



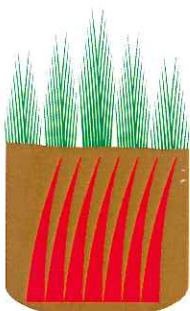
## PROJEKTRAPPORT NR 13

Metod för att fastslå rimliga villkor  
för dräneringsvatten från torvtäkter

*Lars Lundin och Stefan Löfgren*

*Institutionen för vatten och miljö, SLU*

2010



Torvforsk  
Stiftelsen Svensk Torvforskning



Sveriges  
lantbruksuniversitet



## **Projekt ”Torvvatten”**

Lars Lundin och Stefan Löfgren  
Institutionen för vatten och miljö, SLU  
20091222

# ***Metod för att fastslå rimliga rikt- och/eller gränsvärden för dräneringsvatten från torvtäkter.***

Lars Lundin och Stefan Löfgren  
Institutionen för vatten och miljö, SLU

**Rapport**

# ***Metod för att fastslå rimliga rikt- och/eller gränsvärden för dräneringsvatten från torvtäkter.***

## **Innehållsförteckning**

Sammanfattning	3
Summary	4
Förord	5
Inledning	8
Bakgrund	8
Metoder	11
Resultat	11
Förslag på grundläggande design av kontrollprogram	23
Slutsatser	24
Tillkännagivanden	24
Referenser	24

## Sammanfattning

Kontrollprogrammen vid nuvarande torvtäkter skiljer sig i utformning och bedömning av täktverksamhetens påverkan på recipienterna varierar. Från tre utvalda täkter har kontrollprogrammen utvärderats med resultat att möjligheter till belastningsbedömning inte är entydigt enkel. Det är viktigt att skilja på utsläppskontroll, som direkt rör torvtäktobjektet och recipientkontroll, som relateras till konsekvenser i nedströms vattendrag där utsläppsvattnet från tükten belastar vattenkvalitén.

Utsläppskontrollen var tämligen olika utformad vid de tre tükterna, detta delvis som en konsekvens av hur anläggningarna är utformade. Vid Stockås mätes man efter de båda sedimentationsdammarna, men även i en referenspunkt uppströms tükten. Designen har sannolikt som syfte att belysa effekten av torvproduktionen jämfört med om mossen vore orörd. Vid Skallemossen och Larstorp saknas dessa referensmätningar, vilket innebär att syftet sannolikt är begränsat till att belysa kvaliteten på det vatten som lämnar tükten. Vid Skallemossen är utsläppskontrollen kompletterad med ytterligare två mätpunkter som sannolikt har som syfte att belysa effekten av översilningen efter sedimentationsdammarna.

Recipientkontrollen i vattendragen vid Stockås (utfördes under perioden 1990-96) och Skallemossen (pågår) är utformade som utsläppskontrollen i dräneringsdikena med avseende på provtagningsfrekvens och analyserade ämnen. Detta medför direkt jämförbarhet mellan de båda programmen. Provtagning inom recipientkontrollen utförs både upp- och nedströms tükterna, med syfte att kunna påvisa verksamhetens påverkan på vattendragen. Vid Larstorp utförs ingen recipientkontroll.

Slutsatsen av utsläppskontrollen vid Stockås är att det är viktigt att jämföra påverkan från täktverksamheten med en opåverkad del av mossen så att tükten inverkan på vattenmiljön kan få en allsidig belysning och värdering. Analysresultaten från recipientkontrollen och utsläppskontrollen vid Stockås är inte jämförbara eftersom resultaten insamlats under två olika tidsperioder. Slutsatsen av recipientkontrollen vid Stockås är att mätprogrammet tillsammans med utsläppskontrollen är väl utformad med avseende på stationsnätets utformning för att belysa täktverksamhetens påverkan på vattenkvaliteten i Svartån. Med ledning av mätdata från uppströms tükten kan man visa att tükten inverkan på vattenkvaliteten är tämligen liten och i vissa avseenden även positiv.

Utsläppskontrollen vid Skallemossen medger inte möjlighet att analysera täktverksamhetens bidrag jämfört med den opåverkade delen av mossen. Man kan däremot utifrån recipientkontrollen jämföra ämnehaltarna i dräneringsvattnet med tillståndet i Tillefärdsån respektive Kvarnbrobäcken uppströms och nedströms tükten. Slutsatsen av recipientkontrollen vid Skallemossen är att mätstationernas placering tillsammans med utsläppskontrollen är väl utformad för att belysa mossens inklusive täktverksamhetens påverkan på vattenkvaliteten i Tillefärdsån och Kvarnbrobäcken. Med ledning av recipientdata från upp- och nedströms tükten kan man visa att tükten inverkan på vattenkvaliteten är tämligen liten och kan även i vissa avseenden bedömas positiv.

Utsläppskontrollen vid Larstorp medger inte möjlighet att analysera täktverksamhetens bidrag jämfört med den opåverkade delen av mossen och recipientkontroll saknas. Resultaten visar att dräneringsvattnet kan ha både positiva och negativa effekter på recipienten.

## Summary

Programs for quality control of runoff water from peat excavation areas differ in layout. There are also differences in influences on the recipient waters. This has been exemplified by assessing three existing control programs, showing that it is complicated to define the effects of the peat excavation activities. It is crucial to distinguish between emission control and recipient control programs. The first relates to the chemical quality and load from the peat excavation areas while the latter relates to ecological effects in the watercourses downstream.

The emission control designs were different between the three peat excavation sites, partly as consequences of the different prerequisites at the peat works. At the Stockås site, water sampling was carried out downstream the two sedimentation ponds and also at a non-influenced reference stream at the inlet to the excavation area. The purpose of this set up probably was to enlighten the sole effect of the peat cut-over area in relation to an untouched peatland. At the two other peat study sites, Skallermossen and Larstorp, other designs had been chosen. There, only the excavation outlets were sampled. At Skallermossen, two additional sampling sites were in use probably with the aim of assessing the effects of a surface soil overflow after the sedimentation ponds.

The recipient control in the watercourses in Stockås (conducted during the period 1990-96) and Skallermossen (later and ongoing) are designed as emission control in drainage ditches with respect to sampling frequency and analyzed substances. This leads to direct comparability between the two programs. Sampling within the recipient control performed both up-and downstream of the excavation sites in order to demonstrate their impacts on the watercourses. At Larstorp no recipient control is performed.

The conclusion of the emission controls at Stockås is that it is important to compare the impact of peat excavation operations with an unaffected part of the bog so that the effects on the aquatic environment are comprehensively assessed and valued. The results from the recipient and emission controls at Stockås are not comparable because the results derive from two different time periods. The conclusion is that the recipient control in combination with the emission control at Stockås is well designed with regard to the station network and to assess the peat excavation operations on the water quality in Svartån. Based on the measurements upstream of the excavation area it can be shown that the water quality effects are relatively small and in some respects even considered positive.

The emission control at Skallermossen does not allow the opportunity to analyze the peat excavation contribution compared to the unaffected part of the bog. It can, however, based on the recipient control compare the substance concentrations in the drainage water with the statuses in Tillefårdsån respective Kvarnbrobäcken upstream and downstream of the excavation site. The conclusion of the recipient control at Skallermossen is that the sampling stations, together with the emissions controls, are well designed to assess the water quality effects of the bog including the peat excavation operations in Tillefårdsån and Kvarnbrobäcken. Based on the measurements upstream and downstream of the peat excavation area it can be shown that the water quality effects are relatively small and in some respects even considered positive.

The emission control at Larstorp admits no possibility to analyze the contribution of the peat excavation operations compared to the unaffected part of the bog and recipient control is missing. The results show that the drainage water can have both positive and negative impacts on the recipient.

## **Förord**

I förstudien angående metod för att fastslå rimliga rikt- och/eller gränsvärden för dräneringsvatten från torvtäkt har Lars Lundin och Stefan Löfgren vid institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) gått igenom ett antal kontrollprogram, för övervakning av utgående vatten från torvtäkter. Rapporten berör också hur resultaten från övervakningen relaterar till bedömningar enligt Vattendirektivet.

Avsikten med projektet är att undersöka vilka variabler som närmare beskrivs i ett kontrollprogram avseende täkt av torv. Resultatet är att studerade kontrollprogram har olika design både vad avser rumslig och tidsmässig utformning. Variationen i kontrollprogrammets utformning leder till olika möjligheter att utvärdera utsläpp från tåkten och dess påverkan på nedströms rinnande vatten. Författarna föreslår därför att i en ny etapp av projektet ta fram lämpliga kontrollsystem avseende såväl utformning i tid och rum som undersökta variabler.

Ytterligare ett syfte är att undersöka faktiska utsläppsvärden från täkter och hur dessa varierar i förhållande till vattenkvalitet i skogs- och torvmarker. Kunskap som skulle ge en bättre bedömning av täktverksamhetens kortsiktiga samt långsiktiga påverkan på närliggande vatten. Resultaten från föreslagen studie förväntas ligga till grund för ansökningar om tillstånd för torvtäkt och för myndigheternas villkorsprövning i samband med verksamheten.

Frågan om villkor för och halter av utsläpp till vatten och utformningen av kontrollprogram en viktig fråga i bedömningen av miljöpåverkan från täktverksamhet. Detta inte minst mot bakgrund av tillkomsten av EUs vattendirektiv som kommer att öka fokuset på vattenfrågor i samband med tillsyn och tillstånd.

