



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W12 005

Examensarbete 30 hp  
Februari 2012

# Reningseffekt i dämnd dagvattentunnel i Märsta, Sigtuna kommun

Pollutant removal in a dammed stormwater  
tunnel in Märsta, Sigtuna municipality

---

Andrea Ahlman

## REFERAT

### Reningseffekt i dämd dagvattentunnel i Märsta, Sigtuna kommun

*Andrea Ahlman*

Det vatten som avrinner från hårdgjorda ytor, så kallat dagvatten, innehåller ofta en mängd olika föroreningar, så som tungmetaller och näringsämnen, som kan göra stor skada om vattnet inte renas innan det når recipienten. Ett vanligt sätt att rena detta vatten är genom öppna system, som dammar och våtmarker, eftersom de fungerar både som flödesutjämnare och som sedimentationsmagasin.

I Steningedalen, Märsta, finns en dagvattenanläggning med dammar och översilningsytor, vars syfte är att rena dagvatten från ett avrinningsområde på ca 7200 ha. Vattnet leds till dammarna via en dagvattentunnel vars primära syfte var att leda vattnet förbi Märsta centrum. Tunneln är ca 3100 m lång, sprängd och delvis i betong, och har ett skibord installerat i tunnelmynningen med syfte att skapa ett sedimentationsmagasin samt att vid höga flöden leda vattnet förbi dammarna direkt till Märstaån. I denna studie har reningseffekten av denna dagvattentunnel utretts. Detta har gjorts genom provtagning av vattnet i två punkter i tunneln, den ena belägen ca 1 km uppströms tunnelmynningen och den andra i tunnelmynningen. Analyser med avseende på tungmetallerna bly, kadmium, krom, koppar, nickel och zink samt näringsämnet fosfor har därefter genomförts. Även halten suspenderat material och vattnets partikelstorleksfördelning har undersökts. För att komplettera vattenanalyserna har även tungmetall- och fosforhalten i sedimenten vid provpunkterna analyserats och sedimentmäktigheten mätts.

Resultaten av vatten- och sedimentprovtagningen visar bland annat att halterna av tungmetaller i vattnet generellt är relativt höga. Speciellt zink återfinns i höga halter både i vattnet och i sedimenten och överskrider det av Naturvårdsverket uppsatta gränsvärdet för lösta halter i vatten. Vidare är fosforhalterna, enligt Naturvårdsverkets klassning för sjöar och vattendrag, extremt höga vid högt flöde och höga vid lågt flöde i tunneln. Resultaten av filtreringsanalyserna visar på att partikelstorleken i vattnet är generellt mycket liten, vilket innebär att andelen partiklar som är stora nog att sedimentera också är mycket liten. Sedimentmäktigheten är dock högre i slutet av tunneln, vilket visar att sedimentationen ökar med ett minskat avstånd till tunnelmynningen. Detta beror sannolikt på att det installerade dämmet leder till en minskad vattenhastighet genom en ökning i tvärsnittsarea, vilket i sin tur leder till förbättrade förutsättningar för sedimentation. Resultaten visar vidare att halterna av tungmetaller och fosfor i dagvattnet inte skiljer sig avsevärt mellan provpunkterna vid lågt flöde i tunneln. Vid högt flöde är halten av tungmetaller och fosfor dock lägre vid tunnelmynningen jämfört med den övre provtagningspunkten, vilket tyder på att det sker en viss avskiljning i tunneln, sannolikt genom sedimentation av partikelbundna föroreningar.

Därmed dras slutsatsen att tunnelns senare del uppvisar en god avskiljning av föroreningar vid ett relativt högt flöde, men att avskiljningseffekten minskar vid lägre flöden, vilket kan förklaras genom att partiklarna i vattnet generellt är mycket små men att både mängden partiklar och partikelstorleksfördelningen ökar vid högre flöden.

**Nyckelord:** Dagvatten, dagvattentunnel, sedimentation, tungmetaller, fosfor, partikelstorlek, vattenprovtagning, sedimentprovtagning, reningseffekt

*Institutionen för Geovetenskaper, Luft-, Vatten och Landskaplära. Uppsala Universitet.  
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA  
ISSN 1401-5765*

## **ABSTRACT**

### **Pollutant removal in a dammed stormwater tunnel in Märsta, Sigtuna municipality**

*Andrea Ahlman*

Stormwater often contains a variety of pollutants such as heavy metals and nutrients that can cause great damage if the water is not treated before it reaches the recipient. A common way to decontaminate this water is through open systems such as ponds and wetlands since they both act as a sedimentation tank and also create a more steady flow.

In Steningedalen, Märsta, there is a constructed wetland system designed to clean stormwater from a catchment of about 7200 ha. The water is channeled to the ponds via a stormwater tunnel whose primary purpose was to carry water past the center of Märsta village. The tunnel is about 3100 m long, partially in concrete, and has a weir installed in the end of the tunnel. The purpose of the weir is partly to create a sedimentation basin and partly to channel water past the wetland system when high flows occur. In this study, the treatment effect of this stormwater tunnel is investigated. This has been carried out by sampling the water at two points, one about 1 km away from the end of the tunnel, and the other at the end of the tunnel, with subsequent analysis for the heavy metals lead, copper, cadmium, chrome, nickel and zinc as well as the nutrient phosphorus. Also, the concentration of suspended matter and the particle size distribution of the stormwater has been investigated. To supplement the water analysis, heavy metals and phosphorus in the sediments were analysed and thickness of the sediment was also measured.

The result of the water and sediment sampling shows that the levels of heavy metals in the water are generally relatively high. Zinc in particular, is found at high concentrations both in water and in sediments and exceeds the Environmental Protection Agency's limit. Phosphorus levels are also, according to the Environmental Protection Agency's classification of lakes and streams, extremely high at high flow rates and high at low flow rates in the tunnel. The results also show that the concentrations of heavy metals and phosphorus in surface waters do not differ significantly between the sampling points at low flow rates in the tunnel. At high flow rates, however, a reduced level of both heavy metals and phosphorus was detected in the end of the tunnel, which indicates that the level of these pollutants decreases with distance from the inlet due to sedimentation in the tunnel.

Sediment thickness is greater at the end of the tunnel, which indicates that sedimentation increases towards the outlet of the tunnel which most likely is due to fact that the installed weir slows down the flow rates and creates a sedimentation basin. However, the results of the particle size distribution analysis show that the fraction of particles large enough to settle is very small.

Thus it is concluded that the later part of the tunnel shows a relatively good separation capability at high flow rates, but the separation effect is reduced at lower flow rates, which can be explained by the small size of the particles in the water.

**Keywords:** Stormwater, stormwater tunnel, sediment, heavy metals, phosphorus, particle size distribution, stormwater sampling, sediment sampling, pollutant removal

*Department of Earth Sciences. Program for Air, Water and Landscape Sciences.  
Uppsala University. Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA  
ISSN 1401-5765*

## **FÖRORD**

Detta arbete har genomförts som ett avslutande moment på Civilingenjörsutbildningen i Miljö- och Vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 hp och har utförts på företaget WRS Uppsala AB på uppdrag av Sigtuna kommun. Ämnesgranskare har varit Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, på Geocentrum i Uppsala och handledare på WRS Uppsala AB har varit Jonas Andersson.

Jag vill börja med att tacka min handledare Jonas Andersson på WRS för ett roligt och varierande examensarbete men även Sophie Gunnarsson på WRS för all hjälp vid sedimentprovtagningen. Jag vill också rikta ett stort tack till Stefan Bertilsson och Jan Johansson på limnologilaboratoriet vid Uppsala Universitet för handledning, givande diskussioner och tillgång till material vid mina vattenanalyser. Vidare vill jag tacka Carmen Vega på Geocentrum för hjälp med fosfatanalyser. Till sist vill jag tacka min ämnesgranskare Roger Herbert för snabb och värdefull feedback samt min examinator Allan Rodhe för råd och hjälp med utlåning av material till flödesmätning.

Andrea Ahlman  
Uppsala, februari 2012

Copyright © Andrea Ahlman och Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet.  
UPTEC W12 005, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2012.

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

## Undersökning av reningseffekt i dämd dagvattentunnel i Märsta, Sigtuna kommun

*Andrea Ahlman*

Det vatten som avrinner efter regn eller snösmältning från hårdgjorda ytor, som till exempel vägar och tak, kallas dagvatten. Dagvattnet innehåller ofta en mängd olika föroreningar så som tungmetaller, oljor och näringsämnen. Dessa föroreningar kan göra stor skada i naturen om vattnet inte renas innan det når recipienten.

Ett vanligt sätt att rena dagvattnet innan det rinner ut i sjöar och vattendrag är genom öppna system, som dammar och våtmarker. Dammar och våtmarker fungerar bra som renare eftersom de lugnar ner flödet. Att vattenhastigheten minskar beror på att dammarna oftast har en större tvärsnittsarea än till exempel en bäck eller en å. Ett lugnare flöde innebär att de partiklar som finns i vattnet kan sjunka till botten av dammen eller våtmarken. Eftersom föroreningarna i dagvattnet ofta är bundna till partiklarna, innebär detta att även en del av föroreningarna sjunker till botten och vattnet som tillslut lämnar systemet är då renare.

I Steningedalen, Märsta, finns en dagvattenanläggning med dammar vars syfte är att rena dagvatten från ett avrinningsområde på ca 7200 hektar. Vattnet leds till dammarna via en tunnel vars primära syfte var att leda vattnet förbi Märsta centrum. Tunneln är ca 3100 meter lång, sprängd och delvis i betong och har en fördämning som vattnet kan rinna över installerat i tunnelmynningen. Syftet med fördämningen är att skapa ett sedimentationsmagasin så att partiklarna i vattnet kan sjunka till botten samt att det hjälper till att leda delar av flödet förbi dagvattensystemet vid för höga flöden, genom att låta vattnet brädda över fördämningens överkant och direkt till Märstaån. I detta examensarbete har reningseffekten, det vill säga hur väl föroreningar avskiljs, av denna dagvattentunnel utretts. Reningseffekten kan beräknas genom att ta vattenprover på två olika ställen och sedan ta differensen på uppmätta mängder av föroreningar mellan dessa provpunkter för att se hur mycket som försvinner däremellan.

I tunneln valdes därför två provpunkter ut där provtagning av vattnet i tunneln har utförts. Den ena punkten var belägen ca 1 km uppströms tunnelmynningen och den andra låg precis i tunnelmynningen. Därefter har vattnet analyserats på laboratorium med avseende på tungmetallerna kadmium, krom, nickel, bly och zink samt näringsämnet fosfor. Även halten suspenderat material, det vill säga hur mycket partiklar som finns lösta i vattnet, och partikelstorleksfördelningen på partiklarna i vattnet har undersökts. För att komplettera vattenanalyserna har även tungmetall- och fosforhalten i sedimenten vid de två provpunkterna analyserats och sedimentmäktigheten, det vill säga hur tjockt lagret av sediment på botten var, mätts. Även flödet i tunneln har beräknats. Flödet har används tillsammans med analysresultaten, som ger föroreningarnas koncentrationer, till att beräkna hur stor mängd föroreningar som transporteras i tunneln under ett dygn.

Resultaten av analyserna av vatten- och sedimentprovtagningen visar bland annat att halterna av tungmetaller i dagvattnet generellt är relativt höga. Speciellt tungmetallen zink finns i höga halter både i vattnet och i sedimenten och överskrider det av Naturvårdsverket uppsatta gränsvärdet för gruppen särskilt förorenande ämnen. Halterna av näringsämnet fosfor är, enligt Naturvårdsverkets klassning för sjöar och vattendrag, extremt höga vid högt flöde och höga vid lågt flöde i tunneln.

Resultaten visar vidare att halterna av tungmetaller och fosfor i dagvattnet är relativt lika vid båda provpunkterna vid lågt flöde i tunneln. Vid högt flöde är halten av tungmetaller och fosfor dock lägre vid tunnelmynningen jämfört med den övre provtagningspunkten. Detta

tyder på att partiklar med kemiskt bundna föroreningar har sjunkit till botten mellan den övre och nedre provpunkten vilket tyder på att det sker en viss avskiljning i tunneln.

Resultaten från undersökningen av storleksfördelningen på partiklarna i vattnet visar på att partiklarna i vattnet generellt är mycket små. Största delen av partiklarna i vattnet är till och med för små och för lätta för att kunna sjunka till botten. Detta innebär att andelen partiklar som är stora nog att sedimentera också är mycket liten. Sedimentmängden är dock högre i slutet av tunneln, vilket visar på att sedimentationen ökar med ett minskat avstånd till tunnelmynningen. Detta beror sannolikt på att den installerade fördämningen, i kombination med att tunnelns tvärsnittsarea ökar i slutet, leder till en minskad vattenhastighet. En minskad vattenhastighet leder i sin tur till förbättrade förutsättningar för sedimentation då partiklarna stannar längre i systemet och får tid att sjunka.

Därmed dras slutsatsen att föroreningar i vattnet avskiljs med relativt god effektivitet då mycket vatten flödar i tunneln och att tunnelns senare del därmed uppvisar en relativt god avskiljning av föroreningar. Detta beror sannolikt på att det vid ett högre flöde finns mer och större partiklar i vattnet som då kan sjunka till botten längs tunnelns sträckning. Avskiljningseffekten minskar dock vid lägre flöden då vattnet innehåller mindre lösta partiklar som generellt är mycket små och därför inte kan sedimentera.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT .....	i
ABSTRACT .....	ii
FÖRORD .....	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING .....	iv
1 INLEDNING .....	1
1.1 Bakgrund till projektet .....	1
1.2 Syfte .....	2
1.3 Avgränsningar .....	2
2 OMRÅDESBESKRIVNING .....	3
2.1 Steningedalens dagvattenanläggning .....	3
2.2 NOS-projektet och tidigare provtagning .....	4
3 TEORI .....	5
3.1 Föroreningar i dagvatten .....	5
3.1.1 Tungmetaller .....	5
3.1.2 Fosfor .....	8
3.2 Transport av föroreningar .....	8
3.2.1 Tungmetaller .....	9
3.2.2 Fosfor .....	10
3.3 Deposition av partikulärt bundna föroreningar .....	10
3.3.1 Aggregering av kolloider .....	10
3.3.2 Sedimentering .....	12
4 METODER .....	13
4.1 Provtagningsplan .....	13
4.2 Vattenföringsmätningar .....	14
4.2.1 Vattenföringsmätning i tunneln .....	14
4.2.2 Vattenföringsmätning i bäcken .....	16
4.3 Provtagning .....	17
4.3.1 Vatten .....	17
4.3.2 Sediment .....	18
4.3.3 Sedimentmäktighet .....	18
4.4 Analyser .....	19
4.4.1 Vatten .....	20
4.4.2 Sediment .....	23
4.5 Avskiljning av tungmetaller och fosfor .....	23
5 RESULTAT .....	24
5.1 pH, syrgashalt, konduktivitet och temperatur .....	24
5.2 Flödesberäkningar .....	25
5.2.1 Nederbörd under provtagningen .....	25
5.2.2 Flödet i tunneln .....	25
5.2.3 Bäckens flödesbidrag .....	26
5.3 Analysresultat .....	26
5.3.1 Partikelstorleksfördelningen i vattnet .....	26
5.3.2 Fosfor i vattnet .....	28
5.3.3 Tungmetaller i vattnet .....	28
5.3.4 Sedimentens mäktighet .....	29

5.3.5	Sedimentdensitet, torrsubstans och innehåll av organiskt material.....	31
5.3.6	Fosfor och tungmetallinnehåll i sediment .....	31
5.4	Avskiljning av föroreningar.....	32
5.5	Olika flödessituationers påverkan .....	34
5.5.1	Höga flödessituationer.....	34
5.5.2	Låga flödessituationer .....	34
6	DISKUSSION.....	36
6.1	Flöden .....	36
6.2	Suspenderat material och partikelstorleksfördelning .....	36
6.3	Tungmetaller.....	37
6.4	Fosfor.....	38
6.5	Sediment .....	38
6.6	Avskiljning av föroreningar.....	40
6.7	Olika flödessituationers påverkan .....	40
6.8	Felanalys.....	40
7	SLUTSATS.....	42
8	REFERENSER .....	43
	Bilaga 1 – Beräkningar.....	46
	Bilaga 2 – Tabeller .....	47
	Bilaga 3 – Provpunkt 2.....	50

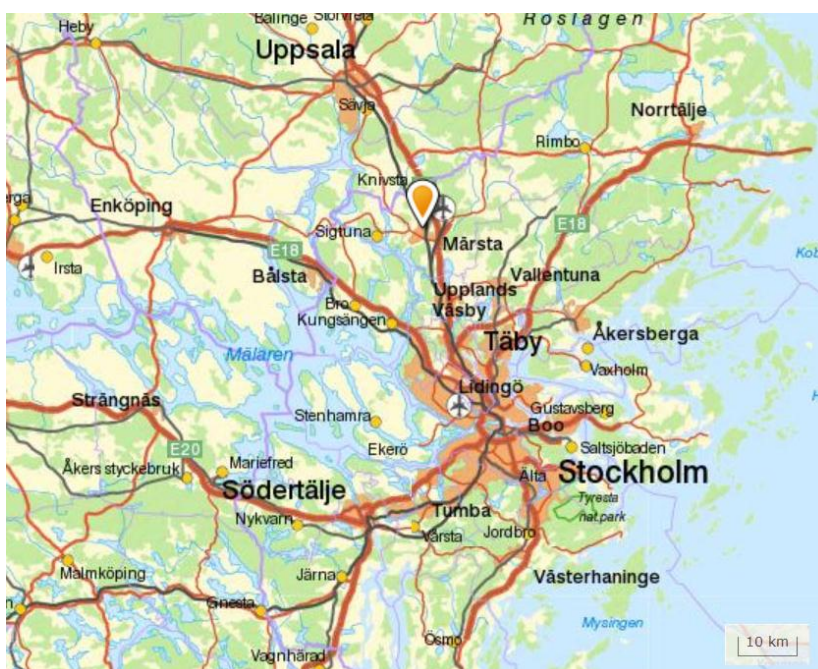


# 1 INLEDNING

## 1.1 BAKGRUND TILL PROJEKTET

Dagvatten kan definieras som det vatten, som regn-, smält- och spolvatten, som avrinner från ytor och, som via diken eller ledningar, rinner ut i sjöar, vattendrag eller leds till avloppsreningsverk (Stockholm Vatten, 2011). Detta vatten innehåller ofta en mängd olika föroreningar som till exempel tungmetaller, näringsämnen och giftiga kolväten som kan göra stor skada i naturen om ingen rening av dagvattnet utförs innan det når recipienten. Öppna system, som dammar och våtmarker, är ett vanligt sätt att rena dagvatten då de fungerar både som flödesutjämnare och som sedimentationsmagasin.

I Steningedalen, Sigtuna kommun, se Figur 1, finns en dagvattenanläggning som tar emot och renar dagvatten från ett stort avrinningsområde innan vattnet sedan når recipienten Mälaren.



Figur 1. Steningedalens läge i förhållande till Stockholm och Uppsala (Lantmäteriet, 2012).

I ett projekt som kallades NOS-dagvatten, och som var ett samarbete mellan Stockholms norrortskommuner, undersöktes bland annat den öppna anläggningen som hör till Steningedalens dagvattensystem. Projektet syftade till att öka kunskaperna om dagvattnets föroreningsmängder, dagvattenanläggningarnas funktion samt hur denna borde utvärderas. Resultaten av undersökningarna av dammarna visade att det vatten som kommer till dammarna i Steningedalen innehöll relativt låga partikelhalter (Andersson m.fl., 2012). Detta indikerar att en del partiklar med stor sannolikhet avskiljs redan i den tunnel som leder dagvattnet till dammarna. Dagvattentunneln, vars primära syfte var att leda Märstaån runt Märsta centrum, är ca 3100 meter lång och ca 6,5 meter i diameter och tillförs dagvatten från ett flertal olika dagvattenledningar och bäckar längs dess sträckning. I tunnelmynningen finns ett skibord som dämmer upp vattnet samt skapar ett överfall för mätning av flödet.

Då den öppna anläggningens reningseffekt redan är undersökt är det, för att kunna uppskatta dagvattensystemets sammantagna reningseffekt, önskvärt att kvantifiera den avskiljning av föroreningar som sker i tunneln som leder vattnet till dammarna. Examensarbetet skall fungera som underlag till Sigtuna kommun i deras utvärdering av dagvattentunnelns funktion.

## 1.2 SYFTE

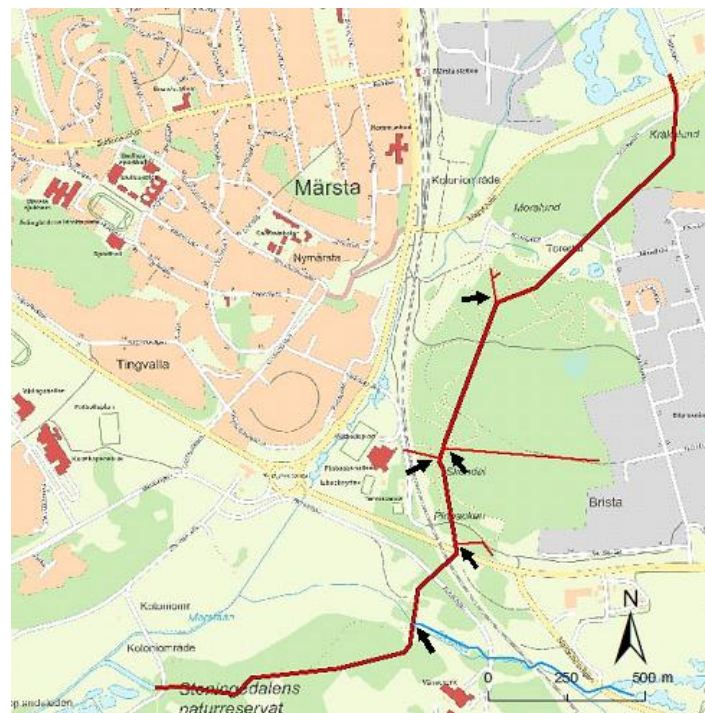
Det övergripande syftet med examensarbetet var att fastställa reningseffekten av den tunnel som leder vattnet till Steningedalens dagvattenanläggning.

Specifika mål var att sammanställa information om dagvatten och de processer som kan äga rum i dagvatten, mäta halter av föroreningar i vattnet och sedimenten samt att analysera vattnets partikelhalt och partikelstorleksfördelning. Andra specifika mål var att mäta sedimentmängdigheten och att mäta flödet i tunneln.

## 1.3 AVGRÄNSNINGAR

Föroreningarna i dagvatten är många, men då detta examensarbete syftar till att i första hand undersöka avskiljning av föroreningar i dagvattentunneln till följd av sedimentationsprocesser, kommer endast avskiljningen av de sex vanligaste tungmetallerna i dagvatten samt näringsämnet fosfor att undersökas. Eftersom de biologiska processerna, som nitrifikation, denitrifikation och växtupptag, är av störst betydelse vad gäller avskiljning av kväve har detta ämne uteslutits ur studien.

Då dagvattentunneln i Steningedalen tillförs vatten från ett flertal dagvattenledningar och diken längs dess sträckning, enligt Figur 2, och eftersom flera av dessa var otillgängliga för provtagning, beslutades att provtagning inte skulle ske i tunnelns början utan i stället i den sista tillgängliga brunnen innan tunnelmynningen. Detta innebär att endast den senare delen av tunneln studerades. Beslut togs dels på grund av svårigheten att provta, dels på grund av att det är rimligt att anta att det inte genom enbart provtagning i in- och utlopp går att komma fram till ett realistiskt resultat av avskiljningen av föroreningar i hela tunneln. Det går dessutom inte att göra antaganden om vad som händer i tunneln då så många tillflöden kopplas på längs dess sträckning. Teoretiskt sett kommer den största depositionen av partiklar att ske i slutet av tunneln eftersom dämnet vid tunnelmynningen har skapat ett sedimentationsmagasin.



