



Projektrapport nr 16

Suspenderat material i avrinningen från torvtäkt – förslag till rimliga gränsvärden

Lars Lundin^{1,2}, Torbjörn Nilsson² och Stefan Löfgren¹

¹Institutionen för vatten och miljö, SLU

²Institutionen för mark och miljö, SLU

Uppsala 2015

Delprojekt i uppdrag åt Energimyndigheten (dnr 2013-001719)

**TORV
FORSK**

Stiftelsen Svensk
Torvforskning

Foto framsida: Stefan Löfgren
Foto baksida: Neova

Tryckår: Juni 2015
Tryckort: Gävle

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	4
BAKGRUND	5
MÅL	6
KUNSKAPSLÄGE - SUSPENDERAT MATERIAL	6
Biologisk relevans	6
Samband mellan halt och avrinningsområdets egenskaper	6
Jordbruksmark och jordbruk	7
Skogsmark och skogsbruk	8
Torvmark och torvbruk	9
Effekter av sedimentationsdammar och översilning	10
MATERIAL OCH METODER	11
Data från torvtäkter	12
Data för jordbruksmark	13
Data för skogs- och torvmark	13
Riktvärden för suspenderat material	14
RESULTAT OCH DISKUSSION	14
Data från torvtäkter – osäkerhet	14
Suspenderat material i svenska vattendrag	16
Suspenderat material från torvmark och torvtäkt	19
Suspenderat material från jordbruksmark och jordbruk	20
Suspenderat material från skogsmark och skogsbruk	21
Suspenderat material från deponier och vägar	22
Andra kemiska ämnen från torvmark och torvbruk	22
pH	22
Alkalinitet, HCO_3	22
Vattenfärg	23
Totalt organiskt kol, TOC	23
Totalfosfor, P_{tot}	24
Nitratkväve, $\text{NO}_3\text{-N}$	24
Ammoniumkväve, $\text{NH}_4\text{-N}$	25
Totalkväve, N_{tot}	25
SLUTSATSER	26
REFERENSER	27

Sammanfattning

Branschföreningen Svensk Torv har uppmärksammat att tillstånds- och tillsynsmyndigheter i olika delar av landet med stöd av Miljöbalken (MB) ställer olika kvalitetskrav på dräneringsvattnet i samband med tillstånd till täkt. Detta är särskilt tydligt med avseende på grumlighet och utsläppen av suspenderat material (SS). Kraven kan variera från län till län. Ofta vidtas schablonmässiga åtgärder i brist på kunskap. Objektiv och vetenskapligt välgrundad information om vilka halter av suspenderat material som normalt förekommer i svenska ytvatten är därför efterfrågad för att kunna jämföras med utsläppsnivåerna från torvtäkter. Suspenderat material, som är en viktig variabel vid torvtäkt, finns inte med i de svenska bedömningsgrunderna för ytvatten (HVMFS 2013:19). Det föreligger därför behov av att vetenskapligt dokumentera och beskriva den säsongsmässiga variationen i suspenderat material i vattendrag i olika delar av landet och påverkade av markanvändning.

Undertecknade har som del i ett uppdrag från Energimyndigheten (dnr 2013-001719), i samarbete med Branschföreningen Svensk Torv och Torvforsk, fått i uppdrag att utvärdera halterna suspenderat material i avrinningen från torvtäkter och ställa dessa i relation till uppmätta halter i recipienter och andra svenska vattendrag. Underlaget ska kunna användas av Branschföreningen Svensk Torv och dess medlemsföretag och myndigheterna i samband med tillstånd och tillsyn. Denna rapport utgör redovisning av detta uppdrag.

Utgående från databasmaterial från Neova AB och länsstyrelsen i Västra Götalands län har uppgifter strukturerats efter de uppgifter som förelegat. Datamaterialet visar medelvärden för kontrollpunkten (inlopp till täkt) på 9.5 mg SS/l och i utloppspunkten från täkt 10.5 mg SS/l. De båda senare värdena är inte statistisk signifikant skilda. Medianvärdena är 4.5 respektive 5.6 mg SS/l med 90% - percentilerna är 17 respektive 21 mg SS/l. Dessa värden kan jämföras med halterna suspenderat material i vattendrag från skogsdominerade avrinningsområden med medelvärde 7.0 mg SS/l och medianen 3.8 mg SS/l. Halterna suspenderat material i avrinningen från täktområden avviker följaktligen inte påtagligt från skogsmark.

I samband med tillstånd/koncession för torvbruk enligt Miljöbalken/Torvlagen sätts rikt- och/eller gränsvärden för högsta tillåtna nivå suspenderade ämnen i utgående från tåkten. Våra data på 90-percentilen från kontrollpunkterna till täkterna indikerar att vid 10% av observationerna överskrider halten 17 mg SS/l från obrukad torvmark. Man måste därför vara försiktig med att sätta allt för låga gränsvärden på utgående vatten från täkt. Variationen mellan täkter är dock stor och inte minst varierar halterna suspenderat material i recipienterna. Därtill kommer en variation i tiden. Vi föreslår därför att framtida rikt- och gränsvärden för suspenderat material baseras på miljökonsekvensbeskrivningar där man tagit hänsyn till i) de naturliga halterna i avrinningen från obrukad torvmark, ii) halterna i recipienten och iii) bästa möjliga teknik för att rena avloppsvattnet från tåkten. Om man utformar utsläpps- och recipientkontroll som föreslagits i vårt andra delprojekt till Energimyndigheten (Utsläpps- och recipientkontroll vid torvtäkt), kommer sådan data att finnas tillgänglig i samband med ansökan om tillstånd både till ny och befintlig täkt. Denna slutsats bör dock verifieras med vetenskapliga mätningar.

Vi föreslår därför att Energimyndigheten, Branschföreningen Svensk Torv och Torvforsk initierar vetenskapliga undersökningar i anslutning till ett representativt urval torvtäkter för att testa om föreslagen utformning till utsläpps- och recipientkontroll

uppfyller de kvalitetskrav som krävs för att upprätta rimliga och rikt- och gränsvärden för bl.a. suspenderat material.

Bakgrund

Nyttjande av torvmarker har förekommit under lång tid i Sverige och flera andra länder i Europa. Naturgivna ekosystemtjänster kan vara rekreation, bär och jakt men i bl.a. Sverige används torvmarker också inom areella näringar såsom skogs-, jord- och torvbruk. Torvbruket innebär utvinning av torvmaterialet för olika ändamål såsom för odling, strö i ladugårdar och till bränsle för energi. I flertalet fall behövs dränering av torvmarken vid användandet. Dränering genom dikning ändrar hydrologin och naturtillståndet med påverkan på torvmarksområdet och nedströms vattendrag. Den eventuella negativa påverkan som kan uppstå ska minimeras. Myndigheternas uppföljning av denna påverkan varierar och ofta är kontrollprogrammen ofullständiga. Det behövs därför tydliga riktlinjer för att kunna göra bra bedömningar.

Regeringen har fastställt att torv ska vara en del i Sveriges energiförsörjning. Torven utgör ett betydelsefullt komplement vid förbränning av andra biobränslen. Torvtäkt innebär dock en exploatering av naturresursen. Under främst torvskördetiden sker påverkan i själva täktområdet och på närliggande miljöer främst nedströms vattensystem. Denna påverkan regleras av myndigheter och ska understiga beviljade tillstånd och via tillsyn kontrolleras så att den inte överskrids.

Den svenska torvbranschen har uppmärksammat att tillstånds- och tillsynsmyndigheter i olika delar av landet med stöd av Miljöbalken (MB) ställer olika kvalitetskrav på dräneringsvattnet i samband med tillstånd till täkt. Detta är särskilt tydligt med avseende på grumlighet och utsläppen av suspenderat material (SS). Kraven kan variera från län till län. Ofta vidtas schablonmässiga åtgärder i brist på kunskap. Objektiv och vetenskapligt välgrundad information om vilka halter av suspenderat material som normalt förekommer i svenska ytvatten är därför efterfrågad för att kunna jämföras med utsläppsnivåerna från torvtäkter. Suspenderat material, som är en viktig variabel vid torvtäkt, finns inte med i de svenska bedömningsgrunderna för ytvatten (HVMFS 2013:19). Det föreligger därför behov av att vetenskapligt dokumentera och beskriva den säsongsmässiga variationen i suspenderat material i vattendrag i olika delar av landet och påverkade av markanvändning.

Undertecknade har som del i ett uppdrag från Energimyndigheten (dnr 2013-001719), i samarbete med Branschföreningen Svensk Torv och Torvforsk, fått i uppdrag att utvärdera halterna suspenderat material i avrinningen från torvtäkter och ställa dessa i relation till uppmätta halter i recipienter och andra svenska vattendrag. Underlaget ska kunna användas av Branschföreningen Svensk Torv och dess medlemsföretag och myndigheterna i samband med tillstånd och tillsyn. Denna rapport utgör redovisning av detta uppdrag. Rapporten har kompletterats med en sammanställning av halter näringsämnen, organiskt material och surhetsrelaterade ämnen som uppträder i avrinnande vatten från torvtäkter och mottagande recipienter.

Mål

Målen med föreliggande delprojekt har varit att ta fram vetenskapligt underlag för att bedöma halten suspenderat material i rumsliga och tidsmässiga variation i svenska ytvatten och ge förslag till hur rikt- och gränsvärden för halterna av sådana ämnen i utgående vatten från torvtäkter lämpligen bör tas fram. Ambitionen är att underlätta tillstånds- och tillsynsprocessen enligt Torvlagen/Miljöbalken för Branschföreningen Svensk Torv och ansvariga myndigheter.

Kunskapsläge - suspenderat material

I nedanstående kunskapssammanställning har vi koncentrerat oss mot främst de brukningsmetoder som är relevant för torvbruk d.v.s. främst dränering av torvmark. Andra brukningsmetoder utan relevans för torvbruk, men som används inom jord- och skogsbruk kommenteras inte.

Biologisk relevans

Suspenderat material är ett mått på uppslammade organiska och oorganiska partiklar i vattnet. Partiklarna kan sedimentera och påverka det ekologiska tillståndet i vattensystemens bottenvatten med betydelse för bottenlevande organismer och fisk. De oorganiska partiklarna utgörs vanligtvis av minerogena partiklar, främst då silt- och lerpartiklar. De organiska partiklarna består både av döda växt- och djurdelar, samt av levande alger och mikroorganismer. I torvmarksområden härrör de organiska partiklarna i vattnet oftast direkt från torven. Suspenderat material kallas ibland även för suspenderade ämnen eller partikulärt material och anges vanligtvis i enheten mg/l.

I Sverige är halten av suspenderat material i vattnen vanligtvis så låg att det inte utgör något problem. Men i vissa fall, bl.a. på grund av mänsklig påverkan, kan dock halterna av oorganiska och/eller organiska partiklar vara så höga att de medför bl.a. minskad solinstrålning och nedbrytningen av det organiska materialet kan reducera halten löst syre i vattnet (Päivänen & Hånell, 2012). Detta kan i sin tur orsaka betydande negativa effekter på de organismer som lever i våra ytvatten, exempelvis i form av minskad primärproduktion, vilket leder till reducerad födotillgång (Klöve 2000; Ramchunder m.fl., 2009; Ecke, 2009; Ryder m.fl., 2011). En ökad sedimentering påverkar i sin tur bottenfaunan negativt (Rivinoja & Larsson, 2000; Klöve, 2001; Hansen m.fl., 2013). Höga halter av suspenderat material kan också slå ut vattenlevande organismer som filtrerar vattnet (ex. stormusslor) och ha negativ inverkan på fisklek. Konsekvenserna kan variera för olika delar av året. Under höstperioden är det särskilt känsligt för fisk eftersom bottenarnas interstitialvatten kan påverkas med syrebrist som följd och utebliven lek (Stuart, 1953; Snyder, 1959). Suspenderat material för även med sig näringsämnen (Ulén, 2004), men även skadliga ämnen (exempelvis tungmetaller, organiska miljögifter, bekämpningsmedel, etc.; Bydén m.fl., 1996; Graham m.fl., 2006; Rothwell m.fl., 2011). Starka samband mellan suspenderat material och halten totalfosfor kan förekomma (Djodjic, m.fl., 2012).