Förstudien har kunnat genomföras vid SLU genom stöd från SLU och TorvForsk.

Stockholm den  
Marie Kofod-Hansen  
Verkställande ledamot  
TorvForsk

## **Inledning**

### ***Utsläppskontroll och effekter på recipient i samband med torvtäkt***

Torvtäkt innebär påverkan på ytvattnets kvalitet. Myndigheter har uppmärksammat detta och ställer krav på vattenkvalité och recipientpåverkan. Kraven är inte lika för olika delar av landet men det vore rimligt med harmoniserat synsätt. Detta är särskilt tydligt med avseende på utsläppen av suspenderat material (SS), vilket kan exemplifieras av en torvtäkt i Skåne där myndigheterna inledningsvis krävt ett riktvärde på <5 mg SS/l. Denna halt är för vissa torvtäkter sannolikt omöjlig att uppnå med hittills använd och vanligen accepterad reningsteknik. Det föreslagna riktvärdet är så lågt att det är i nivå med eller under de halter som ibland uppträder i bäckar som avvattnar normal brukad skogsmark i Sverige (Löfgren et al. 2009).

Detta projekt föreslår ett grundkoncept på program och relaterar effekterna till rådande normer och särskilt EU:s Vattendirektiv (2000/60/EC) och den svenska förordningen som reglerar metodik och kriterier för att klassificera ekologisk status (NFS 2008:1). Redan nu är svenska vatten klassade och åtgärdsprogram måste relateras till denna klassning. Här ingår dock biologiska komponenter som avsevärt kan försvåra ett kontrollprogram jämfört med de kemiska kriterier som vanligtvis beaktas i programmen.

### ***Projektets syfte***

Syftet med föreliggande projekt har varit att utarbeta en projektplan för hur den ovan beskrivna utvärdering för utsläpps- och recipientkontroll kan utformas. Detta baseras utifrån en screening av analysresultaten från tre torvtäkter i kombination med vetenskapligt och miljöadministrativt underlag.

Primärt inriktas projektet på det kemiska tillståndet men kopplingen till Vattendirektivets krav kommer att synliggöras. Vattenstatusen ska bedömas utifrån miljökvalitetsmål, åtgärdsprogram och respons. Beroende på ekologisk status och kunskapsbehov kan övervakningen indelas i kontrollerande, operativa och undersökande program. För att nå en rimlig nivå på kontrollprogram behövs en undersökningsfas, som utgör fas 2 i detta projekt. Där behövs såväl mer intensiva kemiska undersökningar som extensiva biologiska studier genomföras för att nå målet om ett reducerat och för torvnäringen tillämpat program för att bedöma konsekvenser av utflödande torvvatten till recipienter.

Ett antal kemiska variabler ska beaktas, där sannolikt pH, N, P, TOC och SS är de viktigaste men även de övriga större konstituenterna behövs för att skatta enligt bedömningsgrunderna. Ett särskilt problem utgör Hg, som också bör följas särskilt mot bakgrund av den prioritering som nu framför internationellt (CLRTAP, 2009).

## **Bakgrund**

### ***EU:s ramdirektiv för vatten – en kort sammanfattning***

Sverige är indelat i fem vattendistrikt och inom varje distrikt ansvarar en särskild vattenmyndighet för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön. Vattenmyndigheterna har under 2009 presenterat förslag till förvaltningsplaner, vilket bl.a. innebär att de redovisat vattnens biologiska, kemiska och hydromorfologiska status samt lämnat förslag till de

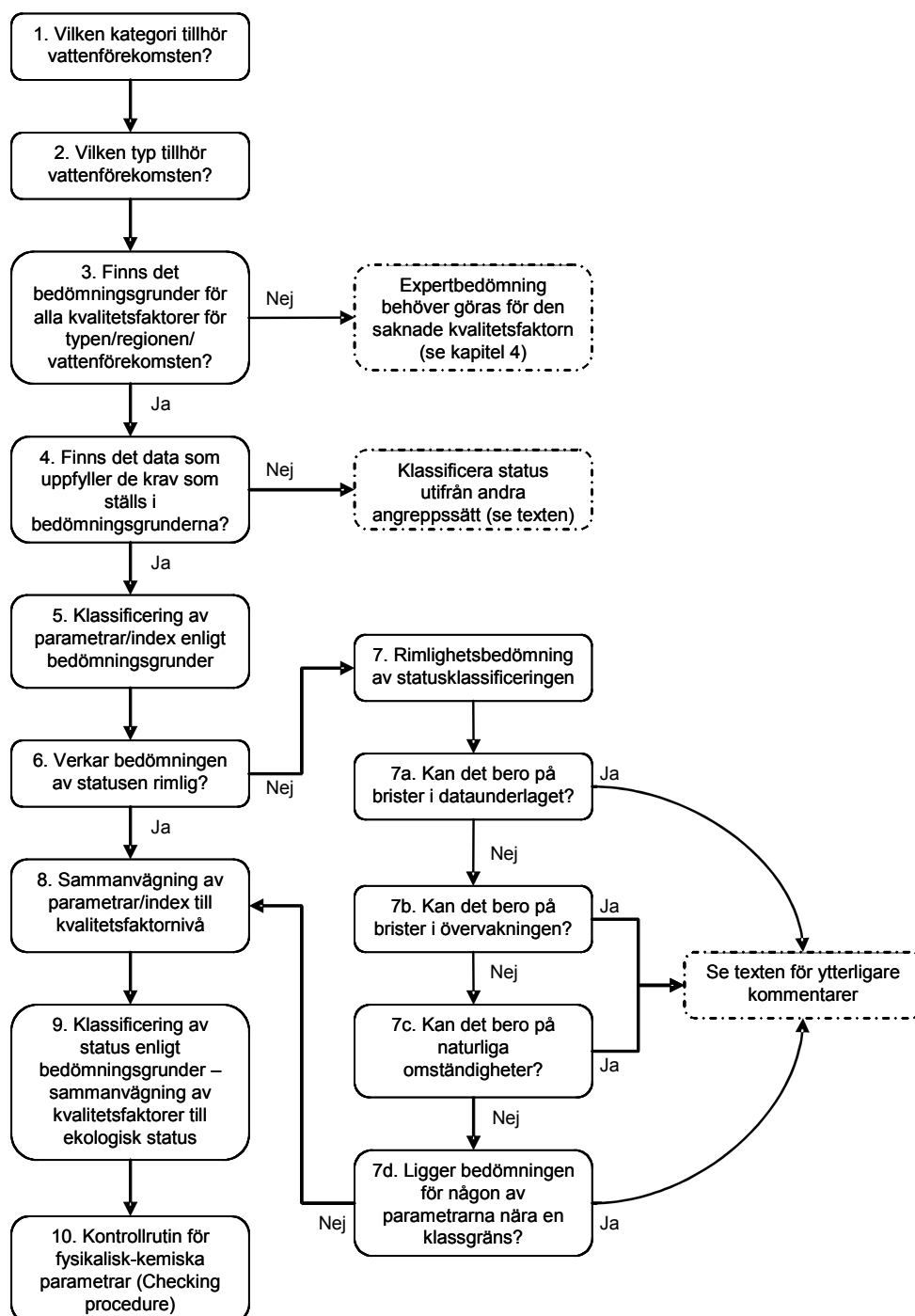
miljökvalitetsnormer (nivåer som inte bör överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt) som ska gälla inom vattendistriktet. Bedömningen av vattenkvalitet kommer följaktligen i slutet av 2009 att förändras från att vara vägledande, som den är idag, till att vara juridiskt bindande. Utgående från vattnens status har vattenmyndigheterna även utformat förslag till åtgärdsprogram där de åtgärder som behövs för att uppnå eller för att bevara en viss miljökvalitetsnorm ska fastställas. Naturvårdsverket handbok 2007:4 (Naturvårdsverket 2007) och föreskrifter (NFS 2008:1) har varit vägledande för detta arbete. Ytterligare information om vattenmyndigheternas arbete återfinns på [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se). I det följande ges en mycket kortfattad och översiktlig sammanfattning av grundprinciperna för klassificeringen.

Naturvårdsverkets har utarbetat en checklista för statusklassificering baserat på handboken (Fig. 1). Landets sjöar och vattendrag ska indelas i kategorier, typer och vattenförekomster (ruta 1-2, Figur 1). En vattenförekomst kan t.ex. vara en sjö eller skogsbäck i ett större vattensystem. Utgående från resultaten av biologisk och kemisk övervakning samt hydromorfologisk kartering i vattenförekomsten ska statusen för olika kvalitetsfaktorer bedömas i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (ruta 3-7, Figur 1). I detta ingår även att göra en bedömning av om statusklassificeringen är rimlig samt att utnyttja expertbedömningar då mätdata saknas. För t.ex. vattendrag ska statusen bestämmas med biologiska (påväxtalger, bottenlevande djur och fisk), kemiska (försurning eller övergödning) samt hydromorfologiska (morfologi, kontinuitet och hydrologi) kvalitetsfaktorer. Varje kvalitetsfaktor kan bestå av flera olika parametrar. För bottenlevande djur finns t.ex. flera olika index (parametrar), som belyser hur vattendragen reagerar på försurning, övergödning etc. De biologiska kvalitetsfaktorerna måste alltid bedömas. Är statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna god eller hög bedöms även de kemiska kvalitetsfaktorerna. Vid hög biologisk status bedöms förutom kemisk status även de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna (Fig. 2). Vattenkemin ska även användas som stöd för att bedöma utfallet av den biologiska klassificeringen, vilket innebär att den alltid bör analyseras.