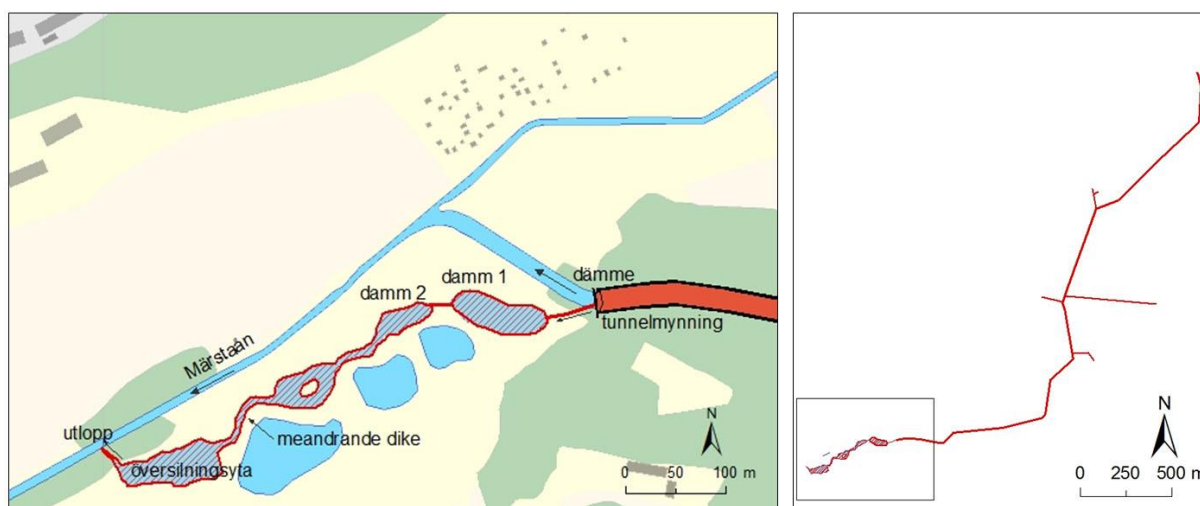
Figur 2. Tunnelns utsträckning i rött och de flöden som tillkommer längs dess sträckning markeras i smalare röda sträck samt pilar. © Lantmäteriet Gävle 2011. Medgivande I 2011/0100. Data över dagvattennätet har tillhandahållits av Sigtuna kommun.

## 2 OMRÅDESBESKRIVNING

### 2.1 STENINGEDALENS DAGVATTENANLÄGGNING

Steningedalens dagvattenanläggning byggdes 2005 och togs i drift 2006. Mindre ombyggnationer och justeringar har därefter skett för att förbättra anläggningens funktion. Syftet med dagvattenanläggningen är dels att återskapa vattenmiljöer, dels att rena dagvattnet innan vattnet når recipienten, Mälaren (Sigtuna kommun, 2011). Området runtomkring är naturreservat.

Steningedalens dagvattenanläggning tar emot dagvatten från Märsta, delar av Valsta och från Arlanda och består dels av en sprängd bergtunnel, delvis i betong, som leder Märstaån<sup>1</sup> förbi Märsta centrum, dels av en öppen dagvattenanläggning (dammar, diken och översilningsyta i serie) som tar emot ett delflöde av Märstaån. Dagvattnet leds via en ledning från tunnelmynningen till två seriella dammar på 2800 m<sup>3</sup> respektive 1400 m<sup>3</sup> och därefter vidare till ett meandrande dike och en översilningsyta (Figur 3). Från översilningsytan flödar dagvattnet till ett uppsamlingsdike för att sedan ledas ut genom en utloppsledning tillbaka till Märstaån som mynnar i Mälaren.



Figur 3. Beskrivning av Steningedalens öppna dagvattensystem till vänster och en översiktskarta med hela dagvattensystemet inklusive tunneln till höger. © Lantmäteriet Gävle 2011. Medgivande I 2011/0100. Data över dagvattennätet har tillhandahållits av Sigtuna kommun.

Vid tunnelns utflöde finns ett dämme, det vill säga ett skibord med en dämmande effekt, med syfte att skapa en tryckyta i tunneln som gör det möjligt att få vattnet på självfall till dammarna. Vattnet leds till dammarna via en 600 mm-ledning som börjar i botten på dämmet. På ledningen finns två brunnar, varav den ena används för flödesmätning och provtagning. Dämmet skapar också en större vattenvolym i den nedre delen av tunneln, vilket medför att tunnelns senare del även kan fungera som sedimenteringsbassäng. Vid höga flöden bräddar vatten över dämmet till den befintliga åfåran och leds alltså aldrig in i den öppna dagvattenanläggningen. Vid låga flöden leds i stort sett allt vatten via röret till dammarna och vid höga flöden rinner ca 90 % av flödet över skibordet och förbi anläggningen (Andersson m.fl., 2012). Dämmet, som visas i Figur 4, är utformat som ett skibord som är uppdelat i tre sektioner med 2,25 m i bredd per sektion.

<sup>1</sup> Ett litet vattenflöde går dock fortfarande som ytvatten i den gamla åfåran





Figur 4. Dämmet med tunnelmynningen i bakgrunden

Det totalt 7200 ha stora avrinningsområdet utgörs av 35 % skogsmark, 28 % jordbruksmark och 37 % hårdgjorda ytor som vägar, handels-, industri- och flygplatsområde samt tätort. Den genomsnittliga uppskattade avrinningskoefficienten är 0,25 (Andersson m.fl., 2012). Avrinningskoefficienten anger hur stor del av nederbörden som avrinner efter förluster genom avdunstning, infiltration och absorption av växtligheten eller genom magasinering i markytans ojämnheter (Svenskt Vatten, 2004).

## 2.2 NOS-PROJEKTET OCH TIDIGARE PROVTAGNING

I NOS-projektet, som nämndes i inledningen, har flödesmätning och flödesproportionell vattenprovtagning pågått sedan 2007 i dagvattenanläggningen. Störningar som vattenläckage och bristande mätningsteknik har dock resulterat i att allt insamlat material inte var av representativ kvalitet. Under 2009 utfördes även sedimentprovtagning (Persson, 2010). År 2010 installerades en ny flödesgivare vid tunnelns utlopp, alltså inloppet till dammarna, och kompletterande sedimentprovtagning utfördes enligt samma metod som 2009. Sedimentprovtagningens syfte var dels att kunna utföra massbalansberäkningar av avskilda föroreningar, dels att skapa en bild av sedimenteringsmönstret och genom det få en uppfattning om ett eventuellt behov av upprensning för att kunna upprätthålla funktionen i den öppna dagvattenanläggningen. Resultaten av NOS-projektet och efterföljande sedimentprovtagning visade att den öppna dagvattenanläggningen i Steningedalen har en något lägre procentuell avskiljningen än övriga studerade dagvattenanläggningar i projektet. Vidare visade studien att vattnet innehöll låga partikelhalter vilket föranledde en misstanke om att avskiljning av partiklar sker redan i tunneln.

### 3 TEORI

I teoriavsnittet behandlas de föroreningar som dagvattnet kan innehålla, vilka föroreningskällor som finns, samt deras egenskaper och påverkan på människor och natur. Vidare beskrivs hur föroreningar genom lika sorters fastläggning och transport med partiklar kan separeras från dagvattnet genom sedimentation.

#### 3.1 FÖRORENINGAR I DAGVATTEN

Urbana miljöer skapar stora mängder föroreningar som sedan ackumuleras på olika ytor och som därefter kan transporteras till sjöar och vattendrag via dagvattnet. Vilken sorts förorening, och hur stora mängder, beror av vilken typ av markanvändning som finns i området. Studier har visat att vägar är en av de största föroreningskällorna till dagvatten i urbana områden (Karlsson, 2009). Föroreningarna från vägar kommer främst från avgaser, smörjoljor, korrosion, däck, vägbanor, katalysatorer och bromsbeläggningar (Vägverket, 2004). Även korrosion från byggnader och annat samt användning av gödsel och växtnäringsämnen bidrar dock till att förorena dagvattnet (Pettersson, 1999). En annan föroreningskälla är atmosfärisk deposition där föroreningar kan transporteras långa avstånd (Karlsson, 2009).

De vanligaste förekommande föroreningarna i dagvatten är tungmetaller, näringsämnen, kolväten, vägsalt, syrekrävande ämnen och patogener (Karlsson, 2009). Föroreningarna kan ha både kort- och långsiktiga effekter och skada ekosystemet i sjöar och vattendrag om ingen rening utförs innan det når recipienten (Pettersson, 1999). Kortsiktiga effekter är att lösta ämnen som är direkt biotillgängliga, till exempel tungmetaller, når sjöar och vattendrag och tas upp av organismer. Långsiktiga effekter av förorenat dagvatten kan till exempel vara eutrofiering, men även att de partikelbundna föroreningarna som ackumulerats i sedimenten, genom till exempel en pH-förändring eller förändring av syrehalten i vattnet, ändrar tillstånd och blir lösliga (Pettersson, 1999).

I denna rapport kommer endast tungmetaller och fosfor att behandlas.

##### 3.1.1 Tungmetaller

Till gruppen tungmetaller räknas de metaller som har en densitet på  $5,00 \text{ g/cm}^3$  eller mer. Tungmetaller i ytvatten förekommer i olika former och deras toxicitet och biotillgänglighet varierar med tillståndet. Det är vanligen metaller i löst form som är biotillgängliga (Berggren m.fl., 2006; Karlsson, 2009). Tungmetaller binds lätt till partiklar och kan då ackumuleras i en recipients sediment. Effekter av tungmetaller på en sjö kan bland annat vara reducerad biologisk mångfald, ändrat jämviktsläge för ekosystemet, bioackumulering i vissa fiskarter samt även säkerhetsaspekter för mänsklig konsumtion (Larm, 1994). Många metaller har en essentiell roll i växters och djurs livscykel, då de fungerar som mikronäringsämnen, men även dessa blir toxiska vid för höga halter (Eriksson m.fl., 2005).

I denna undersökning studerades de sex vanligaste tungmetallerna i dagvatten, bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), och zink (Zn), (Karlsson, 2009). Nedan följer en kort sammanfattning om deras biologiska roll samt deras främsta utsläppskällor.

##### *Bly*

Bly tillhör gruppen prioriterade ämnen enligt EU:s ramdirektiv för vatten (vattendirektivet), vilket innebär att det är ett ämne som kan ha en betydande risk för vattenmiljön. Miljökvalitetsnormer för dessa prioriterade ämnen har framtagits för att förebygga skador på vattenresurser (Naturvårdsverket, 2008a). För bly är miljökvalitetsnormen  $7,2 \mu\text{g/l}$  den maximala halten för den lösta fraktionen.

Bly har toxiska effekter redan vid låga halter och inget visar på att ämnet är livsnödvändigt för någon typ av organism (Eriksson m.fl., 2005). Förr var den största källan till blyutsläpp förbränning av blyad bensin men idag sprids bly till miljön främst från bromsklossar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, asfalt och biltvättar (Larm & Pirard, 2010). Även ammunition, fiskesänken och färg bidrar till utsläppen (Naturvårdsverket, 2002).

I vattenmiljöer förekommer bly främst som komplexbundet eller adsorberat till partikulärt material och sediment. Biotillgängligheten beror bland annat på vattnets salthalt och hårdhet (Öhman m.fl., 2002). Eftersom bly ofta är hårt bundet till organiskt material är dess rörlighet starkt kopplad till humussyrornas löslighet och urlakas och omfördelas därför mycket långsamt (Eriksson m.fl., 2005).

Bly kan skada växter genom att bland annat störa fotosyntesen, hämma bildningen av ATP och klorofyll samt skada finrotsbildningen. Blyförgiftning hos växter uppträder främst i sura jordar. Vid höga pH-värden förekommer bly främst som svårösliga föreningar som är otillgängliga för växter (Tyler, 2011).

### ***Kadmium***

Kadmium hör också till gruppen prioriterade ämnen enligt vattendirektivet. Miljökvalitetsnormen är satt till 0,08-0,25 µg/l för den lösta fraktionen beroende på vattnets hårdhetsgrad (Naturvårdsverket, 2008a).

Kadmium anses inte vara livsnödvändigt för några typer av levande organismer. Däremot är kadmium i höga doser skadligt för alla former av liv och anrikas i rot- eller barkvävnad hos vissa kärlväxter och i njurar och lever hos många ryggradsdjur (Elding m.fl., 2011). Kadmium bedöms, på grund av att det är bioackumulerbart och toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur, som ett miljöfarligt ämne (Öhman m.fl., 2002).

På grund av att det sedan åttiotalet varit förbjudet att använda kadmium i Sverige har kadmiumutsläppen minskat kraftigt. Smärre punktutsläpp sker dock fortfarande från vissa smält-, järn- och stålverk samt från avfallsförbränningsanläggningar. Även avloppsvatten från bilvårdsanläggningar kan innehålla kadmium. Till vatten kommer utsläppen främst från metallindustrin och gruvsdrift (Eriksson m.fl., 2005, Elding m.fl., 2011).

I marken binds kadmium relativt svagt och upp till 40 % räknas som utbytbar, men då lösligheten är starkt pH-beroende, och ökar med surhetsgraden, är kadmiums rörlighet i marken ändå relativt liten förutom vid extremt sura förhållanden (Eriksson m.fl., 2005).

### ***Koppar***

Vid klassificeringen av ekologisk status enligt vattendirektivet tas hänsyn till förekomsten av särskilt förorenade ämnen. Denna grupp omfattar de förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängder. På uppdrag av Naturvårdsverket har gränsvärden,  $GV_{\text{vatten}}$ , som grundar sig på ekotoxikologiska effektstudier framtagits av Kemikalieinspektionen. Koppar är ett så kallat särskilt förorenande ämne och föreslaget  $GV_{\text{vatten}}$  är 4 µg/l för den lösta fraktionen (Naturvårdsverket, 2008b).

Koppar bedöms som bioackumulerbart i växter och toxiskt för varmblodiga djur och akvatiskt liv och det är förekomstformen, som bland annat beror av vattnets hårdhet och salthalt, som avgör toxiciteten (Öhman m.fl., 2002). Hos människan kan kopparförgiftning uppträda som kräkningar och diarré. Brist på koppar är ovanligt, men kan förekomma vid tarmsjukdom. Hos fiskar kan koppar, vid allt för höga halter, leda till beteenderubbningar och störd fortplantning

(Granström m.fl., 2011). Vid långtidsstudier har kopparförgiftning även visat sig innebära tillväxthämning, reproduktionsstörningar och skador på immunförsvaret (Öhman m.fl., 2002).

Kopparhaltiga bromsbelägg står för en betydande del av kopparutsläppen till mark och dagvatten, men även avrinningen från kopparhaltiga tak och fasader är fortfarande relativt stor (Naturvårdsverket, 2002). Koppar används även till kretskorttillverkning, ytbehandling och som legeringsämne inom industrin (Öhman m.fl., 2002).

Lösligheten hos koppar är mycket låg och huvuddelen är komplexbunden till lösta organiska syror men adsorberas och binds även starkt till ler, humus och Fe-oxider (Eriksson m.fl., 2005).

### ***Krom***

Krom ingår också i gruppen särskilt förorenande ämnen och  $GV_{\text{vatten}}$  är föreslaget till 3  $\mu\text{g/l}$  för den lösta fraktionen (Naturvårdsverket, 2008b).

Krom är ett essentiellt näringsämne för vissa organismer men kan vara toxiskt vid för höga doser för alla typer av liv. Krombrist kan visa sig som minskad tillväxt och livslängd hos ryggradsdjur och även ge upphov till störningar i glukos- och fettomsättningen. För höga koncentrationer av krom kan däremot, bland annat, orsaka störningar av mikrobiella processer samt skador på gälepitel och olika inre organ hos fiskar. Hos människor kan kontakt med sexvärt krom orsaka hudallergier (Tyler, 2011).

Krom förekommer i olika former i naturen varav trevärt och sexvärt krom är vanligast. Sexvärt krom är mest toxiskt och även mer lösligt än den trevärdiga formen och gynnas av hög syrehalt (Öhman m.fl., 2002). Trevärt krom bildar mycket stabila komplex med humusämnen vilket gör denna form svårtillgänglig för växtupptag (Tyler, 2011).

De största utsläppen av krom kommer från trafiken genom slitage av asfalt och däck. Krom finns även i produkter med rostfritt stål men utsläppen från användningen av dessa produkter är mycket begränsat. Krom används även till färg och pigment samt, på grund av sitt goda korrosionsskydd, till olika former av ytbehandlingar (Naturvårdsverket, 2002).

### ***Nickel***

Nickel är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet med en miljökvalitetsnorm satt på 20  $\mu\text{g/l}$  för den lösta fraktionen (Naturvårdsverket 2008a).

Nickel utgör ett essentiellt mikronäringsämne för vissa organismer men är som alla andra tungmetaller giftigt i högre koncentrationer. Nickel kan bland annat hämma viktiga enzymprocesser och även framkalla hudallergier hos människan. Hos växter kan hämrad cellsträckning och rotutveckling uppstå vid nickelförgiftning (Tyler, 2011).

Liksom krom finns nickel i produkter med rostfritt stål och används också inom ytbehandling men även här svarar trafiken svarar för de största utsläppen genom slitage av asfalt och däck (Naturvårdsverket, 2002). Utsläpp av zink kommer även från batterier, avfallsförbränning och förbränning av fossila bränslen (Larm & Pirard, 2010).

## **Zink**

Zink ingår i gruppen särskilt förorenade ämnen och den föreslagna  $GV_{\text{vatten}}$  ligger mellan 3-8  $\mu\text{g/l}$  för den lösta fraktionen beroende på vattnets hårdhetsgrad (Naturvårdsverket, 2008b).

Zink är för de flesta organismer en nödvändig beståndsdel. Hos människan spelar zink en central roll i många enzyms funktion och zinkbrist kan bland annat leda till en försämrad sårhäkning, hudförändringar och håravfall samt fördröjd mental utveckling. Hos växter kan zinkbrist visa sig bland annat som förkrympta blad (Hambraeus & Björn, 2011). Zink har, även om brist på ämnet är betydligt vanligare, en toxisk effekt vid överdosering (Sakar, 2002). Speciellt hos vattenlevande organismer har toxiska effekter kunnat visas (Öhman m.fl., 2002). Trafiken står för ungefär hälften av dagens zinkutsläpp men även läckage från tak och olika galvaniserade produkter bidrar (Naturvårdsverket, 2002).

Zinkjonen kan adsorberas både som tvåvärd jon och som komplex och kan även bilda komplex med organiska syror. I naturen finns zink nästan uteslutande i kemiskt bunden form som tvåvärda föreningar. Lösligheten av zink och dess växttillgänglighet avtar med stigande pH-värde (Eriksson m.fl., 2005).

### **3.1.2 Fosfor**

Största utsläppskällorna av fosfor till dagvatten är från bräddat avloppsvatten, gödsling, djurspillning samt från fordons- och gatutvätt. En möjlig effekt av för höga halter av växttillgänglig fosfor i dagvattnet är algbloomning som kan ge upphov till syrebrist. För höga halter fosfor kan även orsaka eutrofiering i recipienten då fosfor ofta är det tillväxtbegränsande ämnet i sjöar (Larm & Pirard, 2010). Eutrofiering kan medföra biologiska förändringar som till exempel ökad produktion av biomassa och förändrad artsammansättning i recipienten (Ulén, 2005).

## **3.2 TRANSPORT AV FÖRORENINGAR**

Den viktigaste transportprocessen är advektion, vilket är den process genom vilken lösta ämnen transporteras med vattenflödet (Färm, 2003). När lösta ämnen transporteras i vattnet kan olika processer, som till exempel fastläggning till partiklar, inträffa. Ämnena kan då fastläggas till partiklar som är för stora och för tunga för att transporteras med vattenflödet och kommer då, tillsammans med partikeln, avsättas till sedimenten.

Den process där lösta joner interagerar med ett fast ämne kallas med ett samlingsnamn för sorption och finns i tre olika typer; adsorption, absorption eller desorption. Sorption definieras generellt som transporten av ett ämne från vattenlösning till fast fas (Törneman m.fl., 2009). Adsorption innebär att ett ämne binds till det fasta materialets yta medan absorption innebär att ämnet fullständigt upptas som en del av materialet. Med desorption menas den process där ämnet lösgör sig från materialet igen, alltså adsorptionens revers (Larsson m.fl., 2007).

Adsorptionsmekanismer finns vidare uppdelat i två sorter, jonbyte och innersfärskomplex. Jonbyte är en typ av fysisk adsorption och innebär att en jon attraheras av en laddad partikel yta och binds med elektrostatiske krafter. Denna typ av fysisk adsorption är reversibel och lite svagare än innersfärskomplexen eftersom det finns ett vattenskikt mellan jonen och partikelns yta och jonen kan därför lätt bytas ut (Gustavsson m.fl., 2007). Den elektrostatiske bindningen är även starkt pH-beroende då partiklarnas ytladdning förändras med pH-värdet. Ett högt pH innebär en mer negativ ytladdning vilket i sin tur medför en starkare elektrostatiske attraktion till positiva joner och tvärtom vid ett lågt pH värde (Berggren m.fl., 2006). Den andra typen som kallas innersfärskomplex är en typ av kemisk adsorption. Den är en starkare variant som karaktäriseras av att lösta joner bildar komplex med reaktiva



ytgrupper på partikelns yta via ligandutbyte, kovalent bindning eller vätebindning (Törneman m.fl., 2009). Komplexbindningen innebär dock ingen förändring i jonernas egenskaper (Gustavsson m.fl., 2007). Den kemiska adsorptionen är, till skillnad från den fysiska, irreversibel (Törneman m.fl., 2009).

Adsorptionen påverkar främst metallkationerna i vattnet eftersom de binder elektrostatiskt till negativt laddade ytor hos partiklar och humusämnen samt bildar komplex med hydroxylgupperna på partikelytor och karboxylgrupperna i humusämnen (Gustavsson m.fl., 2007). Hur mycket joner som adsorberas beror främst av de suspenderade partiklarnas specifika yta<sup>2</sup>, koncentrationen av det lösta ämnet och vattnets pH, men även av halten humusämnen i vattnet. Generellt gäller att endast partiklar med stor specifik yta har en nämnvärd adsorptionsförmåga (Berggren m.fl., 2006; Gustavsson m.fl., 2007).

Beroende på partikelstorleken och vattenhastigheten kan de partikulärt bundna föroreningarna sedan sedimentera och ackumuleras i sedimentet. Vissa typer av sorption är dock, som nämnt, inte irreversibel och föroreningarna kan efter en tid, om förhållandena i vattnet förändras, desorbera och återgå till löst form. Partikelbundna föroreningar i bottensedimenten kan även resuspenderas och transporteras vidare (Larm, 1994).

För att beskriva ett ämnes fördelning mellan jord och vatten används ofta  $K_d$ -värdet, som anger hur starkt ett ämne binds till partiklar. Ofta används  $K_d$ -värdet till uppskattning av utlakningen av föroreningar från en förorenad mark (Gustavsson, 2007). Om det antas att adsorptionen följer ett linjärt samband kan sorptionen beskrivas med ekvation 1 där  $C_{sorb}$  är halten fastlagt ämne och  $C_{aq}$  är halten ämne i lösning (Törneman m.fl., 2009).

$$K_d = \frac{C_{sorb}}{C_{aq}} \quad (1)$$

Detta linjära samband är unikt för varje kombination av ämne, partikelmaterial och markegenskaper såsom pH och syreförhållanden och kan endast användas vid mycket låga koncentrationer. Detta gör att litteraturvärden endast kan användas som en uppskattning av ämnets rörlighet (Törneman m.fl., 2009).

### 3.2.1 Tungmetaller

Metaller i ytvatten kan, som nämnts i tidigare avsnitt, vara bundna till suspenderade partiklar och kolloider men även förekomma i löst form. I sjöar och vattendrag är den partikulära fraktionen av störst betydelse medan de lösta formerna dominerar i mark och grundvatten. Lösta tungmetaller förekommer oftast som kationer men även som organiska och oorganiska komplex (Berggren m.fl., 2006; Karlsson, 2009).

I vattnet kan metaller bilda lösta komplex med vanligt förekommande anjoner, som i detta fall kallas ligander (Berggren m.fl., 2006). Tungmetaller kan även adsorberas fysiskt till partiklar i vattenflödet. Både lerpartiklar och humusämnen har en negativ laddning vilket gör att metallkationer lätt attraheras (Gustavsson m.fl., 2007).

Hur mycket tungmetaller som finns partikulärt bundet i dagvattnet beror, förutom av dagvattnets pH, de suspenderade partiklarnas specifika yta och koncentrationen metalljoner i vattnet, även av halten humusämnen i vattnet. Humusämnen kan bidra till metalltransport både genom att komplexbinda metallerna till sin lösta form men även genom att bilda aggregat och binda metallerna via elektrostatiska krafter (Berggren m.fl., 2006; Gustavsson m.fl., 2007).