Samband mellan halt och avrinningsområdets egenskaper

Brandt (1996) rapporterade om suspenderat material i svenska vattendrag, utgående från ett datamaterial som insamlats under åren 1967-1994. I detta datamaterial ingick 36 stationer från 26 olika vattendrag. De flesta mätstationerna omfattade avrinningsområden som var större än 300 km², men det fanns sex stationer med

avrinningsområden mellan 4 och 21 km². De stora vattendragen (> 300 km²) har vanligtvis lägre halter suspenderat material än de mindre vattendragen. I de mindre vattendragen var det främst markanvändning och jordart, som påverkade suspenderat material, medan klimatet, fysiografin, sjöareal och geologin var de faktorer som hade störst betydelse för suspenderat material i de större vattendragen. Merdelen av halterna återfinns i intervallet 3 – 20 mg/l med enstaka SS-värden upp till 40-50 mg/l.

För att se vilka faktorer som styr halten suspenderat material använde Djodjic m.fl. (2012) data från den databas som institutionen för vatten och miljö, SLU, på uppdrag av Naturvårdsverket, insamlat från sötvatten inom nationell och regional miljöövervakning. De använde data från 276 mätstationer, som avvattnar avrinningsområden i storleken 0.24 – 48 193 km² och kombinerade det med markanvändningsdata från databasen Corine, jordartsdata från SGU och en höjddatabas. De faktorer som gav de högsta positiva sambanden med medianvärdena på suspenderat material från resp. avrinningsområde var andelen lera-finmo inom områdena ($R^2=0.33$, $p<0.0001$) och andelen åkermark ($R^2=0.23$, $p<0.0001$). Andelen morän gav det högsta negativa sambandet med medianvärdena på suspenderat material ($R^2=0.13$, $p<0.0001$). Av de vattenkemiska variablerna fanns signifikanta samband mellan halten suspenderat material och halten totalfosfor ($R^2=0.38$) och Fe-halten ($R^2=0.26$).

Suspenderat material i ytvatten är vanligtvis positivt korrelerad till vattenföringen, d.v.s. hög vattenföring leder till hög halt suspenderat material (Marttila och Klöve, 2010a,b; Rodgers m.fl., 2011). En viss utspädningseffekt kan dock inträffa, exempelvis vid snöavsmältning. Kraftiga regnskurar, under den snö- och tjälfria perioden på året, kan medföra mycket höga Halterna suspenderat material i vattendrag som avbördar öppna markytor med hög erosionskänslighet.

Avrinningen från en torvtäkt kan variera kraftigt under året och mellan olika år. Under torra perioder kan vattenflödet i diken avstanna, så att avrinningen från takten är noll. Men under extrema snösmältnings- eller nederbördsförhållandena kan avrinningen vara mycket hög, enligt Varila m.fl. (1991) kan den specifika avrinningen då gå upp mot och kanske överstiga 300 l/s*km² (vilket motsvarar en dygnsavrinning på 26 mm). Så höga flöden inträffar dock bara under korta perioder och normalt sett bara utanför produktionssäsongen. Normal avrinning i Sverige ligger på ca 12 l/s*km² vilket motsvarar 1 mm/dygn. Transporten av suspenderat material, speciellt större material (mo- och sandpartiklar), är i regel mycket hög vid dessa höga flöden.

Jordbruksmark och jordbruk

Halten suspenderat material är normalt högre i ytvatten från jordbruksmark jämfört med skogsmark. Orsakerna till detta är att erosionen är kraftigare i öppen och oskyddad terräng, och att finkorniga erosionskänsliga jordarter är vanligare i jordbrukslandskapet. De erosionskänsligaste jordarterna är silt och lera (Ulén & Jakobsson, 2005). Jordbruksmarken täcks inte heller lika mycket av vegetation, som skogsmarken. Snösmältning och regn på frusen jordbruksmark, när infiltrationskapaciteten är låg, kan resultera i ytavrinning med hög SS-halt till närliggande vattendrag. Andra viktiga faktorer som påverkar suspenderat material i ytvattendrag är topografi och klimat. Även inre erosion i markprofilen kan förekomma kopplat till makroporflöden i rotkanaler, maskgångar, torksprickor etc. särskilt i täckdikade områden.

Ulén (2006) redovisade långtidsmedelvärden för halten suspenderat material i avrinningsvattnet/dräneringsvattnet från 35 typområden, 16 observationsfält och fyra

rutförsök på jordbruksmark fördelade över Sverige. Långtidsmedelvärdena för suspenderat material för typområdena varierade mellan 18-44 mg SS/l. För observationsfälten varierade halterna mellan 12-230 mg SS/l och för rutförsöken mellan 27 och 842 mg SS/l.

Skogsmark och skogsbruk

Jordbruksmark bearbetas i regel nästan varje år medan skogsmark brukas med en betydligt lägre intensitet under en skogsgeneration på 50-150 år. Det förekommer även skogliga reservat som är mer eller mindre orörda. Vegetationstäcket i skogsområden är någorlunda permanent och bidrag till suspenderat material kommer främst från det organiska materialet i form av humus. Vid skogsbruksaktiviteter kan emellertid skogsmarken påverkas och medföra ökad utlakning av suspenderat minerogent material. Ofta ingår också myrmarker i avrinningsområden med skog och dessa kan påverka mängden organiskt material.

Kalavverkning, markberedning och stubbskörd kan, speciellt på fastmark medföra ökad transport av suspenderat material. Eklöf m.fl. undersökte bl.a. suspenderat material i avrinningsvattnet från fem olika skogsområden 40 km SW om Örebro under tre år. Två av områdena var kontrollområden, de övriga tre områdena hade efter ett år helt eller delvis avverkat och på två av dessa områden hade man utfört stubbskörd på hela eller delar av området. På det tredje avverkade området hade markberedning utförts på 65 % av området. I avrinningsvattnet från de två kontrollområdena var medianvärdena för halterna suspenderat material det första året 1.1 mg SS/l resp. 2.6 mg SS/l.

Medianvärdena för de två efterföljande åren var 0.8 mg SS/l resp. 5.7 mg SS/l. I de tre behandlade områdena varierade medianvärdet, före behandlingen, mellan 1.4 mg SS/l och 7.3 mg SS/l och efter behandling var halterna suspenderat material i intervallet 2.2-9.5 mg SS/l.

I samband med dikesrensning inom skogsbruket eller på torvtäcker kan halten suspenderat material bli mycket hög i det avrinnande vattnet om den underliggande mineraljorden berörs (Heikurainen m.fl., 1978). Erosionen och därmed halten suspenderat material minskar i regel med tiden, men höga vattenflöden i samband med snösmältning eller efter stora nederbördsmängder kan öka erosionen på dikeskanterna. Huvudparten av den uttransporterade mängden suspenderat material sker i samband med dessa högvattenflöden (ex. Mattsson m.fl., 2003).

Joensuu m.fl. (1999) undersökte hur dikesrensning av skogsdiken på torvmark (Forest ditch maintenance - FDM) påverkade halten av suspenderat material (SS) i avrinningsvattnet från 37 finska avrinningsområden. Medelkoncentrationen av suspenderat material från kontrollområden eller från områden innan FDM var 4-5 mg/l. Det första året efter FDM så ökade suspenderat material till i medeltal 71.3 mg/l. De efterföljande åren minskade SS, så att halten tre år efter FDM var i genomsnitt 12.8 mg/l. Sedimentationsdammar minskade i regel suspenderat material innehållet. Det första året efter FDM så medförde sedimentationsdammar att suspenderat material hade minskat efter damppassagen i 20 av 37 undersökta områdena. I medeltal för de 37 områdena hade SS-halten minskat från 71.3 mg/l före sedimentationsdamm till 58.1 mg/l efter sedimentationsdamm. Även det andra året efter FDM, så medförde sedimentationsdamm en påtaglig minskning av suspenderat material (från 26.8 mg/l före till 21.1 mg/l efter sedimentationsdamm). Det tredje året efter FDM var effekten av sedimentationsdamm i det närmaste obefintlig (före: 12.8 mg/l, efter: 12.4 mg/l).

Joensuu m.fl. (1999) påpekar att för att reducera suspenderat material krävs att sedimentationsdammarna är tillräckligt stora och att de rensas regelbundet.

Hansen m.fl. (2013) studerade effekter av dikesrensning i två skogsmarksområden, ett i södra Sverige (Unnaryd, 30 km SV om Jönköping) och ett i norra Sverige (Fagerheden, 30 km V om Piteå). Dikesrensningen utfördes med två olika hänsynsåtgärder; normal resp. förhöjd hänsyn. Normal hänsyn innebar att en översilningsmark anlades nedströms den rensade sträckan, samt att nästan hela diket rensades, nerifrån och upp mot flödesriktningen. Vid ökad hänsyn skapades även mindre proppar och små slamfickor och/eller översilningsmarker längs diket, samt att orensade partier lämnades. De analyserade bl.a. suspenderat material och fann att speciellt höga värden på suspenderat material kunde inträffa initialt i de områden där enbart normala hänsynsåtgärder utförts.

Effekten av dikesrensning på vattenkvaliteten från skogsmark på torv i 9 områden i centrala södra Finland studerades av Nieminen m.fl. (2010). De fann en signifikant ökning av transporten av suspenderat material de första fyra åren efter dikesrensningen.

Torvmark och torvbruk

Koncentrationen och transporten av suspenderat material ökar vanligtvis under torvtäktsverksamheten, i jämförelse med förhållanden för orörda torvmarker eller från torvmarker dränerade för skogsbruk (Silvan m.fl., 2010). Klöve (2000) visade att, från torvtäkter, var det främst erosionsmaterial från dikeskanterna och dikesbotten som bidrog till det suspenderande material som hamnade i recipienten.

Vid dikning på erosionskänsliga jordar kan mycket höga halter av suspenderat material och transporter ske. Dikning av torvmark medför ofta en hög transport av organiskt material i avrinningsvattnet under dikningsingreppet men stabiliseras ofta en tid efter färdigställandet. I de fall torvtäcket är så tunt att dräneringsdikena når ner till den underliggande mineraljorden kan transporten av minerogent material vara hög, speciellt om den underliggande mineraljorden utgörs av erosionskänsliga jordarter som silt och lera.

Enligt finska undersökningar, refererade av Lappalainen m.fl. (2010), så är dock lera (liksom låghumifierad torv och grovt material) inte så erosionskänsligt, i skillnad till höghumifierad torv, grovmå, finmå och mjåla. Om dikena når ner till den underliggande mineraljorden kan erosionen i dikesbotten medföra att delar av dikeskanterna kollapsar och faller ner i diket, vilket ökar erosionen och transporten av SS.

Tuukkanen m.fl. (2014) observerade bl.a. att om dräneringsdikena på torvtäkter nådde ner till underliggande mineraljorden, så ökade halten suspenderat material när andelen finkornigt material ($d < 0.063$ mm; d.v.s. finmå och mindre) i mineraljorden översteg 50 %. De visade också att när torvens humifieringsgrad (von Post) på dessa torvtäkter översteg 5 enligt von Post (von Post och Granlund, 1926), så ökade halten suspenderat material i dräneringsvattnet kraftigt. I dessa fall var det således främst halten partikulärt organiskt material, som bidrog till ökningen. Detta förklaras med att torvens genomsläpplighet minskar med ökad humifieringsgrad, vilket i sin tur ökar risken för ytavrinning på de öppna torvtyterna. Eftersom humifieringsgraden i regel ökar med djupet i en torvmark, så tilltar således risken för att halten suspenderat material i avrinningsvattnet ökar när torvlagret på en torvtäkt med tiden minskar.

Effekter av sedimentationsdammar och översilning

För att minska utflödet av suspenderat material från torvtäkter anläggs i regel sedimentationsdammar. Ett annat sätt att reducera mängden suspenderad substans är att låta vattnet från torvtäkten få översila en nedströms torvyta, s.k. översilning. Ofta kombineras översilningen med att vattnet innan översilningen får passera en sedimentationsdamm. Även kemisk rening har testats i mindre skala (Heiderscheidt m.fl., 2013).

För att sedimentationsdammar skall fungera som tänkt är det viktigt att de utformas på ett speciellt sätt, samt att de underhålls ordentligt. Sedimentationsdammar bör därför rensas minst en gång per år, under en nederbördsfri period, men gärna före förväntade höga flöden som vår- och höstflöden. I regel försöker man rensa dammarna när vattendjupet i dem är mindre än 0.75 meter. Sedimentationsdammar kan också kombineras med tegdikesståndare för att redan i diket reducera transporten av SS.