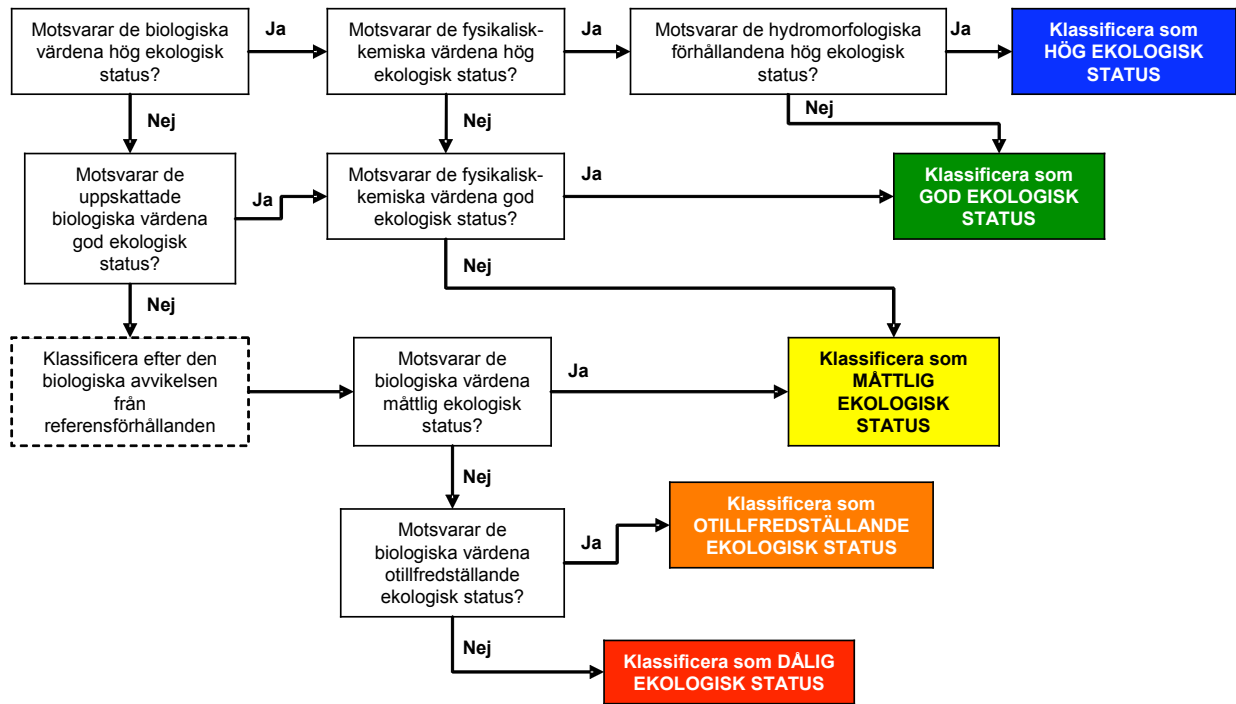
För varje kvalitetsfaktor kan en eller flera parametrar bedömas och för varje parameter finns en bedömningsskala. Skalorna baseras på ekologiska kvalitetskvoter (EK-värden), vilka beskriver avvikelsen från referensförhållandena och uttrycks som en kvot mellan observerat värde och ett referensvärde för parametern ( $EK\text{-värde} = \frac{\text{uppmätt värde}}{\text{referensvärde}}$ ; alt.  $\frac{\text{Referensvärde}}{\text{uppmätt värde}}$ ). EK-värdena varierar därför mellan 0 och 1, där 1 motsvarar referensvärdet och den högsta status som kan uppnås. Värdet 0 motsvarar den största avvikelsen från referensvärdet och därmed den sämsta status som kan uppnås. Intervallet 1 till 0 har delats in i de fem klasserna hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status. Varje parameter har sin egen EK-klassindelning och den kan variera beroende på var i landet vattenförekomsterna ligger.

Sammanvägningen (ruta 8-10, Figur 1) av de olika biologiska kvalitetsfaktorerna ska göras enligt principen ”one out - all out”. Denna princip innebär att den kvalitetsfaktor som indikerar på störst mänsklig påverkan (störst avvikelse från referensförhållandet) ska definiera vattenförekomstens biologiska status. Om t ex fisk indikerar otillfredsställande status medan bottenfauna och påväxtalger indikerar god status ska den sammanvägda biologiska statusen klassas som otillfredsställande. Om den biologiska statusen är god eller hög måste hänsyn även tas till de kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna när den slutliga klassificeringen görs. Även i detta fall gäller principen ”one out – all out”. Även för parametrar som indikerar olika påverkanstryck (t.ex. försurning eller eutrofiering) kan principen ”one out – all out” användas när de ska vägas samman till kvalitetsfaktornivå.

Expertbedömningar är tillåtliga och nödvändiga i många situationer, t.ex. när biologin indikerar god status medan den kända mänskliga påverkan antyder något helt annat. Expertbedömningen tar då över regeln om ”one out – all out”. Expertbedömningar kan göras på många olika sätt, bland annat beroende på kunskap och erfarenhet hos den som ska bedöma och vilken bakgrundsinformation som finns att tillgå.



**Figur 1.** Översikt över checklistan för statusklassificering (figur från Naturvårdsverkets handbok 2007:4).



**Figur 2.** Översiktligt schema för hur man ska bedöma ekologisk status. De biologiska kvalitetsfaktorerna väger tyngst medan de kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna är stödjande. (figur från Naturvårdsverkets handbok 2007:4).

## Metoder

I förundersökningen genomfördes vattenkvalitetsbedömningar baserat på övervakningsprogram för de tre torvtäkterna Stockås, Skalle mossen och Latorp. Uppgifter om vattenkvaliteten hade ställts till förfogande från torvbruket. Såväl kontrollbestämningar vid utsläppspunkten från täkterna som uppgifter från nedströms recipienter ingår. De värden som uppmätts har ställts i jämförelse med nationella uppgifter om vattenkvalitet. Dessa värden har hämtats från institutionen för vatten och miljö (SLU) databas samt en del forskningsprojekt vid SLU.

## Resultat - Förundersökning vid tre torvtäkter

### Utsläppskontrollens utformning vid täkterna

Utsläppskontrollen är tämligen olika utformad vid de tre täkterna delvis som en konsekvens av hur anläggningarna är utformade (Tabell 1), delvis möjligen pga olika intresseinriktningar. Vid Stockås mäter man efter de båda sedimentationsdammarna, men även i en referenspunkt uppströms täkten. Designen har sannolikt som syfte att belysa effekten av torvproduktionen jämfört med om mossen vore orörd. Vid Skalle mossen och Larstorp saknas dessa referensmätningar, vilket innebär att syftet sannolikt är begränsat till att belysa kvaliteten på det vatten som lämnar täkten. Vid Skalle mossen är utsläppskontrollen kompletterad med ytterligare två mätpunkter som sannolikt har som syfte att belysa effekten av översilningen efter sedimentationsdammarna.

Vid Stockås och Skalle mossen föreligger resultat från både utsläpps- och recipientkontroll (Tabell 1) medan det vid Larstorp utförts utsläppskontroll i torvtäktens dräneringsdike. Mätningarna vid Larstorp utförs dock inom ramen för den samordnade recipientkontrollen i Motala ström och redovisas som en recipientkontrollpunkt i deras årsredovisning. Tillsynsmyndigheterna för de tre täkterna har följaktligen gjort olika bedömning av behovet av recipientkontroll.