---

<sup>2</sup> Specifik yta innebär yta per massenhet

Metallernas  $K_d$ -värde, det vill säga lakbarhet, kan i detta fall användas för att rangordna metallernas rörlighet. Ju högre  $K_d$ -värde, desto mer benägen är metallen att adsorbera.  $K_d$ -värdet varierar beroende på pH, partikelegenskaper, och andra vattenkemiska egenskaper och är olika för varje enskild situation. Baserat på flera olika pH-värden och jordar kan dock värdet för tungmetallerna i denna studie sammanfattas enligt följande (Berggren, 2006).

högst  $K_d$ -värde  $\rightarrow$  minst rörlig  $\xrightarrow{\text{Pb Cr Cu Ni Zn Cd}}$  minst  $K_d$ -värde  $\rightarrow$  mest rörlig

### 3.2.2 Fosfor

Fosfor förekommer i olika former. Det ingår i både snabba och mycket långsamma processer och kan reagera såväl fysikaliskt, kemiskt som biologiskt. I vatten förekommer fosfor som partikulärt bunden eller som löst fosfor, vanligen i form av fosfater. Båda tillstånden finns i organisk eller oorganisk form (Ulén, 2005). Löst fosfor, som fosfater, är den mest reaktiva formen av fosfor och kan lätt tas upp av växter och alger i vattnet. Fosfat i vatten uppträder vanligen som  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  eller  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Fördelningen mellan dessa beror på pH (Kadlec & Wallace, 2009; Ulén, 2005).

Sorption av fosfatjoner sker främst till oxider och hydroxyoxider av järn och aluminium samt till negativt laddade lermineral. Fosfat kan även fällas ut och bilda svårlösliga föreningar med järn, aluminium och kalcium (Wittgren, 1994). Sorptionen av fosfor påverkas, precis som för tungmetallerna, framförallt av partikelstorleksfördelning, pH och innehåll av organiskt material. Organiska syror kan konkurrera om bindningsställen på partikelytor och därmed minska fastläggningen av fosfor (Ulén, 2005). Detta innebär att om det finns en hög halt av organiskt material i sedimenten kan fastläggningen av fosfor minska. Lågt pH gynnar utfällning av fosfor med järn och aluminium medan högt pH gynnar kalcium och magnesiums bindning till fosfat. Indirekt påverkas även fosforfastläggningen av redoxförhållandena då redoxpotentialen påverkar aluminium och järns löslighet. Syrefattiga förhållanden innebär att fosfor-järnhydroxidkomplex upplöses (Kadlec & Wallace, 2009).

Fosfors interaktion med partiklar och växter resulterar i både kort- och långsiktig förvaring av näringsämnet. Sorption till partiklar i vattnet kan ge kortsiktig borttagning men då denna kumulering kan bli mättad, är den en delvis reversibel lagring (Kadlec, 2005).

I vattendrag kan den partikulärt bundna fosfor sedimentera, men den adsorberade fosfor är löst bunden och kan lätt frigöras om vattenförhållandena förändras. Till exempel kan aluminiumbundet fosfor frigöras till vattenfasen vid en pH-förändring och samma sak sker med järnbundet fosfor vid syrebrist (Kadlec, 2005).

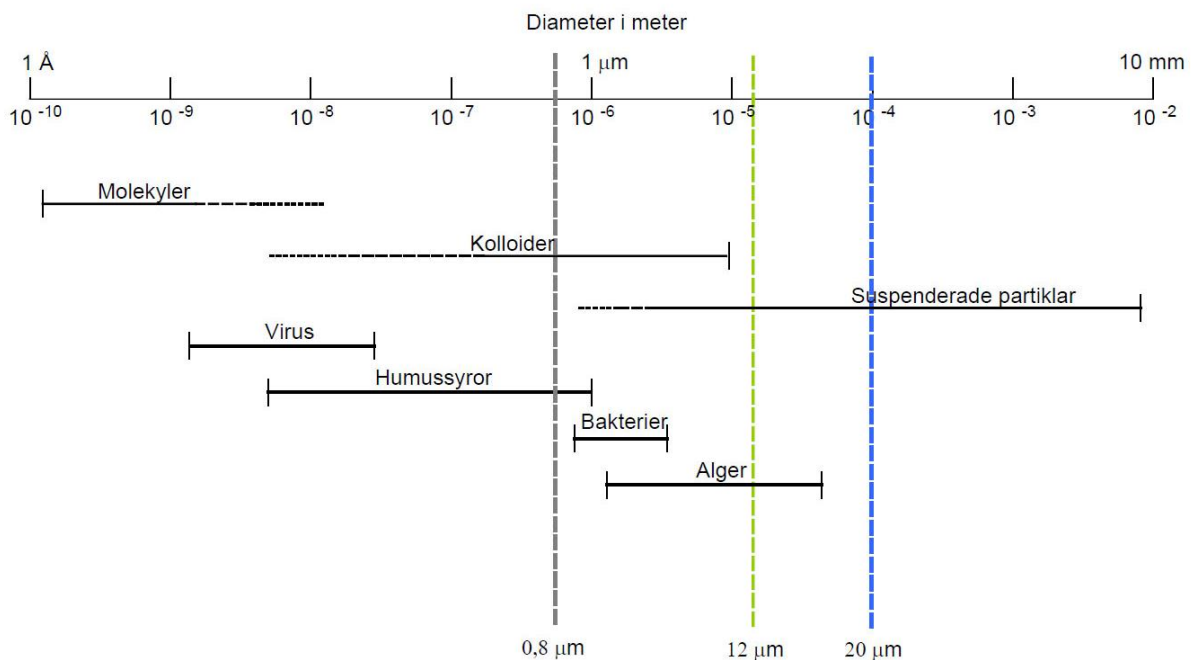
## 3.3 DEPOSITION AV PARTIKULÄRT BUNDNA FÖRORENINGAR

Den mest använda metoden för rening av dagvatten är sedimentation av suspenderade partiklar. Då föroreningar som tungmetaller, men även näringsämnen som fosfor, binder till partiklar i vattnet, kan en deposition av partikulärt material förbättra vattenkvalitén (German, 2001). Partiklarnas storlek har en avgörande roll för sedimentationsprocessen då det finns ett linjärt samband mellan partikelns specifika yta och metallkoncentrationen. Även densiteten spelar roll då det krävs en högre densitet än vattnets för att partiklarna skall sjunka (German, 2001).

### 3.3.1 Aggregering av kolloider

I vatten förekommer vissa material som väldigt små partiklar, så kallade kolloidala partiklar. Många föroreningar binds till kolloider och transporteras i vatten med hjälp av dem (Clark, 2009). Dessa befinner sig i suspenderat tillstånd och sedimenterar mycket långsamt, eller inte

alls, förrän de genom flockulering eller koagulering aggregeras till större partiklar. Kolloidala partiklar har enligt Brownlow (1996) en diameter på mindre än 10  $\mu\text{m}$ , men uppfattningen om kolloiders storleksdefinition varierar. Enligt Clark (2009) är definitionen på kolloider generellt partiklar inom storleksintervallet 1 nanometer till 1 mikrometer, men då formen kan skilja sig vida åt mellan kolloiderna är storleksdefinitionen inte strikt. Kolloider kan vara både organiska, såsom humusämnen och mikroorganismer, och oorganiska, såsom mineralutfällningar och vittringsprodukter (Fällman m.fl., 2001). I Figur 5 visas kolloiders storleksförhållande jämfört med andra partiklar i vatten.



Figur 5. Storleksspektrum för vattenburna partiklar (efter Stumm, W., Morgan, J.J., 1981). Markeringarna vid 0,8  $\mu\text{m}$ , 12  $\mu\text{m}$  och 20  $\mu\text{m}$  hänvisar till filtreringen som utfördes i studien (se avsnitt 4.4.1)

Kolloiders stabilitet, det vill säga om de kommer aggregera eller inte, beror av olika faktorer, varav kollisionsfrekvensen av partiklarna i lösningen är en. En annan betydelsefull faktor som påverkar stabiliteten är balansen mellan de repulsions- och attraktionskrafter som verkar mellan kolloiderna (Brownlow, 1996).

För att beskriva hur denna balans påverkar kolloidala partiklar används lerpartikeln, som enligt definition har en partikeldiameter  $< 2 \mu\text{m}$ , som exempel (Marshall m.fl., 1996). Lerpartikeln är uppbyggd av ett antal lager av mineralskikt och mellan dessa balanseras den negativa ytladdningen av positiva joner. Vidare har den flata ytan hos en lerpartikel generellt en permanent negativ laddning vilket beror av substitutioner med katjoner av lägre valens (Brownlow, 1996). Laddningarna på lermineralens kanter är dock variabla och beror av lösningens pH-värde. Vid låga pH-värden är ytorna positivt laddade och övergår till negativ laddning vid ökat pH (Fällman m.fl., 2001). De laddade ytorna leder till ytaktivitet och jonbytesförmåga, vilket medför ett överskott av löst bundna katjoner längs de negativa ytorna. Detta skikt med utbytbara joner tillsammans med den laddade partikelytan är tillsammans känd som det diffusa dubbellagret (Fällman m.fl., 2001; Brownlow, 1996). När två partiklar kommer nära varandra, uppstår dels repulsion på grund av förekomsten av detta dubbellager, och dels attraktion som ett resultat av de elektrostatiska krafter som verkar mellan kolloiderna. Det är balansen mellan attraktion och repulsion som avgör om partiklarna kommer aggregera till större partiklar eller inte (Fällman m.fl., 2001; Brownlow, 1996).

Denna balans av krafter påverkas av olika fysiska och kemiska faktorer, bland annat av vattnets totala jonstyrka<sup>3</sup> och pH.

När den totala jonstyrkan ökar, blir dubbellagret av lösning mellan de kolloidala partiklarnas ytor tunnare. På grund av att avståndet minskar sker flockning eftersom den attraktiva kraften är större än den repellerande kraften (Brownlow, 1996). Med ökande pH i vattnet krävs en ökad jonkoncentration för att flockulering skall uppnås. Även förekomst av andra anjoner i vattnet såsom karbonat och fosfat, liksom innehåll av organiska syror såsom humussyror, ökar den jonkoncentration som krävs för att flockulering skall inträffa (Fällman m.fl., 2001).

När aggregering har skett och densiteten på partiklarna är större än vattnet kan en deposition av materialet ske. Sedimentationshastigheten påverkas alltså indirekt av jonkoncentration och partikelkoncentration då dessa två faktorer påverkar flockningen (Vikström m.fl., 2004).

### 3.3.2 Sedimentering

Vid tillräckligt låg hastighet på vattnet sedimenterar de suspenderade partiklarna enligt Stokes lag, ekvation 2 (Marshall m.fl., 1996). Detta samband förutsätter att avsättningshastigheten är så låg att ingen turbulens uppstår och att motstånd endast uppkommer på grund av vattnets viskositet (Marshall m.fl., 1996).

$$v = \frac{2(\rho_s - \rho_w)r^2g}{9\eta} \quad (2)$$

där  $v$  är partikelns sjunkhastighet [m/s],  $g$  är gravitationsaccelerationen [ $m/s^2$ ],  $\rho_s$  densiteten för partikeln [ $kg/m^3$ ],  $\rho_w$  är densiteten för vattnet [ $kg/m^3$ ],  $r$  är partikelns radie [m] och  $\eta$  är den dynamiska viskositeten hos vätskan [ $kg/s\ m$ ], i detta fall densiteten för vatten.

Av Stokes lag går att utläsa att sedimentationshastigheten ökar med partiklarnas storlek och densitet. Då Stokes lag endast gäller för laminärt flöde och för sfäriska partiklar är detta samband till största delen endast tillämpligt i teorin. I praktiken måste sjunkhastigheten hos partiklarna bestämmas experimentellt.

För att avsättning av sediment skall ske i turbulent flöde, måste avsättningshastigheten för en partikel,  $v_p$ , överstiga hastigheten av strömvirvlarna,  $v_v$ , i det turbulenta flödet. Alltså om  $v_p > v_v$  sker sedimentation. Om  $v_p < v_v$  kommer däremot inte de fina partiklarna att avsättas, utan kommer istället fortsätta i suspension tills flödesförhållandena förändras till ett mindre turbulent flöde (Marshall m.fl., 1996).

Vid höga flöden finns även risk för resuspension, vilket innebär omrörning och uppvirvling av material som redan sedimenterat (Kadlec & Wallace, 2009). Detta är ovanligt i dagvattendammar, där vattenhastigheten oftast är mycket låg, men mer troligt i en dagvattentunnel där tvärsnittsarean är mindre och vattenhastigheten därmed är högre.

---

<sup>3</sup> Jonstyrka är ett mått på innehållet av lösta joner i en lösning

## 4 METODER

En litteraturstudie genomfördes som underlag för val av provtagnings- och analysmetod samt som stöd för resultatutvärderingen. Vattenprovtagning och analys av vattenprover utfördes vid fyra olika tillfällen. Därtill utfördes sedimentprovtagning och analys av sediment vid ett tillfälle.

Analysen gjordes av ett urval av tungmetaller samt fosfor på sedimentprover samt filtrerade och ofiltrerade vattenprover. Analys av både filtrerat och ofiltrerat vatten utfördes för att undersöka totalhalt samt löst och partikulärt bunden andel. En kompletterande fosfatanalys på vattenproverna genomfördes också. Utöver de kemiska analyserna undersöktes även mängden suspenderat material och halten organiskt material i vattnet samt vattenprovets turbiditet. Vid samtliga provtagningstillfällen och provpunkter mättes även vattnets pH-värde, syrgashalt, konduktivitet samt vattentemperatur i fält.

Flödesbestämning vid utloppet genomfördes genom manuell mätning av vattennivån över befintligt skibord och beräkning enligt en teoretisk avbördningskurva. Mätningen av nivån gjordes vid varje besök på platsen och alltid i slutet av varje provtagningstillfälle, alltså i samband med hämtning av vattenproverna. Totalt mättes nivån över skibordet vid sju tillfällen. Till det beräknade flödet adderades det flöde som, via en ledning i skibordets ena bottenhörn, leds till dammsystemet. Detta flöde mättes med hjälp av en area-hastighetsgivare som placerats i rörets ände. För att uppskatta flödestillskottet från bäcken utfördes även en flödesmätning i bäcken med hjälp av en elektromagnetisk flygel.

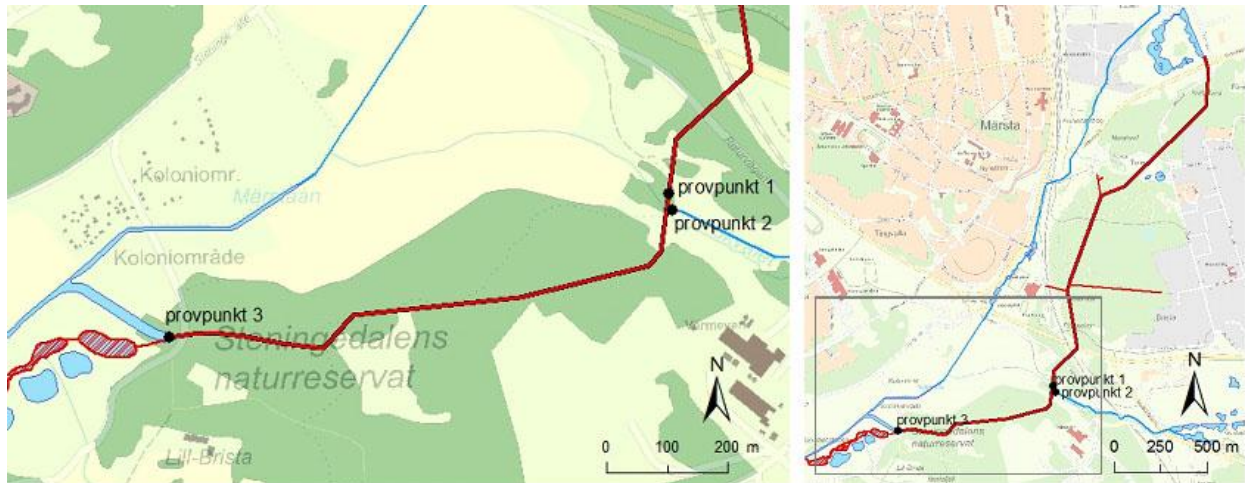
För att skapa en sedimentationsprofil för tunnelns sista del mättes sedimentmängdigheten från båt för tunnelns sista 40 metrar.

### 4.1 PROVTAGNINGSPLAN

Den 26 september 2011, togs vattenprover vid inloppet till tunneln samt vid tunnelmynningen. Detta gjordes för att kunna göra en grov uppskattning om partikelmängd och sedimentationstakt för att utifrån denna information kunna bedöma provtagningsbehovet. Inget regn hade fallit de senaste dagarna i området och flödet genom tunneln var lågt. Vattenproverna hälldes upp i mätglas för att okulärt kunna studera sedimentationen. Färgen på vattnet var något gulaktig och inga partiklar syntes i något av proverna. Proverna fick stå orörda i över en veckas tid men inga partiklar kunde ses ansamlade på mätglasens botten. Utifrån detta bedömdes att provtagning vid olika flödessituationer var nödvändig samt att partikelstorleksanalys och sedimentationsstudier måste genomföras i betydligt högre upplösning än vad som okulärt går att studera.

Utifrån resultaten från den inledande provtagningen utarbetades en provtagningsplan. Provtagningsplanen innebar vattenprovtagning vid fyra olika tillfällen för att försöka fånga skillnader i partikel- och föroreningstransport vid olika flödessituationer samt sedimentprovtagning vid ett tillfälle. Syftet med sedimentprovtagningen var att se om det fanns ett samband mellan den avskiljning av tungmetaller och fosfor, som vattenprovtagningen eventuellt skulle visa, med innehållet av föroreningarna i sedimenten. Ett annat syfte var att kunna jämföra föroreningsinnehållet i tunnelsedimenten med tidigare undersökningar av föroreningsinnehållet i den öppna dagvattenanläggningen. Planen var även att placera ut sedimentfällor för att uppskatta sedimentationshastigheten i tunneln. I ett besök med båt i tunneln visade det sig dock att vattendjupet var högre än väntat och att sedimentytan var mycket lös. Detta innebar att sedimentfällorna, bestående av ett ca två meter långt armeringsjärn och en platta med en kopp i mitten inte gick att använda och utplacering av sedimentfällor fick därför uteslutas ur provtagningsplanen.

Vattenprover togs i en brunn till tunneln, ca 950 m uppströms tunnelmynningen, kallad Provpunkt 1, vid en bäck som rinner till tunneln strax nedströms brunnen, benämnd Provpunkt 2 samt vid tunnelns utlopp, nedan benämnd som Provpunkt 3. Sedimentprovtagning togs vid brunnen samt vid tunnelns utlopp, det vill säga vid Provpunkt 1 respektive Provpunkt 3. Provpunkternas placering visas i Figur 6. I Figur 7 visas foton från provplatserna.



Figur 6. Provpunkternas placering till vänster och översiktskarta till höger.



Figur 7. Provpunkt 1 till vänster, Provpunkt 2 i mitten och Provpunkt 3 till höger.

## 4.2 VATTENFÖRINGSMÄTNINGAR

### 4.2.1 Vattenföringsmätning i tunneln

Genom en bestämmande sektion går det att skapa ett flöde som karakteriseras av ett känt samband mellan vattnets nivå över skibordet och vattenföringen (Grant & Dawson, 2001). Då det vid tunnelmynningen finns ett skibord installerat, som även fungerar som en bestämmande sektion, var det möjligt att genom nivåmätningar av vattennivån över skibordet samt beräkningar enligt sambandet för ett skarpkantat rektangulärt överfall, ekvation 3 (Hägström, 1999), registrera flödet över detta.

$$Q = C \frac{2}{3} (2g)^{1/2} b_e (H_1 - H_2)^{3/2} \quad (3)$$

$H_1 - H_2$  är vattennivån över skibordet och  $b_e$  är den effektiva bredden.  $C$  är en konstant som varierar med överfallsbredden relativt kanalens bredd och tar hänsyn till felen vid antagande om att vattnet strömmar ut i atmosfärstryck över hela sektionen och att vattnet strömmar över hela sektionen upp till nivå  $H_1$ .



Enligt Häggstöm (1999) beräknas felkonstanten C enligt ekvation 4

$$C = 0,599 + 0,064 \frac{H_1 - H_2}{P} \quad (4)$$

där P är överfallets tröskelhöjd över botten, som i detta fall är 1,86 m, vilket innebar att C varierade C mellan 0,600 och 0,603.

Vidare är de tre sektionerna 2,25 m vardera i bredd och alla har dessutom en låg stolpe på 9 cm i mitten som delar upp varje sektion i ytterligare i två delar, se Figur 8.



Figur 8. Bild på skibordet som fungerar som en bestämmande sektion där nivåmätningar har utförts.

Om  $H_1 - H_2$  är under 9 cm tas även det med vid beräkningarna, vilket innebär att sektionerna delas upp ytterligare. Slutligen blir det totala flödet över hela skibordet flödesbidraget från sektionerna summerat.

Till det totala flödet över skibordet, vilket är det flöde som leds förbi dammsystemet, läggs även det flöde som, via ett rör i botten av skibordet, leds till dammarna. Flödet i detta rör mättes med hjälp av en area-hastighetsgivare av typen "Isco 2150 Area Velocity Flow Module" som fanns monterad i röret sedan tidigare flödesmätningar. Det visade sig dock i slutet av provtagningsperioden att denna givare inte fungerade korrekt, vilket innebar att flödet genom röret måste approximeras. Denna approximation gjordes med hjälp av flödesdata från tidigare flödesmätningar i samband med NOS-projektet. Nivån över skibordet plottades mot flödet genom röret för att hitta ett samband mellan dessa två variabler. Då vattennivån i dammarna verkar dämmande på flödet i röret är det dock inte bara det totala flödet i tunneln som påverkar flödet i röret. Därför fanns inget tydligt linjärt samband mellan parametrarna. För att approximera flödet i röret vid en viss nivå över skibordet togs istället ett medelvärde av alla uppmätta flöden för den nivå över skibordet som söktes. Detta flöde adderades sedan till det beräknade flödet över skibordet och dessa tillsammans redovisas som det totala flödet i tunneln.

En annan faktor som påverkar resultatet av flödesberäkningarna var att mätningarna av vattennivån över skibordet endast genomfördes dagen efter den dag då vattenprovtagningen skett och att flödet under provtagningen antogs vara detsamma. Under veckorna för de tre sista provtagningarna föll mycket lite regn och flödet har därmed med stor sannolikhet varit i stort sett detsamma under denna period. Approximationen är därmed relativt nära det verkliga flödet.

#### 4.2.2 Vattenföringsmätning i bäcken

För att kunna uppskatta bäckens bidrag till det totala flödet genomfördes flödesmätningar med hjälp av en elektromagnetisk flygel, se Figur 9. Som medelvärde i mätningen användes 45 sekunder.



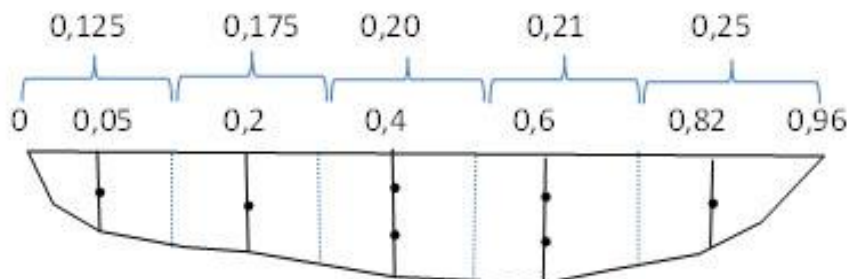
Figur 9. Provtagning med elektromagnetisk flygel i Provpunkt 2, bäcken.

Denna typ av flygel bygger på att det uppstår en hastighetsberoende spänning i den ledare som rör sig tvärs över ett magnetfält i mätaren (Häggström, 1999). Mätning ger vattenhastigheten i olika sektioner av en tvärsnittsarea och beräkningen av flödet grundar sig på kontinuitetsekvationen, ekvation 5:

$$Q = v \cdot A \quad (5)$$

där  $Q$  är vattenföringen,  $v$  är vattnets hastighet i ett tvärsnitt och  $A$  är tvärsnittsarean på sektionen.

I bäcken valdes en tvärsnittsektion med jämnt strömmande vatten och en tydlig sektion med jämn botten ut för mätningen. Då vattenhastigheten kan variera i tvärsnittet, delades snittet upp i fem delsektioner enligt Figur 10 och hastighet och djup mättes i varje delsektion.



Figur 10. Skiss över tvärsnittsektionen i bäcken med djupmått, sektionbredder samt mått på mätdjupen utmärkta.

I de två djupaste sektionerna mättes hastigheten på två djup. Detta var inte möjligt på de andra sektionerna då bäcken var mycket grund med ett maximalt djup på 14,5 cm. Därefter beräknades flödesbidraget i varje delsektion för att sedan summeras för att ge bäckens totala flöde genom tvärsnittet.