Varila m.fl. (1991) som undersökte sex täktområden i mellersta Sverige visade att när halten suspenderat material i det ingående vattnet till sedimentationsdammar översteg 20 mg/l, så kunde sedimentationsdammar reducera halten med 40 % eller mer. Vid låga vattenflöden var i regel även halten suspenderat material låg och då var sedimentationsdammarnas avskiljningsgrad låg eller t.o.m. negativ. Det senare berodde bl.a. på att andelen små partiklar, samt organiskt material, båda med låg sjunkhastighet var hög vid låga flöden. Således var i regel andelen (vikt-%) partikulärt organiskt material (POC) av det totala suspenderade materialet högre efter sedimentationsdammar jämfört med före.

Varila m.fl. (1991) visade även att den bästa reningsgraden uppnåddes om dammarna var långa och om tegdikenas lutning inte översteg 0.15 %. Sedimenteringseffekten i dammarna ökade påtagligt beroende på täktyta i relation till dammstorlek. Vid dammstorlek mindre än 5 m²/ha täktyta, d.v.s. när dammarnas yta utgjorde 0.05 % av avrinningsområdets storlek, fanns tydligt positivt samband. Varila m.fl. (1991) förordade även att sedimentationsfickor skulle grävas i anslutning till tegtrummen. Sedimentationsdammarnas reningsfunktion påverkas även av erosionsmaterialet i teg- och huvuddikena, samt nederbördsmängden/vattenföringen (Varila m.fl., 1991).

Enligt Varila m.fl. (1991) så fanns ingen skillnad i pH, elektriska ledningsförmågan, färgtal eller halten löst organiskt material mellan det vatten som kom in i sedimenteringsdammar och det som kom ut ur dammarna. I det databasmaterial, som använts i föreliggande rapport, var TOC t.o.m. högre efter sedimenteringsdamm jämfört med före (se Resultat).

Andra undersökningar har observerat en bra rening av avrinningsvattnet (och då inte bara för suspenderat material) efter översilning. Ihme m.fl. (1991), som studerade fyra torvtäkter i mellersta Finland, rapporterade att i en av dessa torvtäkter, så medförde översilningen en betydande reduktion av halterna av suspenderat material (44-74 %), COD (20-30 %), oorganiskt kväve (56-95 %), totalfosfor (37-68 %), PO₄-P (40-65 %) och järn (9-56 %). För torvtäkten föregicks översilningsytan även av en sedimentationsdamm.

Vid de övriga torvtäkterna var reduktionen inte lika påtaglig. Detta berodde bl.a. på en högre belastning (högre halter i inkommande vatten, delvis beroende på att ingen sedimentationsdamm fanns före översilningsytan), mindre andel översilningsyta i förhållande till täktyta och att delar av det inkommande vattnet inte passerade översilningsytan utan gick direkt till vattendraget efter översilningsytan (bypass). Det

kan således vara svårt att hitta lämpliga översilningsytor i anslutning till en torvtäkt. Men om lämpliga översilningsytor finns, så kan de reducera suspenderat material mer än enbart med sedimenteringsdammar. Enligt Ihme m.fl. (1991), så hade andra finska undersökningar visat att sedimenteringsbassänger i regel reducerar halten suspenderat material med 30-40 %. Även det material som utvärderats i denna rapport (se resultat) visar att de i medeltal lägsta halterna av suspenderat material finns efter översilningsområden.

I ett arbete undersökte Karlsson (2006) halten av suspenderat material före och efter torvtäktsområde, samt före och efter sedimentationsdamm, genom att använda sig av data från kontrollprogram för 5 torvtäkter i Gävleborgs län. Resultaten visade att i medeltal för kontrollen var SS-halten 40.8 mg/l medan halten i utloppet var 18.6 mg/l, dvs. klart lägre SS-halt i utloppsvattnet.

Arnell & Valmila (2006) använde vattenkvalitetsdata från kontrollprogram för åtta torvtäkter i Västmanlands län för att undersöka torvtäkternas påverkan på närliggande recipienters vattenkvalitet. Vid fyra av de åtta torvtäkterna ingick analys av halten suspenderat material i kontrollprogrammet. Dessa analyser visade att vid tre av torvtäkterna så var medelvärdet för halten suspenderat material högre i vattendragen nedströms torvtäkten jämfört med uppströms torvtäkten.

De högre halter som noteras nedströms täkter härrör till stor del från dräneringsfasen vid start av täkt. Undersökningar av enbart dränering av torvmark (ex. för ökad skogsproduktion) visar i regel kraftigt ökade halter av suspenderat material strax nedströms de dikade områdena. De högsta halterna noteras i regel i samband med själva dräneringen, men även flera år efter att dikningen skett, speciellt i samband med snösmältning eller andra högflödesepisoder (Heikurainen m.fl., 1978; Kenttämies & Laine, 1984).

Material och metoder

Utvärderingen bygger på data från torvbolaget Neova AB, länsstyrelsen i Västra Götalands län med resultat kontrollprogram för torvtäkter. Referensmaterial till detta utgörs av uppgifter om suspenderat material i institutionen för vatten och miljö, SLU, vattenkemiska databas främst för åren 1994-2013. Till detta kommer uppgifter från miljöövervakningen inom jordbruket, observationsfält och typområden (Stjernman Forsberg m.fl., 2013 och 2014) samt ett antal forskningsprojekt (se nedan).

Det är viktigt att hålla isär provpunkter för att mäta utsläpp från tåkten (utsläppskontroll) och provpunkter för att mäta effekter i recipienten (recipientkontroll). För själva täktområdet kan det finnas opåverkade provpunkter uppströms tåkten där syftet är att utgöra kontrollområde för tåktens avrinningsområde.

Recipientkontrollen utförs vanligtvis upp- och nedströms i det vattensystem dit utloppsvattnet från tåkten leds. Uppströmslokalen utgör en slags referens för att kunna bedöma tåktens påverkan på recipienten. I det följande används benämningarna "kontroll" och "utlopp" för provpunkter inom ramen för utsläppskontrollen medan "referens" och "recipient" används för provpunkter inom ramen för recipientkontrollen (Figur 1).

Data från torvtäkter

Neova AB:s databas innehåller vattenkvalitetsdata från kontrollprogram från 676 provpunkter fördelade på 76 torvtäkter. Dessa data har kompletterats med uppgifter från länsstyrelsen i Västra Götalands län. Totalt innehåller databasen data från 6916 vattenprov. För nästan 1500 av dessa prov har vi inte kunnat avgöra om proven är tagna före eller efter torvtäkt, eller så ingår inte analyser på suspenderat material i de kemiska analyser som utförts på proven. Det datamaterial vi har kunnat använda, där halten suspenderat material ingår, består av kemiska analyser på 5391 vattenprover, tagna de senaste 15 åren, från 63 olika torvtäkter fördelat över Sverige. Provtagningen vid varje provpunkt har i regel utförts tre gånger per år; vår (mars-maj), sommar (juni-augusti) och höst (vanligtvis i oktober). Vissa år har det vid en del torvtäkter eller provplatser skett upp till 6 provtagningar per år, vanligtvis då främst under den tid på säsongen som täktverksamhet sker. I undantagsfall har det vid någon provplats skett provtagningar ända upp till 17 gånger under ett år.

Av de 5391 vattenproverna har nästan 30 %, eller 1606 prover ett värde på halten suspenderat material, som är lägre än detektionsgränsen. Denna detektionsgräns varierar kraftigt, dels beroende på att olika analysföretag utfört analyserna med olika metoder, dels att provets konsistens försvårat analyserna. För de prov, där halten varit lägre än detektionsgränsen, har vi vid de statistiska bearbetningarna antagit att halva detektionsnivån är representativ för dessa prov.

Det finns inga vattenföringsmätningar i provpunkterna. I några fall har man angett att vattenföringen i provpunkten varit låg, normal eller hög. Då dessa uppgifter varit få och vanligtvis icke kvantitativa har vi inte kunnat använda dem i studien.

En statistisk analys av datamaterialet visade att en övervägande del av de uppmätta variablerna vid de olika provpunkterna inte var normalfördelade. Innan vi gjorde en analys av om det förelåg statistisk signifikant skillnad ($p < 0.05$) mellan provpunkterna, med avseende på de olika variablerna, logaritmerades mätvärdena för att så långt som möjligt erhålla normalfördelning. Student's t-test eller variansanalys har använts för att avgöra om det föreligger signifikanta skillnader mellan provpunkterna. Den statistiska bearbetningen utfördes med hjälp av det statistiska programpaketet SAS, version 9.2 (Anova, SAS Institute Inc., 2009, 2010).

För flera provpunkter har det framgått om provpunkten legat uppströms eller nedströms torvtäkt, sedimentationsdamm, översilningsfält eller om provpunkten legat i ett referensvattendrag eller i ett recipientvattendrag. Dessa uppgifter har vi använt för att dela upp analysvärdena m.a.p. grad av påverkan från täkten. Det föreligger skillnader i kontrollprogrammen mellan olika täkter, vilket medfört osäkerhet i utvärderingen. Endast mätvärden som kan hänföras till definierade provpunkter har använts.

Provtagningsfrekvensen (antal prov per år) har varierat kraftigt, liksom under hur lång tid (månader till år) som provtagning utförts och proverna analyserats. Även de kemiska variabler som ingått i mätprogrammen har varierat stort. I denna studie har vi enbart tagit med de provpunkter och mättillfällen där värden på halten suspenderat material ingår.

Data för jordbruksmark

Data för jordbruksmark hänför sig till resultat från miljöövervakningsprogrammet 'Typområden på jordbruksmark'. Syftet med typområden och observationsfält är att öka kunskapen om sambandet mellan de olika odlingsåtgärderna inom jordbruket och vattenkvaliteten i avrinnande vatten, samt att följa förändringar över tiden för dessa samband. Undersökningarna i ett flertal bäckar startades av länsstyrelserna under 1980-talet och överfördes till det regionala miljöövervakningsprogrammet 'Typområden på jordbruksmark' under första hälften av 1990-talet. Detta miljöövervakningsprogram startades av Naturvårdsverket med syfte att samordna undersökningarna i de olika länen. 2002 överfördes åtta typområden till ett nationellt program med SLU, Institutionen för mark och miljö som utförare.

Antalet typområden har varierat under åren, men för närvarande (2014) ingår 21 typområden i hela programmet. De flesta (16 st) av dessa typområden är lokaliserade i Götaland, medan tre finns i Svealand och två i Norrland. Typområdena skiljer sig således med avseende på klimat, dominerande jordart och odlingsinriktning.

Avrinningsområdenas storlek varierar från 183 ha upp till 3522 ha och andelen åkermark varierar mellan 16-93 % (Stjernman Forsberg m. fl., 2014). Undersökningarna är främst inriktade på kväve- och fosforförluster från åkermark till ytvatten, men vattenproverna analyseras även på suspenderat material m.m.

Ytvattenprover tas normalt sett varannan vecka. I åtta intensivtypområden har automatisk flödesproportionell provtagning även skett sedan 2004 eller 2005. Vi har dock bara använt oss av data från de manuella provtagningarna, men då från de totalt 42 typområden som funnits genom åren. Av dessa 42 områden, så utgörs den dominerande jordarten av sand inom fyra områden, mo inom sex områden, mjåla inom ett område, lättlera inom 12 områden, mellanlera inom 13 områden, styv lera inom fem områden och mulljord ett område.

Data för skogs- och torvmark

Referensdata på suspenderat material från några olika forskningsprojekt vid avdelningen för biogeokemi och miljöanalys, institutionen för mark och miljö, SLU har också använts som referensmaterial. För brukad skogsmark har data från två avrinningsområden, Buskbäcken (1.8 km²) och Masbybäcken (0.186 km²), i Bergslagen använts. Månadsvärden på suspenderat material fanns tillgängligt från december 1990 (Masbybäcken) och september 1995 (Buskbäcken) fram t.o.m. december 2013. Vidare har även resultat från högstarrkärret Docksmymren i Jämtland använts. Detta område studerades först i naturligt tillstånd, sedan efter skogsdikning och efter några år togs området i anspråk för torvtäkt och då kunde suspenderat material följas från 1987 till 1994. Dessutom har data från Porlan, Örebro län, använts. I denna rapport har vi, för utloppsstationen RW i Porlan, använt data på halter och transport av suspenderat material för perioden 1999-2001. För detta torvtäktsområde fanns vattenföringsdata så att flöden kunde beräknas.