**Tabell 1.** Information om de tre täkter som utvalts för utvärderingen av.

	<b>Stockås</b>	<b>Skalle mossen</b>	<b>Larstorp</b>
Kommun	Örebro	Askersund/Motala	Aneby
Torvkvalitet	<i>Spagnum</i> -torv	Starrtorv	<i>Spagnum</i> -torv
Produktionsmetod	Frästortv	Stycketorv	Blocktorv
Användning	Energi- & växttorv	Energi- & växttorv	Växttorv
Produktionsareal, ha	280	70	146
Produktionsvolym, m <sup>3</sup> /år	205 000 (medel 2000-04)	37 000 (medel 2000-04)	20 000
Uppgiftslämnare	Stefan Östlund	Stefan Östlund	Anders Hjalmarson
Huvudmän	Hasselfors Garden AB Råsjörtorv AB	Sydskraft Värme AB	Mullmaster AB
Reningsanläggning	Sedimenteringsbassänger, 3 st	Sedimenteringsbassänger med efterföljande översilning, 3 st	Torvgravarna fungerar som sedimentations- dammar och återplanteras med mossvegetation efter avslutad produktion.
Utsläppskontroll	Referenspunkt 1 st Efter sed.dammar 2 st	Efter sedimentbassänger och efter översilning vid 2 anläggningar, vilket medför 4 mätpunkter	En mätpunkt i dräneringsdike nedströms anläggningen
Studerade variabler	pH, Alk, Kond, COD <sub>Mn</sub> , Färg, Turbiditet, SS, Glödrest, Fe, Mn, Al, Tot- N, Tot-P,	pH, Alk, Kond, COD <sub>Mn</sub> , SS, Färg, Tot-N, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, Tot-P, Fe, Mn, Al, Zn, Cu, Pb, Cd, Hg	Syrgas, pH, Alk, Kond, Färg, Turbiditet, TOC, Tot-P, Tot-N, NO <sub>3</sub> -N
Provtagningsfrekvens	3-4 ggr/år (snösmältning, juni, juli, höst)	3 ggr/år (vår, sommar, höst)	6 ggr/år (jämn månad)
Vattenföringsmätning	3-4 ggr/år (vid provtagningsstillfällena)	1 g/mån (eller drifttimmar pumpar)	Skattas vid provtagningsstillfället (Låg, Hög, Medel)
Recipientkontroll	Nej! Hade 1990-96 två stationer i Hjälmarens vvf mätprogram	Ja!	Nej!
Antal provpunkter	Två mätpunkter, en uppströms och en nedströms anläggningen	5 mätpunkter varav ett betraktas som referens (R12)	Ej relevant
Studerade variabler	pH, Alk, Kond, COD <sub>Mn</sub> , Färg, Turbiditet, SS, Glödrest, Fe, Mn, Al, Tot- N, Tot-P,	pH, Alk, Kond, COD <sub>Mn</sub> , SS, Färg, Tot-N, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, Tot-P, Fe, Mn, Al, Zn, Cu, Pb, Cd, Hg	Ej relevant
Provtagningsfrekvens	3-4 ggr/år (snösmältning, juni, juli, höst)	3 ggr/år (vår, sommar, höst)	Ej relevant
Vattenföringsmätning	Nej	Nej	Ej relevant
Mätning av sedimentation	Nej	4 stationer i nedströms liggande sjö, sedimentfallor, Al, Hg, SS	Ej relevant

Den vattenkemiska provtagningen utförs vid Stockås och Skallemossen 3-4 ggr/år med provtagning i huvudsak under produktionssäsongen. Vid Larstorp insamlas prov varannan månad under hela året d.v.s. 6 ggr/år (Tabell 1). Vattenföringen vid provtagningsstationerna mäts (Stockås) eller uppskattas (Larstorp) vid provtagningstillfällena. Vid Skallemossen skall pumparnas drifttid redovisas en gång per månad. Endast vid den senare anläggningen har man möjlighet att göra en skattning av hur stora vattenvolymer som årligen lämnar anläggningen. Den glesa provtagningsfrekvensen och brist på vattenföringsdata gör att man inte kan beräkna hur stor mängd av olika ämnen som lämnar anläggningen eller när det sker i tiden.

Även de kemiska variabler som ingår i mätprogrammen varierar påtagligt mellan torvtäkterna (Tabell 1). Gemensamt är dock att tillsynsmyndigheterna ansett det lämpligt att söka spåra anläggningarnas påverkan med avseende på surhetstillståndet (pH, alkalinitet [Alk]), närsaltnivåer (totalkväve [Tot-N] och totalfosfor [Tot-P] samt vid Skallemossen även ammoniumkväve [NH<sub>4</sub>-N] och nitratkväve [NO<sub>3</sub>-N]), vattnets färg (Färg) och grumlighet (Turbiditet) samt syretärande ämnen (kemisk syreförbrukning [COD<sub>Mn</sub>] eller totalt organiskt kol [TOC]). Vid Stockås och Skallemossen analyseras även variabler som belyser erosion (SS) och påverkan av metallerna järn [Fe], mangan [Mn] och aluminium [Al]. Vid Skallemossen analyserar man även påverkan av tungmetallerna zink [Zn], koppar [Cu], bly [Pb], kadmium [Cd] och kvicksilver [Hg].

Utsläppskontrollen skall bl.a. användas för att bedöma hur stor påverkan täktverksamheten har på recipienten, vilket innebär att den bör utformas så att man kan beräkna hur stor mängd miljöpåverkande ämnen som tillförs recipienten. Vid stora tidsmässiga variationer i halter och/eller vattenföring i dräneringsvattnet från tåkten bör provtagningen vara tämligen frekvent vad avser halter och/eller vattenföring. Vid begränsade variationer i halter och vattenföring kan antalet vattenkemiska prover vara lågt och vattenföringen uppskattas med hjälp av t.ex. den specifika avrinningen bestämd i nationella program.

Ovanstående slutsats vad avser provtagningsfrekvensen är även relevant då man beaktar jämförelser med tillståndsmyndighetens riktvärden. Dock att beakta, att vid gles provtagningsfrekvens finns det uppenbara risker för att riktvärdet överskrids, särskilt om detta är baserat på felaktiga grunder vad avser haltvariationen i dräneringsvattnet.

Utsläppskontroll, riktvärden etc. är ursprungligen utvecklade för att kunna hantera utsläpp från industrier, kommunala avloppsreningsverk etc. där utsläppen från anläggningen i all väsentlig del utgörs av ämnen tillförda från mänskliga aktiviteter. Vid sådana anläggningar behöver är det inte naturligt förekommande ämnen som belastar recipienten och enbart haltnivåer och mängder av dessa ämnen som utgör den baktade belastningen av miljöpåverkande ämnen. Dessa förekommer ju också utan verksamheten med torvbruk. Då verksamheten utgörs av torvtäkt, skogsbruk eller jordbruk är en del av ämnesförlusterna från marken ”naturliga” och inte kopplade till verksamheten i sig. För verksamhetsutövaren och tillsynsmyndigheten borde det därför vara av intresse att hålla reda på hur stor dessa båda delflöden är. Utsläppskontrollen vid Stockås är sannolikt upplagd för att söka skilja ut effekten av verksamheten från bidraget från den opåverkade mossen. Saknas mätningar från den opåverkade delen av avrinningsområdet kan man med stöd av schabloner göra skattningar av hur stor tillförseln från omlandet är. Detta angreppssätt används t.ex. av Naturvårdsverket för att skatta skogs- och jordbrukets ”utsläpp” av kväve och fosfor (Brandt och Ejhed 2003).

De ämnen som bör analyseras inom ramen för utsläppskontrollen ska givetvis vara kopplade till de potentiella miljöproblemen i recipienten. Analysprogrammen bör dock kompletteras

med andra variabler som kan ha stor betydelse för att förklara haltvariationen i tid och rum. Har man t.ex. ökande utgående mängder av någon av de båda kväveformerna nitrat och ammonium är det bra om man har analyserat syrgashalten och pH eftersom man då kan avgöra om ökningen beror på syrgasförhållandena och/eller påtagligt ändrat pH. Detta kan användas till att identifiera hur man skall åtgärda problemet i anläggningen.

Det är viktigt att man använder sig av samma analysmetoder inom både utsläpps- och recipientkontrollen. Inom utsläppskontrollen bestäms t.ex. halten organiskt material vanligtvis genom oxidation med en permanganatlösning ( $COD_{Mn}$ ) eller kromatlösning ( $COD_{Cr}$ ). Dessa metododer ger bara en bråkdel ( $COD_{Mn}$  ibland ned till 40%) av den totala halten organiskt kol (TOC). Normalt analyseras dock TOC inom ramen för recipientkontrollen samt den regionala och nationella miljöövervakningen av sjöar och vattendrag. Av det följer att tolkbarheten av analysresultaten minskar påtagligt när de kontrollprogrammen använder olika analysmetoder.

Ambitionsnivån vad avser utsläppskontrollen vid torvtäkter (likväl som vid andra anläggningar) bör vara kopplad till verksamhetens påverkan på recipienten och den ekologiska statusen i recipienten. Är vattenkvaliteten i recipienten god och/eller täktverksamhetens påverkan på recipienten försumbar i förhållande till andra källor så saknas miljömässiga argument för att utföra omfattande utsläppskontroll. En hög ambitionsnivå vad avser utsläppskontroll kan å andra sidan ha ett mervärde för verksamhetsutövaren även då miljömässiga argument saknas eftersom man då kan visa för allmänheten och tillsynsmyndigheten att påverkan är liten och att man håller god kontroll på detta.

Är däremot påverkan av täktverksamheten av väsentlig betydelse för recipientens möjlighet att uppnå god ekologisk status eller att det föreligger risk för att vattenkvaliteten kan försämrans i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten, bör givetvis ambitionsnivån för utsläppskontrollen vara högre särskilt med avseende på provtagningsfrekvens. Resultaten från utsläppskontrollen kan då, vid sidan om att belysa täktens påverkan på recipienten, användas som ett instrument för att spåra olika möjligheter att minska verksamhetens påverkan.