Flödet i bäcken mättes vid ett besök vid provpunktsplatsen den 17 oktober 2011, det vill säga några dagar innan första provtagningsstillfället. Bäckens flödesbidrag kan alltså endast jämföras med mätningen av flödet i tunnelmynningen för denna tidpunkt, och flödesbidraget vid tidpunkten för första provtagningen måste approximeras. Då flödet i tunneln kommer från ett stort avrinningsområde med stor andel hårdgjorda ytor, minskar sannolikt bäckens flödesbidrag vid mycket regn och höga flöden.

### 4.3 PROVTAGNING

I Tabell 1 visas en sammanställning av upplägget för provtagningen. Datumen bestämdes allt eftersom, beroende på väder och andra logistiska och praktiska faktorer. Provtagning i bäcken, Provpunkt 2, skedde endast vid första provtagningsstillfället. Detta eftersom bäcken vid andra provtagningsstillfället letts om till att mynna ut i en närliggande nyanlagd våtmark som i sin tur mynnar i Märstaån, nedströms tunnelmynningen. Detta innebar att bäcken inte längre påverkade flödet i tunneln.

Tabell 1. Sammanställning av provtagnings-schemat med beskrivning av typ av provtagning. ”Samlingsprov” innebär tidsstyrd provtagning med 48 prover per 24 h med automatisk provtagare. ”Stickprov” innebär ett manuellt taget prov.

<b>VATTENPROVER</b>				
	<b>vecka 1</b> (19-20/10)	<b>vecka 2</b> (25-26/10)	<b>vecka 3</b> (2-3/11)	<b>vecka 4</b> (21-22/11)
<b>Provpunkt 1</b> (Brunnen)	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h
<b>Provpunkt 2</b> (Bäcken)	Stickprov	-	-	-
<b>Provpunkt 3</b> (Tunnelmynningen)	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h	Samlingsprov 48 prover/24 h
<b>SEDIMENTPROVER</b>				
<b>Provpunkt 1</b> (Brunnen)		26/10		
<b>Provpunkt 3</b> (Tunnelmynningen)		26/10		

#### 4.3.1 Vatten

För att kunna studera partikelstorleksfördelningen vid de olika provpunkterna samt undersöka halterna av fosfor och tungmetaller i vattnet, har vattenprovtagning utförts. Provtagningen utfördes med hjälp av två stycken automatiska provtagare som samlade upp 180 ml vatten var trettionde minut under 24 timmar, vilket resulterade i 48 prover och en total provvolym på drygt åtta liter. För uppsamling av vattenproverna vid Provpunkt 1 användes en ”Sigma 900 MAX portable sampler” och för uppsamling av vattenprover vid tunnelmynningen, Provpunkt 3, användes en ”ISCO refrigerated sampler, model 6712FR”. För provtagning i bäcken togs ett manuellt stickprov i samband med det första provhämtningstillfället. Utrustningen för vattenprovtagningen syratvättades (i 10 % saltsyra) innan användning för att undvika missvisande analysresultat. Provtagningen skedde vid fyra olika tillfällen med ungefär en veckas mellanrum.

För att mäta pH, syrgashalt, konduktivitet samt temperatur användes temperatur- och pH-mätaren ”HI 991001” från HANNA instruments, syrgasmätaren ”Oxi 3205 SET 1” från WTW och konduktivitetmätaren ”HI-98312” från HANNA instruments.

### 4.3.2 Sediment

Sedimentprover togs både i Provpunkt 1 och 3, dels för att undersöka sedimentdjupet, dels för att analysera halterna av fosfor och tungmetaller i sedimenten. Vid Provpunkt 1 fanns en stege ner i brunnen där det gick att klättra ner och genomföra provtagningen. Provtagningen i tunnelmynningen utfördes från båt och flyttades in en bit in i tunneln jämfört med läget för vattenprovtagningen (ca 30 m), se Figur 11. Detta gjordes på grund av att det inte ansamlas något sediment precis uppströms skibordet.



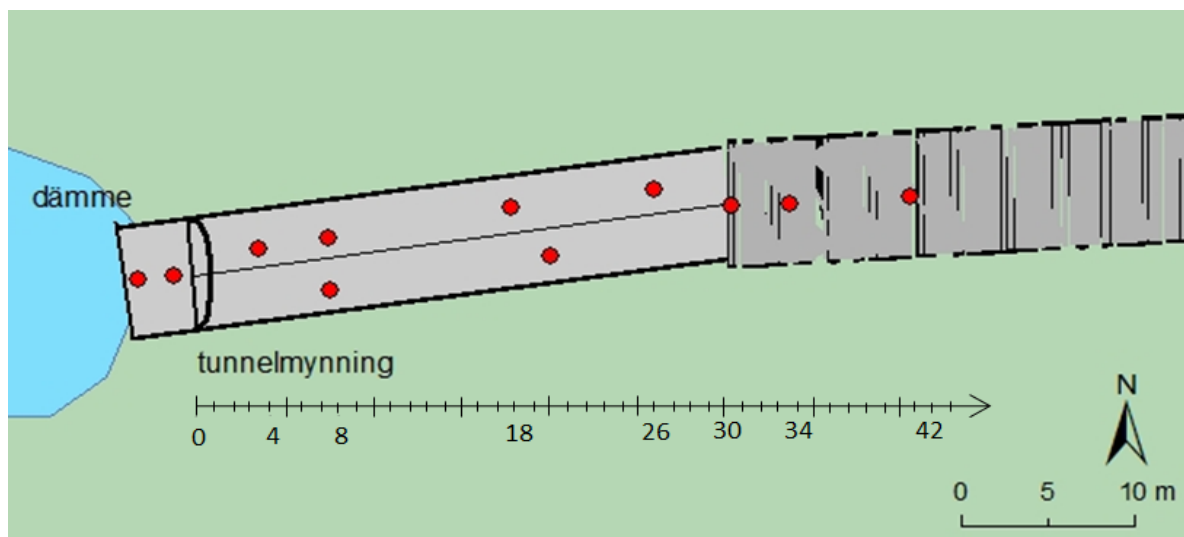
Figur 11. Bilder från sedimentprovtagning med Provpunkt 1 till vänster och Provpunkt 3 till höger.

För upptagning av sedimentet användes en upptagare av typen Willnerhämtare. Denna konstruktion består av ett plexiglasrör, fäst på ett långt metallrör, som sjunker ner i sedimenten med hjälp av sin egen tyngd. Därefter släpps det rep som hållit uppe korken som då täpper till toppen av röret. När provtagaren lyfts utvecklas det då ett vakuum, vilket gör att sedimentproppen följer med plexiglasröret upp. Innan röret tas ovanför vattenytan, och effekten av vakuomet försvinner, sätts även en kork i botten av röret. På så sätt fås en intakt sedimentpropp som visar sedimentets alla lager.

Vid varje provpunkt togs två sedimentproppar som blandades till ett homogent samlingsprov. Vid provtagningstillfällena mättes även mäktigheten på de upptagna sedimentpropparna för att kunna uppskatta sedimentdjupet.

### 4.3.3 Sedimentmäktighet

Vid Provpunkt 3 mättes sedimentmäktigheten på en sträcka av ca 40 meter in från tunnelmynningen räknat. Detta gjordes för att skapa en uppfattning om hur tjockt sedimentlagret i tunnelns slut var samt hur djupt vattnet var. De första 30 metrarna av tunneln, från tunnelmynningen sett, är av betong och därefter är tunneln sprängd. Av säkerhetsskäl mättes bara denna sträcka då det blev lägre i tak i den sprängda delen längre in i tunneln. Mätningarna av bottendjupet gjordes från båt med en 4 meter lång teleskopmätstav förlängd med en tumstock. Sedimentdjupet mättes med hjälp av ett plastlock med en tyngd, fastsatt på ett snöre med markeringar för varje tionde centimeter. Med hjälp av ett rep som sattes fast i tunnelmynningens början kunde placeringen i tunneln utläsas. Mätpunkternas placering kan ses i Figur 12.



Figur 12. Skalenlig bild som visar platser för mätning av sedimentmäktigheten i tunneln. Första delen i ljusgrått visar betongtunnel och resterande del är sprängd tunnel.

#### 4.4 ANALYSER

Mängd suspenderat material, organiskt material, vattnets turbiditet och vattnets partikelstorleksfördelning analyserades på limnologilaboratoriet vid Uppsala Universitet av författaren själv. Densitets- och torrsubstansbestämning av sedimentprover utfördes också av författaren själv men på WRS eget laboratorium.

Fosfatanalys på vattenproverna genomfördes med hjälp av jonkromatografi i ett laboratorium på Geocentrum. Vatten- och sedimentprover skickades direkt efter varje provtagning till det ackrediterade laboratoriet Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping för analys av tungmetaller och totalfosfor. Både filtrerade och ofiltrerade vattenprover analyserades för tungmetaller och fosfor för att kunna ta reda på partikulär och löst andel. De filtrerade proverna filtrerades på plats genom ett filter med 0,45 µm porstorlek, utom vid första provtagningen då dessa filter inte hunnit levereras och filtrering utfördes då på Eurofins före analys. Alla prover förvarades i kylväska under transporten. Filtreringen skedde på plats för att skapa en så korrekt bild av tillståndet i fält som möjligt och för att undvika förändringar i sammansättningen under transporten.

I Bilaga 2 visas en sammanställning av vilka analyser som utförts för respektive provpunkt. Analysmetod och mätosäkerhet för analyser utförda hos Eurofins redovisas i Tabell 2.

Tabell 2. Analyserad parameter, analysmetod, enhet och mätosäkerhet för prover analyserade på Eurofins.

Parameter	element	analysmetod	enhet	mätosäkerhet
Totalfosfor	vatten	spektrofotometri SS-EN ISO6878:2005	mg/l	10 %
Tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn)	vatten	ICP-AES/ICP-MS SS 028150-2	mg/l	15-35 %
Totalfosfor	sediment	ICP-MS SS 028150-2	mg/kg TS	25 %
Tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn)	sediment	ICP-AES SS 028150-2	mg/kg TS	15 %

#### 4.4.1 Vatten

##### *Suspenderat material*

Koncentrationen av suspenderat material, det vill säga partiklarna i ett vattenprov uttryckt i mg/l, kan bestämmas gravimetriskt efter filtrering av en känd vattenvolym på ett i förväg vägt glasfiberfilter, och en efterföljande bestämning av partikelmaterial i filtret (Broberg, 2003).

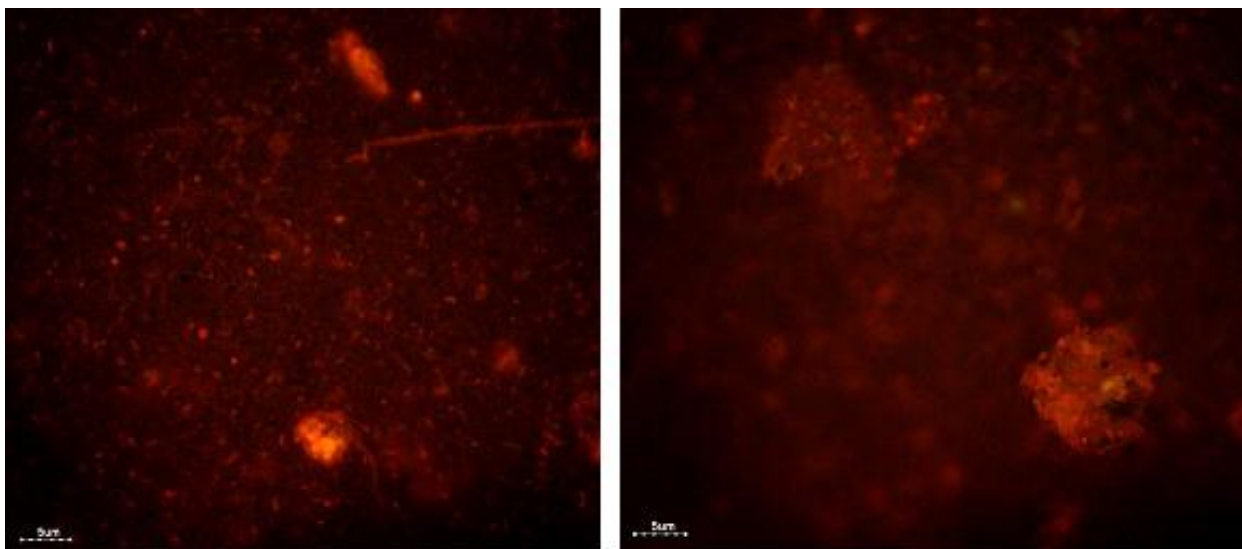
Analysen av suspenderat material utfördes på glasfiberfilterpapper med porstorleken 0,8 µm som först värmdes upp i ugn i 450 °C i ca 4 h. Detta gjordes dels för att torka filtren, dels för att bränna bort allt eventuellt organiskt material i filtren. Efter att provet svalnat vägdes filtren. Därefter filtrerades vattenproven med en känd volym av vattenprovet och torkades sedan i 105 °C över natten. Efter torkning vägdes filtren återigen. Viktskillnaden före och efter torkning ger halten suspenderat material i vattnet i mg/l enligt beräkning med ekvation 6.

$$\text{suspenderat material [mg/l]} = \frac{m_{\text{efter}} - m_{\text{före}}}{V} \quad (6)$$

där  $m_{\text{efter}}$  är torrvikten i mg av filtret efter filtration med vattenprovet,  $m_{\text{före}}$  är torrvikten i mg av filtret innan filtration och  $V$  är provvolymen (Broberg, 2003).

##### *Partikelstorleksanalys*

Ett försök att använda mikroskop och bildanalys för att bestämma storleksfördelningen av partiklarna i vattnet genomfördes vid första analystillfället med vatten från första provtagningen. 20 ml av vattenprovet filtrerades då genom ett polykarbonatfilter med en porstorlek på 0,4 µm. Vid filtreringen tillsattes även 10 ml färgämne av typen akredinorange med en koncentration på ca 0,002 % för att synliggöra partiklarna i mikroskopet. Då vattenprovet innehöll en stor mängd mycket små partiklar, som till exempel bakterier och alger, gick det inte att analysera provet kvantitativt med ett bildanalysprogram. Ett försök utfördes även initialt med en mindre vattenvolym, men det gick inte heller då att urskilja några större partiklar vid mikroskopin. Ett exempel på hur provet såg ut i mikroskopet med 100 gångers förstoring visas i Figur 13.



Figur 13. Bildanalys av vattenprov från provtagningsomgång ett med 100 gångers förstoring. Skalan på bilden är 5  $\mu\text{m}$ .

På grund av detta genomfördes partikelstorleksanalysen istället med hjälp av filtrering med olika porstorlekar på filtren och efterföljande viktanalys av den suspenderade halten partiklar som fastnat på varje filter.

Vattenproven filtrerades först genom ett filter med porstorlek på 12  $\mu\text{m}$  för att filtrera bort partiklar större än 12  $\mu\text{m}$ . Mängden vatten som filtrerades varierade mellan 300-600 ml beroende på partikelmängden i vattnet. Det filtrerade vattnet filtrerades sedan igen genom samma sorts glasfiberfilter som använts till analysen av suspenderat material, alltså med en porstorlek på 0,8  $\mu\text{m}$ . Samma tillvägagångssätt användes fast med ett filter på 20  $\mu\text{m}$  i porstorlek för att sortera ut partiklarna större än 20  $\mu\text{m}$ . Därefter torkades och vägdes filtren enligt beskrivning ovan för suspenderat material för att kunna göra en viktanalys. På detta sätt kunde partiklarna i vattnet sorteras i fraktioner om 0,8-12  $\mu\text{m}$ , 12-20  $\mu\text{m}$  samt partiklar större än 20  $\mu\text{m}$ . I Figur 5, i avsnitt 3.3.1, illustreras porstorlekarna på filtren som använts i partikelstorlekssammanhang.

### ***Turbiditet***

Med ett vattenprovs turbiditet menas den totala grumligheten i vattnet. Absorbansen för filtratet samt ofiltrerat vatten mättes med en spektrofotometer av typen HITACHI U-2000 med våglängden 436 nm i 5 cm kyvetter. Den absorberande effekten är beroende av partiklarnas storlek, form och färg, men ger inget kvalitativt mått på partiklarna i lösningen (Enell & Larsson, 1985). Turbiditeten per cm beräknades enligt ekvation 7 (Broberg, 2003).

$$turbiditet [cm^{-1}] = \frac{A_{436}(ofiltrerat\ vatten) - A_{436}(filtrat)}{kyvettens\ längd\ (cm)} \quad (7)$$

Turbiditeten mättes som ett komplement till partikelstorleksanalysen då även den ger ett mått på innehållet av suspenderade partiklar i vattnet. Detta gjordes för att försäkra att små mätfel, på grund av den mänskliga faktorn eller på grund av vågen, inte resulterade i missvisande resultat.

### ***Glödgningsrest***

Glödgningsresten motsvarar återstoden av suspenderad substans efter förbränning av organiska beståndsdelar (Öhman m.fl., 2002).

För att ta reda på glödningsresten brändes filtren som använts vid filtrering för suspenderat material i 450 °C i ca 4 h. Därefter vägdes filtren och halten organiskt material beräknades som differensen i vikt före och efter bränning genom mängden suspenderat material enligt ekvation 8.

$$\text{glödningsförlust [\%]} = 100 \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_3} \quad (8)$$

Där  $m_1$  står för massan av filter efter filtrering och torkning,  $m_2$  står för massan av filter efter filtrering, torkning och bränning och  $m_3$  innebär massan av enbart filter.

### ***Tungmetaller***

På Eurofins laboratorium surgjordes först provet med 1 % HNO<sub>3</sub> och sedan bestämdes halten av respektive element med ICP-AES och/eller ICP-MS, beroende på ämne och detektionsgräns. ICP-AES är en förkortning av Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy. Metoden innebär att vattenprovet, tillsammans med argongas i tillståndsfasen plasma, upphettas till mycket hög temperatur. Vid en sådan kraftig upphettning avger ämnena i vattenprovet ljus i olika våglängder som är utmärkande för vilka sorts ämnen som finns i provet. Efter att ett gitter har separerat våglängderna uppfångas ljusemissionen av känsliga ljusdetektorer. Då olika ämnen sänder ut ljus med olika specifika våglängder är det möjligt att på detta sätt bestämma deras koncentrationer (Harris, 2007). ICP-MS står för Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry och är en mer specifik teknik som kan bestämma lägre halter i jämförelse med AES. Provet sönderdelas och joniseras i ett plasma med hög temperatur. Jonerna analyseras sedan med en masspektrometer (Takner, 2011).

### ***Totalfosfor***

På Eurofins laboratorium överfördes först oorganiska och organiska fosforföreningar till ortofosfat genom uppslutning med kaliumperoxodisulfat. Ortofosfat bildar med en sur lösning innehållande molybdat- och antimonjoner ett antimon-fosfomolybdatkomplex. Komplexet reducerades sedan med askorbinsyra och får då en molybdenblå färg (Nilsson, 2011). Därefter bestäms halten med hjälp av spektrofotometri som är ett optiskt instrument för mätning av absorptionen av ljus av given våglängd (Harris, 2007).

Löst fosfor och partikulärt bundet fosfor skiljs åt genom filtreringen. Den mängd fosfor som är partikulärt bunden går att beräkna genom att subtrahera mängden totalfosfor i ofiltrerat och filtrerat prov eftersom det filtrerade provet endast innehåller löst fosfor.

### ***Fosfat (Jonkromatografi (IC))***

Med hjälp av en jonkromatograf kan såväl katjoner som anjoner analyseras. Tillsammans med en elueringsvätska, som har en mycket hög salthalt och därmed en hög konduktivitet, transporteras jonerna i provet till en kolonn där de olika jonerna i vattenprovet separeras. Elueringsvätskan i metoden som har använts i denna studie är isokratisk, det vill säga en metod där eluenten har en konstant koncentration och sammansättning under hela körningen. Separationen sker med hjälp av laddade funktionella grupper som den stationära fasen är försedd med. För att analysera negativt fosfat, som är negativt laddade joner (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eller HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) har den fasta fasen i kolonnen positivt laddade grupper (Harris, 2007).

I kolonnen bromsas jonerna upp olika mycket, beroende av pH, elueringsvätskans jonstyrka och sammansättning samt temperatur och flödes hastighet. Därefter mäter en detektor den elektrolytiska ledningsförmågan hos eluatet. Med hjälp av en supressor minskas bakgrunden hos eluatet och känsligheten för jonerna som skall analyseras ökar. Detektorsignalen analyseras med hjälp av ett datorprogram där signalstyrka och retentionstid identifierar jonerna och i vilken mängd de förekommer. För att datorprogrammet skall kunna känna igen

de olika jonerna har det först kalibrerats med referensprover för de olika jonerna (Harris, 2007).

#### 4.4.2 Sediment

Sedimentprover för analys av tungmetaller och fosfor skickades direkt efter provtagning iväg till Eurofins Environment Sweden AB i Lidköping. Sedimenten förvarades kylt i syratvättade plastkäril under transporten. Bestämning av sedimentens densitet, organisk halt och torrsubstans utfördes på WRS.

##### *Tungmetaller och totalfosfor*

På Eurofins torkades proven i 45 °C och maldes sedan för att erhålla ett homogent prov. 1 g uppsluts sedan i syra enligt Svensk Standard 028150-2 vilket innebär 7M Salpetersyra i autoklav i 120 °C i ca 30 minuter. Efter filtrering analyseras provet med ICP-AES och/eller IPC-MS, se 4.4.1 för förklaring (Hees, 2011).

##### *Torrsubstans (TS)*

Torrsubstansen bestämdes genom torkning i ugn av väl omblandade sedimentprover vid 100 °C i ca ett dygn. Skillnaden i vikt före och efter torkning ger provets torrsubstans.

##### *Densitetsbestämning*

Sedimentsamlingsproverna från Provpunkt 1 och 3 torkades först över natten i 100 °C. Därefter sönderdelades proverna mekaniskt till ett fint pulver. Genom att använda ett käril som vägdes med och utan vatten och sedan utnyttja att vattnets antas vara 1,00 g/cm<sup>3</sup> kunde volymen på kärilet beräknas med hjälp av ekvation 9, och sedan användas för att få en bestämd volym av sedimentproven.

$$V = \frac{m_{(käril+vatten)} - m_{käril}}{\rho_{vatten}} \quad (9)$$

Kärilet fylldes sedan med sedimentprov från de olika provpunkterna och vägdes därefter. Med hjälp av ekvation 10 kunde sedimentens densitet därefter bestämmas.

$$\rho_{sediment} = \frac{m_{(partiklar+käril)} - m_{käril}}{V_{käril}} \quad (10)$$

#### 4.5 AVSKILJNING AV TUNGMETALLER OCH FOSFOR

Den relativa avskiljningen/reduktionen av suspenderat material, fosfor och tungmetaller i procent beräknades enligt ekvation 11 (Kadlec & Wallace, 2009).

$$\text{koncentrationsreduktion [\%]} = 100 \frac{c_{in} - c_{ut}}{c_{in}} \quad (11)$$

Massan förorening som avskiljs beräknas vidare enligt samma princip enligt ekvation 12.

$$\text{massareduktion [\%]} = 100 \frac{Q_{in}c_{in} - Q_{ut}c_{ut}}{Q_{in}c_{in}} = \frac{m_{in} - m_{ut}}{m_{in}} \quad (12)$$

I detta fall antas flödet in vara detsamma som flödet ut eftersom inga flöden tillkommer eller avgår längs vägen. Ekvation 12 blir då samma som ekvation 11 och det är följaktligen denna som används i denna studie även om massareduktionen är mer relevant i sammanhanget. Däremot används ekvation 12 för att beräkna nettoreduktionen för de fyra provtagningsdyggen.

## 5 RESULTAT

I detta avsnitt presenteras resultaten av mätningar utförda i fält, flödesberäkningar samt genomförda analyser på vatten- och sedimentprover. Även nederbördsdata under provtagningsperioden redovisas.

### 5.1 pH, SYRGASHALT, KONDUKTIVITET OCH TEMPERATUR

I Tabell 3 visas resultaten från mätningarna av vattnets pH-värde, syrgashalt, konduktivitet samt vattenprovets temperatur.

Tabell 3. pH-värden, syrgashalt, konduktivitet och temperatur för de olika vattenproverna vid alla provtagningsstillfällena. Konduktiviteten är automatiskt temperaturkompenserad till 25°C.