Från brukad skogsmark har också data från projektet "Balån" i Västerbotten (Löfgren et al. 2009), som drivs av SLU och Skogforsk, använts. Dessutom användes uppgifter från naturreservat med obrukad skog. Dessa utgörs av det nationella programmet över Integrerad monitoring (IM) och finns i databasen hos Institutionen för Vatten och Miljö, SLU.

Riktvärden för suspenderat material

Det saknas nationella riktvärden för suspenderat material. I de nuvarande bedömningsgrunderna för att klassificera ekologisk status i sjöar och vattendrag (HVMFS 2013:19) ingår inget klassificeringssystem för halten suspenderat material. Detta ingick dock i de bedömningsgrunder som tillämpades fram t.o.m. 1999 (Wiederholm, 1989). Dessa riktvärden grundas på ett begränsat datamaterial. Löfgren & Lundin (2005) har tidigare använt ett datamaterial vid institutionen för vatten och miljö, SLU baserat på ca 34000 mätvärden, för att grovt dokumentera halterna suspenderat material i svenska ytvatten.

Resultat och diskussion

Data från torvtäkter – osäkerhet

De underlagsdata, som erhållits från Neova AB och länsstyrelsen i västra Götaland har utvärderats med avseende på halterna suspenderat material vid olika provpunkter i anslutning till torvtäktarna. Kontrollpunkter och utloppsstationer har identifierats liksom i förekommande fall mätstationer i recipienten uppströms och nedströms tillloppet från täkten. Tyvärr har långt ifrån alla mätningar kunnat identifieras med avseende på provpunktens läge i förhållande till täkten.

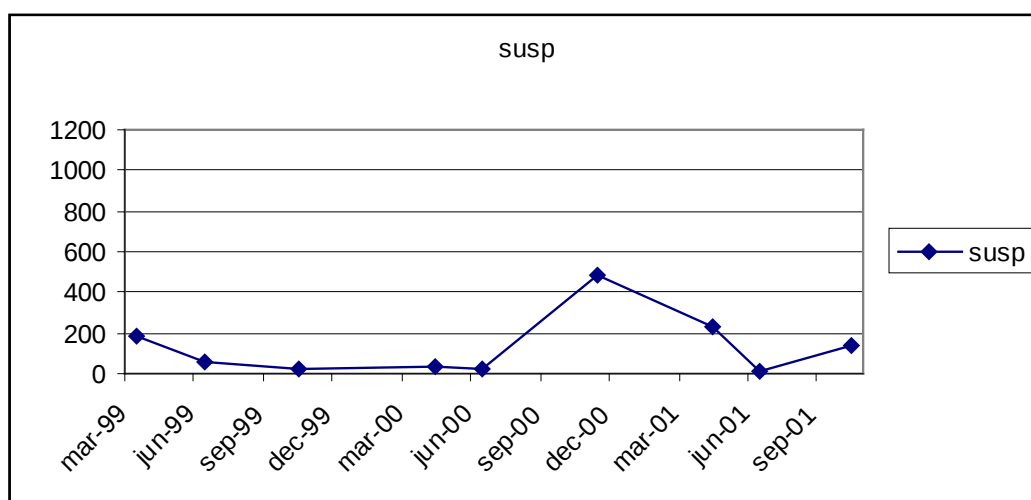
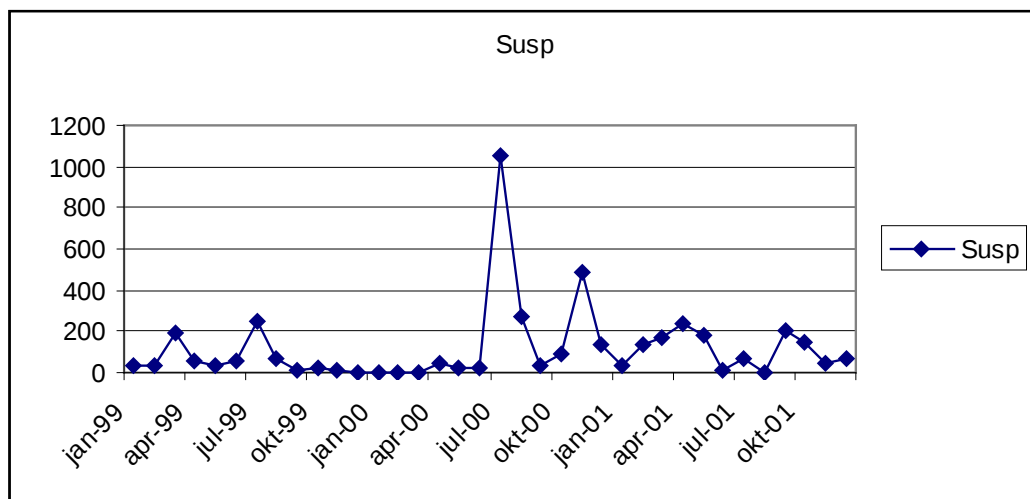
Ett problem vid tolkningen av SS-halt är alla de mätvärden där det angivits att halten är lägre än detektionsgränsen. Om alla värden med SS-halt under detektionsgränsen tas bort, blir både medel- och medianvärde högre än om dessa låga värden medtas. I den fortsatta utvärderingen ingår låga värden med halva detektionsgränsen. Med detta angreppssätt blir medelvärdet 10 mg SS/l till skillnad från 12.7 mg SS/l då alla värden under detektionsgränsen exkluderats. Medianvärdet ligger på 5.1 mg SS/l, vilket visar att det i datamaterialet finns halter som är extremt höga. Den högsta uppmätta SS-halten var 720 mg SS/l.

Det föreligger stora skillnader i analysmetoder och använd teknik som använts för att ta fram torvföretagens data. Detektionsgränsen för halten suspenderat material i kontrollprogrammen för torvtäkt har således varierat mellan 0.5 – 170 mg SS/l. I de flesta fall (57 %) har dock detektionsgränsen varit 5 mg SS/l. I 13 % var detektionsgränsen ≤ 2 mg SS/l och för 11 % var detektionsgränsen ≥ 10 mg SS/l.

Enligt svensk standard (SIS 028112) anges att ett glasfiberfilter med 1 μm och diameter 55 mm ska användas. Mängden provvatten föreslås till 100 ml. Det används dock olika typer av filter och varierande mängd vatten. Det avråds från att använda membranfilter och filterdiameter är viktig i relation till mängden filtrerat vatten. Med stora vattenmängder och relativt högt innehåll av suspenderat material så kommer filteregenskaperna att ändras efter viss tid av filtrerad volym. Det bör noteras hur många ml/cm², som filtreras (Danielsson, 1982). Om humusbemängt vatten undersöks finns problem med utflockning och partikelmängden kan snabbt öka om provet förvaras en tid och detta kan gälla tidsperioder om timmar, dvs. suspenderat material kommer att överskattas.

Avseende belastningen på recipienten så är det mängden suspenderat material som är viktig. Halter suspenderat material kan vara hög men vattenflödet litet och då blir transporten av material relativt liten och belastningen på recipienten likaså. För att beräkna uttransporterad mängd material från en täkt krävs vattenföringsbestämningar.

Dessa föreligger för närvarande inte vid nuvarande kontrollprogram, där man bara i ett fåtal fall gör en bedömning om flödet är högt eller lågt. Dessutom är provtagningen av vatten gles och transportberäkningar blir osäkra. En utvärdering av materialtransport vid täkt har gjorts för Porla i Närke och med gles provtagning blir mängderna suspenderat material annorlunda än vid t.ex. månadsprovtagning (Figur 2). Påtagliga skillnader noteras då månadsprov jämförs med provtagning var tredje månad (Tabell 1), vilket är en mycket vanlig frekvens i Branschföreningen Svensk Torv s kontrollprogram.



Figur 2. Månadstransporter av suspenderat material vid stationen Porla RW 1999-2001 (kg SS/ha), visade för varje månad (överst) respektive då endast data från var fjärde månad (under) visas.

Tabell 1. Årstransporter av suspenderat material (kg SS/ha, år) vid stationen Porla RW under 1999-2001 beräknade på bestämningar av suspenderat material varje månad respektive då data från var fjärde månad använts för att beräkna årstransporten.

År	Baserat på mätning 12 mån	Baserat på 3 prov; vår, juni, höstflöde	
1999	763	1040	+36%
2000	2149	2192	+2%
2001	1306	1557	+19%

Suspenderat material i svenska vattendrag

Det finns omfattande mätningar av suspenderat material i många vattendrag och där resultaten återfinns i databasen vid institutionen för vatten och miljö, SLU.

Dataunderlaget för att utforma klassningssystemet för suspenderat material i de gamla bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1990; Wiederholm 1989) var tämligen begränsad och baserades på mätdata från Ljungan/Ljusnan, Gävleborgs län och Mälarens tillflöden. Utgående från ca 34 000 mätdata från betydligt fler mätstationer (IVM, SLU kemidatabas, www.ma.slu.se) finner man att 90-percentilen, som användes som klassgräns mellan hög och mycket hög halt suspenderat material i de gamla bedömningsgrunderna, skiljer påtagligt och att höga halterna suspenderat material är mer vanligt förekommande än vad klassningssystemet visar. I de gamla bedömningsgrunderna sträckte sig 90-percentilen till 12 mg SS/l medan den i det större datamaterialet sträcker sig till 20 mg SS/l (Tabell 2).

Tabell 2. Klassgränser för suspenderat material (mg/l) enligt Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1990) i jämförelse med ca 34 000 mätdata från hela landet samlade i institutionen för vatten och miljö (IVM), SLU kemidatabas.

NV bedömningsgrunder	Benämning tillstånd	Ca 34 000 data i IVM-databas
≤1,5 mg SS/l, 10-percentil	Mycket låg slamhalt	≤1,0 mg SS/l, 10-percentil
1,5-3 mg SS/l, 30-percentil	Låg slamhalt	1,0-2,5 mg SS/l, 25-percentil
3-6 mg SS/l, 70-percentil	Måttligt hög slamhalt	2,5-4,7 mg SS/l, 50-percentil
6-12 mg SS/l, 90-percentil	Hög slamhalt	4,7-9,5 mg SS/l, 75-percentil
>12 mg SS/l	Mycket hög slamhalt	9,5-20 mg SS/l, 90-percentil

Ovanstående klassning bygger på värden utan uppdelning på säsonger. Baserat på data från 15 vattensystem i södra Sverige (Ljusnan-Voxnan och söderut) under perioden 1961-2005 med minst 12 värden per säsong kan man konstatera att skillnaden mellan årstider i halterna suspenderat material är liten. Våren uppvisar något högre halter medan hösten visar de lägsta värdena (Tabell 3). Medianvärdena låg i intervallet 3,1-4,4 mg SS/l medan 90-percentilen vanligtvis var >12 mg SS/l.

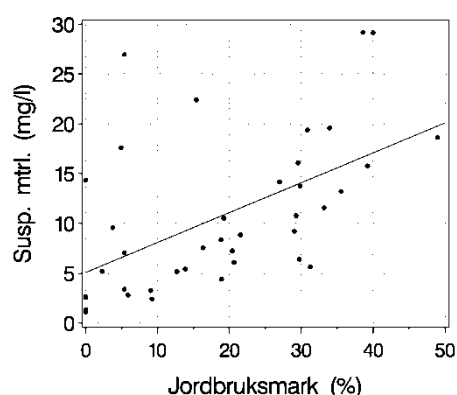
Tabell 3. Suspenderat material (mg/l) i 15 vattensystem i södra Sverige (Ljusnan-Voxnan och söderut) under perioden 1961-2005 med minst 12 värden per säsong. (Data från institutionen för vatten och miljö, SLU).

Tidsperiod	N	10%	25%	50%	75%	90%
År, alla data	20534	1,4	2,0	3,6	7,0	13,7
Vår, medelvärde	5992	1,8	2,7	4,4	7,9	15,7
Sommar, medelvärde	5428	1,6	2,1	3,8	6,9	12,0
Höst, medelvärde	4857	1,4	1,9	3,1	5,7	11,8
Vinter, medelvärde	4257	1,4	1,8	3,1	7,0	12,6

Halten suspenderat material varierar också med marktäckeslag/markanvändning och för Sverige dominerar mer eller mindre naturliga marker med fjäll, skog och myr och dessa återfinns framför allt i den norra halvan av landet medan påverkan av jordbruksmark är vanligare i södra Sverige, främst från Mälardalen och söderut. Den vegetationstäckta marken i skog bidrar främst med organiskt material medan brukad mark inom jordbruket ofta blottlägger minerogen mark med finkorniga sediment. Sådant material, främst mo, mjåla och lera utsätts för större erosion och minerogent suspenderat material är vanligt i marker som domineras av sådana sediment. Skogsmark ingår i alla större avrinningsområden och jordbruksmark återfinns vanligtvis i de lägre liggande vattendragsnära områdena. Detta gör att signalen från jordbruksmarker blir mer påtaglig längre ned i vattensystemen.

