimenttransport i svenska vattendrag exempel från 1967-1994. *SMHI Hydrologi*, Nr 69. ISSN 0283 – 7722.
- Boardman, J., Poesen, J. (2006). Soil Erosion in Europe. *John Wiley & Sons Ltd*, ISBN: 978 0-470-85910-0, pp. 855.
- Bowes, M. J., House, W. A., & Hodgkinson, R. A. (2003). Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the Total Environment*, 313, 199–212. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00260-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00260-2).
- Carlsson, K. (2022). Turbiditet som proxy för slamhalt: Markfaktorers påverkan på korrelationen. Kandidat arbete, Uppsala Universitet, Uppsala
- Cavanagh JE, Hogsden KL, Harding JS. 2014. Effects of suspended sediment on freshwater fish. Landcare Research. Lincoln, New Zealand. West Coast Regional Council. Landcare Research. 1-29.
- Crossman, J., Futter, M. N., Whitehead, P. G., Stainsby, E., Baulch, H. M., Jin, L., ... & Dillon, P. J. (2014). Flow pathways and nutrient transport mechanisms drive hydrochemical sensitivity to climate change across catchments with different geology and topography. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(12), 5125-5148.
- Direktorsgruppen 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljötillstånd i vann.
- Fölster, J., E. Lannergård, S. Valley and M. Olshammar (2019). Sensorer för vattenkvalitet i miljöövervakning av vattendrag - Hur användbara är de i praktiken? SLU, Vatten och miljö: Rapport 2019:10.
- Fölster, J., & Rönnback, P. (2015). Turbiditet som mått på suspenderat material och totalfosfor. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2015:2.
- Gippel, C. J. (1995). Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrological processes*, 9(1), pp 83–97.
- Grusson, Y., I. Wesström, E. Svedberg and A. Joel. 2021. Influence of climate change on water partitioning in agricultural watersheds: Examples from Sweden. *Agricultural Water Management* 249: 106766. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106766>. Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K. & Martinez, G. F. 2009. Decomposition of the Mean Squared

- Error and Nse Performance Criteria: Implications for Improving Hydrological Modelling. *Journal of hydrology*, 377, 80-91.
- Haglund, M. 2021. Högfrekventa mätningar av turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor i sju vattendrag. Masterarbete, Uppsala universitet, Uppsala
- Haygarth, P., Bilotta, G., Bol, R., Brazier, R., Butler, P., Freer, J., Gimbert, L., Granger, S., Krueger, T. & Macleod, C. 2006. Processes Affecting Transfer of Sediment and Colloids, with Associated Phosphorus, from Intensively Farmed Grasslands: An Overview of Key Issues. *Hydrological Processes*, 20, 4407-4413.
- Helsel, D.R. & Hirsch, R.M. (2002). Statistical Methods in Water Resources. Chapter A3. *U.S. Geological Survey*. ss. 221-261 & 295-320.
- Horowitz, A. J. (2008). Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes. *Science of the Total Environment*, 400, 315–343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.022>.
- Jones AS, Stevens DK, Horsburgh JS, Mesner NO. 2011. Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47 (2), 239–253.
- Jordan, P., Arnscheidt, A., McGrogan, H., & McCormick, S. (2007). Characterising phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1), 372-381.
- Kendon, E. J., Roberts, N. M., Fowler, H. J., Roberts, M. J., Chan, S. C., & Senior, C. A. (2014). Heavier summer downpours with climate change revealed by weather forecast resolution model. *Nature Climate Change*, 4(7), 570-576.
- Kyllmar, K., Forsberg, L.S., Andersson, S., Martensson, K. (2014). Small agricultural monitoring catchments in Sweden representing environmental impact. *Agric. Ecosyst. Environ.* 198, 25–35.
- Köhler, S., C. Cascone and K. Murphy (2021). Optiska sensorer inom dricksvattenberedning. Erfarenheter från SVU-projektet Genomljusning. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2021-25.
- Lannergård, E. E., Ledesma, J. L., Fölster, J., & Futter, M. N. (2019). An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. *Science of the Total Environment*, 651, 103-113.
- Lannergård, E. and J. Fölster In-situ sensorers användning i nationell miljöövervakning. SLU. Vatten och miljö. Rapport 2023:2.
- Marttila H, Kløve B, 2012. Use of Turbidity Measurements to Estimate Suspended Solids and Nutrient Loads from Peatland Forestry Drainage, *J. Irrig. Drain. Eng.* 138(12), 1088–1096. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000509](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000509)
- Ottander, N. 2019. Högfrekventa mätningar med sensorer för transportberäkning av totalfosfor i vattendrag. Kandidatuppsats, SLU Uppsala
- Owens, P. (2007). *Sediment Management at the River Basin Scale*. 1st edition. Amsterdam: Elsevier. Available: E-brary.
- Rönback, P., Sonesten, L., & Wallin, M. (2009). Ämnestransporter under vårflöden i Ume älv och Kalix älv. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2009:20.
- Sandström, S., Futter, M. N., Kyllmar, K., Bishop, K., O'Connell, D.W., & Djodjic, F. (2020). Particulate phosphorus and suspended solids losses from small agricultural catchments: Links to stream and catchment characteristics. *Science*

of the Total Environment, 711, 134616.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134616>

- Ulén, B., Jakobsson, C., 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Sci. Total Environ.* 344, 37–50.
- Villa, A., Fölster, J., & Kyllmar, K. (2019). Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods. *Environmental monitoring and assessment*, 191(10), 1-16.
- Widén-Nilsson, E. m.fl. (2023) *Kartdata till PLC8* [Manuskript under arbete]. SMED Rapport 2023
- Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., Wade, A.J., 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrol. Sci. J.- J. Des Sci. Hydrol.* 54 (1), 101–123.