Tillsynsmyndighetens möjlighet att påverka ambitionsnivån både med avseende på utsläppskontrollen och recipientkontrollen styrs av 26 kap. 22§ miljöbalken och i författningskommentaren till detta avsnitt sägs följande: *”Undersökningen skall syfta till att tillförsäkra tillsynsmyndigheten fakta som underlag för bedömning av den individuella verksamheten eller åtgärden. Undersökningarna kan också krävas för att klarlägga om verksamheten eller åtgärden är hälso- eller miljöfarlig. Undersökningens omfattning skall bedömas med hänsyn till förhållandena i det enskilda fallet. Undersökningsplikten begränsar sig dock alltid till vad som behövs för att tillsynsmyndigheten skall kunna fullgöra sina skyldigheter. Kraven på utredning får dock inte vara orimliga och det kan föreligga skillnader i vad som anses rimligt beträffande olika typer av verksamheter. Verksamhetsutövaren kan dock inte åläggas att utföra undersökningar som utgör ren forskning (prop. 1997/98:45 del 2 s. 283).”*

I framtida undersökningar bör utsläpps- och recipientkontrolldata täkter bättre anpassas så att relevanta kemiska variabler ingår i mätprogrammen och hur ofta proven bör insamlas samt om det föreligger behov av mätningar av vattenföring i dräneringsvattnet från täkterna så att uttransporten av olika ämnen från anläggningarna kan beräknas och ställas i relation till flödena i recipienten.

## **Recipientkontrollens utformning vid täkterna**

Recipientkontrollen i vattendragen vid Stockås (utfördes under perioden 1990-96) och Skallemossen (pågående) är utformade som utsläppskontroll i dräneringsdikena med avseende på provtagningsfrekvens och analyserade ämnen (Tabell 1). Detta medför direkt jämförbarhet mellan de båda programmen. Provtagning inom recipientkontrollen utförs både upp- och nedströms täkterna, med syfte att kunna påvisa verksamhetens påverkan på vattendragen. I Stockås mäter man i Svartån vid en station uppströms och vid en lokal nedströms tåkten. I Skallemossen, som avvattnas till två vattendrag, har man två uppströmsstationer i olika grenar av Tillefärdsån och en i Kvarnbrobäcken. I båda åarna insamlas prov vid en station strax nedströms tåkten och innan utflödet i Tillefärdssjön där båda vattendragen mynnar. I sjön används sedimentfällor för att mäta sedimentationen av suspenderat material, Al och Hg under perioden från islossning till efterföljande höst. Vid Larstorp utförs, som tidigare nämnts, ingen recipientkontroll.

Den gleasa provtagningsfrekvensen och brist på vattenföringsdata gör att man inte kan beräkna hur stor mängd av olika ämnen som transporteras i vattendragen eller när det sker i tiden. Täkternas påverkan kan följaktligen bara beskrivas i termer av skillnader i halter och vid ett fåtal tillfällen (3-4 gånger) under året. Detta får anses otillfredsställande.

Recipientkontrollen skall användas för att bedöma hur stor påverkan täktverksamheten har på recipienten, vilket innebär att den bör utformas så att man kan beräkna täktverksamhetens bidrag jämfört med andra källor. Vid stora tidsmässiga variationer i halter och/eller vattenföring i recipienten bör provtagningen vara tämligen frekvent vad avser halter och/eller vattenföring. Vid begränsade variationer i halter och vattenföring kan antalet vattenkemiska prover vara lågt och vattenföringen uppskattas med hjälp av den kända specifika avrinningen.

De ämnen som bör analyseras inom ramen för recipientkontrollen bör givetvis vara kopplade till de potentiella miljöproblemen i recipienten. Analysprogrammen bör dock kompletteras med andra variabler som kan ha stor betydelse för att förklara haltvariationen i tid och rum, vilket kan innebära betydligt fler variabler än i utsläppskontrollen. Det är viktigt att man använder sig av samma analysmetoder inom både utsläpps- och recipientkontrollen (se ovan).

Ambitionsnivån vad avser recipientkontrollen bör vara kopplad till den samlade påverkan på recipienten och den ekologiska statusen i recipienten. Är vattenkvaliteten i recipienten god kan det enligt EU:s ramdirektiv för vatten räcka med den kontrollerande övervakningen som utförs vart 6:e år (se ovan). En högre ambitionsnivå kan å andra sidan ha ett mervärde för verksamhetsutövarna även då miljömässiga argument saknas eftersom man då kan visa för allmänheten och tillsynsmyndigheten att den egna verksamhetens påverkan är liten och att man håller god kontroll på detta.

Är däremot den samlade påverkan av samtliga uppströms verksamheter av väsentlig betydelse för recipientens möjlighet att uppnå god ekologisk status eller att det föreligger risk för att vattenkvaliteten kan försämrats i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten, bör givetvis ambitionsnivån för recipientkontrollen vara högre och operativ övervakning ( $\approx$  recipientkontroll) utföras. Naturvårdsverkets riktlinjer för bedömningar av miljökvaliteten i sjöar och vatten (NV rapport 4913) rekommenderar hur många prov och under hur lång tid de skall ha insamlats. Resultaten från recipientkontrollen kan även användas i källfördelningsmodeller, vilket är ett viktigt verktyg för att spåra olika möjligheter att minska påverkan från olika verksamheter i avrinningsområdet.

I framtida övervakning bör utsläpps- och recipientkontrolldata användas för att utvärdera om recipientkontroll är motiverad utgående från EU:s ramdirektiv för vatten och om det kan föreligga behov av kompletterande biologiska och/eller sedimentkemiska mätningar i recipienten. Om recipientkontroll är motiverad, vilka kriterier bör ligga till grund för valet av provtagningsstationer, vilka kemiska variabler bör ingå i mätprogrammet och hur ofta bör provtagningen utföras.

## Vattenkvalitet vid torvtäkterna

### Stockås

Utsläppskontrollen vid Stockås visar att täktverksamheten påverkar dräneringsvattnet både i positiv och i negativ riktning jämfört det vatten som dräneras från den opåverkade delen av mossen. Positivt är att dräneringsvattnet från tåkten i medeltal var mer välbuffrat och hade högre pH, något lägre halter slam, organiskt material, fosfor, järn och mangan än vad dräneringsvattnet från den orörda mossen hade. Negativt är att dräneringsvattnet i medeltal var något mer färgat och hade högre näringsnivå med avseende på kväve (Tabell 2). Grumligheten och aluminiumhalten varierade mellan de båda sedimentationsdammarna, varvid damm 1 uppvisade högre halter och damm 2 lägre halter än vattnet från mossen uppströms tåkten.

**Tabell 2.** Medelvärden på halter för olika ämnen analyserade inom ramen för utsläppskontrollen (U, perioden 2000-05) och recipientkontrollen (R, perioden 1990-96) i Svartån vid Stockås. Rött=klass 5, Orange=klass 4, Gul=klass 3, Grön=klass 2, Blå=klass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NV rapport 4913). Vattenkvaliteten bäst i klass 1 och sämst i klass 5.

Stockås	R-uppströms 1990-96, Stn 2056, Svartån, nedströms sjön Teen	U1 Uppströms tåkt, 2000-05	U2 Efter sedimenta- tionsdamm 1, 2000-05	U3 Efter sedimenta- tionsdamm 2, 2000-05	R-nedströms 1990-96, Stn 2058, Svartån, Kvistbron
Antal obs	26	19	19	19	26
pH	6,6	5,8	6,4	6,1	6,5
Alk mekv/l	0,11	0,12	0,21	0,20	0,12
Konduktivitet mS/m	7,9	4,4	6,8	5,8	6,8
Färgtal mgPt/l	62	640	718	667	87
Turbiditet FNU	0,5	12	19	7	2,4
SS mg/l	5,5	21	18	13	6,1
COD-Mn mg/l	12	110	98	93	15
*TOC mg/l	12	nd	nd	nd	16
NO <sub>3</sub> -N mg/l	0,10	nd	nd	nd	0,14
Kväve, totalt mg/l	0,55	1,53	3,38	3,08	0,64
Fosfor total µg/l	21	80	42	36	20
Fe mg/l	nd	5,6	3,2	1,8	nd
Mn µg/l	nd	0,17	0,07	0,06	nd
Aluminium Al	nd	0,88	1,79	0,56	nd

\*1993-96

Slutsatsen av utsläppskontrollen vid Stockås är att det är viktigt att jämföra påverkan från täktverksamheten med en opåverkad del av mossen så att tåktens inverkan på vattenmiljön

kan få en allsidig belysning och värdering. Verksamhetens eventuella fördelar bör vägas in då den negativa påverkan diskuteras.

Analysresultaten från recipientkontrollen och utsläppskontrollen vid Stockås är inte jämförbara eftersom resultaten (Tabell 2) insamlats under två olika tidsperioder. Man kan dock konstatera att haltnivåerna för flera ämnen avviker påtagligt mellan de båda mätprogrammen och att avvikelserna med stor sannolikhet inte kan förklaras av att de representerar skilda mätperioder. Mest påtagligt är den extremt höga färgen och den betydligt högre grumligheten, slamhalten, kvävehalten och fosforhalten i dräneringsvattnet från täkten jämfört med halterna i Svartån både uppströms och nedströms täkten. Den opåverkade delen av mossen har dock nästan lika höga halter som dräneringsvattnet från täkten, vilket innebär att Svartån sannolikt alltid haft betydande tillskott av dessa ämnen från torvmarker i området. Namnet Svartån indikerar påtagligt humusfärgat vatten redan då ån namngavs. Resultat från Svartån insamlade under åren 1909-14 vid Backa strax nedströms Skarhultamossen (Stockås) visar t.ex. att halten lösta organiska ämnen uppgick till ca 15 mg TOC/l och 4 mg SS/l (Eriksson 1929), d.v.s. på samma nivå som idag (Tabell 2).