För större vattendrag, som kan utgöra recipienter för mindre bäckar med tydlig påverkan från markanvändning, bl.a. utsläpp från torvtäkter, finns påtaglig variation orsakad av närområdet till provtagningspunkten. Vidare finns i större vattendrag ofta inslag av sjöar som kan utgöra sedimentationsbäcken och därmed minska suspenderat material halten. I näringsrika miljöer kan produktionen i sjön även öka suspenderat material halterna under vegetationssäsongen.

I databasen med suspenderat material finns också uppgifter om markanvändning för en del avrinningsområden och utgående från om jord- eller skogsbruk dominerar har 39 vattendrag klassats i respektive markanvändning. Jordbruksområden uppvisar högre Halterna suspenderat material jämfört med skogsmarker. Medianhalterna suspenderat material är >5 mg SS/l i jordbruksdominerade områden och lägre än detta i skogsområden (Tabell 4). Det föreligger även ett positivt samband mellan andelen jordbruksmark i avrinningsområdet och halten suspenderat material (Figur 3).



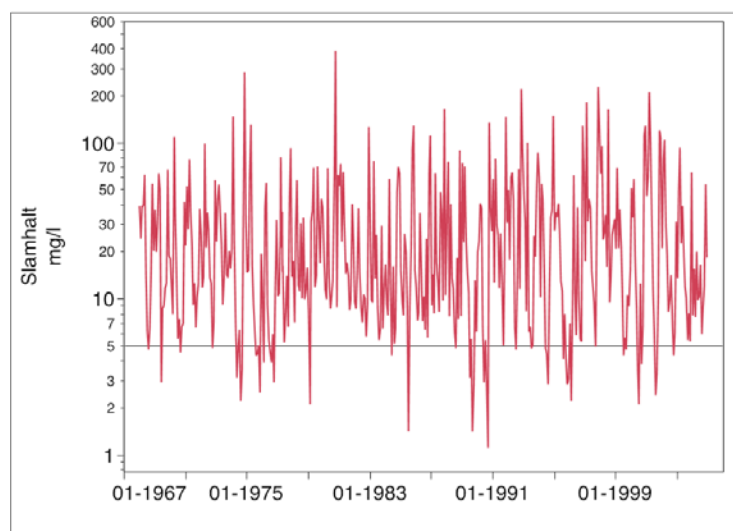
Figur 3. Medelvärdet för halten suspenderat material (mg SS/l) i 39 vattendrag mot andelen (%) jordbruksmark inom avrinningsområdena. Data från institutionen för vatten och miljö, SLU. $Y=0.301 \cdot X+5.06$, $R^2=0.27$, $p=0.0004$.

Större år, som Arbogaån och Kolbäcksån, med hög andel skogsmark uppvisar påtaglig variation mellan provtagningslokalerna. I områden med hög andel skogsmark ligger medianhalterna suspenderat material mellan 3 mg SS/l och 7 mg SS/l medan områden med påtagligt inslag av jordbruksmark uppvisar halter >10 mg SS/l. Nedströms större sjöar, som t.ex. Norra Hörken, kan medianvärdet vara <2 mg SS/l. Motsvarande förhållanden i Kolbäcksån är 2-4 mg SS/l i områden dominerade av skogsmark medan områden mer påverkade av jordbruksmark uppvisar halter på 5-6 mg SS/l (Appendix 1).

Dessa vattendrag, i huvudsak påverkade av skog, myr och sjöar, kan jämföras med mer typiska jordbrukspåverkade år såsom bl.a. Sävjaån, Märstaån och Örsundaån i Uppland och Sagån i Västmanland samt Mässhögsån i Dalarna. För dessa vattendrag ligger medianhalterna suspenderat material mellan 12 och 22 mg SS/l (Appendix 1). Det föreligger alltså stora skillnader avseende suspenderat material i vattendragen. Variationen i halter över tid kan vara stor och för den jordbrukspåverkade Örsundaån är detta mycket påtagligt. Låga halter <5 mg SS/l såväl som mycket höga halter på >100 mg SS/l uppmäts frekvent (Figur 4). Medianhalten i Örsundaån ligger på ca 15 mg SS/l.

Tabell 4. Halten suspenderat material (mg SS/l) i 39 svenska vattendrag, uppdelat på markanvändningen inom avrinningsområdena. Områden där jordbruksarealen upptar $\geq 20\%$ har klassats som områden 'dominerat' av jordbruk. Områden där jordbruksarealen är <20% och skogsmarksarealen är >65% har klassats som områden dominerat av skogsbruk. Alla mätvärden ingår. Data från institutionen för vatten och miljö, SLU. Provvärden <0 har satts till 0 mg SS/l. N = antal prover, SD = standardavvikelse, 25% och 75% är percentilvärden.

Markslag	N	Medel	Median	SD	25%	75%
Jordbruk	3044	14.9	8.7	22.9	5.1	16.0
Skogsbruk	2380	7.0	3.8	11.7	1.5	7.7



Figur 4. Variation i halten suspenderat material i Örsundaån i Uppland, ett typiskt jordbruksdominerat vattendrag. Y-skala logaritmisk.

Den geografiska variationen i halten suspenderat material påverkas i hög grad av att jordbruksmark i huvudsak återfinns i södra Sverige. Utvärderingen visar, baserat på betydligt färre antal mätvärden från de norra landsdelarna (Tabell 5), att medianhalterna ligger på 1-2 mg/l i norr mot 4.8 mg/l i söder.

Tabell 5. Halten suspenderat material (mg SS/l) i svenska vattendrag, grovt uppdelat på södra (S), mellersta (M) och norra (N) Sverige. Södra Sverige = alla län upp t.o.m. Värmlands, Örebro, Västmanlands och Uppsala län. Mellersta Sverige = Dalarnas, Gävleborgs och Västernorrlands län. Norra Sverige = Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län. Alla mätvärden har medtagits. Data från institutionen för vatten och miljö, SLU. Mätvärden <0 har satts till 0 mg SS/l. N = antal prover, 25% och 75% är percentilvärden, SD = standardavvikelse, CV = variationskoefficient

Landsdel	N	Medel	Median	25%	75%	SD	Medelfel	CV
S. Sverige	11395	9.6	4.8	2.2	10.3	18.0	0.17	187
M. Sverige	1694	10.3	1.7	0.8	3.2	93.9	2.28	936
N. Sverige	118	5.0	0.8	0.5	2.5	10.9	0.41	101

Suspenderat material från torvmark och torvtäkt

En uppdelning av provplatserna på kontroll respektive utlopp från torvtäkt visar att halten suspenderat material i medeltal är något lägre vid kontrollen jämfört med i utloppet från täkterna. En ytterligare differentierad uppdelning av provpunkterna visar att det i vissa fall föreligger en statistiskt signifikant skillnad mellan provplatserna för medelhalten suspenderat material. Högsta medelvärdet för halten suspenderat material erhöles vid provpunkter direkt efter sedimentationsdammar (utlopp S, Tabell 6). Detta medelvärde (12.2 mg SS/l) ligger precis över gränsen då halten suspenderat material bedöms som 'mycket hög' eller hög enligt de gamla bedömningsgrunderna (Tabell 2).

Medianvärdena ligger dock alla under det riktvärde som, enligt Tabell 2, bedöms som måttlig hög. I regel har mindre än 10 % av proven en halt suspenderat material som överstiger 20 mg SS/l, vilket enligt Tabell 2 kan klassas som en mycket hög halt. Det bör påpekas att antalet prov varierar påtagligt mellan provplatserna och att faktorer som exempelvis jordart under torven kraftigt påverkar resultatet.

Tabell 6. Halter suspenderat material (mg SS/l) vid stationer i täktområden. Medel- och medianvärden, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentiler, N är antal värden och SD standardavvikelse. Utlopp S = utlopp från sedimentationsdamm; Utlopp O = utlopp efter översilning. Värden under detektionsgräns = halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	4477	10.3	5.3	2.0	2.5	10	20	21.1
Kontroll	1245	9.5b	4.5	1.7	2.5	9.0	17	24.3
Utlopp	3232	10.5a	5.6	2.1	2.5	11	21	19.7
Kontroll	1165	9.7c	4.7	1.7	2.5	9.1	17	25.0
Referens	80	7.3cd	3.9	1.4	2.5	6.6	13	11.9
Utlopp	1439	9.7b	5.1	2.3	2.5	9.7	19	19.1
Utlopp S	1426	12.2a	6.3	2.2	2.5	13	25	21.7
Utlopp O	208	5.9d	3.9	1.0	2.4	6.8	14	6.3
Recipient	159	8.6bc	5.6	2.3	2.5	8.8	15	15.5

Inom ramen för två forskningsprojekt har suspenderat material undersökts i samband med torvtäkt. Det ena området är Docksmyren i Jämtlands län, som studerats i ett inledningsskede av torvtäkt och det andra Porlan i Örebro län där undersökningar gjorts i samband med efterbehandling av avslutad täkt med återvätning till ny våtmark. För Docksmyren har området jämförts med ett angränsande opåverkat kontrollområde där medelhalten suspenderat material under sex år var 6.9 mg SS/l. För täktområdet Docksmyren var medelhalten suspenderat material under samma period 6.3 mg SS/l medan ett angränsande separat område visade medelhalter på 25.3 mg SS/l. Enskilda täktytor studerades också och för en avskild täktyta var medelhalten suspenderat material 7.2 mg SS/l att jämföras med en nära nog opåverkad torvtyta där halten suspenderat material var ca 2 mg SS/l.

Vid Porlan noterades för täktområdena före återvätning medianhalter mellan 8 mg SS/l och 12 mg SS/l att jämföras med värden efter tillskapande av ny våtmark i form av en grund sjö då medianhalten var 6.0 mg SS/l. Detta kan också jämföras med ett kontrollområde i form av tidigare efterbehandlat täktområde med torvgravar, där delvis ny myrbildning startat. Där var medianhalten under en 14-årsperiod 4 mg SS/l.

Suspenderat material från jordbruksmark och jordbruk

I SLU:s databas för typområden finns uppgifter från avrinningsområden, som domineras (>50%) av åkermark eller där åkermark utgör 16 % eller mer av avrinningsområdets areal. Uppgifterna har strukturerats efter dominerande jordart inom områdena. De högsta medel- och medianvärdena för halten suspenderat material finns i de områden som domineras av styv lera med medianvärde på 20 mg SS/l medan sand och mo har lägre värden på 5-6 mg SS/l (Tabell 7).

Tabell 7. Suspenderat material (mg SS/l) i avrinningsvatten från jordbruksområden med antal prov (N), medelvärden, medianvärde, standardavvikelse (SD) och 25% samt 75% percentiler. Värden under detektionsgräns = halva detektionsgränsen.

Jordart	N	medel	median	25%	75%	SD
Sand	1386	11.3	6.0	2.5	12.0	21.5
Mo	3007	9.8	5.0	2.5	10.0	32.0
Mjåla	299	28.3	17	6.9	33.3	37.7
Låttlera	4883	15.9	8.0	4.0	16.0	29.0
Mellanlera	4426	30.9	12	5.0	27.8	67.8
Styv lera	2339	57.6	20	8.0	59.0	104.6
Mulljord	377	17.4	8.4	3.8	16.0	40.8
Totalt	16717	24.5	8.5	4.0	20.0	59.3

Suspenderat material från skogsmark och skogsbruk

För tre intensivt undersökta avrinningsområden i naturreservat (Integrerad monitoring, Löfgren, 2014) finns data på halterna suspenderat material i bäckar som avvattnar reservatsskogsmark. Resultat från ca 16 år visar att halterna suspenderat material varierar mellan 1 mg SS/l och 3 mg SS/l med de högre halterna i de två mer humösa områdena. I inget av områdena överstiger 90%-percentilen 5 mg SS/l.