Provtagnings- tillfälle		pH	Syrgas [mg/l]	Konduktivitet [mS/cm]	Temperatur [°C]
1	provpunkt 1	7,82	9,70	0,18	6,4
	provpunkt 2	7,82	9,30	0,33	7,6
	provpunkt 3	7,80	9,11	0,35	4,9
2	provpunkt 1	7,80	9,80	0,53	7,0
	provpunkt 3	7,79	9,75	0,49	4,7
3	provpunkt 1	7,70	9,30	0,58	9,2
	provpunkt 3	7,66	9,90	0,55	6,4
4	provpunkt 1	7,73	8,50	0,66	5,2
	provpunkt 3	7,77	7,65	0,73	3,8

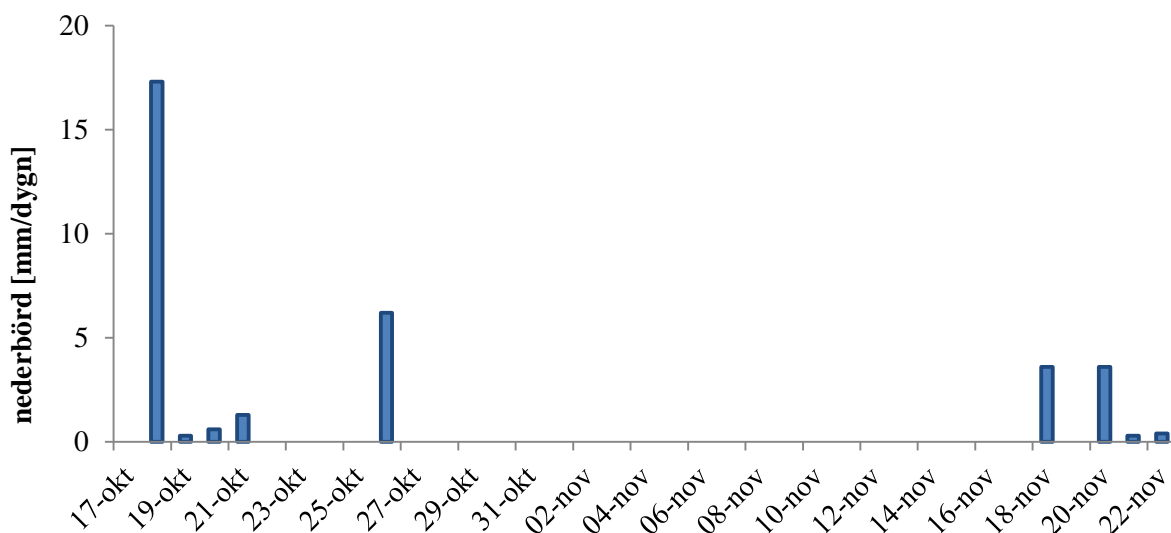
pH-värdet varierar mycket lite för både plats och tidpunkt för mätning och visar ett neutralt pH. Syrgashalten visar inte heller någon större variation, vilket innebär syrerikt tillstånd enligt Naturvårdsverkets klassning (Naturvårdsverket, 1999). Konduktiviteten, som är ett mått på vattnets ledningsförmåga och beror av vattnets innehåll av lösta joner, varierar mellan 18-73 mS/cm. Gränsvärdet för dricksvatten är enligt Livsmedelsverket (2001) 0,25 mS/cm men är normalt högre i dagvatten. Att temperaturen är något lägre nedströms beror på att provtagaren vid Provpunkt 3 har ett inbyggt kylskåp.



## 5.2 VATTENFÖRINGSBERÄKNINGAR

### 5.2.1 Nederbörd under provtagningen

Mycket lite nederbörd föll under provtagningsperioden och samtlig nederbörd var i form av regn. Nederbördsdata har hämtats från SMHI:s klimatstation på Arlanda, som ligger ca en mil från Märsta, och redovisas i Figur 14 nedan.

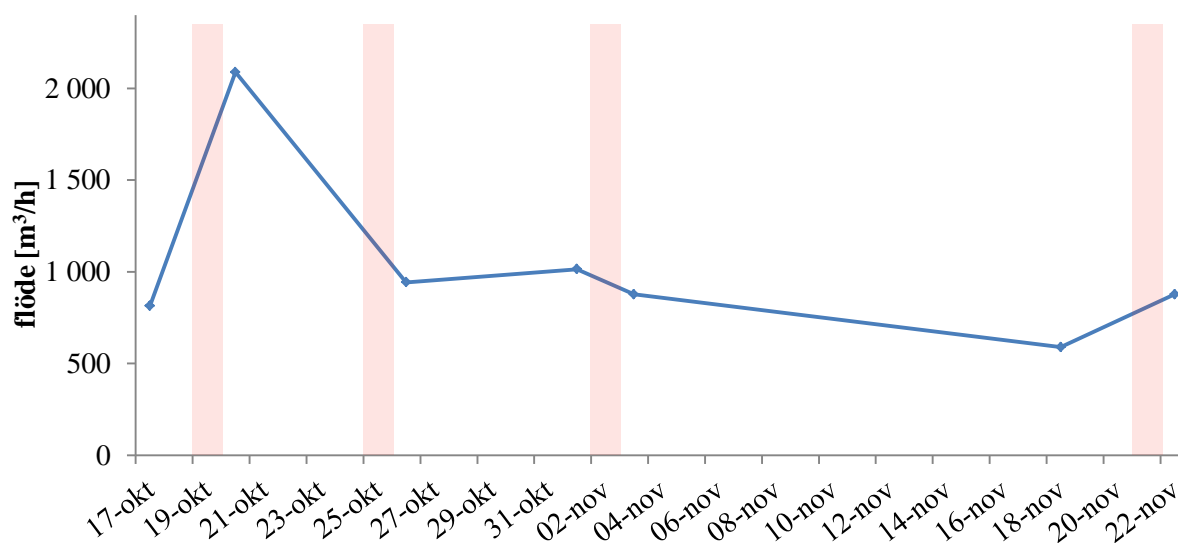


Figur 14. Nederbörd i mm under provtagningsperioden från Arlanda klimatstation (SMHI, 2011).

Totala mängden nederbörd som föll under denna period var 33,6 mm. Medelvärde för samma period åren 1963-2010 var 68,6 mm nederbörd (SMHI, 2011), det vill säga mer än dubbelt så stor mängd som för nuvarande år.

### 5.2.2 Vattenföringen i tunneln

I Figur 15 redovisas det totala flödet i tunneln under provtagningsperioden. Det totala flödet är summan av det beräknade flödet över skibordet och det approximerade flödet i röret i botten av skibordet.



Figur 15. Flödet i tunneln där staplarna representerar provtagningsdatumen.

### 5.2.3 Bäckens flödesbidrag

En sammanställning av beräkningarna av flödet i bäcken, efter mätning av hastigheten i olika sektioner över tvärsnittet, visas i Bilaga 1. Bäckens totala flöde, det vill säga alla sektionernas flödesbidrag summerat, mättes den 17 oktober 2011 och blir enligt beräkningarna 71 m<sup>3</sup>/h.

Vid tidpunkten för flödesmätningen i bäcken uppskattas det totala flödet vid tunnelmynningen till 815 m<sup>3</sup>/h. Detta medför att bäckens bidrag till flödet i tunneln var ca 8 %. Eftersom flödet i bäcken mättes den 17 oktober och den första provtagningen skedde några dagar senare, den 19-20 oktober, måste bäckens flödesbidrag vid provtagningstillfället uppskattas. Vid tidpunkten för provtagningen var det totala flödet i tunneln betydligt högre (över 2000 m<sup>3</sup>/h) än det var då flödet i bäcken uppmättes.

### 5.3 ANALYSRESULTAT

På grund av bäckens låga procentuella flödesandel till det totala flödet redovisas analysresultaten från provtagningen i Provpunkt 2 i Bilaga 3. Analysresultaten från Provpunkt 1 och 3 redovisas nedan.

För att kunna sammanföra resultaten i kombinerade diagram används förkortningar enligt Tabell 4 nedan.

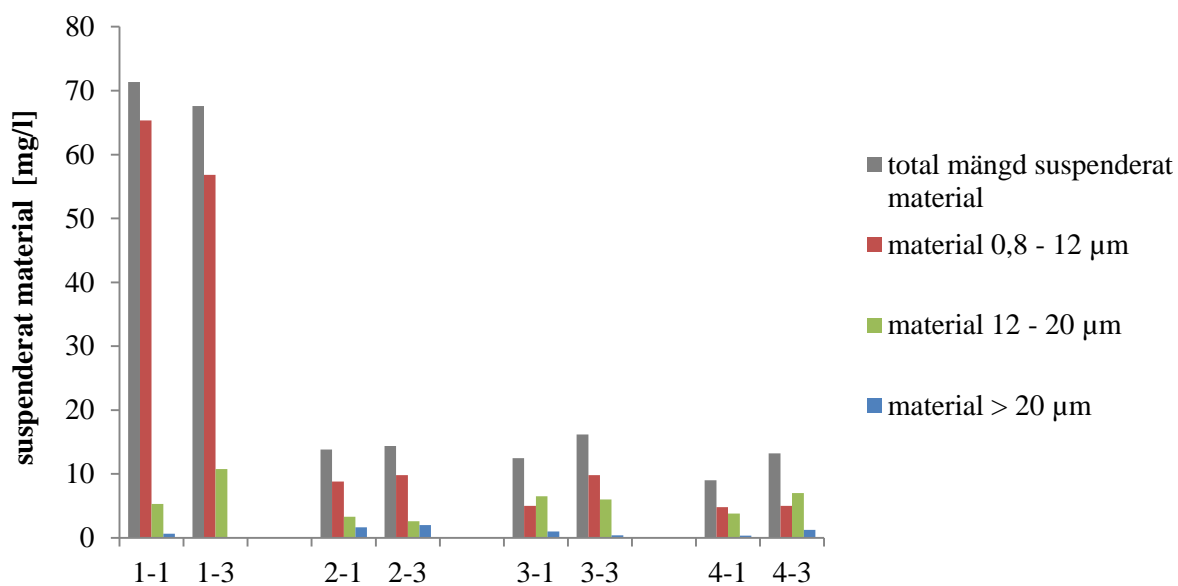
Tabell 4. Förklaring till de förkortningar som används i följande grafer och diagram.

	provtagning 1	provtagning 2	provtagning 3	provtagning 4
<b>Provpunkt 1</b>	1-1	2-1	3-1	4-1
<b>Provpunkt 3</b>	1-3	2-3	3-3	4-3

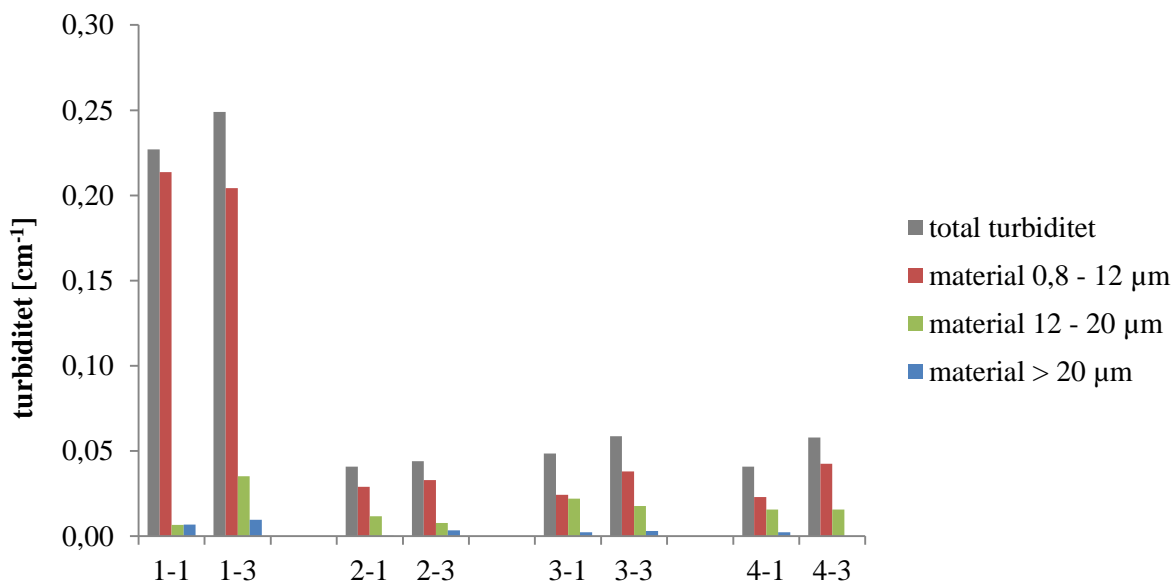
#### 5.3.1 Partikelstorleksfördelningen i vattnet

I Figur 16 redovisas den totala mängden suspenderat material för samtliga provtagningar samt hur denna är fördelad i olika storleksintervall. Halterna av suspenderat material var som högst 71,3 mg/l i Provpunkt 1 och 67,6 mg/l i Provpunkt 3. Båda dessa halter uppmättes vid högt flöde. Den lägsta halten suspenderat material som uppmättes var 9 mg/l i Provpunkt 1 respektive 13,3 mg/l i Provpunkt 3. I Bilaga 2 finns en tabell med fullständig redovisning av halterna suspenderat material samt fördelningen i partikelstorleksintervall.

I Figur 17 visas resultatet av turbiditetsmätningen för vattnet i Provpunkt 1 och Provpunkt 3 för samtliga provtagningar.

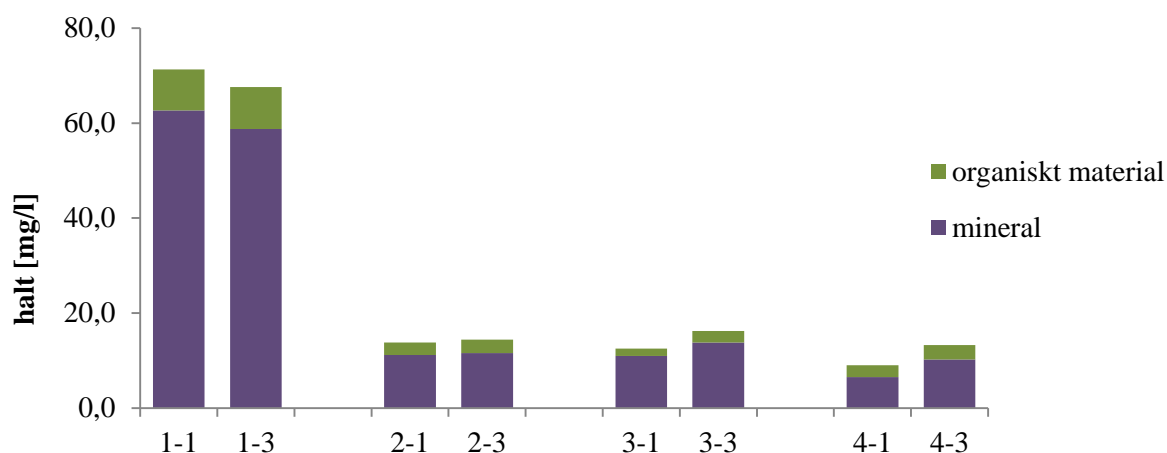


Figur 16. Total mängd suspenderat material samt hur denna är fördelad i olika partikelstorleksintervall.



Figur 17. Total turbiditet samt turbiditet uppdelat i partikelstorleksintervall.

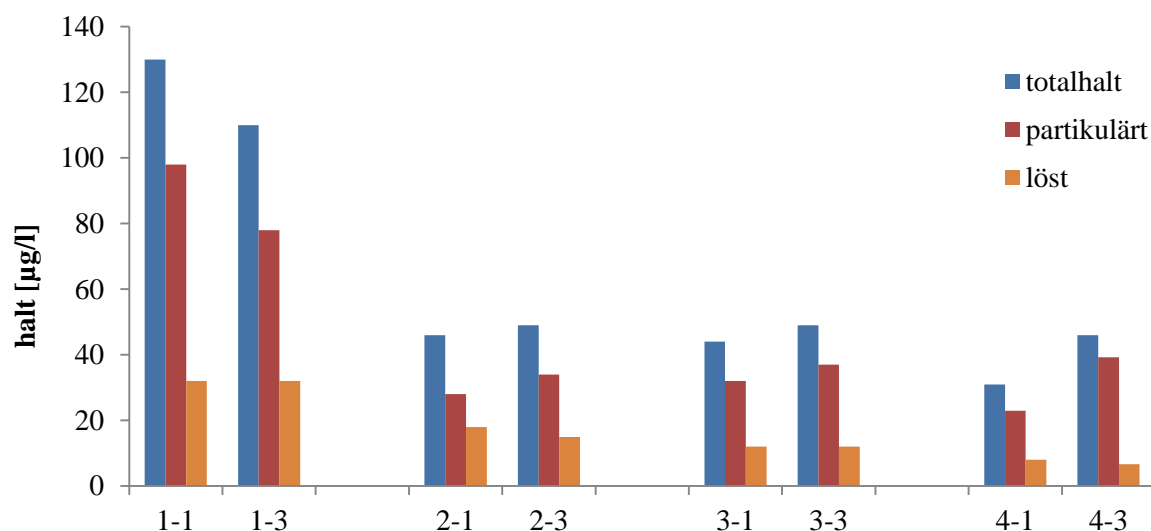
I Figur 18 visas resultatet av glödningen, där halten organiskt material i vattnet togs fram, samt fördelningen mellan mineral och organiskt material i vattnet för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga provtagningar.



Figur 18. Fördelning av organiskt material och mineral i de partiklarna som fanns i vattnet i båda provpunkterna vid samtliga provtagningar.

### 5.3.2 Fosfor i vattnet

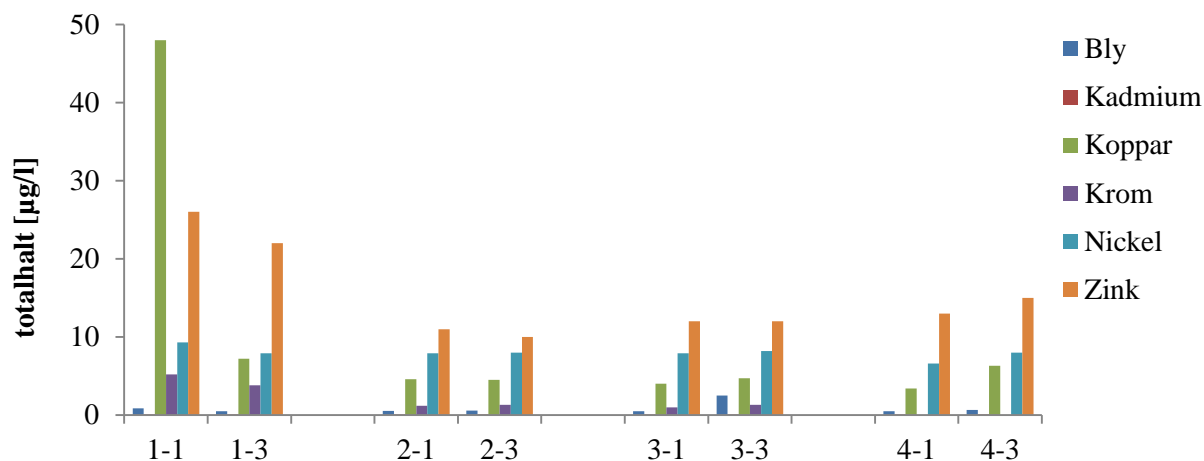
I Figur 19 redovisas totalhalt, partikulär och löst andel av fosfor i vattnet i Provpunkt 1 respektive Provpunkt 3 vid samtliga fyra provtagningar. Totalfosforhalterna varierade mellan 130  $\mu\text{g P/l}$  som mest och 31  $\mu\text{g P/l}$  som lägst. Medelvärde för totalfosfor för Provpunkt 1 är 62,8  $\mu\text{g P/l}$  och för Provpunkt 3 63,5  $\mu\text{g P/l}$ . Fullständig redovisning av fosforhalterna finns i Bilaga 2.



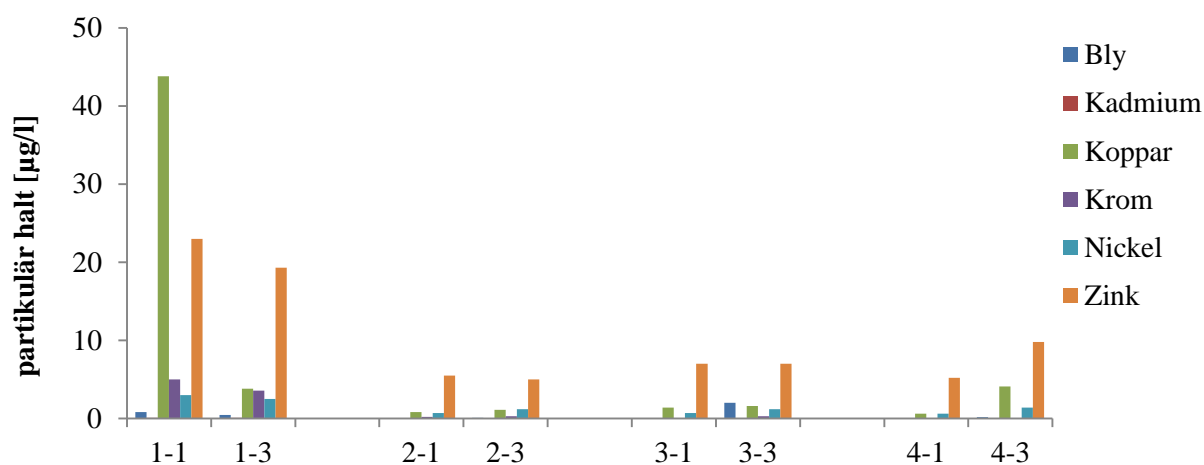
Figur 19. Totalhalt, partikulärt bunden samt andel löst andel fosfor för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga provtagningar i  $\mu\text{g/l}$  vatten.

### 5.3.3 Tungmetaller i vattnet

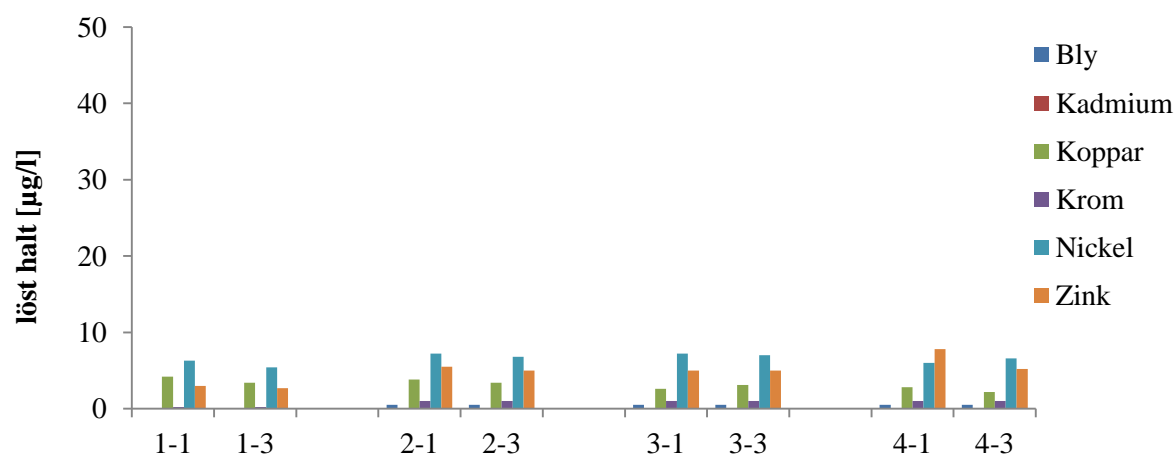
I följande grafer, Figur 20-22, redovisas totalhalt, partikulär och löst andel av de sex undersökta tungmetallerna bly, kadmium, koppar, nickel och zink i vattnet i Provpunkt 1 respektive Provpunkt 3 vid samtliga fyra provtagningar. Kadmiumhalterna var mycket låga och låg under detektionsgränsen på 0,1  $\mu\text{g/l}$  vid samtliga provtagningar. Fullständig redovisning av halterna för respektive tungmetall finns i Bilaga 2.



Figur 20. Totalhalt tungmetaller i vattnet för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga provtagningar.



Figur 21. Halten partikulärt bundna tungmetaller i vattnet för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga provtagningar.



Figur 22. Halten av lösta tungmetaller i vattnet för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid de fyra provtagningarna.