De förhöjda halterna vid nedströmsstationen i Svartån jämfört med uppströms mossen/täkten indikerar dock att mossen och torvbrytningen påverkar vattenkvaliteten i recipienten, men det är inte klarlagt i vilken omfattning mossen relativt täktverksamheten bidrar. Enligt ovan kan noteras att vattnet från den orörda mossen (inlopp till täkt) hade delvis sämre vattenkvalité än vad utsläppspunkten från täkten hade. Orsaken kan också vara att vattenflödet från täkten är marginell jämfört med den i Svartån, vilket leder till en markant utspädning.

Slutsatsen av recipientkontrollen vid Stockås är att mätprogrammet tillsammans med utsläppskontrollen är väl utformad med avseende på stationsnätets utformning för att belysa täktverksamhetens påverkan på vattenkvaliteten i Svartån. Med ledning av mätdata från uppströms täkten kan man visa att täktens inverkan på vattenkvaliteten är tämligen liten och i vissa avseenden även positiv. Eftersom provtagningsfrekvensen är mindre än 12 ggr/år och vattenföringsdata saknas så kan inte vattenkvaliteten med avseende på fosfor och kväve bedömas utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för vattenkvalitet (Naturvårdsverket 1999).

### Skallemossen

Utsläppskontrollen vid Skallemossen medger inte möjlighet att analysera täktverksamhetens bidrag jämfört med den opåverkade delen av mossen, dvs. det finns inget uppströmsområde som skulle kunna ses som bakgrundsvärde. Man kan däremot utifrån recipientkontrollen jämföra ämneshalterna i dräneringsvattnet med tillståndet i Tillefärdsån (Tabell 3b) respektive Kvarnbrobäcken (Tabell 3b) uppströms och nedströms täkten. Påverkan från täktområdet indikerar även här både positiv och negativ påverkan på recipienten. Precis som i Stockås var dräneringsvattnet mer välbuffrat medan halterna kväve, fosfor och suspenderat material var betydligt högre, 1,5-4 ggr i medeltal, i dräneringsvattnet än i bäckarna. Halterna nedströms täkten påverkades dock endast marginellt (Fig. 3), vilket indikerar stor utspädning av tillförda ämnen. Såväl bäckarna och dräneringsvattnet från täkten hade mycket höga färgvärden och halter organiskt material. Variationen över tiden var stor för de flesta ämnena, exemplifierat med färg och totalfosfor i Tillefärdsån och dräneringsvattnet efter översilning (Fig. 3).

**Tabell 3a.** Medelvärden på halter för olika ämnen analyserade inom ramen för utsläppskontrollen (U) och recipientkontrollen (R) i Tillefärdsån vid Skallemossen under perioden 1999-2004. Rött=klass 5, Orange=klass 4, Gul=klass 3, Grön=klass 2, Blå=klass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999). Vattenkvaliteten bäst i klass 1 och sämst i klass 5.

Tillefärdsån	R11		R12		U3	U4	R2
	Uppströms täkt	Uppströms täkt	Efter sed.damm	Efter översilning	Nedströms täkt		
Antal obs	18	19	17	16	19		
pH	5,2	7,1	6,9	5,7	7,0		
Alk mekv/l	0,14	0,46	0,64	0,24	0,38		
Kond. mS/m	5,0	11,8	11,8	6,2	10,8		
Färgtal mgPt/l	539	188	378	626	291		
SS mg/l	3	4	10	7	5		
COD-Mn mg/l	53	19	44	68	28		
NH4-N mg/l	0,16	0,05	1,02	0,59	0,13		
NO3-N mg/l	0,17	0,34	0,21	0,04	0,28		
Kväve, total mg/l	1,07	0,81	2,03	1,72	1,01		
Fosfor, total µg/l	33	24	77	154	35		
Fe mg/l	3,2	1,4	2,7	4,2	1,9		
Mn µg/l	83	98	192	136	114		
Si mg/l	3,9	4,1	4,3	2,3	4,7		

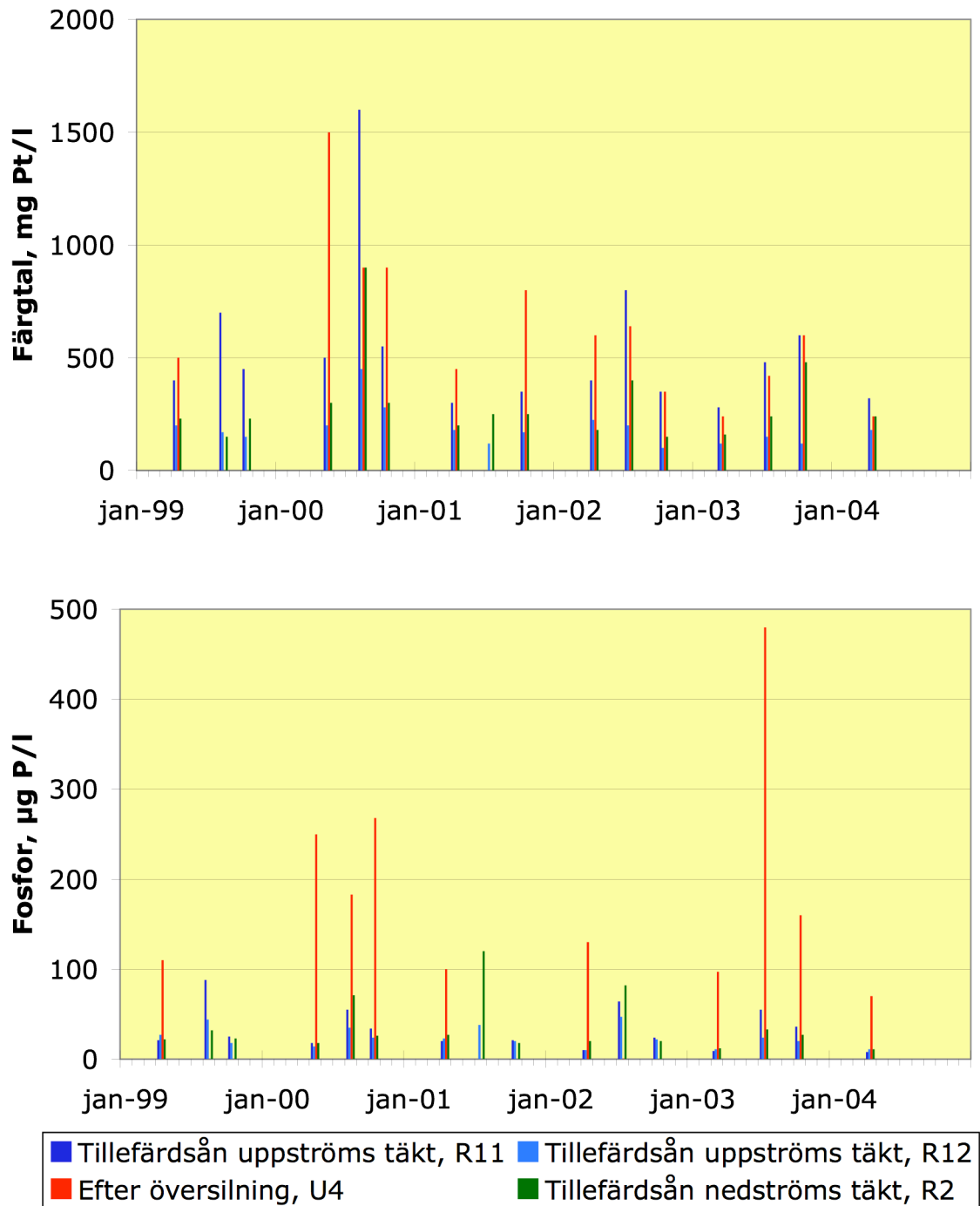
**Tabell 3b.** Medelvärden på halter för olika ämnen analyserade inom ramen för utsläppskontrollen (U) och recipientkontrollen (R) i Kvarnbrobäcken vid Skallemossen under perioden 1999-2004. Rött=klass 5, Orange=klass 4, Gul=klass 3, Grön=klass 2, Blå=klass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999). Vattenkvaliteten bäst i klass 1 och sämst i klass 5.

Kvarnbrobäcken	R3		U1	U2	R4
	Uppströms täkt	Efter sed.damm	Efter översilning	Nedströms täkt	
Antal obs	19	17	16	19	
pH	5,7	7,3	7,1	6,3	
Alk mekv/l	0,34	0,69	0,48	0,16	
Konduktivitet mS/m	5,7	14,2	12,0	6,7	
Färgtal mgPt/l	391	414	352	456*	
SS mg/l	12	13	21	5	
COD-Mn mg/l	41	46	45	51	
NH4-N mg/l	0,04	1,39	0,73	0,32	
NO3-N mg/l	0,08	0,29	0,59	0,09	
Kväve, totalt mg/l	0,86	2,79	2,53	1,20	
Fosfor, total µg/l	41	53	76	90	
Fe mg/l	3,0	4,0	5,1	3,5	
Mn µg/l	135	315	320	201	
Si mg/l	2,9	3,7	5,0	3,3	

\*En outlier på 9000 mg Pt/l ingår ej i medelvärdet.