Brukade skogsområden uppvisar tidvis högre halter suspenderat material än skyddade reservatområden och för två områden i Bergslagen noteras för 17 respektive 32 år medianvärden på 2 mg SS/l medan medelvärdet når ca 3.5 mg SS/l. Höga enstaka värden når ca 20 mg SS/l.

Jordarterna inom ett skogklätt avrinningsområde har betydelse. Data från Seebäcken i Dalarna, med mjåla (silt) som dominerande jordart och aktiv erosion i strandbrinkarna, uppvisar klart högre halter suspenderat material än skogklädd mark på morän. Medianvärdet för Seebäcken var 10.5 mg SS/l, 25% percentilen 5.0 mg SS/l och 75% percentilen 20 mg SS/l. Detta är klart högre värden än från de flesta andra skogsmarker.

I Västerbotten återfinns undersökningsområdet Balån, med sex avrinningsområden i brukad skogsmark. Bäckvattenkemin har studerats under ca 10 år och där ingår såväl obehandlade referenser som avverkade områden. Det är ganska små skillnader mellan områdenas medianvärden för halten suspenderat material, som ligger mellan 12.7 mg SS/l och 17.9 mg SS/l. Vattendragen från skogklädda områden har medianvärden som är något högre (16.6 mg SS/l) än områden påverkade av avverkning, som har medianhalter suspenderat material på 14-15 mg SS/l. Jämfört med Bergslagsområdena är halterna suspenderat material i Balån klart högre troligtvis som en konsekvens av att de i huvudsak ligger under högsta kustlinjen och att det förekommer lätteroderad silt i avrinningsområdena.

Suspenderat material från deponier och vägar

Öman m.fl. (2000) studerade obehandlat lakvatten från 11 olika deponier i Sverige. Halten av suspenderat material varierade mellan 9 mg/l och 210 mg/l, med ett medianvärde på 26 mg/l. I dagvatten, i anslutning till vägar och trafikleder i Stockholm varierade medianvärdena för halten suspenderat material mellan 41 mg/l och 320 mg/l, med maxvärden upp till 1899 mg/l

(http://www.stockholmvatten.se/commondata/rapporter/avlopp/dagvatten/dagvatte_nklassificeringdel2.pdf). Ännu högre halter (upp till 5 300 mg/l) har observerats i dagvatten från sorteringsytor för avfall (Junestedt m.fl., 2003).

Andra kemiska ämnen från torvmark och torvbruk

I databasen med resultat från kontrollprogram vid torvtäkter (Neova AB) finns också ett antal andra kemiska variabler såsom pH, alkalinitet, färg, totalt organiskt kol (TOC), totalfosfor (P_{tot}), nitrat (NO₃), ammonium (NH₄) och totalkväve (N_{tot}). En kort sammanställning inkluderas i denna rapport.

pH

För pH föreligger en relativt stor spridning mellan täkterna med värde från 3.0 till 8.7 men med huvuddelen av observationerna i intervallet 5.0 - 7.6. pH-värdena nedströms täkter är statistiskt signifikant högre jämfört med pH-värdena i inkommande vatten från kontrollområdena. Detta återspeglas också när en mer detaljerad uppdelning med avseende på provplats görs (Tabell 8).

Tabell 8. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för pH. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	4605	6.5	6.8	5.0	6.1	7.3	7.6	1.00
Kontroll	1310	6.4b	6.7	4.5	5.8	7.1	7.1	1.10
Utlopp	3295	6.6a	6.8	5.1	6.1	7.3	7.3	0.95
Kontroll	1229	6.3d	6.7	4.4	5.7	7.1	7.1	1.11
Referens	81	7.1a	7.1	6.5	6.8	7.5	7.5	0.64
Utlopp	1476	6.7b	6.9	5.2	6.3	7.3	7.3	0.94
Utlopp S	1472	6.5c	6.7	5.0	6.0	7.3	7.3	0.99
Utlopp O	180	6.4cd	6.3	5.4	6.0	7.0	7.0	0.78
Recipient	167	7.1a	7.1	6.5	6.8	7.5	7.5	0.51

Alkalinitet, HCO₃

Bikarbonatalkaliniteten uppvisar inga större skillnader mellan kontroll och utsläpp eller för recipienten. Referensstationerna visade högsta värdena, vilket kan bero på ett begränsat antal prover och stationer och att dessa återfinns vid täkter i områden med generellt högre alkalinitet än övriga datamaterialet (Tabell 9).

Tabell 9. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för alkaliniteten (mekv/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	4264	0.52	0.23	0.02	0.08	0.60	7.6	1.4
Kontroll	1206	0.51b	0.17	0.02	0.06	0.43	7.1	1.1
Utlopp	3058	0.53a	0.27	0.02	0.09	0.70	7.3	1.4
Kontroll	1142	0.49d	0.16	0.02	0.05	0.40	7.1	0.98
Referens	64	0.80a	0.56	0.10	0.22	1.0	7.5	2.3
Utlopp	1428	0.54b	0.26	0.02	0.09	0.70	7.3	1.5
Utlopp S	1363	0.52c	0.25	0.02	0.06	0.72	7.3	1.5
Utlopp O	100	0.58ab	0.42	0.02	0.11	0.88	7.0	1.4
Recipient	167	0.48a	0.35	0.10	0.22	0.58	7.5	1.1

Vattenfärg

Medelvärdet för färgtalet i utloppet från torvtäkterna är statistiskt signifikant högre jämfört med kontrollen uppströms torvtäkterna. Det högst uppmätta färgtalet är dock observerat vid kontrollstation för en torvtäkt. I recipientkontrollerna är färgtalet signifikant lägre jämfört med förhållandet efter sedimenteringsdamm (Tabell 10).

Tabell 10. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för färgtal (mg Pt/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	4301	356	290	120	180	480	670	347
Kontroll	1159	335b	250	100	160	430	600	357
Utlopp	3142	363a	300	120	190	480	680	343
Kontroll	1078	345bc	270	110	160	450	700	367
Referens	81	207d	180	77	110	280	400	125
Utlopp	1384	353b	280	120	180	460	620	393
Utlopp S	1412	388a	340	120	200	500	720	318
Utlopp O	180	334ab	300	120	200	430	590	190
Recipient	166	275c	240	120	180	350	480	148

Totalt organiskt kol, TOC

TOC speglar till stor del vattenfärgen med viss inverkan från järn och i enlighet med vattenfärgen var TOC statistiskt signifikant högre i utloppet jämfört med tillrinnande kontrollvatten uppströms torvtäkterna (Tabell 11).

Tabell 11. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för totalt organiskt kol (TOC, mg/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	2229	30.4	28.0	11	17	40	51	17.9
Kontroll	634	27.0b	22.0	9.4	14	34	50	20.2
Utlopp	1595	31.7a	30.0	12	20	41	52	16.8
Kontroll	553	28.0c	23.0	9.5	14	36	51	21.0
Referens	81	20.3d	18.0	9.0	12	27	35	11.5
Utlopp	617	29.7b	27.0	11	17	38	50	16.3
Utlopp S	826	34.4a	33.5	13	22	44	54	17.2
Utlopp O	88	28.2bc	27.0	11	17	36	47	14.0
Recipient	64	20.7d	21.5	7.7	12	28	33	9.8

Totalfosfor, P_{tot}

P_{tot} koncentrationerna är mestadels tämligen låga. Vid en detaljerad uppdelning med avseende på provplats, så återfinns de statistiskt signifikant högsta P_{tot}-koncentrationerna efter översilningsområden (Tabell 12).

Tabell 12. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för totalfosfor (P_{tot}, mg/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	3213	0.052	0.033	0.012	0.020	0.058	0.098	0.107
Kontroll	843	0.049b	0.030	0.011	0.017	0.054	0.099	0.069
Utlopp	2370	0.054a	0.034	0.013	0.022	0.059	0.098	0.118
Kontroll	775	0.050c	0.030	0.011	0.017	0.056	0.100	0.072
Referens	68	0.033c	0.026	0.013	0.018	0.038	0.059	0.028
Utlopp	984	0.048c	0.031	0.011	0.019	0.052	0.092	0.076
Utlopp S	1062	0.060b	0.038	0.014	0.023	0.064	0.100	0.157
Utlopp O	184	0.062a	0.042	0.022	0.029	0.076	0.120	0.060
Recipient	140	0.037c	0.025	0.013	0.019	0.040	0.068	0.044

Nitratkväve, NO₃-N

Kväveinnehållet i torven påverkas av dräneringen och det relativt stora innehållet kan oxideras och frigöras vid torvnedbrytningen med ökad utlakning som följd. För NO₃-N koncentrationen kan detta dock inte observeras i detta datamaterial. Istället är medelkoncentrationen högre vid kontrollstationerna än i utloppen efter tåkten (Tabell 13).

Tabell 13. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$, mg/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	1735	0.165	0.05	0.05	0.05	0.17	0.40	0.319
Kontroll	485	0.204a	0.05	0.05	0.05	0.26	0.50	0.313
Utlopp	1250	0.149b	0.05	0.05	0.05	0.15	0.32	0.320
Kontroll	459	0.196b	0.05	0.05	0.05	0.26	0.50	0.274
Referens	26	0.347a	0.175	0.05	0.05	0.30	0.65	0.711
Utlopp	519	0.166b	0.05	0.05	0.05	0.20	0.42	0.240
Utlopp S	629	0.132c	0.05	0.04	0.05	0.11	0.21	0.385
Utlopp O	77	0.173bc	0.05	0.05	0.05	0.21	0.44	0.236
Recipient	25	0.140bc	0.05	0.04	0.05	0.22	0.37	0.150

Ammoniumkväve, $\text{NH}_4\text{-N}$

Koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ var klart högre i utloppet från täkterna än i inloppets kontrollstationer (Tabell 14).

Tabell 14. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$, mg/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	2338	0.696	0.200	0.010	0.043	1.00	2.00	1.09
Kontroll	692	0.327b	0.056	0.005	0.020	0.175	0.91	0.916
Utlopp	1646	0.851a	0.395	0.016	0.077	1.300	2.30	1.12
Kontroll	630	0.354c	0.061	0.005	0.023	0.200	1.00	0.955
Referens	62	0.063d	0.029	0.005	0.006	0.076	0.16	0.097
Utlopp	681	0.801b	0.270	0.030	0.080	0.880	2.40	1.289
Utlopp S	755	1.055a	0.870	0.026	0.180	1.600	2.40	1.024
Utlopp O	157	0.344c	0.071	0.006	0.100	0.490	1.20	0.524
Recipient	53	0.081d	0.035	0.005	0.017	0.070	0.23	0.107

Totalkväve, N_{tot}

Totalkvävet innehåller oorganiskt kväve i form av nitrat och ammonium men också organiskt bundet kväve. I naturliga skogs- och myrvatten utgör den organiska fraktionen ofta mer än 80% av totalkvävet. I datamaterialet för täkterna är motsvarande innehåll 50% för alla ingående prov. För kontrollstationerna är andelen organiskt kväve 58% medan det i utloppsstationen utgör 43%. I recipienten är det organiska kvävet 83% av totalkvävet. För de undersökta täkterna uppvisar utloppsstationen i medeltal högre halter än kontrollen (Tabell 15).

Tabell 15. Medel-, median-, 10%-, 25%-, 75%- och 90% percentilvärden samt standardavvikelse för totalkväve (Ntot, mg/l). Observera att värden under detektionsgränsen ansatts värdet halva detektionsgränsen. Medelvärdena inom respektive grupp är signifikant skilda ($p < 0.05$) om bokstäverna efter medelvärdena är olika. För stationsbeskrivning se Tabell 6.

Station	N	Medel	Median	10%	25%	75%	90%	SD
Alla prov	3577	1.726	1.30	0.53	0.78	2.30	2.50	1.39
Kontroll	985	1.271b	0.93	0.43	0.64	1.40	2.50	1.25
Utlopp	2592	1.899a	1.50	0.57	0.89	2.60	3.70	1.40
Kontroll	906	1.301c	0.99	0.48	0.66	1.40	2.50	1.27
Referens	79	0.931d	0.76	0.35	0.45	1.00	1.40	0.97
Utlopp	1111	1.705b	1.30	0.56	0.80	2.20	3.30	1.40
Utlopp S	1150	2.230a	2.00	0.63	1.10	3.10	4.05	1.45
Utlopp O	185	1.488b	1.30	0.73	0.91	1.80	2.40	0.85
Recipient	146	1.291c	1.10	0.48	0.62	1.70	2.30	0.81

Slutsatser

Kontrollprogram för torvtäkter finns men utformningen är ofta bristfällig och dokumentationen av provpunkter och stationslägen är inte entydig. Inom ramen för det andra delprojektet kopplat till detta uppdrag åt Energimyndigheten föreslås undertecknade en förbättrad utformning av utsläpps- och recipientkontrollen vid torvtäkt.