### 5.3.4 Sedimentens mäktighet

Sedimentens karaktär var mycket dyg i båda provpunkterna och såg inte ut att innehålla några inslag av grövre partiklar. Vid Provpunkt 3 kunde dessutom tydliga skiktningar urskiljas som skulle kunna vara årliga sedimentationslager. Varje skikt var ca 3-4 cm tjockt vilket indikerar på en sedimentationstakt på ca 3-4 cm/år vid tunnelns slut. Den övre delen av

sedimentproppen var dock lös utan tydliga skiktningar. I Figur 23 visas sedimentproppar från Provpunkt 1 till vänster och Provpunkt 3 till höger.

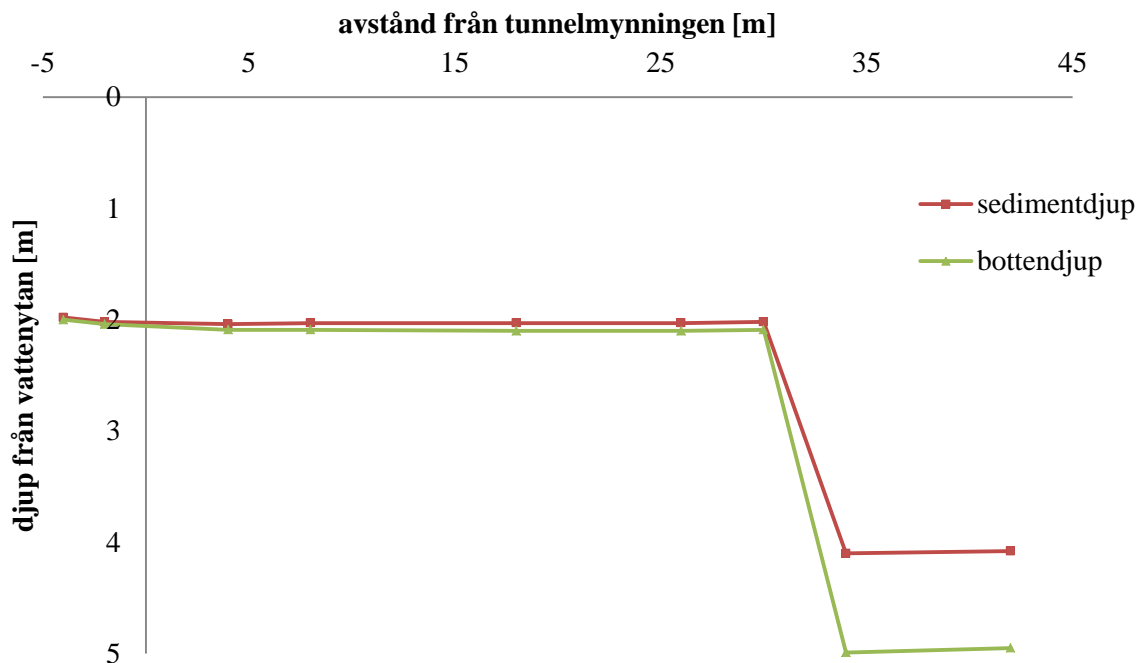


Figur 23. Sedimentproppar från de olika provtagningspunkterna, Provpunkt 1 till vänster och Provpunkt 3 till höger. Rörens längd var 50 cm.

Vid sedimentprovtagningen mättes sedimentdjupet i Provpunkt 1 till 24 cm. Djupet från vattenytan till tunnelbotten i denna provpunkt var, vid tidpunkten för sedimentprovtagningen, ca 4 meter. Vid detta tillfälle gick sedimentmäktigheten ej att mäta i Provpunkt 3, på grund av att mätutrustningen (4 m lång) inte räckte till. Därför gjordes ett andra försök att mäta mäktigheten i Provpunkt 3 vid en senare tidpunkt. Resultaten visas i Tabell 5 och illustreras i Figur 24, där mätningen börjar vid tunnelmynningens början och mätningarna -4 och -2 är gjorda på platån mellan skibordet och tunnelmynningen, se Figur 12.

Tabell 5. Sammanställning av resultaten från mätning av sedimentmäktigheten i tunneln där mätningarnas referenspunkt (0) är satt till tunnelmynningens början och -4 är vid skibordet.

<b>Avstånd från tunnelmynning [m]</b>	<b>-4</b>	<b>-2</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>18</b>	<b>26</b>	<b>30</b>	<b>34</b>	<b>42</b>
<b>Djup från vattenyta till sedimentyta [cm]</b>	198	202	204	203	203	203	202	410	408
<b>Djup från vattenyta till tunnelbotten [cm]</b>	200	204	209	209	210	210	209	499	495
<b>Sedimentmäktighet [cm]</b>	2	2	5	6	7	7	7	89	87



Figur 24. Graf över hur sedimentdjup och bottendjup förändras med avståndet från tunnelmynningen.

### 5.3.5 Sedimentdensitet, torrsubstans och innehåll av organiskt material

Sedimentprovernans densitet, torrsubstans samt innehåll av organiskt material visas i Tabell 6 nedan.

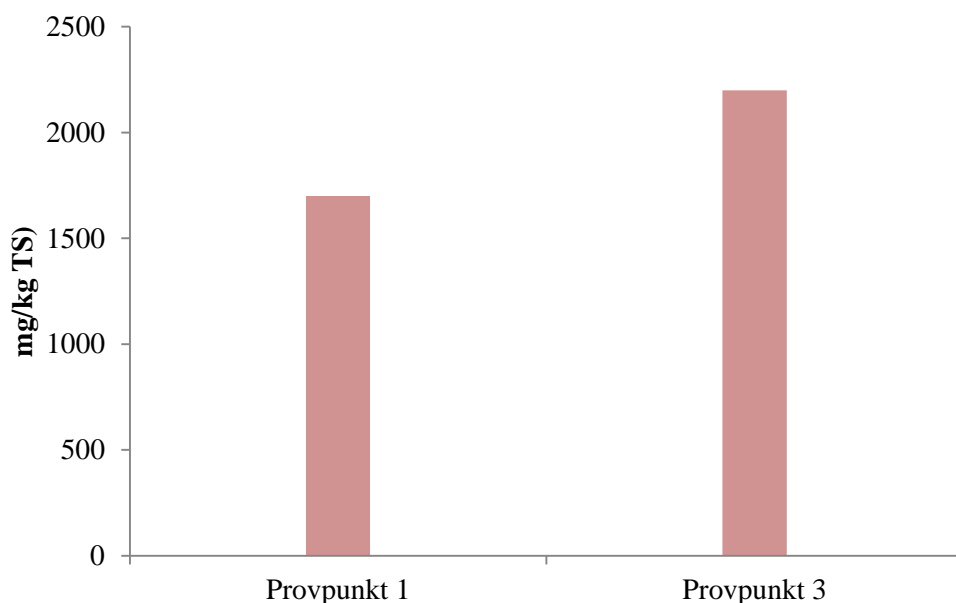
Tabell 6. Sammanställning av sedimentdensitet, torrsubstans samt sedimentens innehåll av organiskt material (glödgningsförlust).

	densitet [kg/m <sup>3</sup> ]	torrsubstans [%]	glödgningsförlust [%]
<b>Provpunkt 1</b>	1019	30,3	8,7
<b>Provpunkt 3</b>	1057	31,7	8,4

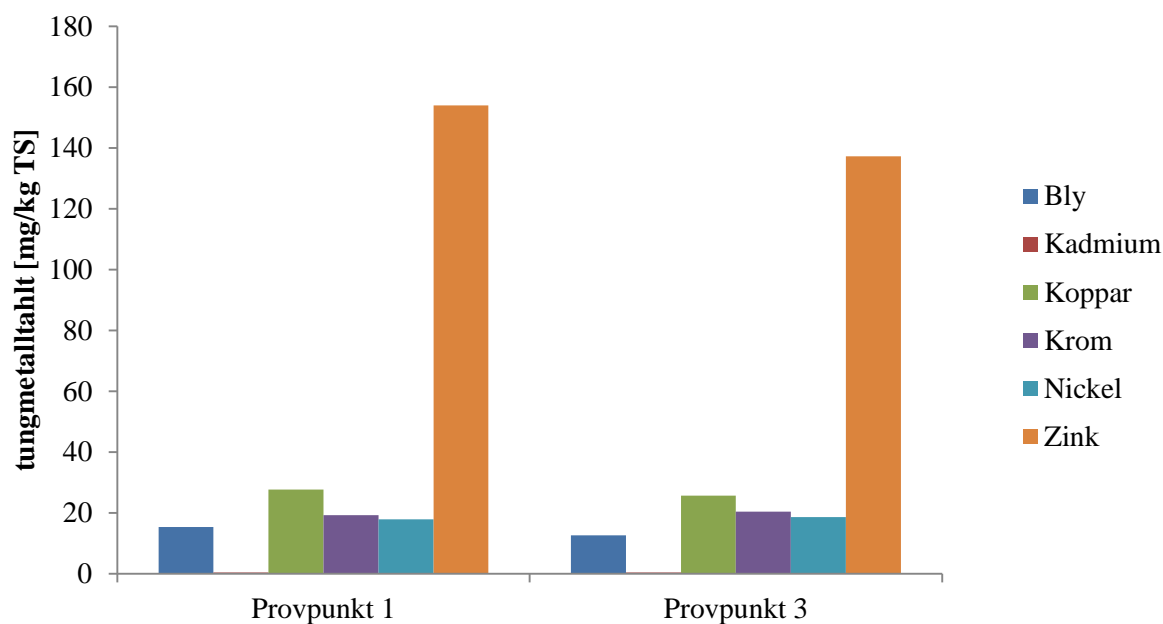
### 5.3.6 Fosfor och tungmetallinnehåll i sediment

Resultaten från analys av fosfor och tungmetaller i sedimentproverna från Provpunkt 1 och Provpunkt 3 redovisas i Figur 25-26. Kadmiumhalten var mycket låg, endast 1,1 mg/kg TS för båda provpunkterna.





Figur 25. Fosforhalt i sedimenten i Provpunkt 1 och Provpunkt 3.



Figur 26. Halter av tungmetaller i sedimenten i Provpunkt 1 och Provpunkt 3.

#### 5.4 AVSKILJNING AV FÖRORENINGAR

I Tabell 7 och 8 visas en sammanställning från beräkningarna av den relativa koncentrationsminskningen samt massaavskiljningen av totalhalter för tungmetaller, fosfor och suspenderat material mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3. I Tabell 9 visas den totala relativa massaavskiljningen för de fyra provtagningsdyggen. Massaavskiljningsberäkningarna är baserade på flöden enligt Figur 15, det vill säga 2089 m<sup>3</sup>/h för provtagning 1, 943 m<sup>3</sup>/h för provtagning 2 och 877 m<sup>3</sup>/h både för provtagning 3 och 4.

Tabell 7. Sammanställning av den relativa koncentrationsminskningen av totalhalter för tungmetaller och fosfor mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3.

	provtagning 1			provtagning 2			provtagning 3			provtagning 4		
	provpunkt		red.	provpunkt		red.	provpunkt		red.	provpunkt		red.
	1	3		1	3		1	3		1	3	
	[µg/l]		[µg/l]		[µg/l]		[µg/l]		[µg/l]		[µg/l]	
<b>Pb</b>	0,85	0,5	<b>41,2</b>	0,53	0,58	<b>-9,4</b>	0,5	2,5	<b>-400,0</b>	0,5	0,66	<b>-32,0</b>
<b>Cd</b>	0,1	0,1	<b>0,0</b>	0,1	0,1	<b>0,0</b>	0,1	0,1	<b>0,0</b>	0,1	0,1	<b>0,0</b>
<b>Cu</b>	48	7,2	<b>85,0</b>	4,6	4,5	<b>2,2</b>	4,0	4,7	<b>-17,5</b>	3,4	4,7	<b>-38,2</b>
<b>Cr</b>	5,2	3,8	<b>26,9</b>	1,2	1,3	<b>-8,3</b>	1,0	1,3	<b>-30,0</b>	1,0	1,0	<b>0,0</b>
<b>Ni</b>	9,3	7,9	<b>15,1</b>	7,9	8,0	<b>-1,3</b>	7,9	8,2	<b>-3,8</b>	6,6	8,0	<b>-21,2</b>
<b>Zn</b>	26,0	22,0	<b>15,4</b>	11,0	10,0	<b>9,1</b>	12,0	12,0	<b>0,0</b>	13,0	15,0	<b>-15,4</b>
<b>P</b>	130	110	<b>15,4</b>	46	49	<b>-6,5</b>	44	49	<b>-11,4</b>	31	46	<b>-48,4</b>

Tabell 8. Sammanställning av massaavskiljningen per dygn mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3 av totalhalter för tungmetaller, fosfor och suspenderat material.

	provtagning 1			provtagning 2			provtagning 3			provtagning 4		
	provpunkt		red.	provpunkt		red.	provpunkt		red.	provpunkt		red.
	1	3		1	3		1	3		1	3	
	[kg/dygn]			[kg/dygn]			[kg/dygn]			[kg/dygn]		
<b>Pb</b>	0,04	0,03	<b>0,02</b>	0,01	0,01	<b>0,0</b>	0,01	0,05	<b>-0,04</b>	0,01	0,01	<b>0,0</b>
<b>Cd</b>	0,01	0,01	<b>0,0</b>	0,0	0,0	<b>0,0</b>	0,0	0,0	<b>0,0</b>	0,0	0,0	<b>0,0</b>
<b>Cu</b>	2,41	0,36	<b>2,05</b>	0,10	0,10	<b>0,0</b>	0,08	0,10	<b>-0,01</b>	0,07	0,10	<b>-0,03</b>
<b>Cr</b>	0,26	0,19	<b>0,07</b>	0,03	0,03	<b>0,0</b>	0,02	0,03	<b>-0,01</b>	0,02	0,02	<b>0,0</b>
<b>Ni</b>	0,47	0,40	<b>0,07</b>	0,18	0,18	<b>0,0</b>	0,17	0,17	<b>-0,01</b>	0,14	0,17	<b>-0,03</b>
<b>Zn</b>	1,30	1,10	<b>0,20</b>	0,25	0,23	<b>0,02</b>	0,25	0,25	<b>0,00</b>	0,27	0,32	<b>-0,04</b>
<b>P</b>	6,52	5,51	<b>1,00</b>	1,04	1,11	<b>-0,07</b>	0,93	1,03	<b>-0,11</b>	0,65	0,97	<b>-0,32</b>
<b>susp.</b>												
<b>mtrl.</b>	3574	3389	<b>185,5</b>	312,3	325,9	<b>-13,6</b>	263,1	341,0	<b>-77,9</b>	189,4	279,9	<b>-90,5</b>

Tabell 9. Relativ massaavskiljning av tungmetaller, fosfor och suspenderat material för de 4 provtagningsdygnen.

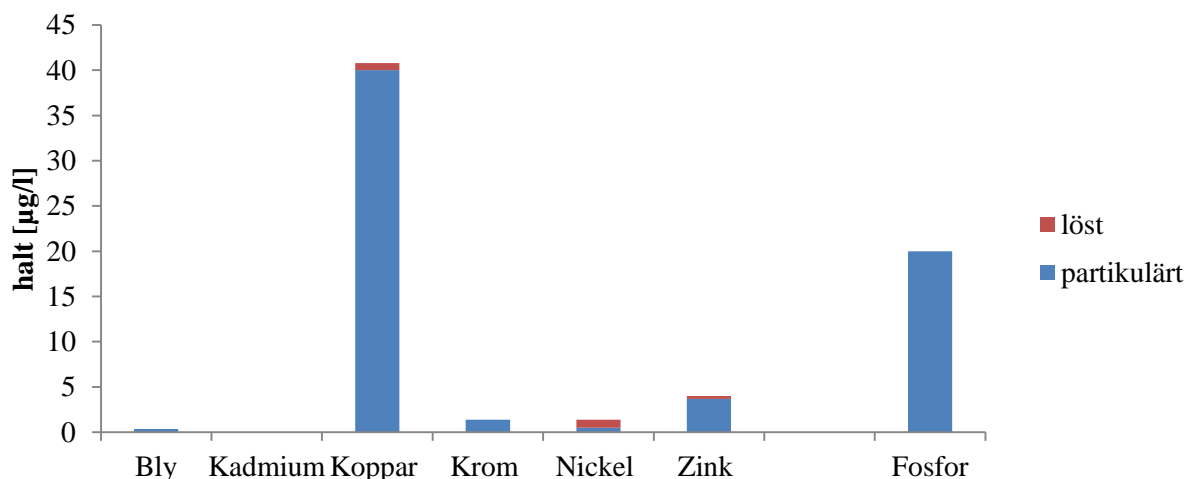
	summa avskiljning	total intransport (Provpunkt 1)	relativ massaavskiljning
	[kg]	[kg]	[%]
<b>Pb</b>	-0,03	0,08	-38,4
<b>Cd</b>	0,00	0,01	0,0
<b>Cu</b>	2,01	2,67	75,2
<b>Cr</b>	0,06	0,33	18,7
<b>Ni</b>	0,03	0,95	3,4
<b>Zn</b>	0,18	2,08	8,7
<b>P</b>	0,51	9,14	5,6
<b>susp</b>			
<b>mtrl.</b>	3,54	4339	0,08

## 5.5 OLIKA FLÖDESSITUATIONERS PÅVERKAN

Även om betydligt högre flöden har uppmätts i samband med tidigare gjorda flödesmätningar för NOS-projektet, var flödet vid provtagningsomgång 1, drygt 2000 m<sup>3</sup>/h, det högst uppmätta flödet för denna studie. För att kunna jämföra med lågt flöde visas avskiljningen från provtagning 1 som högt flöde och ett medelvärde för avskiljningen för provtagning 2, 3 och 4 som lågt flöde.

### 5.5.1 Höga flödessituationer

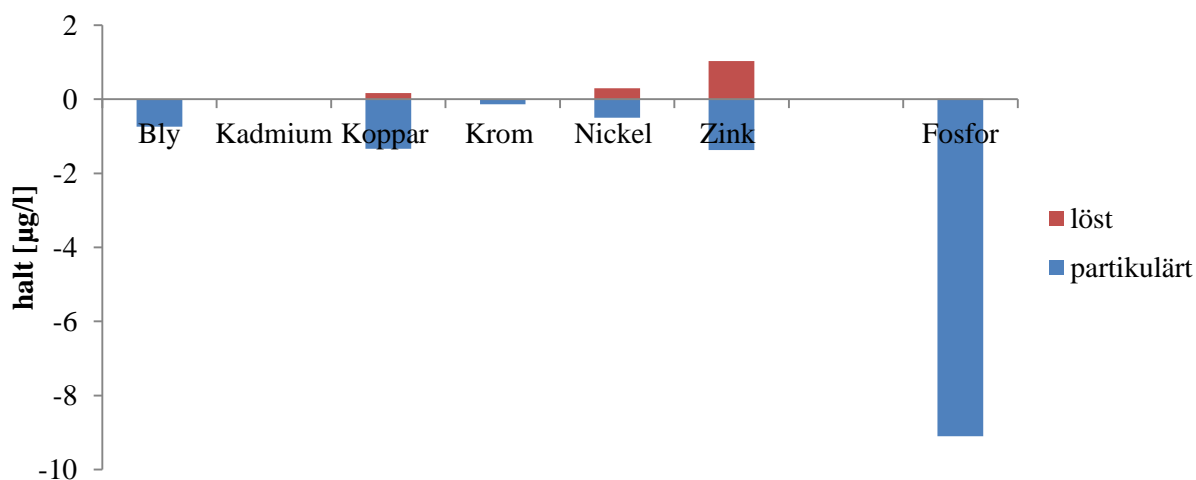
I Figur 27 illustreras avskiljningen mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3 uppdelat i fraktioner. Detta för att kunna bedöma vilken fraktion som avskiljs vid högt flöde.



Figur 27. Förändring av partikulär och löst halt tungmetaller mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid högt flöde.

### 5.5.2 Låga flödessituationer

För de tre sista provtagningsomgångarna var flödet lågt och av relativt samma storlek (943 m<sup>3</sup>/h, 877 m<sup>3</sup>/h respektive 877 m<sup>3</sup>/h). Därför visar följande figur, Figur 28, ett medelvärde på förändringen för samtliga tre provtagningar vid lågt flöde, det vill säga avskiljningen i µg/l uppdelat i fraktioner, från Provpunkt 1 till Provpunkt 3, vid lågt flöde. Negativa värden innebär högre halter i Provpunkt 3 än i Provpunkt 1 och därför får avskiljningen ett negativt värde.



Figur 28. Förändring av partikulär och löst halt tungmetaller mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid lågt flöde (medelvärde).

I Tabell 10 visas medelvärden på tungmetall- och fosforhalter samt massan av tungmetaller och fosfor per år i Provpunkt 1 och Provpunkt 3, samt medelvärde på den relativa avskiljningen av tungmetaller och fosfor. Medelvärdet på blyhalten är dock något tveksamt då värdet från analys 3, Provpunkt 3, var ca fem gånger högre än övriga analysvärden för bly.

Tabell 10. Medelvärden på tungmetall- och fosforhalter, massa tungmetaller och fosfor per dygn i Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid lågt flöde samt den relativa avskiljningen per dygn av tungmetaller och fosfor baserat på dessa medelvärden.

	$Q_{\text{medel}}$ [m <sup>3</sup> /h]	Provpunkt 1		Provpunkt 3		avskiljning [%]
		$C_{\text{medel}}$ [µg/l]	$m_{\text{medel}}$ [kg/dygn]	$C_{\text{medel}}$ [µg/l]	$m_{\text{medel}}$ [kg/dygn]	
<b>Pb</b>	899	0,5	0,01	1,2	0,03	-144,4
<b>Cd</b>	899	0,1	0	0,1	0	0,0
<b>Cu</b>	899	4,0	0,09	4,6	0,10	-15,8
<b>Cr</b>	899	1,1	0,02	1,2	0,03	-12,5
<b>Ni</b>	899	7,5	0,16	8,1	0,17	-8,0
<b>Zn</b>	899	12,0	0,26	12,3	0,27	-2,8
<b>P</b>	899	40,3	0,87	48,0	1,04	-19,0

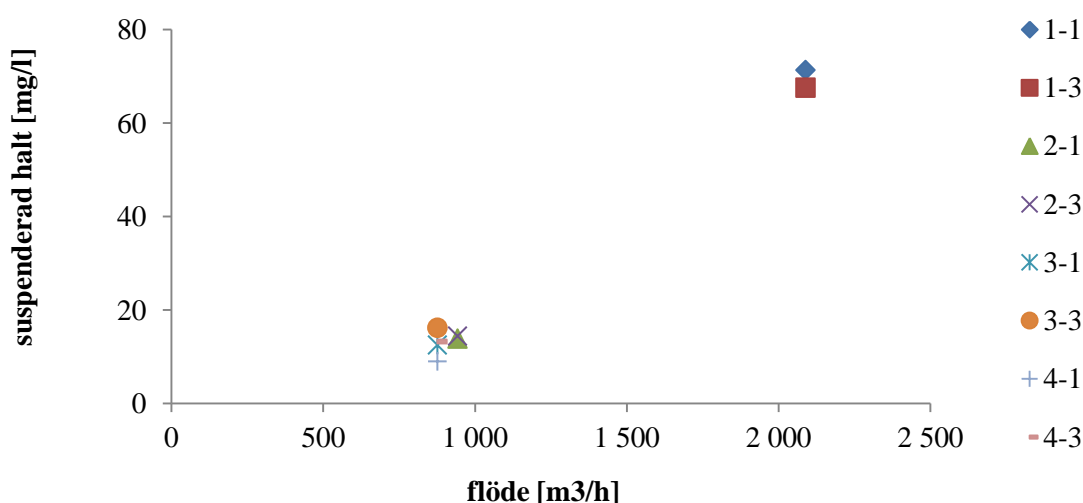
## 6 DISKUSSION

### 6.1 FLÖDEN

Då väldigt lite nederbörd föll över dagvattenanläggningens avrinningsområde under provtagningsperioden (19 oktober – 22 november), endast hälften av medelnederbörden för samma period de senaste 40 åren, var följaktligen flödet i tunneln också väldigt lågt vid samtliga provtagningar förutom vid den första då 18,2 mm regn hade fallit. Ett litet uppehåll i provtagningen gjordes innan den sista provtagningen skulle genomföras, med förhoppningen om att kunna pricka in ett regn. På grund av tidsbrist samt risk för frost och snö vid för lång uppskjutning av den sista provtagningsomgången genomfördes provtagningen i slutet av november, trots att flödet då fortfarande var lågt. Detta innebär att förhoppningen om att fånga upp flera olika flödessituationer, vilket var syftet med att genomföra fyra provtagningar, tyvärr inte uppfylldes i önskad omfattning. Det högsta flödet som uppmättes var alltså vid den första provtagningsomgången då flödet i tunneln beräknades till ca 2000 m<sup>3</sup>/h och det lägsta vid de två sista provtagningarna då flödet var 877 m<sup>3</sup>/h. Vid tidigare flödesmätningar i NOS-projektet för perioden maj-oktober 2009 har flödet varierat mellan 300 m<sup>3</sup>/h och 10 000 m<sup>3</sup>/h med medelvärden kring 940 m<sup>3</sup>/h (Andersson m.fl., 2012).