Slutsatsen av recipientkontrollen vid Skallemossen är att mätstationernas placering tillsammans med utsläppskontrollen är väl utformad för att belysa mossens inklusive täktverksamhetens påverkan på vattenkvaliteten i Tillefärdsån och Kvarnbrobäcken. Man kan däremot inte separera bidraget från täkten respektive den opåverkade mossen. Med ledning av recipientdata från upp- och nedströms täkten kan man visa att täktens inverkan på vattenkvaliteten är tämligen liten (Fig. 3), och i vissa avseenden även positiv. Eftersom

provtagningsfrekvensen är mindre än 12 ggr/år och vattenföringsdata saknas så kan inte vattenkvaliteten med avseende på fosfor och kväve bedömas utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för vattenkvalitet (Naturvårdsverket 1999). Den stora variationen i t.ex. fosforhalt indikerar att provtagningsfrekvensen inom utsläppskontrollen borde utökas och att vattenföringen borde registreras.



**Figur 3.** Färgvärden (överst) (mg Pt/l) och fosforhalter (under) (µg P/l) i dräneringsvattnet efter översilningen från taktén vid Skalle mossen (U4) och i Tillefärdsån (R) under perioden 1999-2004.

## Larstorp

Utsläppskontrollen vid Larstorp medger inte möjlighet att analysera täktverksamhetens bidrag jämfört med den opåverkade delen av mossen och därtill saknas också recipientkontroll. Resultaten visar att dräneringsvattnet kan ha både positiva och negativa effekter på recipienten. Positivt är att dräneringsvattnet var tämligen väl buffrat och hade höga pH-värden, medan den kraftiga färgen, den höga halten organiskt material och den höga grumligheten får anses negativ (Tabell 4). De lägre halterna kväve och fosfor i dräneringsvattnet jämfört med Stockås och Skallemossen är intressant. Har blocktorvsproduktion mindre närsaltförluster än vad produktion av frästorv och stycketorv har? Alternativt är omgivningsförutsättningarna olika. Frågorna bör kunna besvaras av fortsatta undersökningar av torvtäktsområdets påverkan på vattenkvaliteten.

**Tabell 4.** Medelvärden på halter för olika ämnen analyserade inom ramen för utsläppskontrollen (U) vid Larstorp 1999-2003. Rött=klass 5, Orange=klass 4, Gul=klass 3, Grön=klass 2, Blå=klass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999). Vattenkvaliteten bäst i klass 1 och sämst i klass 5.

Larstorp	U1
	Dräneringsdike nedströms täkt
Antal obs	30
pH	6,8
Alk mekv/l	0,24
Konduktivitet mS/m	6,8
Färgtal mgPt/l	286
Turbiditet FNU	6
Syrgas mg/l	10,1
Syrgas %	84
TOC mg/l	21
NO <sub>3</sub> -N mg/l	0,17
Kväve, totalt mg/l	0,90
Fosfor, total µg/l	14

## Halterna av kväve, fosfor och suspenderat material

Det har tidigare nämnts att de nuvarande bedömningsgrunderna för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999) inte kan användas för att bedöma tillståndet med avseende på kväve och fosfor i de studerade recipienterna. Orsaken är att i vattendrag skall man använda arealförluster (mängder) istället för halter vid bedömningen, vilket innebär krav på vattenföringsdata och analyser av prover helst med månatlig frekvens. Det är troligt att i de nya bedömningsgrunderna, som håller på att utarbetas vid Naturvårdsverket, så kommer man att kunna klassificera vattnen enbart utifrån uppmätta halter. De nuvarande bedömningsgrunderna saknar klassificeringssystem med avseende på suspenderat material och det är osäkert om det kommer att inarbetas i de nya som håller på att arbetas fram.

Halterna för kväve, fosfor och suspenderat material ingick dock i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag som tillämpades fram till och med 1999 (Wiederholm 1989). Utgår man från detta klassningssystem finner man att Svartån klassas som måttligt näringsrik både med avseende på kväve och även fosfor samt med måttligt hög slamhalt. Dräneringsvattnet efter sedimentationsdammarna har enligt detta bedömningsystem mycket höga kvävehalter, näringsrikt tillstånd med avseende på fosfor och mycket höga slamhalter. Tillefärdsån och Kvarnbrobäcken vid Skallemossen anses enligt det äldre

bedömningssystemet ha höga kvävehalter, vara näringsrika till mycket näringsrika med avseende på fosfor och ha måttligt höga till höga slamhalter. Dräneringsvattnet efter översilning anses ha mycket höga kvävehalter, vara mycket näringsrikt och ha höga till mycket höga slamhalter. Dräneringsvattnet från Larstorp anses ha höga kvävehalter och vara måttligt näringsrikt med avseende på fosfor.

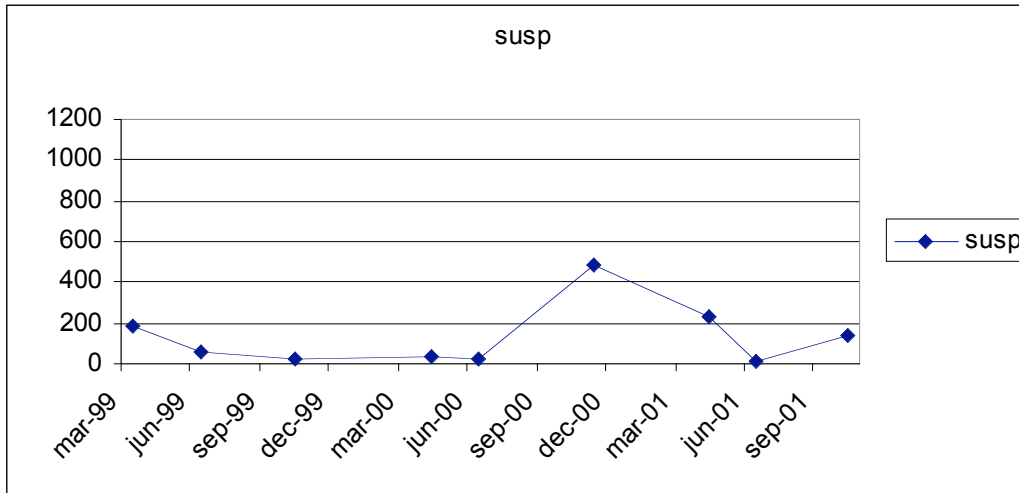
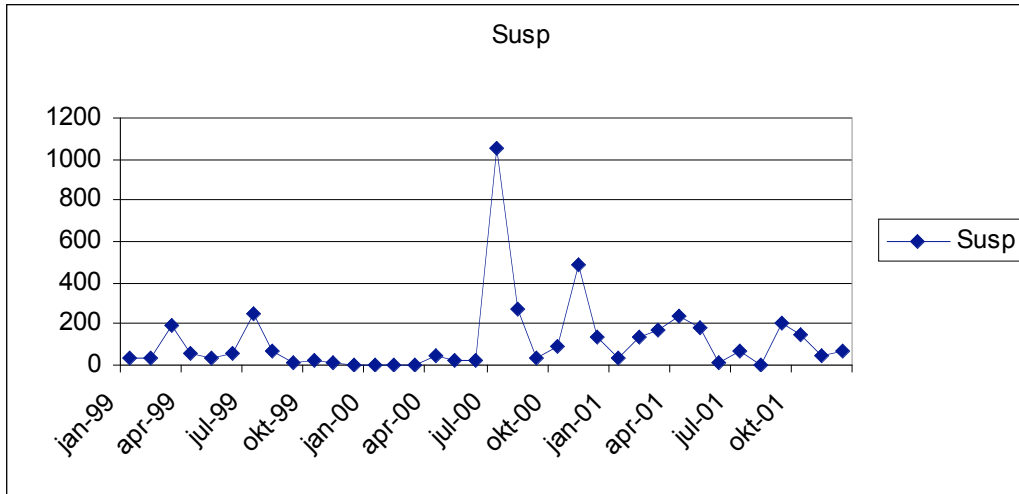
Dataunderlaget för att utforma klassningssystemet för suspenderat material i de gamla bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Wiederholm 1989) var tämligen begränsad och baserades på mätdata från Ljungan/Ljusnan, Gävleborgs län och Mälarens tillflöden. Utgående från ca 34 000 mätdata från betydligt fler mätstationer (IVM, SLU kemidatabas, [www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)) finner man att 90-percentilen, som användes som klassgräns mellan hög och mycket hög slamhalt i de gamla bedömningsgrunderna, skiljer påtagligt och att höga slamhalter är naturligt vanligare förekommande än vad klassningssystemet visar. I de gamla bedömningsgrunderna var 90-percentilen 12 mg SS/l medan den i det större datamaterialet var 20 mg SS/l (Tabell 5). De lägre klassgränserna förefaller rimliga, men det är möjligt att databasen vid SLU är överrepresenterad med mätdata från vattendrag i norra Sverige och/eller nedströms sjöar där slamhalterna normalt är låga.

Eftersom tillförseln av suspenderat material från torvtäkter sker via bäckar/diken bör dessa mätdata jämföras med mätdata från rinnande vatten utan stora sedimentationsbassänger uppströms i vattensystemen. För att ta fram relevanta riktvärden för torvtäkter kan, i fortsatta undersökningar, tillämpliga vattensystem extraheras fram från SLU:s databas och komplettera dessa med resultat från forskningsprojekt som studerat avrinningen från skog och myr i små bäckar, bl.a. från restaureringsundersökningar vid torvtakten Porla i Närke (Fig. 4 och Tabell 6).