Utgående från databasmaterial från Neova AB och länsstyrelsen i Västra Götalands län har data strukturerats efter de uppgifter som förelegat. Datamaterialet visar medelvärden för kontrollpunkten (inlopp till täkt) på 9.5 mg SS/l och i utloppspunkten från täkt 10.5 mg SS/l. De båda senare värdena är inte statistisk signifikant skilda. Medianvärdena är 4.5 respektive 5.6 mg SS/l med 90% - percentilerna är 17 respektive 21 mg SS/l. Dessa värden kan jämföras med halterna suspenderat material i vattendrag från skogsdominerade avrinningsområden med medelvärdet 7.0 mg SS/l och medianen 3.8 mg SS/l. I vattendrag från avrinningsområden dominerade av jordbruksmark är motsvarande värden 14.9 respektive 8.7 mg SS/l. Halterna suspenderat material i avrinningen från täktområden avviker följaktligen inte påtagligt från skogsmark och ligger lägre än halter från jordbruksområden.

I samband med tillstånd/koncession för torvbruk enligt Miljöbalken/Torvlagen sätts rikt- och/eller gränsvärden för högsta tillåtna nivå suspenderade ämnen i utgående från täkten. Våra data på 90-percentilen från kontrollpunkterna till täkterna indikerar att vid 10% av observationerna överskrider halten 17 mg SS/l från obrukad torvmark.

Man måste därför vara försiktig med att sätta allt för låga gränsvärden på utgående vatten från täkt. Variationen mellan täkter är dock stor och inte minst varierar halterna suspenderat material i recipienterna. Därtill kommer en påtaglig variation i tiden och med endast ett fåtal mätningar per år kommer många episoder att saknas i dokumentationen. Detta kan lösas relativt enkelt genom att nyttja relativt enkla automatiska instrument för bestämning av turbiditet.

Vi föreslår därför att framtida rikt- och gränsvärden för suspenderat material baseras på miljökonsekvensbeskrivningar där man tagit hänsyn till i) de naturliga halterna i avrinningen från obrukad torvmark, ii) halterna i recipienten och iii) bästa möjliga teknik för att rena avloppsvattnet från täkten.

Om man utformar utsläpps- och recipientkontroll som föreslagits i det andra delprojektet till Energimyndigheten, kommer sådan data att finnas tillgänglig i samband med ansökan om tillstånd både till ny och befintlig täkt. Denna slutsats bör dock verifieras med vetenskapliga mätningar.

Vi föreslår därför att Energimyndigheten, Branschföreningen Svensk Torv och Torvforsk initierar vetenskapliga undersökningar i anslutning till ett representativt urval torvtäkter för att testa om föreslagen utformning till utsläpps- och recipientkontroll uppfyller de kvalitetskrav som krävs för att upprätta rimliga och rikt- och gränsvärden för bl.a. suspenderat material.

Referenser

- Arnell, A.-C., Valmila, M. 2006. Torvtäkter i Västmanlands län. En utvärdering av brytningens påverkan på recipientens vattenkvalitet. Examensarbete. Institutionen för samhällsteknik, Mälardalens högskola. 80 sid.
- Brandt, M. 1996. Sedimenttransport i svenska vattendrag: exempel från 1967-1994. SMHI Hydrologi 69. pp. 17 sid.
- Bydén, S., Larsson, A.-M., Olsson, M. 1996. Mäta vatten. Institutionen för tillämpad miljövetenskap. 96 s.
- Danielsson, L.-G. 1982. On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. *Water resources Vol. 16*, 179-182.
- Djodjic, F., Hellgren, S., Futter, M., Brandt, M. 2012. Suspenderat material – transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar. SMED Rapport Nr 102. 32 sid.
- Ecke, F. 2009. Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biology* 54: 119-126.
- Eklöf, K., Meili, M., Åkerblom, S., von Brömssen, C., Bishop, K. 2013. Impact of stump harvest on run-off concentrations of total mercury and methylmercury. *Forest Ecology and Management* 290: 83-94.
- Graham, M.C., Vinogradoff, S.I., Chipchase, A.J., Dunn, S.M., Bacon, J.R., Farmer, J.G., 2006. Using size fractionation and Pb isotopes to study Pb transport in the waters of an organic-rich upland catchment. *Environmental Science and Technology* 40, 1250-1256.
- Hansen, K., Kronnäs, V., Zetterberg, T., Setterberg, M., Moldan, F., Pettersson, P., Munthe, J. 2013. DiVa – Dikesrensningens effekter på vattenföring, vattenkemi och bottenfauna i skogsekosystem. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2072. 108 sid.
- Heiderscheidt, E., Saukkoriipi, J., Ronkanen, A.-K., Kløve, B. 2013. Optimisation of chemical purification conditions for direct application of solid metal salt coagulants: Treatment of peatland-derived diffuse runoff. *Journal of Environmental Sciences* 25: 659-669.
- Heikurainen, L., Kenttämies, K. & Laine, J. 1978. The environmental effects of forest drainage. *Suo* 29: 49-58.
- Jingsheng, C., Tao, Y., Ongley, E. 2006. Influence of high levels of total suspended solids on measurement of COD and BOD in the Yellow River, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 321-334.

- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. 1999. The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4: 343-355.
- Junestedt, C., Ek, M., Solyom, P., Palm, A., Öman, C., Cerne, O. 2003. Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten. IVL, Rapport B1544. 86 sid. + bilagor.
- Karlsson, M. 2006. Påverkan av torvbrytning på fem vattendrag i Gävleborgs län. Examensarbete, institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 2006:23. 48 sid.
- Kenttämies, K. & Laine, J. 1984. The effects on water quality of forest drainage and phosphate fertilization in a peatland area in Central Finland. *Proceedings of the 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland, 18–23 June 1984*. 3: 342–354.
- Kløve, B. 2000. Retention of suspended solids and sediment bound nutrients from peat harvesting sites with peak runoff control, constructed floodplains and sedimentation ponds. *Boreal Environment Research* 5: 81-94.
- Kløve, B. 2001. Characteristics of nitrogen and phosphorus loads in peat mining wastewater. *Water Resarch* 35: 2353-2362.
- Lappalainen, M., Koivusalo, H., Karvonen, T., Laurén, A. 2010. Sediment transport from a peatland forest after ditch network maintenance: a modelling approach. *Boreal Environment Research* 15: 595-612.
- Lundin, L., Löfgren, S. 2010. Metod för att fastslå rimliga rikt- och/eller gränsvärden för dräneringsvatten från torvtäkter. *TorvForsk Projektrapport nr 13*. 25 sid.
- Löfgren, S., Lundin, L. 2005. Redovisning av pilotprojekt och förslag till projektplan för utvärdering av utsläpps- och recipientkontroll vid torvtäkter samt lämpliga nivåer på riktvärden för olika ämnen i täkternas dräneringsvatten. *TorvForsk Projektrapport nr 2*. 13 sid.
- Löfgren, S. (ed.) 2014. Integrerad övervakning av miljötillståndet I svensk skogsmark – IM. Årsrapport 2012. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:17. 32 pp. Uppsala. <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/integrerad-monitoring-im/>
- Marttila, H., Kløve, B. 2010a. Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. *Ecological Engineering* 36: 900-911.
- Marttila, H., Kløve, B. 2010b. Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. *Journal of Hydrology* 388: 414-425.
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P., Sallantausta, T. 2003. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water Air and Soil Pollution* 147: 275–297.
- Naturvårdsverket. 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och vattenorganismer. Statens Naturvårdsverk, Allmänna Råd 90:4.
- Naturvårdsverket. 1996. Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4913.
- NFS 2008. Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. NFS 2008:1. ISSN 1403-8234. 116 s.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44: 39–49.

- Päivänen, J., Hånell, B. 2012. Peatland ecology and forestry – a sound approach. University of Helsinki Department of Forest Sciences Publications 3: 1-267.
- Ramchunder, S.J., Brown, L.E., Holden, J. 2009. Environmental effects of drainage, drain-blocking and prescribed vegetation burning in UK upland peatlands. *Progress in Physical Geography* 33: 49–79.
- Rivinoja, P. och S. Larsson. 2000. Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten- En litteratursammanställning. Institutionen för Vattenbruk. SLU. Rapport nr 31. 49 sid.
- Rodgers, M., O'Connor, M., Robinson, M., Muller, M., Poole, R., Xiao, L. 2011. Suspended solid yield from forest harvesting on upland blanket peat. *Hydrological Processes* 25: 207-216.
- Rothwell, J.J., Taylor, K.G., Evans, M.G., Allott, T.E.H. 2011. Contrasting controls on arsenic and lead budgets for a degraded peatland catchment in Northern England. *Environmental Pollution* 159: 3129-3133.
- Ryder, L., de Eyto, E., Gormally, M., Sheehy Skeffington, M., Dillane, M., Poole, R. 2011. Riparian zone creation in established coniferous forests in Irish upland peat catchments: physical, chemical and biological implications. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 111: 1-20.
- Silvan, N., Silvan, K., Laine, J. 2010. Excavation-drier method of energy-peat production reduces detrimental effects of this process on watercourses. *Boreal Environment Research* 15: 347-356.
- Snyder, G-R. 1959. Evolution of cutthroat reproduction in Tapper Lake inlet. Colorado Cooperation Fishery Research Unit. Q. Report 5, 12-52.
- Stjernman Forsberg, L., Kyllmar, K., Andersson, S., Johansson, G. Blomberg, M. 2014. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2012/2013. Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Typområden på jordbruksmark. Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. *Ekohydrologi* 139. 64 sid.
- Stuart, T.A. 1953. Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout (*Salmo trutta* L.) Scottish Home Department Freshwater Salmon Fish Research Series 5.
- Tuukkanen, T., Marttila, H., Kløve, B. 2014. Effect of soil properties on peat erosion and suspended sediment delivery in drained peatlands. *Water Resources Research* 50(4): 3523-3535.
- Ulén, B. 2004. Size and Settling Velocities of Phosphorus-Containing Particles in Water from Agricultural Drains. *Water, Air, & Soil Pollution*, 157, 331-343.
- Ulén, B. 2006. Sweden. In: Boardman, J. & Poesen, J. (Eds.): *Soil erosion in Europe*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 17-26.+
- Ulén, B. & Jakobsson, C. 2005. Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of the Total Environment*, 344, 37-50.
- Varila, T., Johansson, J-Å., Janson, S.H. 1991. Utformning och dimensionering av sedimentationsdammar. Stiftelsen Svensk Torvforskning, Projektrapport nr 42. 48 sid. + bilagor.
- Von Post, L. och Granlund, E. 1926. Södra Sveriges torvtillgångar I. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), Ser C. Nr. 335. 8vo - 127 s. Stockholm.
- Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C. 2000. Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – Slutrapport. IVL, Rapport B1353. 148 sid.

Appendix 1.

Nationella data insamlade under mätperioden 1968-2004. Endast stationer med ≥ 24 observationer.