### 6.2 SUSPENDERAT MATERIAL OCH PARTIKELSTORLEKSFÖRDELNING

Figur 29 nedan illustrerar hur den suspenderade halten i vattnet förändras med flödet i tunneln för samtliga provtagningar och visar att den suspenderade partikelhalten ökar vid ett högre flöde i tunneln. Detta innebär troligtvis att om en provtagning hade genomförts vid ännu högre flöde hade även partikelhalten i vattnet varit större vid detta tillfälle.



Figur 29. Den suspenderade partikelhaltens förändring med flödet vid de fyra provtagningarna för båda provpunkterna. Förkortningarna följer systemet enligt Tabell 4.

Generellt visar analysresultaten vidare att partikelstorleksfördelningen i dagvattnet inte skiljer sig avsevärt åt mellan provpunkterna. Dock visar filtreringen, med efterföljande viktanalys, (Figur 16) en genomgående trend med en något högre mängd suspenderat material i Provpunkt 3 än i Provpunkt 1, vilket var ett något oväntat resultat. En anledning till detta, förutom mätosäkerheten, kan vara att då provtagningen i Provpunkt 3 skedde efter att vattnet har letts genom röret i botten av skibordet, kan flödet, lokalt vid mätpunkten, bli väldigt turbulent, vilket kan medföra lokal resuspension av partikulärt material. Dessutom kan vattenproven i Provtagningspunkt 1 tagits lite högre upp i vattenmassan, och därför påverkat innehållet av suspenderat material eftersom en vissa partiklar håller på att sedimentera och därför sannolikt befinner sig lägre ner i vattenmassan.

Vidare visar filtreringsanalysen, enligt Figur 16, att det finns mycket liten mängd stora partiklar i vattnet. Det dominerande storleksintervallet på partiklarna är 0,8-12  $\mu\text{m}$ . Mycket liten andel av partiklarna är större än 12  $\mu\text{m}$ , vilket vidare innebär att också en mycket liten andel av partiklarna faktiskt kan sedimentera i tunneln, eftersom partiklar i storleksklass med kolloider (<10  $\mu\text{m}$ ) eller mindre ej kan sedimentera utan koagulering eller flockulering, som nämnt i avsnitt 3.3.1.

### 6.3 TUNGMETALLER

Generellt kan sägas att tungmetallhalterna i vattnet är relativt låga för att vara dagvatten. Då vattnet i tunneln inte enbart består av dagvatten utan även av vatten från Märstaån kan dock metallhalterna ses som relativt höga. En jämförelse mellan medelvärdena för de två provpunkterna och mätningar av metallhalterna på Märstaåns vatten (Tabell 11), utförda nära tunneln, mellan åren 1997-2011 (SLU, 2012) visar dock att halterna i tunneln är relativt lika halterna för Märstaåns vatten.

Tabell 11. Jämförelse mellan medelhalter i Märstaåns vatten och medelhalterna för de fyra provtagningarna i de olika provpunkterna i tunneln.

	<b>Pb</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Zn</b>
<b>Provpunkt 1</b> <sub>(medel)</sub> [ $\mu\text{g/l}$ ]	0,6	0,1	15,0	2,1	7,9	15,5
<b>Provpunkt 3</b> <sub>(medel)</sub> [ $\mu\text{g/l}$ ]	1,0	0,1	5,7	1,9	8,0	14,8
<b>Märstaån</b> <sub>(medel)</sub> [ $\mu\text{g/l}$ ]	1,5	0,1	5,7	2,6	7,5	19,3

Samtliga halter av tungmetaller som hör till de prioriterade ämnena enligt ramdirektivet för vatten, det vill säga bly, nickel och kadmium, ligger dock under den satta miljö kvalitetsnormen för respektive metall som nämns i avsnitt 3.1.1. Vad gäller de ämnen som hör till gruppen särskilt förorenande ämnen, det vill säga krom, koppar och zink, ligger krom och koppar under de föreslagna gränsvärdena med ett undantag för koppar, som vid den första provtagningen, alltså vid relativt högt flöde, ligger strax över detta gränsvärde. Gränsvärdet för zink är rekommenderat till 2-8  $\mu\text{g/l}$  för den lösta fraktionen beroende på vattnets hårdhetsgrad. Enligt vattenkemidata från Märstaån (SLU, 2012) är detta vattnet klassat som hårt. Då det är rimligt att anta att vattnet i dagvattentunneln har relativt lika hårdhetsgrad så gäller därför det övre gränsvärdet för zink. Samtliga halter av zink ligger enligt analyserna över det lägre gränsvärdet på 3  $\mu\text{g/l}$  och även om vissa halter ligger nära så överskrider inte någon av halterna det övre gränsvärdet på 8  $\mu\text{g/l}$ . Zink utmärker sig dock mot de övriga tungmetallerna och finns genomgående i stor mängd vid både högt och lågt flöde. Denna tungmetall återfinns även i hög halt i sedimenten. Då största utsläppskällan av zink är trafik, samt läckage från tak och andra galvaniserade produkter, kan de höga halterna eventuellt förklaras med den relativt stora delen hårdgjorda ytor (37 %) bestående av vägar, tätort och industri- och flygplatsområde, inom avrinningsområdet.

Resultaten av fältmätningarna visar ett relativt högt pH i dagvattnet vilket är gynnsamt för tungmetallers fastläggning då ett högt pH ger en mer negativ ytladdning på partiklarna och därmed en ökad attraktionskraft till de positiva metallkationerna, som nämnts i avsnitt 3.2.1. I medeltal är den partikulärt bundna andelen tungmetaller högre i dagvattnet än den lösta fraktionen.

I Tabell 12 finns en sammanställning av fördelningen av partikulärt och löst andel av de sex tungmetallerna i studien jämfört med de  $K_d$ -värden som Naturvårdsverket tagit fram som riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009).  $K_d$ -värden tas ofta fram genom lakförsök, men ibland även genom att jämföra uppmätta halter i jord och i grundvatten. Här har den partikulära andelen i vattnet ställts mot den lösta andelen i vattnet. Beräkningarna har

utförts enligt ekvation 1. Då halterna i vattnet är mycket små, och dagvattnet dessutom innehåller mycket lite partiklar, blir den beräknade fördelningskonstanten mycket liten i jämförelse med litteraturvärdena, som är fördelningskonstant för jord. Det går dock att avläsa metallernas mobilitet jämfört med varandra i de båda beräknade fördelningskonstanterna.

Tabell 12. Sammanställning av litteraturvärden samt beräknade  $K_d$  värden för tungmetallerna som studeras i denna undersökning.  $K_{d(\text{vatten})}$  står för den beräknade fördelningskonstanten för löst halt i vattnet mot partikulär halt i vattnet.

	<b>Kd</b> (Naturvårdsverket, 2009)	<b><math>K_{d(\text{vatten})}</math> medel</b>
<b>bly</b>	1800	3,7
<b>kadmium</b>	200	-
<b>koppar</b>	600	1,9
<b>krom</b>	1500	5,0
<b>nickel</b>	300	0,2
<b>zink</b>	600	2,8

Resultaten av detta visar att bly och krom är minst mobila tätt följda av zink. Bly och krom anses även vara några av de minst rörliga tungmetallerna då de absorberar starkt till organiska ämnen och partikelytor. Analysresultaten visar vidare att nickel har den lägsta fördelningskonstanten, bortsett från kadmium, och är därför mest rörlig. Detta stämmer väl överens med Naturvårdsverkets bedömning av metallernas mobilitet. Kadmium har hela tiden legat mycket nära, eller under detektionsgränsen, vilket innebär att resultaten för kadmium är mycket osäkra. Det har därför varit svårt att fastställa fördelningen mellan partikulärt bunden och löst fraktion.

#### 6.4 FOSFOR

Enligt Naturvårdsverkets klassning för sjöar och vattendrag (2004) är fosforhalterna extremt höga ( $>100 \mu\text{g/l}$ , klass 5) vid högt flöde och höga ( $>25 \mu\text{g/l}$ , klass 3) vid lågt flöde i tunneln. Vid tidigare undersökningar av dammarna i Steningedalen avskiljs en del av denna fosfor i dagvattendammarna och halter med medeltal kring  $70 \mu\text{g/l}$  når recipienten Mälaren där halterna i stor grad späds ut. Resultaten visar att avskiljning av fosfor i princip endast sker vid högt flöde och att det då är den partikulärt bundna andelen som avskiljs. Detta beror troligen på att det endast är vid högt flöde som vattnet innehåller en hög andel partikelbundet fosfor. Fraktionen löst fosfor är i stort sett oförändrad med varierande flöde. Då avskiljningen för de fyra provtagningsdyggen tillsammans studeras så kan en nettoavskiljning påvisas.

Fosfathalten och andelen löst fosfor som redovisas i Tabell 2.9 i Bilaga 2, stämmer inte helt överens med varandra. Detta beror på att analysen av löst fosfor, förutom fosfatfosfor, bland annat även kan utgöras av löslig biotillgänglig fosfor i organiska föreningar. Resultaten visar dock på en genomgående högre halt fosfatfosfor och inte tvärt om. Detta kan bero på analysteknik, mätosäkerhet (10 % för fosfor), hantering/lagring av vattnet etc. Proverna som skickades till analys på Eurofins kan till exempel stått en något längre tid i väntan på analys och en del löst fosfor kan då ha omformats till fosfatfosfor.

Fosforhalten i sedimenten i tunneln,  $1,7 \text{ g/kg TS}$  för Provpunkt 1 respektive  $2,2 \text{ g/kg TS}$  för Provpunkt 3, var högre än vad tidigare studier visat för dagvattenanläggningen där medelhalten fosfor låg mellan  $1,08\text{--}1,22 \text{ g/kg TS}$  (Andersson m.fl., 2012). Detta innebär att fosfor verkar avskiljas i tunneln innan vattnet når dagvattenanläggningen.

#### 6.5 SEDIMENT

Sedimentmängdigheten nära tunnelmynningen är större än vid Provpunkt 1, vilket tyder på en ökad nettosedimentation närmare dämnet. Detta går dock inte med säkerhet att fastställa då



sedimentmäktigheten, på grund av säkerhetsskäl, inte har mätts längs hela sträckningen utan endast vid Provpunkt 1, samt ca 40 meter in i tunneln från tunnelmynningen sett. Den antagna ökade sedimentationen i slutet beror med största sannolikhet på att dämnet bildar ett sedimentationsmagasin samt skapar en lägre vattenhastighet i denna del.

Bly, krom och koppar anses, som tidigare nämnts, vara några av de minst rörliga tungmetallerna då de absorberar starkt till organiska ämnen och partikelytor. Sedimentundersökningen visar dock inte högre värden av dessa tungmetaller i sedimenten jämfört med de andra tungmetallerna. I sedimenten är det istället återigen zink som uppvisar det absolut högsta värdet. Övriga tungmetaller ligger på mer eller mindre samma nivå förutom kadmium som finns i mycket, näst intill obefintlig, mängd.

Vid jämförelse med NOS-projektets resultat för den öppna dagvattenanläggningens sediment, enligt Tabell 13 nedan, framkom att samtliga metallhalter i sedimenten i tunneln var högre än de metallhalter som uppmätts i dagvattenanläggningen (Andersson m.fl., 2012). Speciellt utmärkande var zink och bly som uppvisade nära dubbelt så höga halter som medelvärdet för den efterföljande öppna anläggningen. Detta innebär att föroreningar verkar avskiljas i högre grad i tunneln än i den öppna dagvattenanläggningen.

Tabell 13. Jämförelse mellan tungmetallhalter och fosforhalter i sedimenten i tunneln och för tidigare studier av den öppna dagvattenanläggningen (Andersson m.fl., 2012).

	<b>Pb</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Zn</b>	<b>P</b>
<b>Provpunkt 1</b> [mg/kg TS]	44	1,1	79	55	51	440	1700
<b>Provpunkt 3</b> [mg/kg TS]	36	1,1	73	58	53	390	2200
<b>Medelvärde öppen dagvattenanläggning</b> [mg/kg TS]	20	0,61	45	50	38	202	1130

Angående föroreningsinnehållet i sedimenten visar resultatet från sedimentanalyserna ingen större skillnad i tungmetall- eller fosforhalt mellan provpunkterna. Att tungmetall- och fosforhalten i sedimenten inte minskar i riktning mot utloppet kan kanske delvis förklaras av en förmodad ökad sedimentation närmre dämnet. För att ställa detta i jämförelse med sedimentationen i en dagvattendamm, som ofta följer det typiska sedimentationsmönstret, så minskar mängden sedimenterat material då normalt med ett ökat avstånd från inloppet på grund av att de större partiklarna sedimenterar först. Här är sedimentmäktigheten istället större i slutet av tunneln, vilket tyder på en ökad sedimentation, och därmed en större ansamling av föroreningar, med ett minskat avstånd till tunnelmynningen. Detta beror, återigen, antagligen på att dämnet skapar ett sedimentationsmagasin i tunnelns senare del. Dessutom är tunnelns bredd, och därmed tvärsnittsarea, större i slutet av tunneln, vilket bidrar till att minska vattenhastigheten trots att djupen är relativt lika.

En annan orsak till de relativt lika metallkoncentrationerna i provpunkterna är att eftersom den specifika ytan ökar med minskande partikelstorlek binder större partiklar generellt lägre koncentrationer av tungmetaller. Dessa partiklar borde återfinnas i högre grad i Provpunkt 1. Genom samma resonemang binder de finare partiklarna, som transporteras längre med vattenflödet, högre koncentrationer av metallerna. Detta innebär att halten metaller i sedimenten kan vara relativt oförändrad mellan provpunkterna och det är därför svårt att dra slutsatser om avskiljningsförmågan genom att jämföra koncentrationer av tungmetaller i sedimenten.

## **6.6 AVSKILJNING AV FÖRORENINGAR**

Enligt analysresultaten är det endast vid den första provtagningen, alltså vid högre flöde, som en minskning av tungmetall- och fosforhalt sker mellan Provpunkt 1 och Provpunkt 3. Vid lägre flöde visar resultaten mycket låga halter föroreningar i vattnet, men en liten ökning av halterna istället. Denna marginella ökning ligger dock inom felmarginalerna för analyserna, se Tabell 2 i avsnitt 4.4. Då den totala avskiljningen för de fyra provtagningsdyggen istället studeras så sker en nettoavskiljning för fosfor och samtliga tungmetaller utom bly. Den högsta avskiljningen sker på koppar och krom med 75 % respektive 19 %. Det bör dock nämnas i detta sammanhang att en orimligt hög totalhalt för bly vid provtagning 3, se Tabell 2.4 Bilaga 2, angavs på Eurofins analysresultat, vilket kan innebära ett missvisande resultat. Om detta provtagningsdygn räknas bort blir nettoavskiljningen för de övriga tre provtagningsdyggen för bly 20 %, vilket är näst högst efter koppar.

## **6.7 OLIKA FLÖDESSITUATIONERS PÅVERKAN**

Vid den första provtagningen, då flödet i tunneln var relativt högt, visar resultaten av vattenanalyserna på en minskande halt av de partikulärt bundna tungmetallerna samt av den partikulärt bundna fosfor. Den lösta fraktionen var i stort sett lika stor i båda provpunkterna. Detta tyder på att vid högre flöden, då dagvattnet innehåller mer och med största sannolikhet, större partiklar, sker en sedimentation av partikelbundna tungmetaller och fosfor i tunneln mellan Provpunkt 1 och 3.

Vid lägre flöde visar avskiljningen från Provpunkt 1 till Provpunkt 3 negativa resultat, alltså en ökning av halterna till Provpunkt 3. Totalhalter av både fosfor och tungmetaller är dock avsevärt mycket lägre jämfört med vid högt flöde, vilket innebär större mätosäkerhet. Att resuspension skulle ske längs tunnelsträckningen och dra med sig föroreningar till slutet av tunneln, är osannolikt då denna också borde vara låg vid låga flöden. Anledningen till de negativa resultaten följer istället samma resonemang som behandlades i avsnitt 6.2. Att den lösta fraktionen är, i princip, oförändrad mellan provpunkterna, både vid högt och lågt flöde, stärker denna teori.

## **6.8 FELANALYS**

Grävningar strax nedströms Provpunkt 1 pågick under provtagningen vilket kan ha grumlat upp vattnet som sedan runnit i den gamla bäckfåran in i tunneln, vilket vidare kan ha medfört att vattnet i tunnelmynningen innehöll mer suspenderat material än vattnet i brunnen.

Flödesberäkningarna bygger delvis på approximationer av flödet genom röret, vilka i sin tur bygger på gammal flödesdata. Förhållandet mellan flödet över överfallet och flödet genom röret kan ha förändrats sedan dess, vilket gör att approximationen kan vara något felaktig. Dessutom bygger flödesmätningarna över skibordet på manuella mätningar först dagen efter provtagningen ägt rum, och det är detta flöde som används vid beräkningarna. Detta flöde kan dock skilja sig något från flödet vid provtagningsstillfället om väderförhållandena har förändrats. Flödesbestämningen påverkar dock endast massaavskiljningsresultaten.

Vid bestämningen av partikelstorlek var det svårt att vid varje filtrering få ett representativt prov för hela vattenmassan. Partiklar i vattenprovet, som är så pass stora att de sedimenterar omedelbart, är svåra, trots ordentlig omskakning, att få med vid filtrering. På grund av detta kan partikelsammansättningen på den vattenmängd som filtreras skilja sig från en filtrering till nästa, vilket kan medföra missvisande analysresultat gällande partikelstorleksfördelningen. Flera filtreringsförsök skulle ha genomförts på samma vattenprov för att få ett mer representativt resultat.

Mätosäkerheten på analyserna hos Eurofins Laboratorium, samt mätosäkerhet vid egna analyser, är ytterligare en faktor att ta i beaktande vid tolkning av analysresultaten och föroreningshalterna i dagvattnet. Då dessa varierar mellan 10-35% och föroreningshalterna var mycket små, skall analysresultaten tolkas med försiktighet.

Vid provtagningsomgång 1 borde även bidraget från Provpunkt 2 tagits i beaktande då denna fortfarande var i kontakt med tunneln och därmed påverkade halterna av tungmetaller och fosfor i tunnelmynningen. De uppmätta halterna av tungmetaller och fosfor, och även suspenderat material var dock mycket låga, se Bilaga 3, jämfört med halterna för de andra två provpunkterna. Låga halter i kombination av att flödesbidraget från bäcken var litet, medförde att det antogs att Provpunkt 2:s resultat inte skulle påverka resultaten i allt för stor utsträckning.

## 7 SLUTSATS

Resultaten från denna undersökning av dagvattentunneln i Steningedalens reningseffekt visar att en avskiljning av föroreningar sker vid ett relativt högt flöde i tunneln men att avskiljningseffekten minskar vid lägre flöden och att det är främst partikulärt bundna föroreningar som avskiljs. Den ökade avskiljningen av den partikulärt bundna fraktionen av tungmetaller och fosfor vid högre flöden går sannolikt att förklara genom att dagvattnet då innehåller en högre andel suspenderat material, och även större partiklar generellt, som kan sedimentera. Att en relativt liten avskiljning sker i tunneln vid låga flöden beror troligtvis på att partiklarna i dagvattnet är mycket små och generellt återfinns i storleksintervallet för kolloider, vilka är för små för att sedimentera utan flockulering eller koagulering.

Totalt sett sker dock en nettoreduktion av fosfor och tungmetaller för de fyra provtagningsdyggen med störst effekt på koppar, krom och bly, vilket också är de tungmetaller som räknas som minst mobila. Bly och krom är även de metaller som enligt beräkning av ett platsspecifikt  $K_d$ -värde visade sig vara minst rörliga. Nettoreduktionen under de fyra provtagningsdyggen kan dock inte direkt översättas till hur resultatet ser ut för ett helt år, utan ger endast en indikation om att tunneln har en avskiljande effekt.

Vid jämförelse med tidigare undersökningar av den efterföljande öppna dagvattenanläggningens sediment framkom att halten av fosfor och tungmetaller är betydligt högre i tunnelsedimenten än i dagvattenanläggningens sediment, vilket ytterligare tyder på en god avskiljningsförmåga i tunnelns senare del.

En högre sedimentmäktighet samt en högre fosforhalt i Provpunkt 3 jämfört med Provpunkt 1, visar att sedimentationen ökar närmre dämnet och avskiljningen av föroreningar sker i slutet av tunneln och att denna del fungerar som ett sedimentationsmagasin.

## 8 REFERENSER

- Andersson, J., Owenius, S., Stråe, D. (2012). *NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningarna i fem Stockholmskommuner*. Rapport Nr 2012-02. Svenskt Vatten Utveckling
- Berggren K., D., Elert, M., Gustavsson J.P., Jarvis, N., Norrström, A-C. (2006). *Metallers mobilitet i mark*. Rapport 5536, Naturvårdsverket
- Broberg, A. (2003) *Water and sediment analysis*, 4<sup>th</sup> ed., Uppsala University, Department of Limnology, Univeritetstryckeriet, Uppsala
- Brownlow, A.H. (1996). *Geochemistry*. 2<sup>nd</sup> ed., Prentice Hall, New Jersey.
- Clark M., M. (2009). *Transport Modelling for Environmental Engineers and Scientists*. 2<sup>nd</sup> edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey
- Elding, L.I., Erlandsson, U., Tyler, G., Skerfving, S.(2011). *kadmium*. <http://www.ne.se/lang/kadmium>, Nationalencyklopedin, hämtad 2011-10-12
- Enell, M., Larsson, P. (1985). *Fysikaliska och kemiska analysmetoder*. Limnologiska institutionen, Lunds universitet, Lund
- Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M., (2005). *Wiklanders Marklära*. Studentlitteratur, Lund
- Granström, B., Lundh, B., Tyler, G., Winqvist, G., Malmquist, J. (2011). *koppar*. <http://www.ne.se/lang/koppar>, Nationalencyklopedin, hämtad 2011-10-12
- Hambraeus, L., Björn, L. O. (2011). *zink*. <http://www.ne.se/lang/zink>, Nationalencyklopedin, hämtad 2011-09-21.
- Fällman, A-M., Holby, O., Lundberg, K.(2001). *Kolloidernas betydelse för hållfasthet och föroreningstransport i jord*. Rapport No 60, Statens Geologiska Institut, Linköping
- Färm, C., (2003). *Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation*. VA-Forsk rapport Nr 2003-16. Svenskt Vatten AB
- German, J. (2001). *Stormwater sediments, removal and characteristics*. Department of Water Environmental Transport, Chalmers University of Technology. Sweden
- Grant, D., M., Dawson, B., D. (2001). *Isco Open channel Flow measurement Handbook*. 5<sup>th</sup> edition. Isco, Inc., Nebraska
- Gustavsson, J.P., Elert, M., Berggren K., D., Jarvis, N. (2007). *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Rapport 5741, Naturvårdsverket
- Harris, D. C. (2007). *Quantitative chemical analysis*. 7<sup>th</sup> ed. W. H. Freeman and Company, United States of America
- Häggström, S. (1999). *Hydraulik för V-teknologer*. Upplaga 3, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg
- Kadlec, R. H. (2005): *Phosphorus Removal in Emergent Free Surface Wetlands*, Journal of Environmental Science and Health, Part A, 40:6-7, 1293-1306

- Kadlec, R. H., Wallace S. D. (2009). *Treatment Wetlands*, 2<sup>nd</sup> ed., CRC Press, USA. ISBN: 978-1-55670-526-4
- Karlsson, K. (2009). *Characterisation of Pollutants in Stormwater Treatment Facilities*. Division of Architecture and Infrastructure. Department of Civil, Mining and Environmental Engineering. Luleå University of Technology, Sweden. (Doctoral Thesis)
- Larsson, L., Rogbeck, J., Håkansson, K. (2007). *Passiva filterbarriärer – vägledning*. Varia 586. Statens Geologiska Institut
- Larm, T., Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet I Stockholms dagvatten*. Rapport SWECO AB i samarbete med Stockholm stad och Stockholm Vatten AB
- Larm, T. (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Svenskt vatten- och avloppsföreningen, VAV i samarbete med KTH och Stockholm Vatten AB
- Lantmäteriet (2012). <http://kso.lantmateriet.se/kartsok/kos/index.html>. hämtad 2012-02-20
- Livsmedelsverket. (2001). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. SLVFS: 2001:30
- Marshall, T.J., Holmes, J.W. & Rose, C.W. (1996). *Soil Physics*. 3<sup>rd</sup> ed., Cambridge University Press. USA. ISBN: 0-521-45766-1
- Naturvårdsverket. (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket. (2002). *Metaller i Stad och Land – Miljöproblem och åtgärdsstrategier*. Rapport 5184. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket. (2004). *Fosforutsläpp till vatten år 2010*. Rapport 5364. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket. (2008a). *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i ramdirektivet för vatten*. Rapport 5801. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket. (2008b). *Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen*. Rapport 5799. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark*. Rapport 5976. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm
- Persson, A. (2010). *Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning*. UPTEC W10 018. Examensarbete vid institutionen för mark och miljö, SLU
- Pettersson J. R.. (2009). *Stormwater Ponds for Pollution Reduction*. Department of Sanitary Engineering. Chalmers University of Technology. Sweden
- Sakar, B. (2002). *Heavy metals in the environment*. Marcel Dekker Inc., Toronto
- Sigtuna kommun. (2011). <http://www.sigtuna.se/sv/Miljo--Natur/Nyheter/Nya-dammar-i-Steningedalen>, hämtad 2011-09-08
- SLU. (2012). *Märstaån*. Institutionen för vatten och miljö. [http://info1.ma.slu.se/ma/www\\_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=1494](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=1494). hämtad 2012-02-08

Stumm, W., Morgan, J.J. (1996). *Aquatic Chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2<sup>nd</sup> edition , p.647. Wiley, New York

Svenskt Vatten. (2004). *Publikation P90: Dimensionering av allmänna avloppsledningar*, ISSN: 1651-4947, Svenskt Vatten AB

Tyler, G. (2011). *bly*. <http://www.ne.se/lang/bly>, *nickel*. <http://www.ne.se/lang/nickel>, *krom*. <http://www.ne.se/lang/krom>. Nationalencyklopedin, hämtad 2011-10-12.