**Tabell 5.** Klassgränser för suspenderat material (mg/l) enligt Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Wiederholm 1989) 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	2,5 mg SS/l, 25-percentil
3-6 mg SS/l, 70-percentil	Måttligt hög slamhalt	4,7 mg SS/l, 50-percentil
6-12 mg SS/l, 90-percentil	Hög slamhalt	9,5 mg SS/l, 75-percentil
>12 mg SS/l	Mycket hög slamhalt	20 mg SS/l, 90-percentil

Från tillsynsmyndighetens sida, och i paritet med intentionerna i EU:s ramdirektiv för vatten, föreligger det ett behov av recipientkontroll främst då verksamheten kan antas ha negativ inverkan på recipientens vattenkvalitet och då recipienten inte uppnår god ekologisk status. Utgående från en väl fungerande utsläppskontroll och kunskap om förhållandena i recipienten kan man på teoretiska grunder beräkna hur stor påverkan på recipienten är och om det föreligger ett behov av recipientkontroll. Från verksamhetsutövarens sida kan det dock finnas ett kompletterande behov av att kunna visa upp att företagets påverkan är låg eller försumbar. I det senare fallet skulle recipientkontrollen kunna vara frivillig.



**Figur 4.** Månadstransporter av SS vid stationen Porla RW 1999-2001 (kg SS/ha, år), visade för varje månad (överst) respektive då endast data från var fjärde månad (under) visas.

**Tabell 6.** Årstransporter av SS (kg/ha, år) vid stationen Porla RW under 1999-2001 beräknade på bestämningar av SS varje månad respektive då data från var fjärde månad använts för att beräkna årstransporten.

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

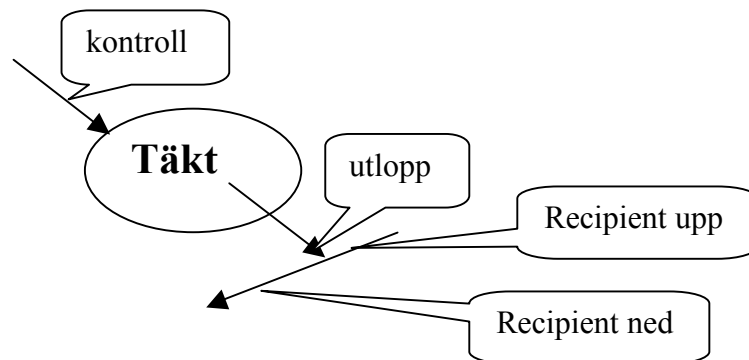
I framtida undersökningar bör det även följas upp vilka konsekvenser de kommande bedömningsgrunderna för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag kommer att ha med avseende på pH,

alkalinitet, vattenfärg, turbiditet, organiskt material, fosfor och kväve för bedömningen av vattenkvaliteten i recipienterna till de torvtäkter.

I en framtida utvärdering bör databasen med suspenderat material vid Institutionen för vatten och miljö, SLU utvärderas med syfte att belysa typiska haltnivåer i avrinningsområden dominerade av fjäll, skog, myr respektive åkermark. Slamhaltens variation under året bör också belysas. Resultaten från denna utvärdering, i kombination med data från forskning i skogs- och myrområden samt ett antal torvtäkter, kan utgöra underlag för diskussioner med Naturvårdsverket och tillsynsmyndigheterna om lämpliga nivåer på riktvärden för slamhalt och andra ämnen i dräneringsvattnet från torvtäkter med olika produktionsinriktning. Resultaten skall även kunna utgöra underlag vid ett eventuellt utarbetande av Allmänna Råd för torvtäkt.

### Förslag på grundläggande design av kontrollprogram

Lämpligt vid designen är att utgå från avrinningsområdesperspektivet. Det förutsätts då i det enkla fallet att torvtäktområdet utgör en del av det avrinningsområde som avvattnas till en recipient av vattenkvalitetsvärde. Vid praktiskt täktverksamhet avskiljs ofta själva täktområdet från eventuellt genomströmmande vatten från större uppströms avrinningsområde. Det enskilda täktområdet kan ha en mindre tillrinnande bäck men vattnet i denna avleds ofta runt själva täktområdet. Däremot finns diffust grundvatteninflöde, som tillsammans med nederbördsöverskottet ( $R=P-E$ )\* lämnar täkten som utloppsvatten, i regel via sedimenteringsbassäng (utlopp). Detta vatten når förr eller senare en recipient och i denna bedöms den viktigaste miljöpåverkan (recipientkontroll) (Fig. 5).



**Figur 5.** Bild visande kontrollprogram; opåverkat inlopp (kontroll), avloppsvatten från täkten (utlopp), kontrollpunkt i recipienten (Recipient upp) och påverkanspunkt i recipienten (Recipient ned).

\*  $R$  = avrinning,  $P$  = nederbörd,  $E$  = avdunstning

Det finns såväl tidsmässiga som geografiska aspekter att beakta i kontrollprogrammet. Avseende *tid* är det givet att uppgifter om berörda vatten såväl ur kontroll- som påverkanssynpunkt finns för ett par år innan tekten tas i anspråk. Antal provtagningar i tid är betydelsefulla. Lämpligt kan vara månadsbas men än hellre två gånger per månad. Detta måste dock beaktas mot relevansen i resultaten och den kostnad som uppstår. Troligen är ett rutinprogram med klart reducerad intensitet väl gångbart. För att nå dit bör ovan skisserade undersökande program genomföras med intensivare provtagning under ett par år och utvärdering mot bakgrund av ett glesare program. I detta ligger också val av variabler för kriteriebedömningar. Kanske ett lämpligt antal provtagningar är 3-4/år med beaktande av högvattensituationer, särskilt under produktionssäsong.

### **Slutsats**

Kontrollprogram för att följa upp och dokumentera de areella näringarnas effekter på vattenkvaliteten behövs som en del i den ordinära verksamheten. Torvtäkt medför ett relativt intensivt nyttjande av ett landområde där uppenbara förändringar i avrinningsområdet blir följden. Det är då lämpligt att anpassa ett övervakningsprogram som kan ge svar på vilken påverkan verksamheten har och vilka konsekvenser som uppstår i nedströms recipient. Uppföljningen bör vara anpassad till EU:s Vattendirektiv.

Denna förstudie har genomförts för att belysa hur ett övervakningsprogram kan vara utformat kopplat till olika föreskrifter som t.ex. EU:s vattendirektiv och för att utveckla förslag till utsläppskontroll och recipientkontrollprogram för torvtäktverksamhet. Förslagen förväntas ligga som grund för fördjupade undersökningar om vattenkvalitetsfrågor i samband med torvtäkt.

Studien visar att nuvarande kontrollprogram ofta har olika design både vad avser rumslig som tidsmässig utformning. Detta medför olika möjligheter att utvärdera utsläpp från tekten och dess påverkan på nedströms vatten. En fördjupad studie för att utveckla denna design föreslås.

Vi föreslår ett nytt projekt som syftar till att ta fram lämpliga kontrollsystem avseende såväl utformning i tid och rum som undersökta variabler. De nya resultaten förväntas ligga till grund för när företag ansöker om tillstånd för torvtäkt och för myndigheternas bedömningar av vattenfrågor i samband med verksamheten.

### **Tillkännagivande**

Denna förstudie har kunnat genomföras vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) genom stöd från universitetet och särskilt organisationen TorvForsk.

### **Referenser**

CLRTAP, 2009. Report of the Working Group on Effects on the 28th session.  
ECE/EB.AIR/WG.1/2009/2. Geneva.

Eriksson, J.V., 1929. Den kemiska denudationen i Sverige. SMHI Rapport Volym 5, nr 3, Stockholm.

Löfgren, S., Ring, E., von Brömssen, C., Sörensen, R. & Högbom, L. 2009. Short-term effects of forest harvesting on water chemistry in two boreal streams in northern Sweden – a paired catchment study. *Ambio* 38(7):347-356.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913, 101 pp.

Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon - En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverkets handbok 2007:4. ISBN 978-91-620-0147-6.s

NFS 2008:1 Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. ISBN 1403-8234, 116 pp.

Wiederholm, T. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument. 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Naturvårdsverket Rapport 3627

[www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se); 2009-12-03

[www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se): 2009-12-17

---

---

Utformningen av kontrollprogram vid olika torvtäkter skiljer sig åt, Bedömningen av täktverksamhetens påverkan på recipienterna varierar också. Från tre utvalda täkter har kontrollprogrammen utvärderats. Resultaten visar att det är viktigt att skilja på utsläppskontroll, som direkt rör torvtäktobjektet och recipientkontroll, som relateras till konsekvenser i nedströms vattendrag där utsläppsvattnet från tükten belastar vattenkvalitén. Detta är en redovisning av Etapp 1 av projektet.

---

Rapporten kan beställas från:

**TorvForsk**  
Torsgatan 12  
111 23 Stockholm  
marie.kofodhansen@torvforsk.se

eller laddas ned från [www.torvforsk.se](http://www.torvforsk.se)



**TorvForsk**  
Stiftelsen Svensk Torvtäktforskning