Station	Markslag	X	Y	Antal obs	Slamhalt mg/l				
					10-percentil	25-percentil	50-percentil	75-percentil	90-percentil
Arbogaån Björklund		659648	147252	94	3,1	4,3	6,5	8,4	13,8
Arbogaån Bångbro		663725	145822	50	1,8	2,6	3,9	5,3	8,4
Arbogaån Ervalla		658888	146851	94	1,7	2,7	4,4	8,1	16,6
Arbogaån Finnhyttan		664123	145335	92	1,6	2,4	3,4	5,1	8,4
Arbogaån Frövi		659434	147382	94	5,5	8,2	12,2	19,0	22,1
Arbogaån Hörksdammen		665686	145118	92	0,8	1,1	1,7	3,0	4,4
Arbogaån Järle kvarn		659972	146294	36	1,3	1,6	2,4	3,2	5,0
Arbogaån Kungsör		658970	151660	344	4,0	6,3	9,6	15,9	31,0
Arbogaån Kåfalla		660816	147808	92	2,5	3,6	5,3	8,1	11,4
Arbogaån Lilläng		663518	145958	93	2,5	4,7	7,7	13,2	18,7
Arbogaån Lindesberg		660887	146711	93	1,4	2,1	3,6	5,4	7,3
Arbogaån Löa		663143	146337	93	2,1	3,3	5,9	8,3	10,7
Arbogaån Ringaby		658960	148091	94	3,8	5,5	7,7	10,0	13,4
Arbogaån Rynninge		659050	148112	62	5,2	7,8	13,7	20,4	25,8
Arbogaån Rällså		663168	146028	93	1,6	2,2	3,0	4,9	7,4
Arbogaån Röfors		658747	149605	94	4,4	6,5	10,2	15,8	23,7
Arbogaån S. Långtjärnen		664037	144560	75	2,9	4,1	7,4	12,9	15,3
Arbogaån Siksjödammen		665467	145709	93	1,1	1,5	2,3	3,6	4,5
Arbogaån Storå		662161	146229	93	2,1	3,6	5,5	9,1	11,8
Arbogaån Ställdalen		664690	145156	93	1,1	1,7	3,0	4,4	6,2
Arbogaån Ö. Born		664568	145353	93	1,3	1,9	2,7	4,0	7,5
Arbogaån Ö. Bår		660446	147069	88	2,5	3,5	5,3	8,9	11,7
Broby		664340	159728	156	6,1	8,7	12,7	18,5	29,5
Bällstaån		658480	162185	95	8,0	13,2	21,3	34,6	56,4
Enköpingsån Haga		660958	157096	67	4,3	7,9	15,0	22,8	42,3
Eskilstunaån		657800	153515	305	2,3	3,5	5,4	8,6	11,1
Hyndevad Eskilstunaån		659008	153867	463	3,4	5,5	9,3	15,1	19,9
Torshälla Forsviksån Forsvik		649556	142025	94	1,4	1,7	2,3	3,0	3,6
Fyrisån Flottsund		663116	160415	3103	4,9	7,6	11,8	18,6	28,0
Fyrisån Klastorp		664214	159929	449	3,3	4,8	7,2	12,2	23,1
Fyrisån St Eriks		664104	160080	35	2,7	3,7	5,8	9,1	15,7
Fyrisån Ulva Kvarn		664516	159905	35	2,2	2,9	4,1	5,7	9,3
Gagnån Kvarnliden		643185	140068	93	1,3	2,1	3,5	5,6	9,0
Hammarsundet		652265	145085	95	1,8	2,3	2,9	3,6	4,5
Hedströmmen		664095	149009	60	2,1	2,7	4,7	7,7	11,1
Baggbron									
Hedströmmen		659517	151047	350	2,8	4,2	6,4	11,7	21,5
Grönö									
Hedströmmen		665160	147831	60	1,2	1,9	3,3	4,0	5,0
Hedbyn									
Hedströmmen	Skog	664560	147938	60	1,2	1,8	2,8	3,7	4,9
Malingsbo									
Herrgårdsdammen		667698	161622	156	1,4	2,0	2,7	3,8	5,2
Huskvarnaån		640881	140842	95	3,3	4,3	5,3	7,6	10,7
Vättern									
Hökesån Habo		642246	139745	94	3,6	4,3	6,4	9,5	14,7
Knipån Kvarnkulla		642538	139877	94	1,9	2,6	3,8	5,2	7,4
Kolbäcksån Ludvika		667095	146554	153	0,7	1,0	1,5	2,5	3,9
Kolbäcksån		666985	147650	96	1,0	1,2	1,7	2,3	2,9
Morgårdsham.									
Kolbäcksån		667062	146937	56	0,9	1,5	2,7	5,1	6,8
Norsbro									
Kolbäcksån	Skog	668110	144595	96	1,3	1,9	3,0	5,0	6,6
Pellabäcken									
Kolbäcksån		662665	152224	33	1,1	2,1	3,9	5,0	6,6
Ramnäs									
Kolbäcksån Semla		665523	149745	119	0,9	1,3	1,7	2,4	3,3
Kolbäcksån		666904	147804	33	0,9	2,2	3,3	4,7	5,6

Smedjebacken									
Kolbäcksån		668023	145609	33	0,9	1,6	2,3	3,0	5,1
Stensbo									
Kolbäcksån		664917	150515	34	3,3	4,0	5,4	7,8	10,4
Strömbacken									
Kolbäcksån		660069	152632	440	2,1	3,8	6,2	9,2	14,9
Strömsholm									
Kolbäcksån		667753	145321	57	2,6	3,5	5,2	9,3	12,9
Sunnansjö									
Kolbäcksån		666164	148694	56	0,7	1,4	2,5	3,9	4,7
Söderbärke									
Kolbäcksån		660703	152330	57	2,2	3,3	5,9	9,3	11,8
Sörstafors									
Kolbäcksån		661219	152253	119	2,0	2,9	4,2	5,8	8,0
Trångfors									
Kolbäcksån Virsbo		663866	151347	153	0,9	1,7	2,7	4,1	5,9
Kolbäcksån		665193	150004	92	1,1	1,6	2,3	3,1	4,8
Västanfors									
Kolbäcksån		664994	151151	119	1,2	1,6	2,0	2,7	3,3
Ängelsberg									
Köping II		659931	151069	343	6,0	9,0	14,3	25,1	48,8
Köpingsån KMV		659864	151109	60	13,7	20,4	27,6	44,6	67,7
Lena Kyrka		665622	160668	168	4,3	5,4	7,9	13,5	20,1
Mjölsta		663196	163545	47	6,3	9,0	13,2	16,9	28,2
Motalaström Motala		649032	145563	95	0,5	0,6	1,0	1,4	2,2
Märstaån		661195	161511	95	4,6	7,5	12,1	19,0	45,4
Märstaån Steninge	Jordbruk	661200	161515	342	3,7	7,0	15,3	29,2	61,4
Mässingsboån,	Jordbruk	668698	150474	211	3,0	5,4	14,2	34,4	91,5
Haganäs									
Mässingsboån,	Jordbruk	668516	150717	211	3,0	6,0	16,0	33,5	61,6
Holen Q-stn									
Mässingsboån,	Jordbruk	668732	150270	212	2,0	3,0	5,0	8,0	11,0
Norrhyttekvarn									
Orrnäsån Ödeshög		645620	143104	95	1,5	2,3	3,6	6,3	22,2
Oxundaån		660657	161572	438	2,6	4,3	6,4	10,4	17,5
Rosendal									
Rosta Kvarn		664916	160088	156	2,2	3,1	4,7	8,3	12,9
Röttleån Röttle		643092	141875	95	2,1	3,0	4,2	5,9	12,5
Sagån Målhammar	Jordbruk	660939	156130	452	4,6	7,9	17,7	40,3	80,3
Sebäcken, Vassens	Jordbruk	668795	150269	209	1,0	2,3	11,0	60,1	286,0
Sebäcken, Yttre	Skog	669001	150055	188	2,3	5,0	10,5	19,9	44,6
Heden									
Stormyra		656619	164436	91	1,7	2,8	5,9	14,3	48,4
(huvudfåra)									
Stormyra, Biflöde		656615	164425	68	1,3	2,3	4,1	9,4	19,7
Svartån Bennebo		665732	151444	24	4,7	5,5	9,4	12,3	15,1
Svartån Fläcksjön		663724	153043	24	3,6	5,8	14,3	22,7	29,1
Svartån Hyttbäcken		665052	152108	24	1,8	4,6	7,0	11,7	18,1
Svartån Hörnsjöfors		664782	152329	24	1,7	3,3	4,7	5,5	15,0
Svartån Skultuna		662292	153482	24	10,9	19,0	23,6	33,1	47,5
Svartån Sörsalbo		664341	152952	24	5,1	7,3	13,2	20,4	23,4
Svartån Västerås		660994	154173	345	4,5	7,3	12,4	24,8	40,6
Svedån Sved		643455	140114	104	1,1	1,6	2,2	3,5	4,8
Sävjaån Ingvasta	Jordbruk	665649	161397	440	6,8	8,8	13,8	23,9	46,2
Sävjaån Kuggebro	Jordbruk	663617	160579	450	5,9	8,7	15,5	23,8	40,3
Sävjaån Lejsta	Jordbruk	665025	161705	432	9,7	14,0	22,1	39,0	64,6
Tobo Bruksgatan	Jordbruk	668395	160270	40	2,4	3,0	3,5	4,6	7,1
Tobo nedstr.		668345	160310	40	1,8	2,6	3,5	5,1	10,5
Reningsverk									
Tyresån		657067	164264	84	1,9	2,5	3,8	5,0	8,3
Täljeån Almbro		656399	146810	28	8,5	10,1	12,1	18,9	39,0
Täljeån Bosgraven		656202	148320	28	2,7	4,3	6,9	16,2	24,8
Täljeån Bårsta		655512	145035	28	4,6	7,3	8,5	13,3	17,1
Täljeån Ekeby		656067	146967	28	2,4	3,2	4,0	6,3	9,9
Täljeån Gila		656139	148119	28	5,5	9,5	19,2	34,0	65,1
Täljeån		655977	147574	28	3,0	4,3	6,0	8,3	15,3
Hammarkanalen									
Täljeån Kumlaån		656210	146497	28	4,0	7,2	11,2	19,1	23,7
Täljeån Mosjö		656253	146293	28	8,7	14,9	23,3	31,8	42,2
Täljeån Salsbro		654800	144822	28	6,0	7,7	10,4	13,7	22,9
Täljeån Sandbrog		656119	148587	28	7,0	11,8	21,4	29,4	42,0
Täljeån Segersjö		656174	148726	28	6,0	8,1	11,8	16,5	28,9
Täljeån Steneb.		656118	146026	28	8,8	14,3	25,3	40,5	53,5
Täljeån		655749	145331	28	5,3	7,5	13,4	19,8	41,2
Torpabäcken									
Täljeån Täby		656442	145776	28	5,4	10,3	18,0	27,6	36,5

Ullnäsnolet		667316	145436	107	1,3	1,7	2,3	2,9	4,2
Vattholma N. Bron		665720	160738	168	2,7	3,6	5,2	7,5	10,8
Viken		666851	160954	82	2,3	3,4	4,4	6,7	9,9
Vindbron		663614	160410	168	3,5	5,0	7,7	12,2	19,7
Västerby dike, Haganäs	Jordbruk	668707	150493	196	2,8	4,5	11,1	22,0	40,2
Västerby dike, Karlsbro	Jordbruk	668786	150399	41	7,2	12,5	21,0	58,0	110,0
Västra Ekeby		666933	159986	71	3,0	4,3	6,6	13,5	28,2
Åkers kanal		659712	164089	96	2,8	4,6	8,5	20,8	35,0
Ålebäcken		646330	143218	50	3,4	4,3	6,0	9,4	16,9
Åvaån, fiskfällan		656303	164590	60	3,2	4,3	6,5	10,2	20,3
Örsundaån Örsundsbro	Jordbruk	662506	158465	450	5,0	8,4	15,2	37,5	69,8
<i>Medelvärde</i>					3,3	5,0	8,1	13,9	24,9

[illegible]



Stiftelsen Svensk Torvforskning

TorvForsk – Stiftelsen Svensk Torvforsknings mål är att öka kunskapen om torv och torvmarker och att initiera, planera, genomföra och utvärdera forskning och utvecklingsinsatser av betydelse för användning och bevarande av torvmarker.

TorvForsk är en allmännyttig forskningsstiftelse som bildades 1983 av representanter för torvnäringen. TorvForsk har till uppgift att initiera, planera, genomföra samt utvärdera forskning och utvecklingsinsatser av betydelse för torvbranschen.

TorvForsks insatser ska bestå i

- att fånga upp projektförslag och idéer som avser utveckling av torvhantering och som kräver samverkan mellan flera kompetenser.
- att stimulera och stödja långsiktig och uthållig samverkan och kompetensuppbyggnad inom torvnäringen av gemensamt intresse för branschen som helhet eller för grupp av intressenter.
- att genom rapporter, seminarier osv medverka till kunskapsöverföring och teknikspridning.

Verksamheten ska ha som målsättning att resultaten får en praktisk tillämpning.



Rapporten kan beställas från:

TorvForsk
Holländargatan 17
111 60 Stockholm
info@svensktorv.se

eller laddas ned från www.torvforsk.se

**TORV
FORSK**

Stiftelsen Svensk
Torvforskning