Törneman, N., Cox, E., E., Durant, D., N., Azziz, C., Bouwer, E. (2009). *Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden*. Rapport 5895, Naturvårdsverket

Ulén, B. (2005). *Fosforförluster från mark till vatten*. Rapport 5507. Naturvårdsverket

Vikström, M., Gustafsson, L. G., German, J., & Svensson, G. (2004). *Dagvattendammars avskiljningsförmåga - påverkande faktorer och metodik för bedömning*. VA-Forsk rapport Nr 2004-11. Svenskt Vatten AB

Vägverket. (2004). *Vägdagvatten – råd och rekommendationer inför val av miljöåtgärder*. Publikation 2005:195. Enheten för samhälle och teknik

Wittgren, H. B. (1994). *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten*. Rapport 4365. Naturvårdsverket

Walker, D. J., & Hurl, S. (2002). *The reduction of heavy metals in a stormwater wetland*. *Ecological Engineering*, 18:407-414

Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C. (2000). *Handbok för lakvattenbedömning: Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*, IVL Svenska Miljöinstitutet AB., No. B - 1354

### ***Muntliga källor:***

Takner Olsman., Helena. (2011). Eurofins Environment Sweden AB, 2011-11-08

Hees van., Patrick. (2011). Eurofins Environment Sweden AB, 2011-11-21

Nilsson, Paola. (2011). Eurofins Environment Sweden AB, 2011-11-21

SMHI. (2011). Axell, Torny, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, 2011-12-05

# BILAGA 1 – BERÄKNINGAR

## VATTENFÖRINGSBERÄKNINGAR

### Tunneln

Tabell 1.1. Tabell över det beräknade flödet i tunneln under provtagningsperioden.

mätning	SEKTION 1		SEKTION 2		SEKTION 3		RÖR	totalt flöde [m <sup>3</sup> /h]
	nivå [m]	flöde [m <sup>3</sup> /h]	nivå [m]	flöde [m <sup>3</sup> /h]	nivå [m]	flöde [m <sup>3</sup> /h]	flöde [m <sup>3</sup> /h]	
17-okt	0,045	132	0,035	90	0,035	90	502	815
20-okt	0,115	598	0,105	498	0,105	498	495	2089
26-okt	0,055	178	0,045	132	0,045	132	501	943
01-nov	0,060	203	0,050	154	0,050	154	502	1014
03-nov	0,050	154	0,040	110	0,040	110	502	877
18-nov	0,025	55	0,015	25	0,015	25	484	589
22-nov	0,050	154	0,040	110	0,040	110	502	877

### Bäcken

Tabell 1.2. Tabell över den uppmätta vattenhastigheten samt det beräknade totala flödet i bäcken.

sektionsbredd [m]	djup [m]	area [m <sup>2</sup> ]	mättdjup <sub>1</sub> [m]	v [m/s]	mättdjup <sub>2</sub> [m]	v [m/s]	v <sub>medel</sub> [m/s]	Q [m <sup>3</sup> /s]	Q [m <sup>3</sup> /h]
	0	0,000					0	0	
0,125	0,080	0,010	0,035	0,144			0,144	0,001	
0,175	0,105	0,018	0,055	0,202			0,202	0,004	
0,200	0,140	0,028	0,040	0,216	0,090	0,199	0,216	0,006	
0,210	0,145	0,030	0,055	0,197	0,095	0,184	0,197	0,006	
0,250	0,100	0,025	0,060	0,106			0,106	0,003	
	0	0,000					0	0	
<b>Σ</b>		<b>0,112</b>					<b>0,124</b>	<b>0,020</b>	<b>71</b>



## BILAGA 2 – TABELLER

Tabell 2.1. Sammanställning av analysenschemat som visar på vilken plats proverna analyserades. Med tungmetaller menas de sex metallerna bly, kadmium, koppar, krom, nickel och, zink. Det ackrediterade analysföretaget Eurofins Environment AB i Lidköping har förkortats till "Ack. lab".

VATTENPROVER					
Parametrar för analys	Analysplats	vecka 1	vecka 2	vecka 3	vecka 4
		Provpunkt	Provpunkt	Provpunkt	Provpunkt
Totalfosfor (ofiltrerat prov)	Ack. lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Totalfosfor (filtrerat prov)	Ack. lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Tungmetaller (ofiltrerat prov)	Ack. lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Tungmetaller (filtrerat prov)	Ack. lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Fosfat	Geocentrum	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Partikelstorlek	Limn.lab.	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Suspenderat material	Limn.lab.	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Turbiditet	Limn.lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
Organiskt material	Limn.lab	1, 2, 3	1, 3	1, 3	1, 3
SEDIMENTPROVER					
Densitet	WRS		1, 3		
TS	WRS		1, 3		
Tot-P	Ack. lab		1, 3		
Tungmetaller	Ack. lab		1, 3		
Organisk halt	Limn.lab		1, 3		

Tabell 2.2. Resultaten från analyserna av tungmetall- och fosforhalterna i dagvattnet från första provtagningen.

Provpkt.	partikulärt [ $\mu\text{g/l}$ ]			löst [ $\mu\text{g/l}$ ]			totalhalt [ $\mu\text{g/l}$ ]		
	1	3	förändring	1	3	förändring	1	3	förändring
<b>Pb</b>	>0,8	0,45	<b>&gt;0,35</b>	>0,05	>0,05	<b>0</b>	0,85	0,50	<b>0,35</b>
<b>Cd</b>	0,08	0,08	<b>0</b>	>0,02	>0,02	<b>0</b>	>0,10	>0,10	<b>0</b>
<b>Cu</b>	43,8	3,80	<b>40,0</b>	4,20	3,40	<b>0,80</b>	48,0	7,20	<b>40,80</b>
<b>Cr</b>	4,98	3,58	<b>1,40</b>	0,22	0,22	<b>0</b>	5,20	3,80	<b>1,40</b>
<b>Ni</b>	3,00	2,50	<b>0,50</b>	6,30	5,40	<b>0,90</b>	9,30	7,90	<b>1,40</b>
<b>Zi</b>	23,0	19,3	<b>3,70</b>	3,00	2,70	<b>0,30</b>	26,0	22,0	<b>4,00</b>
<b>Fosfor</b>	98,0	78,0	<b>20,0</b>	32,0	32,0	<b>0</b>	130,0	110,0	<b>20,0</b>

Tabell 2.3. Resultaten från analyserna av tungmetall- och fosforhalterna i dagvattnet från andra provtagningen.

Provpkt	partikulärt [ $\mu\text{g/l}$ ]			löst [ $\mu\text{g/l}$ ]			totalhalt [ $\mu\text{g/l}$ ]		
	1	3	förändring	1	3	förändring	1	3	förändring
<b>Pb</b>	>0,03	>0,08	<b>-0,05</b>	<0,5	<0,5	<b>0</b>	0,53	0,58	<b>-0,05</b>
<b>Cd</b>	0	0	<b>0</b>	<0,1	<0,1	<b>0</b>	<0,10	<0,10	<b>0</b>
<b>Cu</b>	0,80	1,10	<b>-0,30</b>	3,80	3,40	<b>0,40</b>	4,60	4,50	<b>0,10</b>
<b>Cr</b>	>0,2	>0,3	<b>-0,10</b>	<1,00	<1,00	<b>0</b>	1,20	1,30	<b>-0,10</b>
<b>Ni</b>	0,70	1,20	<b>-0,50</b>	7,20	6,80	<b>0,40</b>	7,90	8,00	<b>-0,10</b>
<b>Zi</b>	5,50	>5	<b>&lt;0,50</b>	5,50	<5	<b>&gt;0,50</b>	11,0	10,0	<b>1,0</b>
<b>Fosfor</b>	28,0	34,0	<b>-6,0</b>	18,0	15,0	<b>0</b>	46,0	49,0	<b>-3,0</b>

Tabell 2.4. Resultaten från analyserna av tungmetall- och fosforhalterna i dagvattnet från tredje provtagningen.

Provpkt.	partikulärt [ $\mu\text{g/l}$ ]			löst [ $\mu\text{g/l}$ ]			totalhalt [ $\mu\text{g/l}$ ]		
	1	3	förändring	1	3	förändring	1	3	förändring
<b>Pb</b>	0	>2,00	<-2,00	<0,50	<0,50	<b>0</b>	<0,50	2,50	<b>-2,00</b>
<b>Cd</b>	0	0	<b>0</b>	<0,10	<0,10	<b>0</b>	<0,10	<0,10	<b>0</b>
<b>Cu</b>	1,40	1,60	<b>-0,20</b>	2,60	3,10	<b>-0,50</b>	4,00	4,70	<b>-0,70</b>
<b>Cr</b>	0	>0,30	<b>-0,30</b>	<1,00	<1,00	<b>0,00</b>	<1,00	1,30	<b>&lt;-0,30</b>
<b>Ni</b>	0,70	1,20	<b>-0,50</b>	7,20	7,00	<b>0,20</b>	7,90	8,20	<b>-0,30</b>
<b>Zi</b>	7,00	>7,00	< <b>0</b>	5,00	<5,00	> <b>0</b>	12,00	12,00	<b>0</b>
<b>Fosfor</b>	32,0	37,0	<b>-5,0</b>	12,0	12,0	<b>0,0</b>	44,0	49,0	<b>-5,0</b>

Tabell 2.5. Resultaten från analyserna av tungmetall- och fosforhalterna i dagvattnet från fjärde provtagningen.

Provpkt.	partikulärt [ $\mu\text{g/l}$ ]			löst [ $\mu\text{g/l}$ ]			totalhalt [ $\mu\text{g/l}$ ]		
	1	3	förändring	1	3	förändring	1	3	förändring
<b>Pb</b>	0	>0,16	<-0,16	<0,50	<0,50	<b>0</b>	<0,50	0,66	<b>-0,16</b>
<b>Cd</b>	0	0	<b>0</b>	<0,10	<0,10	<b>0</b>	<0,10	<0,10	<b>0</b>
<b>Cu</b>	0,60	4,10	<b>-3,50</b>	2,80	2,20	<b>0,60</b>	3,40	6,30	<b>-2,90</b>
<b>Cr</b>	0	0	<b>0</b>	<1,00	1,00	> <b>0</b>	<1,00	<1,00	<b>0</b>
<b>Ni</b>	0,60	1,40	<b>-0,80</b>	6,00	6,60	<b>-0,60</b>	6,60	8,00	<b>-1,40</b>
<b>Zi</b>	5,20	9,80	<b>-4,60</b>	7,80	5,20	<b>2,60</b>	13,0	15,0	<b>-2,00</b>
<b>Fosfor</b>	23,0	39,3	<b>-16,3</b>	8,00	6,70	<b>1,30</b>	31,0	46,0	<b>-15,0</b>

Tabell 2.6. Fördelningen mellan partikulärt bundna och lösta tungmetaller och fosfor för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga fyra analystillfällen.

	part. [%]		löst [%]		part. [%]		löst [%]		part. [%]		löst [%]		part. [%]		löst [%]	
	1-1	1-3	1-1	1-3	2-1	2-3	2-1	2-3	3-1	3-3	3-1	3-3	4-1	4-3	4-1	4-3
<b>Pb</b>	94	90	6	10	6	14	94	86	0	80	100	20	0	24	100	76
<b>Cd</b>	80	80	20	20	0	0	100	100	0	0	100	100	0	0	100	100
<b>Cu</b>	91	53	9	47	17	24	83	76	35	34	75	66	18	65	82	35
<b>Cr</b>	96	94	4	6	17	23	83	77	0	23	100	77	0	0	100	100
<b>Ni</b>	32	32	68	68	9	15	91	85	9	15	91	85	9	18	91	83
<b>Zi</b>	88	88	12	12	50	50	50	50	58	58	42	42	40	65	60	35
<b>P</b>	75	71	25	29	61	69	39	31	73	76	27	24	74	85	26	15

Tabell 2.7. Total suspenderad mängd samt partikelstorleksfördelning för Provpunkt 1 och Provpunkt 3 vid samtliga fyra analysstillfällena.

Provpunkt	analys 1		analys 2		analys 3		analys 4	
	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]
<b>1</b> total mängd susp.mtrl.	71,3	100,0	13,8	100,0	12,5	100,0	9,0	100,0
material 0,8 - 12 µm	65,3	91,6	8,8	63,9	5,0	40,0	4,8	53,7
material 12 - 20 µm	5,3	7,5	3,3	24,1	6,5	52,0	3,8	42,6
material > 20 µm	0,7	0,9	1,7	12,0	1,0	8,0	0,3	3,7
<b>3</b> total mängd susp.mtrl.	67,6	100,0	14,4	100,0	16,2	100,0	13,3	100,0
material 0,8 - 12 µm	56,8	84,0	9,8	68,1	9,8	60,5	5,0	37,7
material 12 - 20 µm	10,8	16,0	2,6	18,1	6,0	37,0	7,0	52,8
material > 20 µm	0,0	0,0	2,0	13,9	0,4	2,5	1,3	9,4

Tabell 2.8. Halterna av mineral och organiskt material i mg/l samt procentuell andel för Provpunkt och Provpunkt 3 för samtliga provtagningar.

Provpunkt	analys 1		analys 2		analys 3		analys 4	
	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[%]
<b>1</b> mineral	62,7	87,9	11,2	80,7	11,0	88,0	6,5	72,2
organiskt material	8,7	12,1	2,7	19,3	1,5	12,0	2,5	27,8
<b>3</b> mineral	58,8	87,0	11,6	80,6	13,8	85,2	10,3	77,4
organiskt material	8,8	13,0	2,8	19,4	2,4	14,8	3,0	22,6

Tabell 2.9. Sammanställning av analysresultaten för fosfor. I tabellen visas total fosforhalt, partikulär och löst andel samt fosfathalt.

Provpunkt	analys 1		analys 2		analys 3		analys 4	
	1	3	1	3	1	3	1	3
<b>totalhalt [µg/l]</b>	130,0	110,0	46,0	49,0	44,0	49,0	31,0	46,0
<b>partikulärt [µg/l]</b>	98,0	78,0	28,0	34,0	32,0	37,0	23,0	39,3
<b>löst [µg/l]</b>	32,0	32,0	18,0	15,0	12,0	12,0	8,00	6,70
<b>fosfat [µg/l]</b>	59,0	24,0	16,0	16,0	25,0	21,0	12,0	7,50

Tabell 2.10. Tungmetall- och fosforhalt i sedimenten från Provpunkt 1 och Provpunkt 3.

	<b>Pb</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Zn</b>	<b>P</b>
<b>Provpunkt 1 [mg/kg TS]</b>	44,0	1,1	79,0	55,0	51,0	440,0	1700
<b>Provpunkt 3 [mg/kg TS]</b>	36,0	1,1	73,0	58,0	53,0	390,0	2200

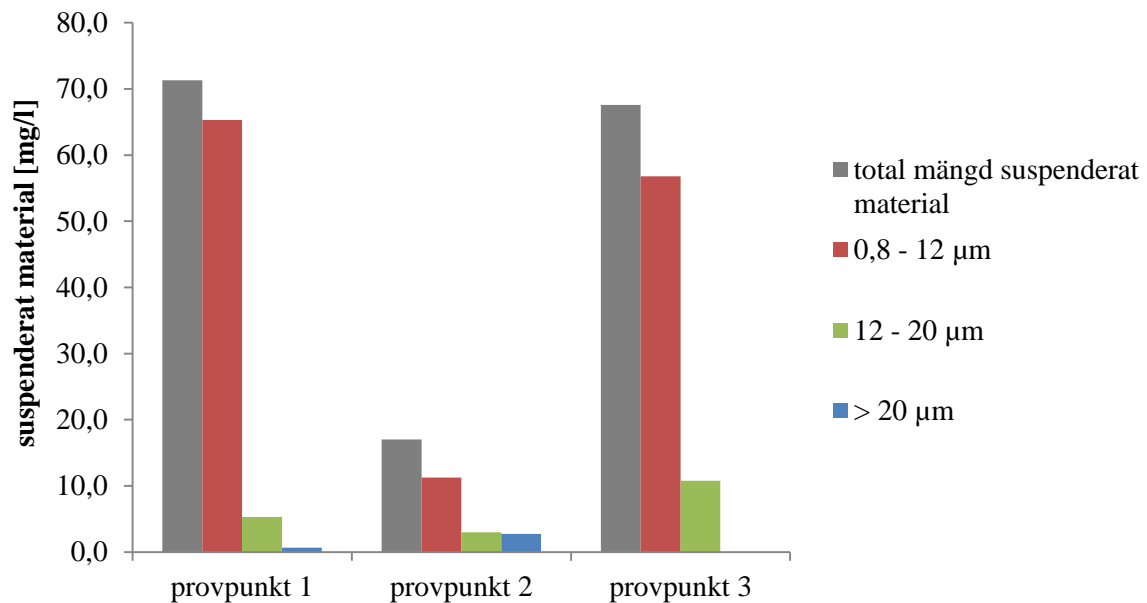
## BILAGA 3 – PROVPUNKT 2

Tabell 3.1. uppmätta värden av pH, konduktivitet, syrgashalt och temperatur för Provpunkt 2.

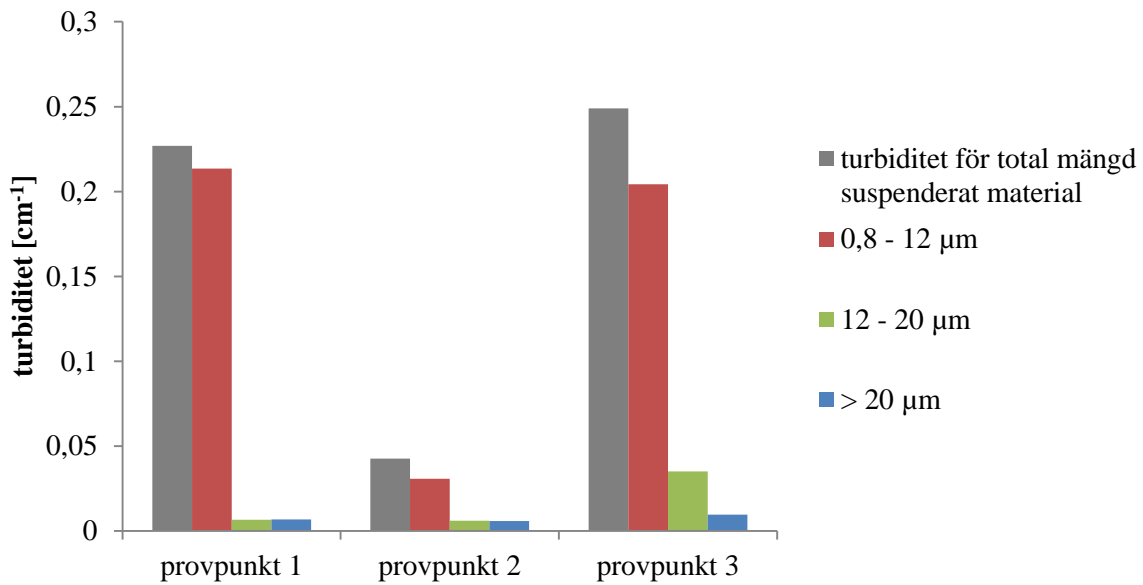
Provtagnings- tillfälle		pH	Syrgas [mg/l]	Konduktivitet [mS/cm]	Temperatur [°C]
1	Provpunkt 2	7,82	9,30	0,33	7,6

Tabell.3.2. Resultaten från analyserna av tungmetall- och fosforhalterna i dagvattnet för Provpunkt 2.

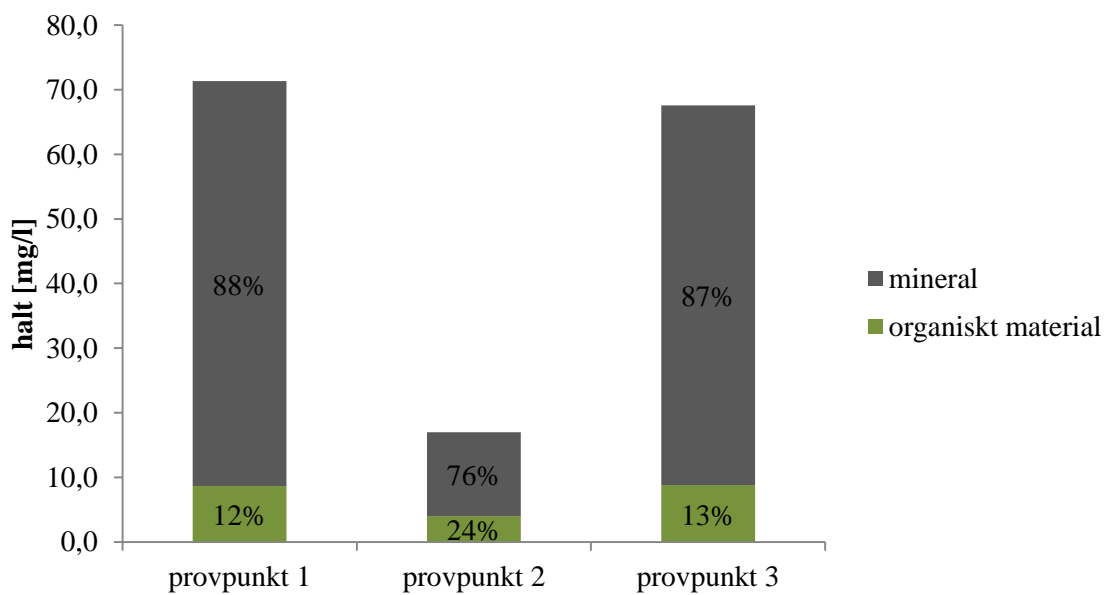
	totalhalt [µg/l]	partikulärt[µg/l]	löst [µg/l]
<b>Bly</b>	0,50	0,45	0,05
<b>Kadmium</b>	0,10	0,08	0,02
<b>Koppar</b>	4,00	1,20	2,80
<b>Krom</b>	1,00	0,80	0,20
<b>Nickel</b>	1,80	0,40	1,40
<b>Zink</b>	8,50	5,60	2,90
<b>Fosfor</b>	45,00	27,00	18,00



Figur 3.1. Total mängd suspenderat material samt hur denna är fördelad i olika partikelstorleksintervaller i Provpunkt 2 jämfört med Provpunkt 1 och Provpunkt 3.



Figur 3.1. Turbiditeten per centimeter samt fördelningen i olika partikelstorleksintervaller i Provpunkt 2 jämfört med Provpunkt 1 och Provpunkt 3.



Figur 3.1. Fördelning av organiskt material och mineral i de partiklarna som fanns i vattnet i Provpunkt 2 jämfört med Provpunkt 1 och Provpunkt 3.